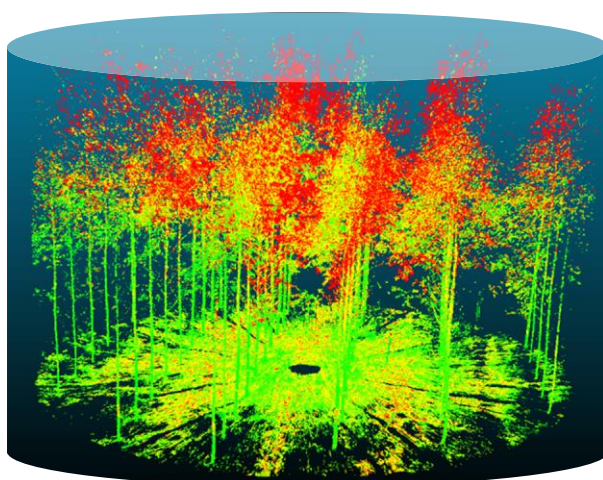




XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal

11th Seminar on Remote Sensing and GIS Applications in Forest Engineering



14 a 16 de Outubro de 2014

Local: Museu Oscar Niemeyer MON

Rua Marechal Hermes, 999 Centro Cívico – Curitiba PR





ORGANIZATION COMMITTEE

Christel Lingnau – UFPR (Chair)
Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão - INPE (Scientific Coordinator)
João Roberto dos Santos – INPE (Technical Coordinator)
Eduardo da Silva Lopes – UNICENTRO (Inter-Institutional Coordinator)

SCIENTIFIC COMMITTEE

Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão - INPE - (Coordinator)
Álvaro Muriel Lima Machado - UFPR
Alzir Felipe Buffara Antunes - UFPR
Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro - UFV
Christel Lingnau - UFPR
Cleber Ibraim Salimon - UEPB
Francisco Dario Maldonado - CEREGEO / UADER, Argentina
Haron Abraham Magalhães Xaud - EMBRAPA, Roraima
Humberto Navarro de Mesquita Junior - SFB/MMA
Irving Foster Brown - WHRC, EUA
João Roberto dos Santos - INPE
Liana Oighenstein Anderson - INPE
Luciana Spinelli de Araujo - EMBRAPA
Paulo Costa de Oliveira Filho - UNICENTRO
Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça - INPA
Rudiney Soares Pereira - UFSM
Silvio Frosini de Barros Ferraz - ESALQ/USP
Yohana Morales Hernández - UTALCA, Chile

SECRETARY OF INFRASTRUCTURE

André Leonardo Bortolotto Buck – UFPR (Coordinator)
Caciane Peinhopf – IFC
Camila Valéria de Jesus Silva – INPE
Israel Jacó Kaczmarek - UFPR
Jessica Furlan – UFPR
João Victor Mayer – UFPR
Karina Vanelli Kogura - UFPR
Maurício Koubay do Amaral – UTFPR
Murilo José Trento – UFPR
Natalia Salazar Latorre - INPE
Raphael Furlan – UFPR
Ricardo DallAgnol da Silva - INPE
Roger Galvão – UFPR
Vagner Alex Pesck – UFPR

HOME PAGE AND WEB DESIGNER

Cristhiane Gonçalves Henrique dos Santos
Tompson Oliveira

DIAGRAMAÇÃO E EDITORAÇÃO DOS ANAIS

Lucia S. Burda

PROMOÇÃO

Instituto de Engenharia do Paraná – IEP
Universidade Federal do Paraná – UFPR; Departamento de Ciências Florestais; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO; Departamento de Engenharia Florestal;
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Ministério da Ciência e Tecnologia



XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal.

11th Seminar on Remote Sensing and GIS Applications in Forest Engineering

NOTA

Os artigos científicos apresentados nesta publicação são de inteira responsabilidade dos respectivos autores. As opiniões emitidas, bem como a menção de qualquer equipamento, produto ou técnica, não implicam em sua recomendação por parte dos organizadores ou pelas instituições envolvidas com a realização do evento técnico-científico que originou a presente publicação.



PREFÁCIO

O *E-Book* contém os artigos técnico-científicos apresentados no **XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal – XI SENGEF**, evento realizado em Curitiba (PR), de 14 a 16 de outubro de 2014. O Seminário é realizado a cada dois anos, com objetivo de mostrar o estado da arte na área tecnológica que envolve as ferramentas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas no mapeamento, inventário e monitoramento florestal. Esse evento é destinado à profissionais de Instituições Públicas e Privadas, pesquisadores, professores universitários e estudantes, que aplicam esta tecnologia em estudos de avaliação de recursos florestais.

Produtos e técnicas de extração de dados sensoriados coletados em nível orbital, aerotransportado ou terrestre, bem como a manipulação e integração de dados multi-fontes através de SIGs, fazem parte da programação desse encontro científico. Discussões no uso dos dados derivados de câmeras aerofotogramétricas digitais de alta resolução, de radar e também de laser, com exemplos de aplicações na área florestal, explorando as capacidades distintas de multispectralidade e de resoluções geométrica e temporal, compõem o cenário de trabalhos. Neste cenário são destacadas diversas abordagens de processamento digital de imagens e de Sistemas de Informações Geográficas, potencializadas para uso nas atividades florestais. Especialistas em níveis nacionais e internacionais foram convidados, ampliando-se assim os debates científicos das componentes do SR&GIS na análise da cobertura florestal, natural e implantada, permitindo aos participantes uma visão particularizada do avanço tecnológico existente.

Os organizadores da presente publicação fazem registrar a significativa contribuição das diversas Instituições como a Fundação Araucária da Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior do Governo do Estado do Paraná, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Itaipu Binacional, Conselho Regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia do Paraná (CREA-PR), CENIBRA, Departamento Florestal da Klabin S.A., Equinócio Geoambiental, FIBRIA, Eldorado Florestal do Brasil, Irani Celulose S.A., TTG BRASIL Investimentos Florestais Ltda, THORLABS, deram importante suporte financeiro ao X SENGEF.

As seguintes Instituições também apoiaram o X SenGeF: Associação Paranaense de Empresas de Base Florestal (APRE), International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS), Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), IUFRO 4.02.05, Instituto de Engenharia do Paraná (IEP), REVISTA REFERÊNCIA, COPLAF, Mundo GEO, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais – UNICENTRO e Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – UFPR.

Agradecimentos extensivos também as seguintes empresas: **AIRBUS Defence & Space, ENGESAT, FOTOTERRA, MANFRA, SANTIAGO & CINTRA, SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO e SULSOFT**, que com sua participação no espaço de expositores empresariais, demonstraram experiências nesse ramo florestal, dinamizando ainda mais o convívio técnico-científico da comunidade presente.

Os Organizadores

Prof^a. Dr^a. Christel Lingnau
Universidade Federal do Paraná – UFPR

Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE/MCT

Prof. Dr. João Roberto dos Santos
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE/MCT

Prof. Dr. Eduardo da Silva Lopes
Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO



Ficha catalográfica elaborada por Denis Uezu – CRB 1720/PR

S471a

Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal (10.: 2014 : Curitiba, PR).

Anais do XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal, 14 a 16 de outubro de 2014 / Coordenação Executiva Prof^a. Dr^a. Christel Lingnau; Coordenação Científica Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão; Coordenação Técnica Dr. João Roberto dos Santos; Coordenação Interinstitucional Prof. Dr. Eduardo da Silva Lopes. - Curitiba : IEP , 2014.

1 CD-ROM : il.

ISSN: 2178-8634

1. Florestas – Sensoriamento remoto - Congressos. 2. Sistemas de informação geográfica – Congressos. I. Lingnau, Christel, Coord. II. Aragão, Luiz Eduardo Oliveira e Cruz, Coord. III Santos, João Roberto, Coord. IV. Lopes, Eduardo da Silva, Coord. IV. Título.

CDD – 526.982

CDU – 528.7

Sumário PALESTRANTES

<u>EARTH OBSERVATION SYSTEMS FOR FOREST MAPPING, MONITORING AND CONSERVATION IN INDIA</u>	1
<u>P.S. Roy</u>	1
<u>LANDSCAM: LANDSCAPE DYNAMICS SIMULATION CELLULAR AUTOMATA MODEL</u>	12
<u>Marcos Wellausen Dias de Freitas¹, Pablo Muñoz², João Roberto dos Santos³</u>	12
<u>MAPEAMENTO DE BIOMASSA AÉREA EM ÁREAS TROPICAIS ÚMIDAS COM PERFILAMENTO a LASER AEROTRANSPORTADO</u>	21
<u>Veraldo Liesenberg¹, Viktor Boehm², Suwido Limin³</u>	21
<u>MONITORAMENTO FLORESTAL NA FIBRIA ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO DE ALTA RESOLUÇÃO</u>	26
<u>Dennis Bernardi</u>	26
<u>OTIMIZANDO PROCESSOS DE DUE DILIGENCE EM ATIVOS FLORESTAIS ATRAVÉS DE GEOTECNOLOGIAS</u>	36
<u>Matheus Caetano Rocha de Andrade¹, Marcelo Temps¹, Joabel Barbieri¹, Edgar Tonel Rossato¹</u>	36
<u>REMOTE SENSING TECHNOLOGIES FOR BIOMASS AND DIVERSITY ESTIMATION IN AFRICAN FORESTS</u>	43
<u>Gaia Vaglio Laurin and Riccardo Valentini</u> ,	43
<u>SPATIAL AND TEMPORAL PREDICTION OF BIOMASS AVAILABILITY FOR BIOENERGY BASED ON FOREST PLANTATIONS</u>	53
<u>Auro C.Almeida¹, R. John Raison², Debbie Crawford², Tom Jovanovic², Deborah O'Connell²</u>	53
<u>THE 2D AND 3D VEGETATION STRUCTURE IN THE RECLAIMED AREAS, BASED ON THE ANALYSIS OF THE POINT CLOUD FROM AIRBORNE LASER SCANNING</u>	64
<u>Piotr WEZYK, Marta SZOSTAK</u>	64
<u>USO DE TECNOLOGIA LIDAR NO MICROPLANEJAMENTO DA COLHEITA FLORESTAL</u> ..	73
<u>Rafael Olivares de Salles Abreu¹, Júlia Salgado Zucal²</u>	73

EARTH OBSERVATION SYSTEMS FOR FOREST MAPPING, MONITORING AND CONSERVATION IN INDIA

P.S. Roy

Center for Earth and Space Sciences; University of Hyderabad, Hyderabad; 500046, India
psroy13@gmail.com

ABSTRACT

Sustainable management and conservation of forests to maintain biodiversity and supply demand balance is major challenge for India. Satellite remote sensing data, in varying resolution and repetition rates has provided support for day to day management of forest resources. The paper deals with various aspects of sustainable management where in geospatial science has been applied and developed as tools to support day to day management.

Keywords: Satellite remote sensing, Sustainable forest management, mapping, monitoring, geospatial analysis, biodiversity, habitat management and spatial modeling.

INTRODUCTION

The Indian forests, which are mostly of tropical and sub-tropical in nature, are spread over 64 million hectare and are most sensitive to biotic and climatic stresses. The forest vegetation is present in four major ecological zones (Himalayas, Vindhya, Eastern and Western Ghats) covering different altitudinal and latitudinal regions and their composition is primarily regulated by the altitude regimes and spatial variability in climate. The large percentage of rural population and tribes of India are intricately associated with the forest vegetation is largely disturbed due to unsustainable extraction of timber, fuel wood and fodder as well as forestland conversions. Coupled with the direct assault to the forests, there are indirect effects of forest ecosystem degradation in the form of soil erosion, nutrient deposition, changes in the temperature, precipitation and insolation regimes also affect the forest health and status. In this scenario it is of utmost importance to have a proper assessment and monitoring of our natural resources. Remote sensing plays an important role in generating the resource inventory as well as monitoring the resource status in the area of interest. The techniques have been used extensively in the past few decades to provide digital mosaic of the spatial arrangement of land cover and vegetation types amenable to computer processing (COULSON *et al.*, 1990; CHUVIECO, 1999). Biophysical spectral modeling techniques allow stratifying vegetation types based on the canopy closure (ROY *et al.*, 1996). Such an approach allows mapping and monitoring the forest condition and degradation processes. Attempts have also been made to quantify forest biomass/volume and productivity using stratified sampling and spectral response modeling (ROY and RAVAN, 1996). It is reported that the microwave remote sensing provides better estimation of biomass / volume due to better penetration. The surface and volume backscatter have strong relationship with the forest density and biomass (HUSSIN *et al.*, 1991; DOBSON *et al.*, 1992; LUCKEMAN, 1998). Recent studies indicate that the multi-wavelength, multi-polarisation and varying look angle microwave sensors further improve mapping of structural parameters like density and biomass (SARDAR, 1997). In spite of all the advances made in this field, considerable work need to be done to effectively monitor and prioritize the areas amenable to conservation and sustainable use of the forest resources.

Sustainable forestry

Sustainable forestry revolves around four basic drivers of the human civilization, viz., demand, supply, degradation and amelioration. Forests being one of the most valuable resources as they are source for many of our essential requirements such as fuel wood, timber, fresh air that we breathe, provide home for many

diverse flora and fauna, helps in balancing ecological cycle of earth. It also plays a role in controlling environment problem and provides ecosystem services and goods. Ecosystem services include maintenance of ground water table, as lungs for the terrestrial ecosystems, checking soil erosion, a sink for carbon and ecosystem goods like wood, medicines, food and other forest produce. Since forests are generally in places away from major human habitation, their management is a challenge due to their remoteness. The sustainable forestry is interlinked with various drivers and resource status and to achieve equilibrium in this we need proper quantification of various resources and their demand. Coupled to this is the need to have proper monitoring of various fluxes in the resource exchanges and take necessary amelioration and corrective measures for maintaining the sustainable balance in the ecosystems with use of remote sensing and Geographic Information System (GIS). Remote sensing amenable quantification of resource are generally the synoptic coverage of the areal extent of the forest resources such as forest cover, density and type. Furthermore the using multi-temporal data the resources can be monitored and the various changes in the aerial extent of the cover could be identified. When remote sensing is coupled with GIS then the various changes in the resource status and their rates of increase and decrease could be identified. In addition to this GIS based modeling can also be used to identify the resources not amenable directly to remote sensing such as biodiversity characterization, NTFP mapping, species habitat/niche modeling etc. (Table 1).

Table 1. Remote Sensing and GIS in sustainable forestry.

Parameters	Remote Sensing only	GIS + Remote Sensing	GIS + RS + Ground based observation
Resources			
<i>Areal extent</i>	√		
• Density	√		
• Type	√		
Quantification			
• Timber		√	
• Fuel wood		√	
• Fodder			√
• NTFP			√
• Niche models			√
Amelioration			
<i>Working circle</i>			√
Aforestation and reforestation			
• JFM		√	
• Community forestry		√	
• Agroforestry		√	
Degradation			
• Fragmentation		√	
• Fire		√	
• Invasion			√
• Deforestation	√		
Change Monitoring			
• Forest Mapping	√		
• JFM Monitoring	√		
• LULC change monitoring		√	
Modeling			
• LULC change		√	
• Biodiversity Assesment			√
• Projection		√	
• Resource Potential (NTFP, Fuel wood, Fodder)			√

Assessing impact of demands and pressure

The impacts of various demands and pressures on the forest ecosystems have led to the gradual degradation on the forests in India. Presently, all the forests in India are in some stage of degradation. It is important that the degradation of the forest ecosystems are monitored and critical damage to the forest controlled so that we do not lose the remnant natural ecosystems available with us. Some of the indicators of the forest ecosystem damage can be very accurately monitored through remote sensing and GIS. Case studies of few are described below:

Shifting cultivation: In India around two million tribal people practice shifting cultivation in approximately 11 million hectare of land. In North-East India over a 100 of tribal ethnic minorities are practicing shifting cultivation and in certain parts of this region it is practiced not only by the tribal minorities but also by the landless people and lowland migrants. In India 2.5 m ha are lost to shifting cultivation each year in the north-eastern states and Eastern Ghats (ROY *et al.*, 1985).

Forest fragmentation: Fragmentation and parcelization are real and threaten working healthy forest systems. Land-use changes and clearing of tropical forests modify the landscape where remnant patches of native flora are set in a matrix of agricultural lands and urban development (TURNER 1996; HOLL 1999). The reduction of suitable habitat area and the fragmentation of habitats into smaller patches are likely to increase the probability of local extinction of some species and to reduce species richness. Fragmentations of ecological units are well documented at landscape level using patch number, size, shape, abundance and forest matrix characteristics (FORMAN and GODRON, 1986; LEHMKHUL and RUGGIERO, 1991; RAVAN and ROY, 1997; ROY and TOMAR, 2000). Ecosystem degradation and patch characteristics are associated with a degree of spatial fragmentation (ROY *et al.*, 1997). Characterization of habitats, their configuration and degree of fragmentation, provides reliable information on the biodiversity distribution pattern.

Deforestation assessment: The demand of forest resources, mainly timber have resulted in large scale deforestation throughout the world. Remote sensing has great potential in estimating the deforestation in a region. The multi-temporal satellite images help in identifying the rate, extent and type of deforestation in a region. Many regions of the Indian subcontinent have been experiencing deforestation for the past few centuries. But the real picture of the spatial extent and the area of the forest deforested have been possible only after 1970 when the LANDSAT-1 have been put in orbit by NASA. Many of the historical data from MSS when compared with the recent data form IRS LISS III data have shown that vast tracts of the forests in Nabrangpur in Orissa have been degraded due to unrestricted exploitation of the Sal forests for timber for railway sleepers and encroachment for agriculture (REDDY *et al.*, 2009). Large areas of the Eastern Ghats forests have been degraded due to incursion of agricultural areas in the forested areas and extensive mining. A time series analysis of forest cover changes in Meghalaya state of NE region was conducted. The trends in LULC changes were analyzed based remote sensing based LULC maps generated for 1980, 1989, 1995 and were used to develop predictive forest cover for the years (ROY and TOMAR, 2001). This work has been one of the first efforts in change modeling in the country.

Forest fire: Monitoring and management of forest fires is very important in tropical countries like India where 55% of the total forests cover is prone to fires annually causing adverse ecological, economic and social impacts (GUBBI, 2003). In India, about 55% of the forest area, which is predominantly covered by deciduous forests, is prone to fires every year causing loss of about Rs. 440 crores (~104 million US dollars). The major sources of forest fires in India are anthropogenic, which include shifting cultivation practices, controlled burning, deforestation, fire wood burning and others. On the other hand, application of remotely sensed data along with Geographical Information System (GIS) offers immense potential in addressing the problem with good scientific and technical strength in a time effective and cost effective way. The advances in the satellite sensor technology and availability of multiple bands in the infrared (IR) region facilitate detecting and monitoring fires. Coarse resolution satellite sensors like MODIS, ASTSR and NOAA-AVHRR detect active fires based on the brightness temperature levels recorded in the short-wave and thermal infrared wavelength bands. One important aspect of fire management system is integration of early warning to ensure that the organization in charge is prepared for possible upcoming fire calamity. A preliminary study has been conducted to compute the fire danger index in Nagarjuna Sagar Tiger Reserve (NSTR) in Andhra Pradesh, India (LATHA *et al.*, 2004).

Invasive species: Remote sensing technology has received considerable interest in the field of biological invasion in the recent years. It is now widely applied for collecting and processing data. It has proved to be a practical approach to study complex geographic terrain types and diverse inaccessible ecosystems. It provides a wide range of sensor systems including aerial photographs, airborne multi-spectral scanners, satellite imagery, low and high spatial and spectral resolution and ground based spectrometer measurements. The key requirement in invasive species mapping is delineation of their spatial extent to understand the severity of invasion. Ground surveys to identify the extent of invasive species infestations should be more efficient with the use of remotely sensed data. However, with the current sensor technology, invasive species populations can be detected only after they become dense and widespread. The use of hyper-spectral satellite sensors is required to identify the potential spread of invasive species. Various modeling technique can also be used in conjunction with remote sensing to predict the potential areas of invasion by the exotic alien species.

Resource availability:

The quantification of the resource availability can be either areal extent as for example area covered, or it can be quantitative e.g. Biomass, standing stock, etc. Some of the resource availability like biodiversity can also be estimated by various modeling techniques. It is not just Assessment of the state of resource availability, but monitoring of the resource availability that is important. Adverse impact on the forest ecosystems throughout the world has resulted in efforts to assess, monitor and mitigate the stressors from ecosystem perspectives. Monitoring forest ecosystem basically involves recording, evaluating and actively intervening over time in the interaction among living, non-living in the backdrop of anthropogenic pressure. One of the most remote sensing amenable estimation of the resource availability is the areal extent. In this regard considerable work has been done to generate the databases. The most notable among them are: forest cover assessment, forest density assessment, forest type assessment and Wild life habitat assessment.

Forest cover assessment: One of the earliest applications of remote sensing has been the assessment of vegetation cover. Since forest cover provides a variety of ecological services, it is of interest to the forest managers and policy makers to ensure maintenance of forest cover in order to provide quality of life to its citizens. Furthermore forest cover also acts as a sink for the increased CO₂ emission. Maintaining or increasing the forest cover in a region is expected to act as a buffer for the undesirable effects of the global climate change. In 1982, National Remote Sensing Agency (NRSA) had demonstrated the utility of space borne satellite data could conveniently do mapping of actual forest cover. NRSA published two vegetation maps for the country using satellite data for the periods 1972-75 and 1980-82. Based on visual interpretation of false colour composites on 1:1 million scale for the two periods, NRSA study concluded that forest cover of the country reduced from 16.89% to 14.10% during the seven years. Assessment of NRSA was based on available MSS Datasets of India in the archives of Landsat program, hence it was not possible to use the wet and dry season satellite images to demarcate the forest and non-forest boundaries particularly open, degraded forest and scrub vegetation. Availability of Indian Remote Sensing satellite data and establishment of NRSA earth station in 1979, proper data selection to represent all the phenological types became a reality. Currently Forest Survey of India brings out the bi-annual forest cover map of the country.

Forest type assessment: Forests can be classified in different ways and to different degrees of specificity. One such way is in terms of the "biome" in which they exist, combined with leaf longevity of the dominant species (whether they are evergreen or deciduous). Another distinction is whether the forests composed predominantly of broadleaf trees, coniferous (needle-leaved) trees, or mixed. The forest type classification in India is mostly based on the Champion and Seth (1968) Classification of the forest types in Indian sub-continent. The Indian forests can be broadly classified into 6 major groups – moist tropical, dry tropical, montane sub-tropical, montane temperate, subalpine and alpine. These are further sub-divided into 16 major types of forests. Recently the vegetation type mapping of the entire country has been completed using two season (dry and wet period) satellite images of IRS LISS III data, based on the phenology of the vegetation cover. The vegetation types were classified according to their separability on the satellite imagery and can be broadly fit into the existing Champion and Seth's classification scheme (ROY *et al.*, 2012). The biogeography and altitude zone maps are also used to define classes. Wherever necessary, field knowledge was used to delineate the locale specific types of ecological significance. Different vegetation types have been delineated at 1:50,000 scale based on their community, physiognomy, gregariousness and locale species types.

Forest density assessment: Satellite remote sensing is one of the important means to obtain a synoptic view of forests and their condition on a near real time basis (ROY, *et al.*, 1997). Forest density is basically the stratification of the forest based on the concentration of the number of trees in a given area. Since forest stratification of an area requires a high resolution satellite data hence the forest stratification is basically carried out using high resolution satellite data of resolution > 5m where individual crowns can be identified. In India the forest density stratification is carried out to estimate the stand and stock of the forest by the forest department of India every 10 years for the forest working plans where in the different areas of the forest are marked for protection, harvesting and conservation based on the stock and stand conditions.

Wildlife habitat assessment: Remotely sensed data provides capabilities for synoptic, frequent, real time and accurate assessment, monitoring and management of natural resources. With the advancement in the ecological and technological fields, management of natural resources and wildlife has become more scientific and realistic. Wildlife managers now have access to highly accurate spatial database, which enables them to look at species-habitat relationship in a much better way than they had ever before (KUSHWAHA and ROY, 2002). The role of remote sensing has been emphasized in quick appraisal of habitat attributes, identification of new sites for protected areas and current status of corridors (KAMAT 1986). Although ground survey methods such as counting animal, trapping, collection of droppings (KOTWAL and PARIHAR, 1988) will always be useful, but remote sensing can supplement or replace tedious ground survey methods as the ground survey methods do not have the synoptic coverage as that of remote sensing. Remote sensing not only provides spatial data but also allows us to compare temporal variations in the spatial data, essential for wildlife management (KUSHWAHA and ROY, 2002). Roy *et al.* (1995), Porwal *et al.* (1996) and Kushwaha *et al.* (2000, 2001) have used remote sensing and geospatial modeling to evaluate the habitats for goral, *Nemorhaedus goral* in Rajaji National Park, sambar, *Cervus unicolor* in Kanha National Park and Great Indian One-horned Rhino, *Rhinoceros unicornis* in Kaziranga National Park respectively. Pant *et al.* (2000) analysed the habitat of sambar in Corbett National Park using these techniques. By now, it is established that use of satellite remote sensing and GIS is an effective tool for habitat evaluation (NARENDRA PRASAD *et al.*, 1994).

Quantification of the forest resources: Various tools and techniques have been in vogue for assessing the forest resources. Some of the important case studies explaining the methodologies followed in assessing the various abovementioned forest resources are described below. Fuel wood estimation is generally done by taking into consideration 15% of the total growing stock in a region. The growing stock estimated by allometric equations of the various timber species in the region is used to estimate the biomass of the individual trees and then multiplied by the stand density. Fodder supply potential of a region is estimated by the field inventory of the forest at various density classes and under growth potential including the grass, herb and tree lopping. Use of remote sensing based stratification and ground-based detailed information upscaled through GIS provides an estimate of the fodder potential of an area. The biotic potential of a region in terms of bioprospecting and sustainable extraction of the plant based products for the Pharmaceutical industry, NTFP for spices and other economic potential can also be achieved by remote sensing and GIS based stratification and Ground based information. Proper documentation of biological diversity is essential for conservation and sustainable use of this natural wealth for the benefit of mankind (TANGLEY, 1990). Presently, in all the biodiversity rich tropical and sub-tropical regions with special reference to India, spatial ecological database is almost non-existent. The existing database on floristic and detailed ecological and edaphic database of some selected study areas (point database) are not linked spatially. A paradigm shift in our approach to biodiversity quantification and documentation with amalgamation of landscape level (top down) and species inventory (bottom up) approach is the need of the hour. It would be worthwhile to identify areas potentially rich in biological diversity and intensive quantification in inventorization of biodiversity be carried out in the identified areas. Recent improvements in Remote Sensing technology and Geographic Information System have enabled us to categorize, spatially map species congregation and stratify the vegetation types based on ecological gradients and environmental drivers (ROY *et al.*, 2005). In this respect remote sensing has played a major role in the identification of potentially biodiversity rich regions. National level Biodiversity Characterization at Landscape Level, a project jointly sponsored by Department of Biotechnology and Department of Space, is being carried out to identify and map the potential biodiversity rich regions in India. This project has generated spatial information at three levels viz. Satellite based primary information (vegetation type map, road layer, fire occurrence, etc.) Geospatially derived or modeled

information (disturbance Index, fragmentation, Biological Richness) and Geospatially designed stratified field samples. This relatively large spatial information on the abovementioned facets of biodiversity are organized in a web based Biodiversity Information System (BIS) for prioritization, conservation and bioprospecting. This information in conjunction with phyto-sociological data, bioclimate and topography has been used for biodiversity characterization.

Species niche models: Present emphasis on the loss habitats as a result of global change has led to increased focus on the extrapolation of species distribution from incomplete data to obtain reliable distribution maps of the target species (CHEFAOUI *et al.* 2005). Due to increase in availability of information on biodiversity, it is now feasible to extrapolate the probable geographic distribution of target species using various computing techniques and software tools like GARP, BIOMAPPER, BIOCLIM. These technique use various optimization technique like genetic algorithm, neural network to identify the probable occurrence of species from the existing data to geospatially identify the habitat suitability. The concept of habitat suitability modeling draws heavily from the Hutchinson's concept of ecological niche (HUTCHISON 1957) using ecographical predictors (HIRZEL and ARLETTAZ, 2003). Remote Sensing and GIS are one of the important tools for species niche modeling. Critical inputs for niche models like high resolution regional vegetation type map and geospatially tagged species location, topography, climate etc are all prepared sing geospatial tools and techniques. A pilot study have been undertaken by Giriraj (2008) to identify the distribution of *Rhododendron*, *Agalya* Species in the Western Ghats of India.

Forest working plan: Forest working plan is a management prescription brought out by the forest departments of India to identify and prioritize the areas under the forest jurisdiction for sustainable management, utilization and conservation with special emphasis on the soil and ecosystem conservation. Since the natural eco-system has been undergoing rapid changes in the recent times, the conventional methodology of forest vegetation monitoring through the long-term process of preparation of forest stock maps through manual survey has become almost obsolete. For better management of this dynamic eco-system, a more realistic method has been felt necessary. The modern technology of GIS and vegetation mapping through Satellite Imagery provides an opportunity for such real-time monitoring of the eco-system. Rapid appraisal of the forest inventory will help identification of the correct strategy to achieve the desired goal of conservation of forests and bio-diversity. A number of remote sensing based forest working plans have been prepared for the various state forest departments in India East Assam Circle, Orissa, Raichur to name a few.

According to the national forest policy, appropriate management practices need to be formulated to increase the productivity to meet the growing needs of essential goods and services from the forests. In this regard working plan code has been formulated to various areas also known as working circles, for management of the forest resources. They are: (1) Conservation working circle, (2) Selection working circle, (3) Rehabilitation working circle. The other working circles like NTFP, Wildlife, JFM, Plantation WC, etc. are based on the local requirement. Due to the enormous pressure on the resources mostly timber in the Indian forests the preparation of the forest working plans for sustainable extraction of the forest resources are a must. The using a standard procedure 50% of the trees above the desired girth class can be exploited for commercial purpose.

Aforestation and reforestation: Aforestation and reforestation are defined by the UNFCCC as direct human induced conversion of non-forested land to forested land through planting, seeding and/or the human-induced promotion of natural seed sources. Aforestation can take place on land that has not been covered by forest for at least 50 years. Reforestation can occur on land that was historically forested, but was subject to another land use. Under Kyoto Protocol and the Clean Development Mechanism (CDM), aforestation and reforestation activities are defined by strict definition and rules. Aforestation and reforestation activities are one of the important aspects in the global climate change negotiations as measures of carbon sequestration to mitigate climate change. Since aforestation or reforestation in the presently agricultural areas or degraded areas can endanger other environmental and social services, including biological diversity, there is a need for comprehensive approach to aforestation and reforestation considering carbon sequestration, biodiversity conservation, soil protection and sustainable forestry (IUCN 2004). The studies conducted by National

Remote Sensing Centre (NRSC) have reported that around 35% of the Indian forests fall under higher levels of fragmentation, fire and invasion and 1 M ha under shifting cultivation, rendering natural ecosystems more vulnerable to climate and global change related impacts. With the increasing biotic and climate change impacts, a few important adaptation strategies viz., improvement of resilience of forest ecosystems, adaptive silviculture practices, amelioration of degraded habitats, development of alternate energy needs have been identified under National Greening mission of Govt. of India to develop National Greening for sustaining the forest ecosystem services and goods. REDD aims to establish a collective framework for coordinated interventions among the participating UN organization and other partners and stakeholders. The whole concept of REDD revolves around the concept of collaborative partnership on forest. The focus is on national action delivered through joint programs, reinforced by supporting measures at regional and global levels. The Bali Action Plan, adopted by United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) at its 13th session of its Conference of the Parties (COP13) held in Bali in December 2007, mandates parties to negotiate a post 2012 instrument, including possible financial incentives for forest-based climate mitigation actions in developing countries. Apart from encouraging the parties to support capacity building, provide technical assistance and facilitate transfer of technology, Bali Action Plan also lays out process to address the methodological issues related to REDD emission reporting. The REDD climate initiatives represent an important international attempt to place a value on forest and commoditize their services in storing and sequestering carbon. Against this backdrop uniformity and reliability of the monitoring and verification system are a fundamental requirement. In this regard REDD mechanism relies on the established IPCC guidelines for national reporting on greenhouse gas emission and land use change. Satellite remote sensing technologies are currently widely tested and suggested as a tool in REDD monitoring, assessment and verification due to its robust, transparent, replicable and long-term monitoring capability. This role is a part of broader monitoring, assessment, reporting and verification. Satellite data will contribute to estimations of state and trends, including historical trends of land use / land cover and carbon density in the landscape. The same technique can also be used to monitor the Joint Forest Management (JFM) projects undertaken for protection of the remnant forests under threat with the collaboration of the local people.

Modeling and visualization:

Modeling and visualization involves modeling of resources change in terms of spatial extent covered, Modeling of the potential ecosystem services and modeling of resource availability. First and foremost in the land use and land cover change modeling is the generation of scenarios. This is because the relationship of the people with the land has the same origin as their evolution – ability to modify their surroundings to suit their well beings. Land use change is locally pervasive and globally significant ecological trend. On a global scale nearly 1.2 million km² of forest have been converted to other uses during the last three centuries (RAMANAKUTTY and FOLEY, 1999) while cropland have increased by 12 million km² during the same period. Currently humans have transformed significant portions of the earth's land surface: 10-15% is dominated by agriculture or urban-industrial areas and 6-8% as pasture (VITOUSEK *et al.*, 1997). These changes in the land use have important implications for the future changes in the earth's climate and in return, greater implications for the subsequent land use and land cover change. The surface heat and moisture budgets depend very much on the land use and land cover which in turn affects the atmospheric instability. Simulation of the plausible human influenced landscape change following different scenarios may reveal strategic policies that should be modified to improve environmental issues. Understanding the spatial dynamics of land use and land cover change has been a challenge for the geospatial scientists and till date there is not a single robust model which can capture the land use and land cover dynamics of a region. Numerous models have been used to build scenarios of the future: narrative method, models and hybrid methods using both qualitative and quantitative methods (JONES 2005). Agrawal *et al.*, (2002) have provided an exhaustive study on the various available land use and land cover change models. Most of the land use/change models incorporate three critical dimensions. Time and space are the first two dimensions and provide a common setting in which all bio-physical and human processes operate. The third dimensions is the human processes or the human decision making dimension is also important. The three dimension of land use change models (space, time and human decision making) and the two distinct attributes for each

dimension (scale and complexity) are the foundations of the land use change models. In view of this predictive analysis of forest cover changes in Meghalaya state of NE region was conducted. The trends in LULC changes were analyzed based remote sensing based LULC maps generated for 1980, 1989, 1995 and were used to develop predictive forest cover for the years (ROY and TOMAR, 2001). Understanding the spatial dynamics of land use and land cover change has been a challenge for the geospatial scientists. Here it may be noted that the population expansion in a region is intrinsically related to the topographical and climatic impedances. This results in the colonization of the areas with less topographical variability and moderate climate. An agent-based land use and land cover change model has been developed to understand the land use and land cover dynamics in Goa (ROY *et al.*, 2010). The model uses Markovian probability in association with Cellular Automata to allocate spatially the trends defined by the drivers of change. Three time period data has been used to model the land use change in Goa. The 1985 and 1994 data has been used to model the land use and land cover change. The land use change model used was CA-Markof model which gives a Markof's probabilistic model of the probable land use change, and using the second time frame data the cellular automata is used to weed out the outliers and give the optimized output. The model after validation has been used to project future land use and land cover change scenario for and 2027. The map of the predicted land use and land cover change scenario when compared with the 2006 classified land use and land cover map shows that most of the small forest patches have disappeared and cropland have invaded the areas. The roles of the drivers in the LULC changes have been varied for different drivers with the terrain playing the major role followed by rainfall and finally the population density. The projected land use and land cover change scenario of 2027 shows that, the most dynamic land use class is the fallow land followed by the degraded forests.

Habitat change models: Most of the earth's natural ecosystems are experiencing moderate to catastrophic loss of biodiversity due to habitat destruction, alien species introduction, climate change and pollution. Degradation of the habitat quantity and quality coupled with the modification of their spatial configuration reduce the population size and growth rates and elevate the chance of local extinction (PULLIAM, 1988). Such habitat loss can reduce genetic diversity and the ability of the species to evolve adaptation to the new environments. Land use also alters the habitat spatial pattern, increasing the distance among the habitat patches. An important consequence of this habitat fragmentation is a reduction in habitat connectivity which could constrain the ability of many species to move across the landscape in case of climate change. It has been observed that the potential area of a habitat has a strong relation with the number of species it can harbour (THOMAS *et al.*, 2004). So a habitat area change scenario as well as the potential distribution of the habitat patches will give a good idea about the estimated species retention or loss. This information coupled with bioclimatic variables will help in understanding the trend of species loss or compositional dynamics

Ecological corridor models: Forest connectivity and corridors are critical for biodiversity conservation and exchange of energy and genetic information. Corridors connect habitat patches for the exchange of material and energy in the form of food web, dispersal and genetic exchange (VOGT *et al.*, 2007). Corridors add value to fragmented landscapes, by overcoming the inability of species to recover from a catastrophic event because of their inability to reenter the system (CARRUTHERS and SMITH, 1996). Roy *et al.* (2010) has attempted to develop corridor model using route of least impedance due to (1) disturbance (a function of fragmentation, juxtaposition, Interspersion & proximity to roads/settlements) and (2) vegetation type and land cover. They have assumed that movement of genetic information and materials follow the path of least resistance across landscape. They have tried to use this model to spatially generate potential corridors connecting the 14 protected area of Orissa. The model has been able to identify the potential route connecting the different protected regions with 85-87% of the corridor in the natural areas.

Gaps and future directions

There has been a significant development in the last three decades in the remote sensing technology and its application the field of forestry. Considerable spatial database has been prepared at various scales and have been quite useful for managing, planning and prioritization of natural areas. One of the major gaps in the present day remote sensing data is the unavailability of high temporal data. Development of constellation of

geo-synchronous and polar satellite systems is required for assessment of highly episodic disaster events like forest fire, deforestation and ecological hotspot detection. Apart from this, suitable algorithm needs to be developed for atmospheric corrections to ensure radiometrically consistent temporal database for the various temporal analysis like change assessment, forest change simulation and retrieval of historical biological parameters to name a few. Towards this spatially explicit field and space based database need to be collected through calibration and validation of various forests types and habitats for development of a consistent technique. Furthermore, use of advanced sensor systems like, hyperspectral, airborne lidar and SAR data has to be standardized for generation of the ecosystem structural databases for the local specific information which can be upscaled to develop the understanding the ecosystem and forest dynamic processes. There are efforts to improve ecosystems management by integrated, adaptive, and experimental approaches and this have to be strengthened with more robust and detailed modeling efforts. In this regard, the synergy of satellite data from high spatial resolution, hyperspectral, and high temporal satellite sensors along with advanced differential GPS systems, and object-oriented GIS, plays a vital role. This requires analysis and extraction of information from the entire satellite database available. To achieve this there is an urgent requirement of automated feature extraction and monitoring to provide the information and changes in near real time for the scientists and policy makers to formulate appropriate mitigation plans.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author would like to place on record his sincere thanks to all colleagues who have worked with me who have worked with me during my tenure as scientist in ISRO.

REFERENCE

- AGARWAL, C. *et al.* A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice. In General Technical Report NE-297. Newtown Square, Pennsylvania: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. p. 1-61. 2002.
- CARRUTHERS, S.; SMITH, K. Identification of Strategic Link Lands for Conservation: A GIS Approach. Geographic Analysis and Research Unit, Information and Data Analysis Branch, South Australian Department of Housing and Urban Development, Adelaide. 1996.
- CHAMPION, H.G.; SETH, S.K. Revised Forest Types of India, Govt. of India Publications, 1968, New Delhi.
- CHEFAOUI, R.M. *et al.* Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of *Iberian Copris* species. *Biological Conservation*. n. 122, p. 327-338, 2005.
- DOBSON, M.C. *et al.* Dependence of Radar backscatter on coniferous forest biomass, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 30, n. 2, p. 412-415, 1992.
- FSI 2009. State of Forest Report. Forest Survey of India, Ministry of Environment and forest Govt of India, 2009.
- GIRIRAJ, A. *et al.* Mapping the potential distribution of *Rhododendron arboreum* Sm. ssp. *nilagiricum* (Zenker) Tagg (Ericaceae), an endemic plant using ecological niche modeling. *Current Science*, v. 94, n. 12 p. 1605-1612, 2008.
- HALL, C.A.S. *et al.* Modeling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography*, v. 22, p. 753-757, 1995.
- HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropia* v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.
- HUSSIN, Y.A. *et al.* Estimating Slash pine biomass using radar backscatter, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 29, n. 3, p. 427-431, 1991.

- HUTCHINSON, G.E. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. v. 22, p. 415-442, 1957.
- IIASA. Challenges for the Indian Forestry Sector. *IIASA policy brief, #05*, Feb 2009.
- IUCN. Afforestation and Reforestation for Climate Change Mitigation: Potentials for Pan-European Action. IUCN Programme Office for Central Europe, Warsaw, July 2004.
- JONES, R. 2005. A Review of Land Use/Land Cover and Agricultural Change Models. *Stratus Consulting Inc. for the California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research*. CEC-500-2005-056.
- KAMAT, D.S. An integrated approach to remote sensing studies for wildlife habitat evaluation. In: D.S. Kamat & H.S. Panwar (eds.) *Proceedings of Seminar-cum-Workshop on Wildlife Habitat Evaluation using Remote Sensing Techniques*, Dehradun. p. 165-182, 1986
- KOTWAL, P.C.; PARIHAR, J.S. Management Plan of Kanha National Park and Project Tiger, Kanha for the period 1989-90 to 1998-99. Report, Mandla, 1988.
- KUSHWAHA, S.P.S.; ROY P.S. Geospatial technology for wildlife habitat evaluation, *Tropical Ecology* 43(1), 137-150, 2002.
- KUSHWAHA, S.P.S. *et al.* Mountain goat habitat evaluation in Rajaji National Park using remote sensing and GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* v. 28, p. 293-303, 2001.
- KUSHWAHA, S.P.S. *et al.* Land area change and rhino habitat suitability analysis in Kaziranga National Park, Assam. *Tigerpaper* v. 27, p. 9-17, 2000.
- LATHA, K M. *et al.* Modeling Potential Forest Fire Danger Using MODIS Data. *Journal of Indian Society of Remote Sensing*, v. 32, n. 4, p. 343-350, 2004.
- LUCKMAN, A. *et al.* Tropical forest biomass density estimation using JERS – 1 SAR: seasonal variation, confidence limits and application to image mosaics, *Remote Sensing of Environment*, v. 63, p. 126-139, 1998.
- NARENDRA PRASAD, S. *et al.* Changes in wild ass (*Equus hemionus khur*) habitat conditions in Little Runn of Kutch, Gujarat from a remote sensing perspective. *International Journal of Remote Sensing* v. 15, p. 3155-3164, 1994.
- PANT, A. *et al.* Habitat analysis for sambar in Corbett National Park using remote sensing and GIS. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* v. 27, p. 133-139, 2000.
- PORWAL, M.C. *et al.* Wildlife habitat analysis for sambar (*Cervus unicolor*) in Kanha National Park using remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 17: 2683-2697. 1996.
- PULLIAM, H.R. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* v. 132, p. 653-661. 1988.
- RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* v. 13, n. 4, p. 997-1027, 1999.
- RAVAN, S.A.; ROY, P.S. Satellite remote sensing for ecological analysis of forested landscape. *Plant Ecology*, v. 131, p. 129-141, 1997.
- REDDY, C.S. *et al.* Assessment of large scale deforestation in Nawarangpur district, Orissa India using remote sensing and GIS, *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 154, p. 325-335, 2009.
- ROY, A. *et al.* Geospatial Modelling for Identification of Potential Ecological Corridors in Orissa. *Journal of Indian Society of Remote Sensing (Special Issue on Biodiversity and Landscape Ecology)* 2010.
- ROY, P.S. *et al.* Validation of Geospatial model for Biodiversity Characterisation at Landscape level - a study in Andaman and Nicobar Islands, India. *Ecological Modeling*, v. 185, n. 2-4, p. 349-369, 2005.
- ROY, P.S.; TOMAR, S. Landscape cover dynamics pattern in Meghalaya. *International Journal of Remote of Remote Sensing*, v. 22, n. 18, p. 3813-3825, 2001.

SAMPATH KUMAR, P. et al. 2010. Impact of drivers on the Land use/land cover. change in GOA, India. In proceeding: International Symposium, India Geospatial Forum, 5-7 February, Hyderabad, India, 2014.

ROY, P.S. et al. Forest-type stratification and delineation of shifting cultivation areas in the eastern part of Arunachal Pradesh using LANDSAT MSS data, *International Journal of Remote Sensing*, v. 6. n. 3/4, p. 411-418, 1985.

ROY, P.S.; RAVAN, S. Biomass estimation using satellite remote sensing data—an investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Biosciences*, v. 21, n. 4, p. 535-561. 1996.

ROY, P.S. et al. Biophysical spectral response modeling approach for forest density stratification. GIS Development. Retrieved 25 February 2008 from <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/1996/ts5/index.shtml>. 1996.

ROY, P.S.; TOMAR, S. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial-modeling technique. *Biological Conservation*. v. 95, n. 1, p. 95-109. 2000.

ROY, P.S. et al. Biophysical Spectral Response Modeling approach for Forest Density Stratification. *Proceedings of the 18th Asian Conference on Remote Sensing*, October 20-24, Malaysia, 1997.

ROY, P.S. et al. Habitat suitability analysis of *Nemorhaedus goral*- a remote sensing and geographic information system approach. *Current Science* v. 69, p. 685-691, 1995.

ROY, P.S. et al. Biodiversity Characterization at landscape level: national assessment, Indian Institute of Remote Sensing, Dehradun, India, ISBN 81-901418-8-0, 2012, p 1-140.

SARDAR, A.M. The Evolution of Space-Borne Imaging Radar Systems: A Chronological History, *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 23, n. 3, p. 276-280, 1997.

SINGH, S. et al. Vegetation Cover Mapping using Hybrid Approach in Digital Classification. *Asian Journal of Geoinformatics*, v. 2, n. 2, p. 37-45. 2001.

TANGLEY, L. Cataloguing Costa Rica's Diversity. *Bioscience* v. 40, n. 9, p. 633-636, 1990.

THOMAS, C.D. et al. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148. 2004.

VITOUSEK, P.M. et al. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science*, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

VOGT, P. et al. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators* v. 7, p. 481-488. 2007.

LANDSCAM: LANDSCAPE DYNAMICS SIMULATION CELLULAR AUTOMATA MODEL

LANDSCAM: MODELO BASEADO EM AUTÔMATOS CELULARES PARA A SIMULAÇÃO DA DINÂMICA DA PAISAGEM

Marcos Wellausen Dias de Freitas¹, Pablo Muñoz², João Roberto dos Santos³

¹ Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, 96203-900 – Rio Grande, RS, Brasil, marcoswfreytas@gmail.com

² Instituto Tecnológico da Aeronáutica – ITA, Praça Marechal-do-Ar Eduardo Gomes, 50, 12228-900 – São José dos Campos, SP, Brasil, pablocus@gmail.com

³ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, jroberto@dsr.inpe.br

ABSTRACT

This work presents a land use and cover change (LUCC) spatial dynamics model developed for the operationalization of the main procedures involved in the LUCC dynamics modelling such as: transition rates estimation and landscape dynamics processes mapping, generation of transition probabilities maps based on logistic regression and spatial allocation of the LUCC transitions with deterministic cellular automata and stochastic patches formation functions. The modular structure of the LanDSCAM model and its open source characteristic facilitate the modification and adaptation of this new LUCC and scenario generation model, which at this present study involved the following LUCC processes: forest degradation, grassland degradation, regeneration, intensification, extensification, silviculture expansion and urbanization.

Keywords: Spatial dynamics model, land use and cover change, cellular automata, landscape dynamics.

RESUMO

Este trabalho apresenta um modelo de dinâmica espacial de mudanças de uso e cobertura da terra (MUCT) desenvolvido para a implementação dos principais procedimentos envolvidos na modelagem dinâmica de MUCT, tais como: cálculo das demandas de transição e geração de mapas de transições, geração de mapas de probabilidade de transição, funções de alocação espacial dinâmica das mudanças com funções de autômato celular determinístico e de formação de manchas aleatórias, ferramentas para a calibração e validação dos modelos. A estrutura modular do LandSCAM e sua característica de código-aberto facilitam modificações e adaptações desse novo modelo de dinâmica de uso e cobertura e prognose de cenários, que no presente estudo de caso envolveram os seguintes processos de MUCT: degradação florestal, degradação de campos, regeneração, intensificação, extensificação, expansão da silvicultura e urbanização.

Palavras-chave: Modelo de dinâmica espacial, mudanças de uso e cobertura da terra, autômato celular.

INTRODUÇÃO

Neste trabalho, apresenta-se o modelo computacional de dinâmica espacial baseado em autômatos celulares, denominado LanDSCAM (*Landscape Dynamics Simulation Cellular Automata Model*), usando como exemplo e estudo de caso a modelagem de mudanças de uso e cobertura da terra (MUCT) no período 1986-2002 na região do Alto Uruguai (RS-SC) com base em dados Landsat-TM. O código deste modelo foi desenvolvido na linguagem Fortran 90 em ambiente Unix (MacOSX ou Linux) e é um código-aberto (*open source*) livre para uso e adaptação por outros usuários. A escolha do ambiente Unix se deve à falta de

modelos de MUCT que, em sua maioria, apresentam versões somente no sistema operacional Windows. Enquanto a escolha pelo código-aberto também se relaciona com a falta de modelos de MUCT com tais características, o que limita muito a interação do usuário e a possibilidade de maiores adaptações e desenvolvimentos sobre a base do modelo. Já a estrutura modular de programação do modelo LandSCAM e sua característica de código aberto facilitam a alteração do modelo de dinâmica espacial e a implementação de novas rotinas de modelagem aos usuários com conhecimento da linguagem Fortran 90.

Este modelo se baseou na estrutura dos principais modelos de MUCT, DINAMICA – EGO (SOARES-FILHO *et al.*, 2002) e CLUE-S (VERBURG *et al.*, 2002), onde foram desenvolvidos módulos para as principais operações envolvidas na modelagem de MUCT num modelo de dinâmica espacial (cálculo das demandas de transição e geração de mapas de transições, geração de mapas de probabilidade de transição, funções de alocação espacial dinâmica das mudanças, ferramentas para a calibração e validação dos modelos). A principal diferença de concepção do LandSCAM em relação aos demais na estrutura de modelagem é: a) sua orientação para processos de MUCT, o que possibilita a agregação de diferentes tipos de transição de uso e cobertura da terra, b) o uso de regiões definidas pelo usuário para a alocação das transições e calibração dos modelos, c) o uso de uma função de alocação das transições dividida entre um autômato celular determinístico e uma função de geração de manchas de caráter estocástico.

METODOLOGIA E ESTRUTURA DE MODELAGEM

A estrutura do modelo segue a da maioria dos modelos existentes de MUCT, sendo composta por cinco etapas, organizadas conforme módulos: a) cálculo de demandas de transição, b) geração de mapas de probabilidade de transição, c) alocação espacial das MUCT, d) calibração e validação dos resultados e e) geração de cenários de prognose de MUCT (Figura 1). A definição de taxas de transição é gerada de forma regionalizada, de acordo com regiões definidas pelo usuário que podem representar municípios, distritos, bacias hidrográficas e outras definições regionais. Este modelo foi implementado com o objetivo de modelagem de conjuntos de dados matriciais de grande extensão, com o foco na rapidez e economia de memória real alocada, permitindo a geração de modelos na resolução espacial original do Landsat para grandes áreas.

O modelo apresenta rotinas conjugadas em quatro módulos principais com a entrada dos dados matriciais em formato ASCII (*American Standard Code for Information Interchange*) ou em formato binário *raster* suportado pela biblioteca GDAL (*Geospatial Data Abstraction Library*), como GeoTIFF, img, asc e outros formatos suportados por tal biblioteca. O uso da biblioteca GDAL em ambiente de programação Fortran é possibilitado pela interface da biblioteca FortranGIS que realiza a conversão dos dados binários para as matrizes em memória durante a compilação do código em Fortran, sendo ambas bibliotecas de código-aberto. A seguir, pode-se ver em detalhes os métodos e técnicas implementadas nestas operações.

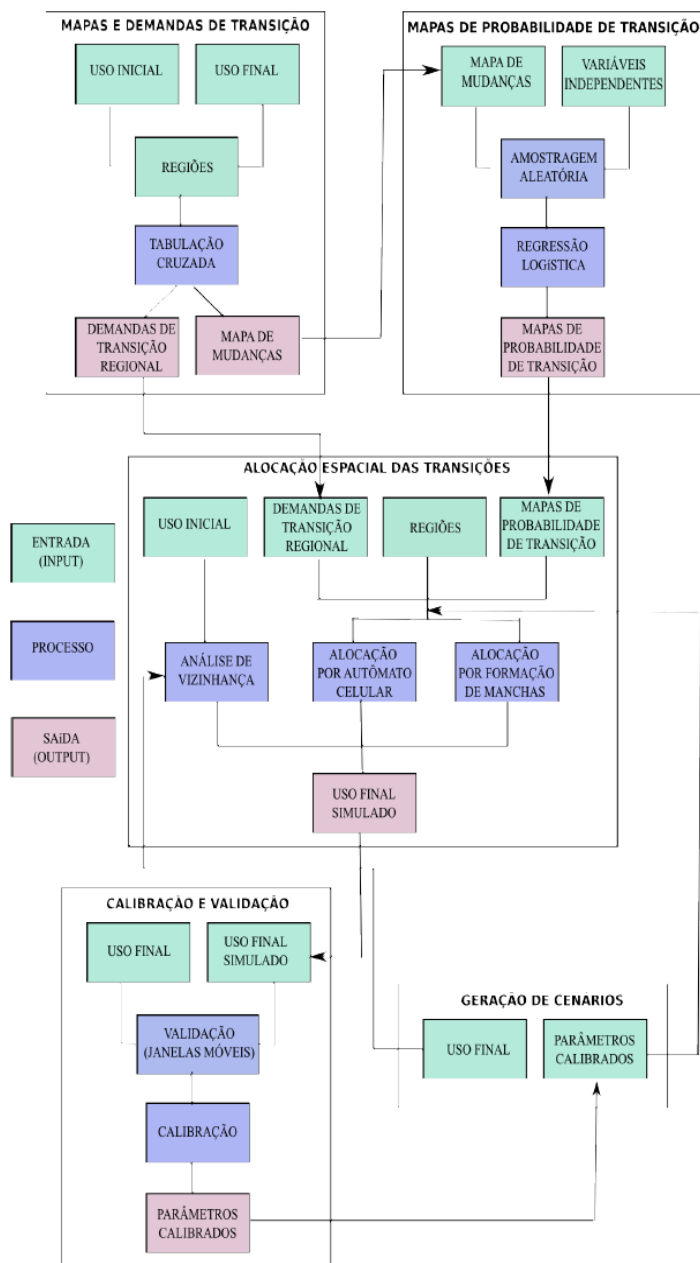


Figure 1. Flowchart of the LanDSCAM modelling structure.

Figura 1. Fluxograma representando a estrutura de modelagem do LanDSCAM.

a) Cálculo de demandas de transição e mapas de mudanças da paisagem

O primeiro módulo do modelo é composto por duas funções para a preparação da entrada no modelo das demandas de transição e dos mapas de mudança s de uso e cobertura da terra entre a data inicial e a final de cada intervalo de tempo. Tais funções apresentam característica complementar com o uso do resultado da primeira etapa de cálculo das demandas de transição para a definição da codificação das mudança s.

O cálculo das demandas de transição é gerado por uma operação de tabulação cruzada dos mapas de uso e cobertura da terra inicial e final analisados no passo de tempo utilizado para a calibração do modelo. O resultado desta operação é uma matriz de probabilidades de transição que permite a definição das taxas de transição baseadas nas mudança s ocorrentes entre as datas utilizadas para a calibração. Tais taxas de transição são calculadas com base em cadeias de Markov (MARKOV, 2006). A função de definição das

cadeias de Markov apresenta como entrada as regiões e os mapas de uso e cobertura da terra inicial e final. Nesta, a definição das Cadeias de Markov a partir de tabulação cruzada é gerada em um passo único entre a data inicial e final, que pode ser dividida em múltiplos passos de tempo no módulo de alocação espacial em si, por cada região.

A função de geração de mapas de mudança s deve ser realizada com base no resultado da função anterior gerado com uma única região total representando a área de estudo, para não se correr o risco de deixar transições sem classificação. O modelador pode definir a codificação das transições existentes com um valor único para cada uma ou ainda com a possibilidade de agrupamento de transições em processos de MUCT, como foi realizado no nosso estudo de caso.

A Figura 2 apresenta a matriz de processos gerada neste procedimento de classificação das transições ocorridas no intervalo de 1986-2002, tendo como área de estudo, a região do Alto Uruguai no Brasil na divisa entre os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Esta matriz de transição é utilizada no módulo de alocação espacial das transições para identificar os mapas de probabilidade de transição referentes a cada transição e identificados por números diferentes. No caso específico desse estudo de operacionalização do modelo, com 7 classes, seriam possíveis 42 transições (i.e., o número de classes ao quadrado menos o número de classes). Como ocorreram apenas 18 transições, classificadas em 7 processos, estas foram numericamente classificadas de 1 a 7 (o número de processos) e as transições não existentes foram identificadas pelo valor 0.

b) Geração de mapas de probabilidade de transição

Como em outros modelos de MUCT, a análise espacial utilizada para a geração dos mapas de probabilidades de uso foi baseada na regressão logística binária multivariada (HOSMER e LEMESHOW, 2000) que é usada para indicar a probabilidade de uma célula assumir uma transição determinada, dado um conjunto de variáveis independentes contínuas ou categóricas. A metodologia adotada na geração dos mapas de probabilidade é composta por três etapas: a) a amostragem espacial aleatória das variáveis dependentes e independentes realizada por um módulo do modelo, b) a análise de regressão logística propriamente dita realizada no ambiente de programação R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) e c) o cálculo dos mapas de probabilidade de transição por outro módulo do modelo.

		USO FINAL								
		FOM	CAMPO-NAT	SILV	AGRIC-FAM	AGRIC-GP	URB	ÁGUA		
I N I C I A L	FOM	0	0	4	1	1	7	0	1	DEGRADAÇÃO FOM
	CAMPO-NAT	0	0	4	2	2	7	0	2	DEGRADAÇÃO CAMPO
	SILV	0	0	0	5	6	7	0	3	REGENERAÇÃO
	AGRIC-FAM	3	0	4	0	6	7	0	4	EXPANSÃO DA SILVICULTURA
	AGRIC-GP	0	0	4	5	0	7	0	5	EXTENSIFICAÇÃO
	URB	0	0	0	0	0	0	0	6	INTENSIFICAÇÃO
	ÁGUA	0	0	0	0	0	0	0	7	URBANIZAÇÃO

Figure 2. Transition matrix used for classifying the land use transitions occurred between the initial and final land use maps at the period 1986-2002.

Figura 2. Matriz de transição utilizada para a classificação das transições ocorridas entre os mapas iniciais e finais no período 1986-2002. Abreviaturas: FOM é floresta, CAMPO-NAT é campo nativo, SILV é silvicultura, AGRIC-FAM é agricultura familiar, AGRIC-GP é agricultura de grande porte, URB é água, DEGRADAÇÃO FOM é degradação florestal.

A primeira fase da regressão logística é a amostragem das variáveis dependentes e independentes que foi implementada no modelo com inspiração na ferramenta de amostragem aleatória do modelo CLUE-S. O módulo de amostragem aleatória se divide em duas etapas: a) a definição dos índices (i e j) de cada pixel amostrado e b) a geração das tabelas com os dados das variáveis independentes.

Na primeira etapa da amostragem aleatória, a entrada é a matriz de inteiros representando as variáveis independentes onde, neste caso, foram usados os processos de MUCT, mas podem ser todas as transições ou ainda classes de uso e cobertura da terra da data inicial. O algoritmo implementado faz de forma automática a categorização binária (0 e 1) para cada processo ou valor da matriz de entrada. Os parâmetros definidos pelo usuário são a porcentagem de cada classe a ser amostrada, a proporção entre o número de amostras de 0 e 1 e a distância entre cada pixel amostrado.

A segunda etapa da amostragem aleatória é composta por duas entradas: a saída do procedimento anterior (duas listas de índices i e j, os com valores 1 e os com valor 0) e as matrizes referentes às variáveis independentes (separadas ou num cubo tridimensional). Esta etapa faz a “coleta” do valor de cada variável independente de acordo com a posição definida pela lista de índices para cada processo de forma individual, gerando a saída que é uma tabela com as variáveis dependentes e independentes a ser utilizada na análise de regressão logística no ambiente R.

A análise de regressão logística foi realizada no ambiente de programação de código-aberto voltado à estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) com o uso dois pacotes com funções para construção, seleção de variáveis e avaliação de performance: o pacote base do R e o pacote Design (HARREL JR., 2012).

c) Módulo de cálculo de mapas de probabilidade de transição

O módulo de cálculo de mapas de probabilidade de transição tem como entrada os dados matriciais com as variáveis independentes e uma tabela em formato ASCII com uma lista com os coeficientes do intercepto e das variáveis independentes. Este é um módulo individual, onde cada modelo é calculado separadamente. A partir destes dados de entrada são produzidos mapas de probabilidades de transição de acordo com o modelo de regressão logística:

$$P_{i,j} = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 X_{1,i,j} + \dots + \beta_n X_{n,i,j}}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 X_{1,i,j} + \dots + \beta_n X_{n,i,j}}}$$

onde $P_{i,j}$ é a probabilidade de transição em cada pixel, β_0 é o intercepto do modelo, $\beta_{1,n}$ é o coeficiente de cada variável independente e $X_{n,i,j}$ é o valor de cada variável independente em cada pixel.

A saída deste módulo corresponde aos mapas de probabilidade de transição que são utilizados como entrada no módulo de alocação espacial. Neste trabalho, os mapas corresponderam à probabilidade de transição de um tema para outro, em acordo com os 7 processos de MUCT identificados na área de estudo (Figura 2): degradação florestal, degradação de campos, regeneração, intensificação, extensificação, expansão da silvicultura e urbanização.

d) Alocação espacial das mudanças de uso e cobertura da terra

A alocação espacial das transições foi baseada na abordagem de autômatos celulares através de um processo de ordenação e de escolha dos pixels candidatos a transição de acordo com o número de vizinhos e com a probabilidade de transição que busca preencher as demandas de transição nos passos de tempo do modelo. Neste modelo, o total das demandas de cada transição é dividido entre dois processos de alocação: a) um processo de escolha ordenada de candidatos baseado em regras determinísticas de autômatos celulares e b) um processo de formação de manchas por crescimento de regiões a partir de sementes (*seeds*) estocásticas.

A entrada do módulo de alocação espacial é composta pelo mapa de uso inicial, o mapa de regiões, os mapas de probabilidades de transição, a matriz de processos e a tabela de demandas de transição por região. Os parâmetros definidos pelo modelador são o número de vizinhos (de 1 até 8), o número de passos de tempo e a proporção do total da demanda de cada transição a ser satisfeita pelos dois procedimentos de alocação (de 0 a 1). Estes parâmetros são tratados de forma dinâmica no modelo, podendo ser flexibilizados durante a execução do módulo para a garantia de satisfação das demandas de transição ao final do período modelado.

O procedimento inicial na alocação espacial das transições é a geração de demandas de transição em múltiplos passos de tempo conforme o número destes definido pelo modelador. Após isto, ocorre a divisão proporcional da matriz de demanda total de transição de acordo com a porcentagem da função de alocação determinística por autômato celular definida para cada transição de acordo da seguinte forma:

$$Dt_r = \left(\frac{Pa_{tr} \times (\text{Autômato Celular})}{100} + \frac{Pb_{tr} \times (\text{Formação de Manchas})}{100} \right) / nt \quad (2)$$

onde Dt_r é a demanda total da transição t na região r num passo de tempo único, Pa é a proporção para a função determinística de autômato celular, Pb é a proporção para a função aleatória de formação de manchas, onde $Pb = 100 - Pa$ e nt é o número de passos de tempo.

Alocação espacial baseada em autômatos celulares:

O procedimento de alocação espacial baseada em autômatos celulares buscou a satisfação das demandas de transição definidas pela proporção das demandas totais de cada transição definida a este procedimento de alocação. Este procedimento foi implementado por região a partir de regras determinísticas de vizinhança e a ordenação das probabilidades de transição, sendo realizado em separado para cada transição. O algoritmo inicia com uma filtragem de candidatos a partir de uma análise de vizinhança baseada no tipo de vizinhança Moore (8 vizinhos numa janela de 3 x 3 pixels) que é utilizado na maioria dos modelos de MUCT baseados em autômatos celulares. Este procedimento foi gerado com base na resolução espacial de 30 metros, conferindo um nível maior de detalhamento das MUCT em relação aos modelos baseados em dados generalizados. A análise de vizinhança realiza a definição do número de vizinhos da mesma classe do pixel central da janela e do número de vizinhos de cada uma das classes. A partir desta análise de vizinhança, inicia-se o processo de filtragem de candidatos a transição com a geração de uma lista dos índices dos pixels candidatos. Este processo é definido essencialmente de acordo com o parâmetro de número de vizinhos definido pelo modelador na regra de autômato celular. A regra de autômato celular implementada na filtragem inicial dos pixels candidatos a transição pode ser definida a partir da seguinte cláusula condicional do tipo se-então (*if-then*):

$$\text{If } nl \geq v \text{ then } m_{ijr} = l_{ijr}$$

onde nl é o número de células da classe l encontrada na janela de 3 x 3 pixels, m_{ijr} é o pixel central da janela com classe m na região r , l_{ijr} é um pixel presente na lista de candidatos à transição da classe m para a classe l e v é o parâmetro de número de vizinhos definido pelo modelador.

Por exemplo, no caso do parâmetro v ser definido como igual a 4, apenas os pixels da classe inicial com mais de 4 pixel vizinhos da classe final serão considerados para a geração de uma transição para a classe final de interesse. Assim, para a definição dos candidatos a uma transição, são filtrados os pixels da classe inicial de transição que apresentam um número de vizinhos maior do que o mínimo da classe final de transição. Desta maneira são escolhidos os elementos nas bordas de uma classe inicial que apresentam um número acima do mínimo de vizinhos de outras classes, gerando um processo de expansão das manchas anteriores da classe final de transição.

Após esta filtragem inicial, os pixels candidatos são ordenados em ordem decrescente. Isso, de acordo com os mapas de probabilidade de transição para o processo referente à cada transição modelada (identificados pela matriz de processos da Figura 2). E, por fim, os pixels candidatos a transição são escolhidos até a satisfação das demandas requeridas para cada transição em cada região. A satisfação das demandas pode não ser completamente satisfeita devido à oferta de candidatos em relação às demandas requeridas. Desta forma os parâmetros de número de vizinhos e de passos de tempo do modelos foram flexibilizados para a satisfação mais próxima das demandas. O procedimento de alocação espacial das transições adotado de filtragem de pixels candidatos foi dirigido à eficiência computacional do código, pois há uma vantagem em termos de rapidez ao uso de dados escalares em comparação aos dados matriciais nos procedimentos de iteração (*loops*) na linguagem Fortran 90, a qual foi concebida para operações com dados escalares.

Alocação espacial com formação de manchas:

O procedimento de alocação espacial com formação de manchas foi baseado numa abordagem estocástica onde estas são geradas através de uma técnica de crescimento de regiões a partir de sementes escolhidas de forma aleatória. Os parâmetros definidos pelo usuário são a média e o desvio-padrão da área de cada tipo de transição que devem ser calculados com o uso de métricas de paisagem do *software* Fragstats (MACGARIGAL e MARKS, 1995) ou em ambiente de SIG. O resultado deste procedimento deve ser representado, para a entrada no modelo, através de tabelas com a média e o desvio-padrão das áreas de cada transição, dispostas como a matriz de processos, i.e., a cada transição corresponde sua média e desvio-padrão de área da mancha a ser gerada em metros quadrados.

Estes dados são utilizados em uma função de geração de manchas onde o tamanho de cada mancha a ser gerada e o número de sementes são definidos com base numa distribuição gaussiana com a média e o desvio-padrão de cada transição em particular. Esta função funciona como um gerador aleatório de áreas de manchas com base numa distribuição gaussiana definida a partir da média e do desvio-padrão das áreas de manchas inseridos pelo usuário. Assim, as sementes da classe inicial são selecionadas de forma aleatória e os pixels vizinhos da mesma classe vão sendo escolhidos até cumprirem o tamanho da mancha sorteada na função de distribuição gaussiana. Esta função de crescimento de regiões foi baseada num padrão radial de expansão das manchas que assumem um formato circular.

e) Calibração e validação dos modelos

A técnica de validação utilizada foi o procedimento de validação multi-resolução baseado em janelas móveis [Costanza 1989] que foi implementado para a avaliação da qualidade de modelos de simulação ecológicos e é amplamente utilizado em modelos de MUCT que utilizam dados categóricos (SOARES-FILHO *et al.*, 2002; VERBURG *et al.* 2002, CASTELLA e VERBURG, 2007).

Estudo de caso

O resultado do modelo de mudança de uso e cobertura da terra no intervalo 1986-2002 na área do Alto Uruguai (Figura 3) apresentou resultados superiores aos do modelo nulo com um ajuste médio total, mensurado pelo método de janelas móveis (janelas de 1×1 a 15×15), de 0.771 em relação ao ajuste de 0.703 do modelo nulo. A comparação das áreas das classes no resultado do modelo em relação ao uso real em 2002 apresentou erros inferiores a 2.8%, com exceção da classe urbano que apresentou um erro de 9.57%.

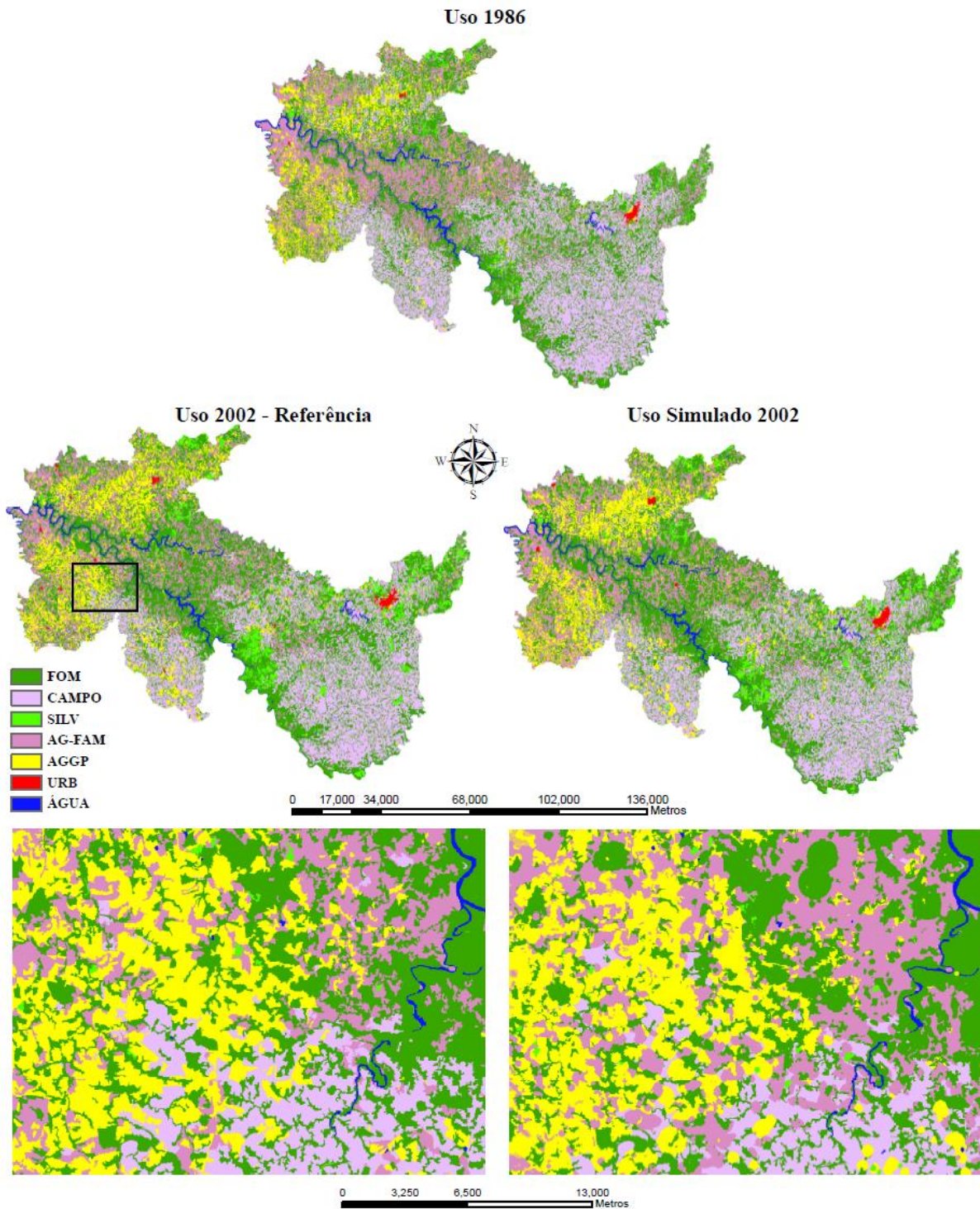


Figure 3. Results from the LUCC model in the interval 1986-2002.

Figura 3. Resultado do modelo de MUCT no intervalo 1986-2002. Classes de floresta (FOM), campo nativo (CAMPO), silvicultura (SILV), agricultura familiar (AG-FAM), agricultura de grande porte (AGGP), urbano (URB) e água.

Em relação ao particionamento entre as funções de alocação de autômato celular determinística e de formação de manchas, a maior parte das transições foi alocada com a primeira função. Já a função de formação de manchas foi mais utilizada nas transições relacionadas com o processo de expansão da silvicultura e também na transição de campo nativo para agricultura de grande porte, transições estas que apresentam uma maior proporção de novas manchas.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

O modelo LandSCAM apresentado neste trabalho se caracteriza como uma ferramenta para a modelagem das mudanças de uso e cobertura da terra, a qual é um tema fundamental em diversos campos relacionados com o planejamento territorial dos espaços rurais e urbanos, em especial para atividades florestais, agrícolas, agroindustriais e outras que se preocupem com a adoção de práticas que aliem a produção e o desenvolvimento econômico com a conservação dos recursos naturais e qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- CASTELLA, J.; VERBURG, P.H. Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam. *Ecological Modelling*, v. 202, p. 410-420, 2007.
- COSTANZA, R. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. *Ecological Modelling*, v. 47, p. 199-215, 1989.
- HARREL JR., F.E. *Design package*. 2012.
- HOSMER, D.W.; LEMESHOW, S. *Applied logistic regression*. John Wiley Sons, New York. 391 p, 2000.
- MACGARIGAL, K.; MARKS, B.J. *Fragstats*. US Department of Agriculture, Portland, OR. 122 p, 1995.
- MARKOV, A.A. An example of statistical investigation of the text Eugene Onegin concerning the connection of samples in chains. *Science in Context*, v. 19, p. 591-600, 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008). R: a language and environment for statistical computing.
- SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA, G.; PENNACHIN, C.L. DINAMICA: a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002.
- VERBURG, P.H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURAS, S. S. A. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental Management*, v. 30, n. 3, p. 391-405, 2002.

MAPEAMENTO DE BIOMASSA AÉREA EM ÁREAS TROPICAIS ÚMIDAS COM PERFILAMENTO a LASER AEROTRANSPORTADO

Veraldo Liesenberg¹, Viktor Boehm², Suwido Limin³

¹Instituto de Geociências (IG), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Rua Pandia Calogeras, n.51, Caixa Postal 6152, Campinas, SP, Brasil, 13083-970. E-mail: veraldo@gmail.com

²Kalteng Consultants (KC), Kirchstockacher Weg 2, 85635, Hoehenkirchen, Germany.

³Universitas Palangka Raya (UNPAR) and Center for International Cooperation in Sustainable Management of Tropical Peatland (CIMTROP), Jalan Yos Sudarso, Palangka Raya, 73111, Central Kalimantan, Indonesia.

RESUMO

Objetivou-se propor uma estimativa rápida e direta dos estoques de carbono em áreas tropicais úmidas usando perfilamento laser aerotransportado baseado na relação altura (H) versus diâmetro à altura do peito (DAP). Como área de estudo, propôs-se uma área teste localizada na província de Kalimantan Central, Indonésia. A área caracteriza-se por conter consideráveis estoques de carbono na forma de turfeiras pantanosas. Eles servem também como aporte para uma rica biodiversidade. As turfeiras tropicais representam um importante papel na contabilidade de estoques de carbono. Entretanto, a sua representatividade espacial tem diminuído consideravelmente nas últimas décadas em função da drenagem excessiva, exploração ilegal de recursos madeireiros, caça ilegal e incêndios florestais. Evidencia-se portanto a necessidade da correta estimativa dos seus recursos naturais, bem como da biomassa área deste importante ecossistema. Para tal, árvores individuais foram extraídas a partir dos modelos digitais de superfície normalizados e comparados com medidas *in-situ*. A relação H vs. DAP foi então empregada para a estimativa direta da biomassa aérea de árvores dominantes como uma primeira aproximação dos estoques de carbono. A abordagem proposta pode ser empregada em áreas aonde ocorre indisponibilidade e/ou restrição de coleta de dados *in-situ*. Abordagens complementares estão em andamento como suporte ao mecanismo de redução das emissões geradas pelo desmatamento de degradação florestal (REDD+).

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, Kalimantan Central, LiDAR, perfilamento a laser, estoques de carbono.

INTRODUÇÃO

As turfeiras tropicais, localizadas principalmente no sudeste asiático, são conhecidas por apresentar uma rica biodiversidade e por armazenar consideráveis estoques de carbono no subsolo (PAGE *et al.*, 2002, JAUHAINEN *et al.*, 2005, JAENICKE *et al.*, 2008). Nas últimas décadas, este ecossistema em particular tem sido extensivamente drenado e degradado. As suas áreas pantanosas cederam espaço para plantações de palmeira e acácia. Estes, com o objetivo principal de produção de óleo de palma e papel e celulose da acácia, respectivamente. Ainda, remanescentes florestais, restritos atualmente em unidades de conservação, ainda estão sujeitos aos efeitos da drenagem excessiva, extração ilegal de espécies arbóreas, caça indiscriminada e a prática de queimadas e incêndios florestais.

As florestas sobre turfeiras tropicais, do inglês, *peat swamp forest*, desempenham um papel ecológico muito específico, na qual a inter-relação entre a superfície terrestre e a hidrologia reflete na sua biodiversidade, estrutura vertical da vegetação e dinâmica de carbono (PAGE *et al.*, 1999). O material parcialmente decomposto de origem vegetal em constante saturação de água e acidez revela a importância dos duomos nestas turfeiras em seus processos ecológicos e de adaptação nas mudanças globais. Ilustra-se portanto a necessidade de um compreensivo inventário florestal. O sensoriamento remoto pode fornecer informações úteis em tais ambientes, principalmente para modelagem hidrológica e da vida selvagem, estimativa de parâmetros biofísicos da vegetação e manejo dos recursos naturais (HIRANO *et al.*, 2007, HAJNSEK *et al.*, 2009, PAGE *et al.*, 1999, SHEPHERD *et al.*, 1997, BOEHM *et al.*, 2011).

Em agosto de 2007 e 2011 foram realizadas campanhas de aquisição de dados LiDAR (do inglês, *Light*

Detection And Ranging), ou perfilamento a laser aerotransportado aonde foram amostrados transeções em turfeiras tropicais da província de Kalimantan Central, na Indonésia. Estas transeções amostraram um gradiente ecológico, compreendendo as fitofisionomias ciliares ao topo do duomo destas turfeiras tropicais. Neste estudo, objetivou-se caracterizar a vegetação com base em medidas *in-situ* e LiDAR além de apresentar uma abordagem direta para a estimacão inicial da biomassa área com base em dados LiDAR.

Descrição da área de estudo

A área de estudo, localizada na província de Kalimantan Central (Figura 1), é representada por duas transeções de dados LiDAR (i.e. 14 km vs. 500 m) adquiridas em dois períodos distintos (i.e. Agosto de 2007 e 2011). A área está localizada dentro do *Natural Peat Swamp Forest Laboratory* (NPSFL) e manejado pelo *Centre for International co-operation in sustainable Management of TROPical Peatland* (CIMTROP). A área em questão, também está dentro dos domínios do Parque Nacional de *Sebangau* (SNP). Um total de 52 parcelas amostrais foram medidas na transeção em Agosto de 2011. A área de estudo é relativamente plana, e varia de 15 a 31m de altitude em relação ao nível médio dos mares, da mata ciliar até o topo do duomo, respectivamente (Figura 2). A profundidade das turfeira nesta área varia de 0 a 12 m (JAUHAINEN *et al.*, 2005, JAENICKE *et al.*, 2008). A superfície da turfeira tem um gradiente altitudinal médio de 1.7 m/km. O clima, segundo a classificação de Köppen, é considerada como sendo tropical úmida (Af). A precipitação acumulada anual é de até 3000 mm e temperatura média de 27 °C.

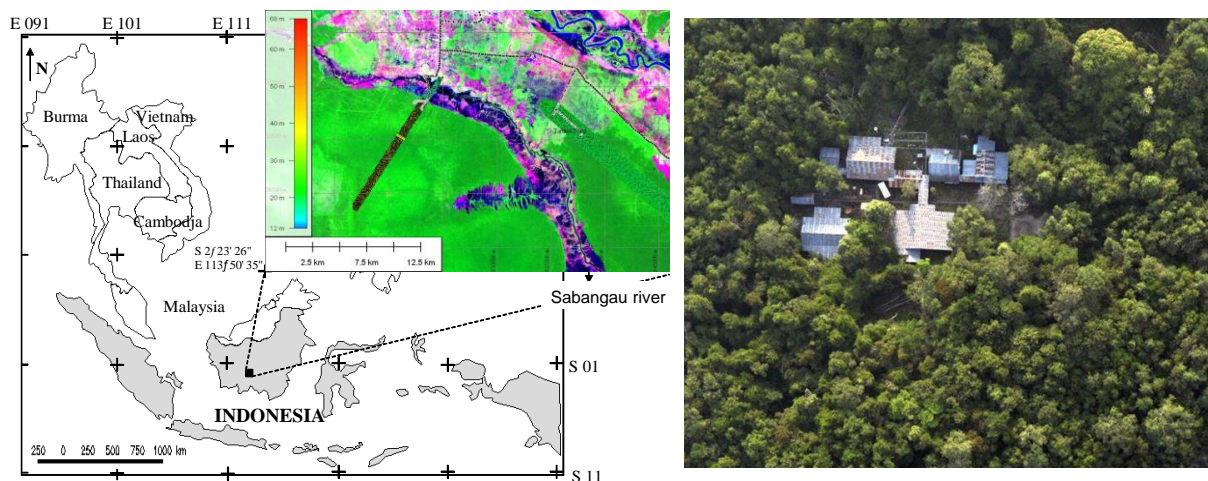


Figura 1. Localização da área de estudo com detalhe para o rio Sabangau (esquerda). Aerofotografia mostrando a base de estudos da Universidade de Palangka Raya (direita) no início da transeção de dados LiDAR.

MATERIAL E MÉTODOS

O perfilamento a laser aerotransportado (LiDAR) foi realizado com o equipamento RIEGL LMS-Q560 em duas ocasiões distintas, a saber, Agosto de 2007 e 2011. O trabalho foi realizado em uma cooperação entre as empresas *Kalteng Consultants* com a *Milan Geoservice GmbH*. A altura nominal de voo foi de aproximadamente 500 m em ambas aquisições. Foram consideradas nesta investigação o retorno discreto, ou seja, considerou-se apenas a captura do primeiro e último pulso. A densidade média de pontos por m² variou de 1.4 a 3.5 de acordo com o período de aquisição (Tabela 1). Os dados LiDAR foram calibrados entre si, de forma a permitir intercomparações. O modelo digital de superfície normalizada (MDSn) foi gerada através da subtração entre o modelo digital do terreno (MDT) e do modelo digital da superfície (MDS) (Boehm *et al.*, 2011, 2013). Utilizou-se como interpoladores a krigagem simples para MDT e o inverso da distância ponderado para MDSn. A extração dos pontos correspondentes a superfície foi realizada com aplicativos específicos com posterior edição manual pra eliminação de dados espúrios reportada em Boehm *et al.* (2013).

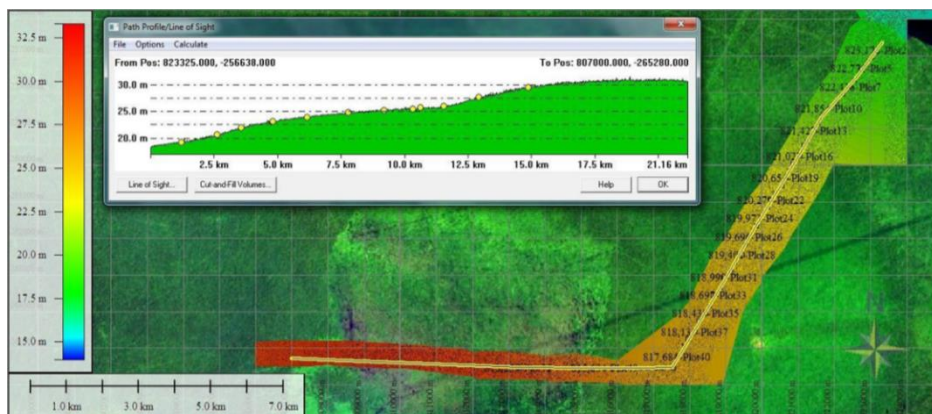


Figura 2. Localização aproximada das parcelas amostrais na transeção LiDAR sobreposta a uma imagem Landsat. O detalhe interior mostra um perfil altimétrico da superfície da turfeira na transeção LiDAR.

Tabela 1. Especificações do Equipamento RIEGL LiDAR LMS-Q560.

Parâmetros	Valores
Ângulo de Imageamento	+/- 30°
Frequência de Imageamento	66 a 100 kHz
Campo de Visada	500 m
Altitude de Vôo	500 m
Densidade Média de Pontos (m ²)	1.4 e 3.5
Acurácia vertical	≤0.10 m
Acurácia horizontal	≤0.50 m
Comprimento de Onda central	1,5 µm

Aplicou-se um filtro de suavização Gaussiano sobre o MDSn de forma a minimizar o número de picos existentes. Em seguida, usou-se o filtro de local máxima (HYPPÄ *et al.*, 2001) sobre o MDSn suavizado. O tamanho de janela foi variável para a detecção de árvores individuais. Com um nível de acerto de árvores detectadas superior a 76%, estimou-se para cada árvore detectada, o seu respectivo DAP. O DAP foi estimado a partir da relação DAP vs. H obtidos por meio dos dados *in-situ* (Figura 3). Assim, para cada ponto, obteve-se os respectivos valores em H e DAP. Os mesmos, serviram como dados de entrada para a estimação de biomassa aérea empregado a equação alométrica recomendada por Chave *et al.* (2005). O modelo gerado foi espacializado tomando-se em consideração os valores de biomassa da circunvizinhança num raio médio de 100 m (1ha). Pra fins de simplificação, esta investigação restringiu-se apenas ao uso de dados LiDAR de 2011.

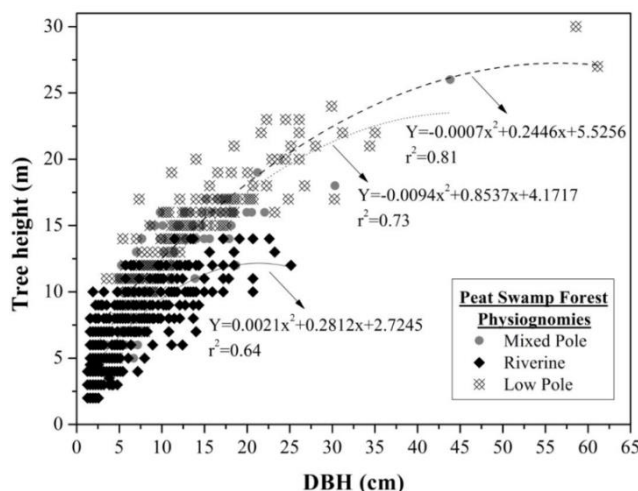


Figura 3. Relação da altura (H vs. DAP) vs. diâmetro a altura do peito (DAP) obtidos por meio dos dados de campo. A relação H vs. DAP é variável de acordo com a fitofisionomia analisada.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A biomassa aérea utilizando-se a equação alométrica de Chave *et al.* (2005) é ilustrada na Figura 4. Os valores variam de $3\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a $340\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Os valores de biomassa aérea são menores próximos ao rio *Sebangau* aumentando gradativamente em direção as áreas de maior declividade ($1.7\text{m}/\text{km}$) vindo a decair no topo do duomo da turfeira. A contínua lixiviação de nutrientes pelo maior fluxo de água pela gravidade do topo do duomo para a base, além do maior período de saturação de água, faz com que as árvores apresentem mecanismos de adaptação como o desenvolvimento de raízes aéreas e criação de micro-ambientes sobre a superfície da turfeira. Estes visam o armazenamento de água em longos períodos de estiagem, bem como no acúmulo de folhas e liteira permitindo que as mesmas se desenvolvam em altura em busca de luz e a exposição de fatores abióticos. Conseqüentemente, observa-se maiores valores de altura e DAP e portanto, de biomassa aérea. Os valores de H, DAP e biomassa aérea decaem para o topo do duomo em função de um incêndio no ano de 1999 (PAGE *et al.*, 1999).

Embora sobre o status de parque nacional, observou-se significativas perdas de biomassa na análise bitemporal LiDAR (de 2007 a 2011). A grande maioria das áreas desmatadas é menor que 1ha, e está localizada próxima aos canais de drenagem. Em geral, observa-se um crescimento médio em altura superior a 1m, equivalente a um incremento médio de biomassa aérea de $0,1\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ por ano. Os valores observados de biomassa aérea para uma única data, são em geral menores aos apresentados por Engelhart *et al.* (2012) e Kronseder *et al.* (2012) empregando análise integrada de LiDAR e radar de abertura sintética (SAR) em ambiente similar. A diferença é justificada pela exclusão da contabilidade de árvores dominadas e subdominadas que muitas vezes não são detectadas pelo algoritmo de local máxima. Entretanto, análises complementares são recomendadas com o emprego de métricas LiDAR.

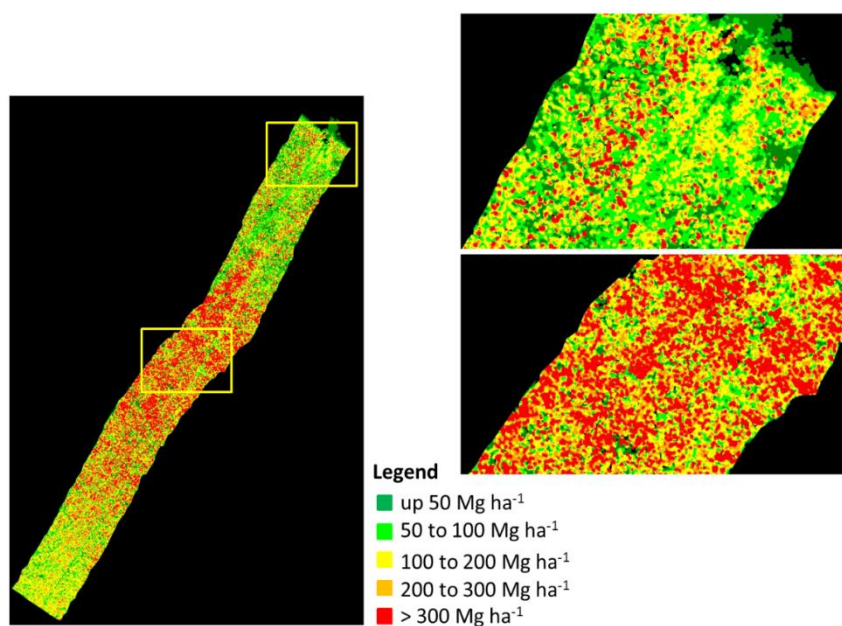


Figura 4. Distribuição espacial da biomassa aérea usando a equação alométrica proposta por Chave *et al.* (2005) em uma transeção LiDAR.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Estimativas diretas de biomassa aérea podem ser obtidas utilizando-se perfilamento a laser aerotransportado. O método pode ser empregado utilizando relações altura (H) versus diâmetro à altura do peito (DAP) e posteriormente equações alométricas que empreguem DAP em suas formulações. Embora as medidas apresentadas sejam uma primeira aproximação dos estoques de biomassa aérea, o uso de métricas LiDAR é recomendado. Entretanto, a abordagem pode ser empregada em áreas aonde ocorre indisponibilidade e/ou restrição de coleta de dados *in-situ*.

As medidas bitemporais serão avaliadas em outras áreas de turfeira tropical visando relacionar as diferenças

entre as perdas ocasionadas pelas mudanças da superfície das turfeiras por compactação e/ou oxidação em comparação com a regeneração da vegetação, visando relacionar possíveis fontes ou sumidouros de carbono neste ecossistema em particular. Abordagens complementares estão em andamento como suporte ao mecanismo de redução das emissões geradas pelo desmatamento de degradação florestal (REDD+).

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece o apoio financeiro recebidos pelos CNPq (290043/2007-7), FAPESP (13/05081-9), *International Association of Mathematical Geosciences* (IAMG) e o *Geological Remote Sensing Group* (GRSG).

REFERÊNCIAS

BOEHM, H.-D.V. *et al.* Characterizing Peat Swamp Forest Environments with Airborne LiDAR data in Central Kalimantan, Indonesia. **Proceedings of the 11th International Conference on LiDAR applications for assessing forest ecosystems** - SilviLaser, 2011, pp. 1-11.

BOEHM, H.-D.V. *et al.* Relating tree height variations to peat dome slope in Central Kalimantan, Indonesia using small-footprint airborne LiDAR data. **Proceedings of the 10th International Conference on LiDAR applications for assessing forest ecosystems** - SilviLaser, 2010, pp. 216-228.

BOEHM, H.-D.V. *et al.* Multi-Temporal Airborne LiDAR-Survey and Field measurements of Tropical Peat Swamp Forest to monitor changes. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observation and Remote Sensing**, v. 6, pp.1524-1530, 2013.

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, pp. 87-99, 2005.

ENGELHART, S. *et al.* Modeling Aboveground Biomass in Tropical Forests using Multi-Frequency SAR Data – A Comparison on Methods. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observation and Remote Sensing**, v. 5, pp. 298-306, 2012.

HAJNSEK, I. *et al.* Tropical-forest-parameter estimation by means of Pol-InSAR: The INDREX-II campaign. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 47, n. 2, pp. 481-493, 2009.

HIRANO, T. *et al.* Carbon dioxide balance of a tropical peat swamp forest in Kalimantan, Indonesia. **Global Change Biology**, v. 13, n. 2, pp. 412-425, 2007.

HYYPÄÄ, J. *et al.* A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. 5, pp. 969-975, 2001.

JAENICKE, J. *et al.* Determination of the amount of carbon stored in Indonesian peatlands. **Geoderma**, v. 147, n. 3-4, pp. 151-158, 2008.

JAUHIAINEN, J. *et al.* Carbon fluxes from a tropical peat swamp forest floor. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, pp. 1788-1798, 2005.

KRONSEDER, K. *et al.* Above ground biomass estimation across forest types at different degradation levels in Central Kalimantan using LiDAR data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 18, pp. 37-48, 2012.

PAGE, S.E. *et al.* Interdependence of peat and vegetation in a tropical peat swamp forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Science**, v. 354, n. 1391, pp. 1885-1897, 1999.

PAGE, S.E. *et al.* The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. **Nature**, v. 420, n. 6911, pp. 61-65, 2002.

SHEPHERD, P.A. *et al.* The relationship forest vegetation and peat characteristics in the upper catchment of Sungai Sebangau, Central Kalimantan. **Biodiversity and Sustainability of Tropical Peatlands**, J. O. Rieley, S. E. Page, Eds. Cardigan, UK: Samara Publications, 1997, pp. 191-210.

MONITORAMENTO FLORESTAL NA FIBRIA ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO DE ALTA RESOLUÇÃO

FOREST MONITORING IN FIBRIA BY REMOTE SENSING FOR HIGH RESOLUTION

Dennis Bernardi

Fibria Celulose S.A. Rod. General Euryle de Jesus Zerbine, km 84. 12.340-010 Jacareí, SP, Brasil,
dennis.bernardi@fibria.com.br

RESUMO

O presente artigo vem demonstrar a utilização de geotecnologias no apoio ao monitoramento florestal em áreas com plantio de *Eucalyptus* spp. Demonstra-se aqui a utilização de imagens satelitárias obtidas pela constelação RapidEye, as quais apresentam como principal vantagem sua grande disponibilidade temporal aliada a boa resolução radiométrica, espectral e espacial. Neste trabalho utilizou-se o processamento por NVDI o qual permitiu classificar os talhões de *Eucalyptus* spp. em 4 diferentes situações: Solo Exposto, Plantios Danificados, Plantio com Médio e Alto Rendimento, apoiando o planejador florestal e permitindo otimização das equipes de monitoramento em campo reduzindo custos operacionais. Demonstrou-se com este trabalho também que o Sensoriamento Remoto integrado com os Sistemas de Informações Geográficas e ao Sistema de Cadastro Florestal, são ferramentas fundamentais para a Gestão Florestal das empresas.

Palavras-chave: RapidEye, NDVI, Monitoramento Florestal, *Eucalyptus*, Otimização na Gestão Florestal, Geotecnologias.

ABSTRACT

This article demonstrates the use of geotechnology in support of forest monitoring in areas with *Eucalyptus* spp. It is demonstrated here using satellite images obtained by RapidEye constellation, which have as their main advantage great ally temporal availability good radiometric, spectral and spatial resolution. In this work we used the process by which NVDI allowed to classify stands of *Eucalyptus* spp. in 4 different situations: Bare Soil, Planting damaged, Planting with Medium and High Yield, supporting forest planner and allowing optimization of field monitoring teams reducing operating costs. It has been shown in this work that also integrated Remote Sensing with Geographic Information Systems and Forest Database System, are fundamental tools for forest management enterprises.

Keywords: RapidEye, NDVI, Forest Monitoring, *Eucalyptus*, Optimization in Forest Management, Geotechnology.

INTRODUÇÃO

Imagens de sensores remotos têm sido ferramentas importantes para a cartografia, inventário e monitoramento florestal.

Na Fibria Celulose SA, atualmente a equipe de geotecnologias é responsável pelas informações cartográficas e cadastrais de quase 1 milhão de hectares, buscando-se constantemente novas tecnologias que permitam monitorar tais áreas florestais com rapidez, precisão e relação custo x benefício atraentes.

Neste sentido, a constelação de satélites *RapidEye*, apresenta uma solução que atende os tais pré-requisitos de maneira prática e objetiva. A constelação *RapidEye* é composta de cinco satélites que tem como principal diferencial uma combinação única de cobertura de grandes áreas, sensores com a alta resolução espacial, com 5 metros e possibilidade de revisita na mesma área de 24 horas a 5,5 dias, proporcionando alta resolução temporal, tudo aliado a excelente resolução radiométrica e espectral.

Quando são utilizadas imagens de sensores remotos, é necessário conhecer as suas quatro características básicas, sendo elas, resolução temporal, resolução espectral, resolução radiométrica e resolução espacial. Além das características resolutivas do sensor, uma boa calibração é essencial para permitir a transformação dos níveis de cinza gravados em grandezas físicas, que podem ser utilizadas para estimar informações da superfície. A reflectância é uma grandeza física, definida pela razão entre a energia refletida por um objeto e pela energia incidente sobre o mesmo alvo, mas que contém interferências da atmosfera. A situação ideal é a remoção dos efeitos da atmosfera com a determinação da reflectância da superfície através da correção atmosférica.

Mesmo quando se utiliza transformações espectrais como os índices de vegetação, é essencial que se faça a correção atmosférica, pois os efeitos atmosféricos afetam diferentemente as bandas espectrais utilizadas nestes índices (ANTUNES *et al.*, 2012). A correção atmosférica pode ser aplicada através de métodos empíricos e modelos de transferência radiativa. O modelo empírico mais utilizado é o desenvolvido por Chavez (1988), que se baseia na subtração do pixel escuro de cada banda da imagem coletada. Por sua vez, a correção atmosférica através de modelos de transferência radiativa utiliza as características da atmosfera para obter a o fluxo de radiação que saiu da superfície e chegou ao sensor.

OBJETIVOS

Dentre os objetivos do presente trabalho tem-se: (a) Avaliação do desempenho das imagens *RapidEye* para monitoramento de plantios florestais de *Eucalyptus* spp. em diferentes idades, materiais genéticos, plantados no Sul da Bahia; (b) Transformação das imagens *RapidEye* em imagem Radiância e Imagem Reflectância e posterior Correção Atmosférica; (c) Geração do NDVI e fatiamento, visando qualificar os situações, plantios florestais de *Eucalyptus* spp; (d) Classificação das florestas de *Eucalyptus* spp. em quadro diferentes sendo elas: solo exposto, danificadas, médio rendimento, alto rendimento.

FUNDAMENTAÇÃO

O Sensor *RapidEye*

O *RapidEye* é um sistema composto por cinco satélites de sensoriamento remoto idênticos e em mesma órbita. A faixa da abrangência de coleta de imagens é de 77 quilômetros de largura e 1500 quilômetros de extensão (RapidEye, 2013a). A Figura 1 s características das bandas do satélite. Sua inovação está na banda *Red Edge*, localizada entre o vermelho e o infravermelho próximo, que mede variações na vegetação e permite a separação de espécies e monitoramento da saúde da vegetação, segundo Felix *et al.*, (2009).

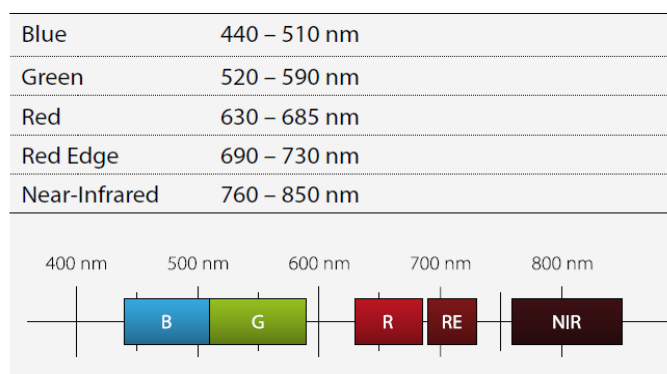


Figura 1. Informações Espectrais do RapidEye (Fonte: RapidEye, 2103a).

Figure 1 Spectral Information RapidEye (Source: RapidEye, 2103a).

Obtenção da Reflectância a partir dos Números Digitais

Com a finalidade de obtermos o valor da reflectância das imagens do *RapidEye*, há a necessidade de conversão do ND (Números Digitais) em RE (Radiância Espectral) e posteriormente, em RF (Reflectância). Para essa transformação devemos usar parâmetros associados ao sensor *RapidEye*.

Para converter o DN para RE é necessário multiplicar o valor de DN pelo valor de ER (escala radiométrica - *radiometricScaleFactor*) fornecido no arquivo de metadados da imagem, Equação 1.

$$RE_i = DN_i * ER_i \quad (\text{eq. 1})$$

A partir dos valores da Radiância Espectral (RE), calcula-se a reflectância no topo da atmosfera, conforme apresenta a Equação 2:

$$RF_i = RE_i * \pi * \frac{SunDist^2}{EAI * \cos(SolarZenith)} \quad (\text{eq. 2})$$

Onde: **i**: Número da banda espectral, **RF**: valor de reflectância, **RE**: valor de radiância espectral, **SunDist**: Distância entre a Terra e o Sol no dia da aquisição da imagem em unidades astronômicas, **EAI**: Irradiância solar na exoatmosfera, **SolarZenith**: Ângulo zenital solar (= 90° - Elevação Solar).

A distância entre a Terra e o Sol, pode ter valores entre 0,98321472337388 e 1,01683949610364 Unidades Astronômicas (UA) e deve ser calculada pela data de aquisição das imagens. Para as imagens do *RapidEye* os valores de Irradiância Solar na Exoatmosfera (**EAI**) são fornecidos na Tabela 1.

Tabela 1. Valores de Irradiância Solar na Exoatmosfera (Fonte: RapidEye, 2013a).

Table 1. Values of solar irradiance in the atmosphere (Source: RapidEye, 2013a).

Banda	EAI
Blue	1.997,8 W/m ² μm
Green	1.863,5 W/m ² μm
Red	1.560,4 W/m ² μm
Red Edge	1.395,0 W/m ² μm
Infrared	1.124,4 W/m ² μm

NDVI – Normalized Difference Vegetation Index

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI é resultado da diferença entre a reflectância no infravermelho próximo e a reflectância do vermelho, dividida pela soma das duas reflectâncias. Essa equação gera um índice que poderá variar de -1 a 1. As regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo são afetadas diretamente pelos efeitos atmosféricos de espalhamento, provocados pelos aerossóis atmosféricos e absorção ocasionada pelo vapor d'água e ozônio, por isso sempre que houver necessidade de comparações temporais, há também a necessidade de ser feita a correção atmosférica das bandas antes de calcular o NDVI.

Para o cálculo do NDVI (Equação 3), o valor digital de cada pixel devem ser convertidos para valores físicos de reflectância já que, de acordo com Moreira (2005), as reflectâncias dos alvos são transformadas em índices de vegetação, possibilitando a análise do comportamento espectral da vegetação em relação ao solo e a outros alvos da superfície.

$$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R} \quad (\text{eq. 3})$$

O NDVI varia entre -1 e +1. A vegetação de maior capacidade fotossintética ativa apresenta valores de NDVI mais elevados, enquanto baixos valores podem representar áreas com maior exposição de solo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudos

A área de estudos está localizada no sul do estado da Bahia, conforme Figura 2, onde a Fibria Celulose SA mantém plantios florestais de *Eucalyptus* spp., em áreas próprias e arrendadas. Na Tabela 2 são apresentadas as coordenadas UTM, Fuso 24S do limite da imagem utilizada.

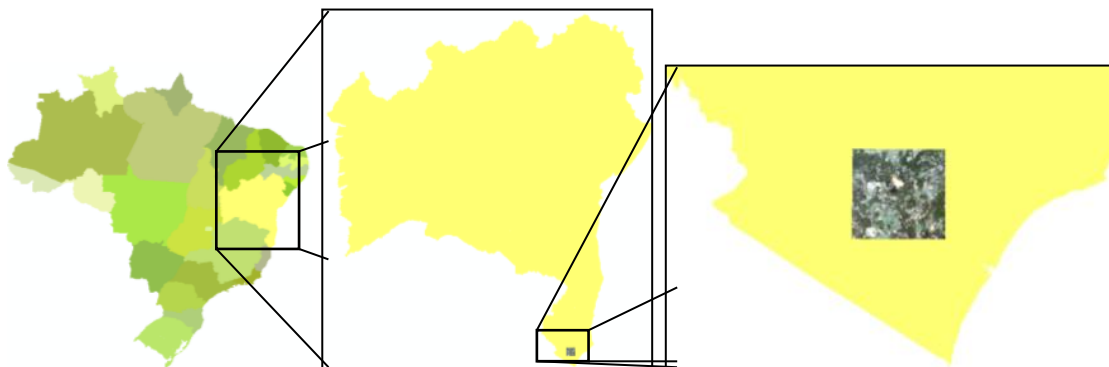


Figura 2. Localização da área de estudos.

Figure 2. Location of the area of studies.

Tabela 2. Coordenadas UTM SIRGAS 2000 Fuso 24S da imagem utilizada.

Table 2. Coordinates UTM SIRGAS 2000 zone 24S of the image used.

Coord. Superior Esquerdo	8.032.500 m , 403.500 m
Coord. Inferior Direito	8.007.500 m , 428.500 m

Na área de estudos tem-se aproximadamente 6.900 hectares de áreas de plantios de *Eucalyptus* spp., sendo destes aproximadamente 5.000 hectares de áreas próprias e outros 1.900 hectares de Poupança Florestal (Fomento). Sendo tais áreas de plantio distribuídas nas faixas de idade conforme Tabela 3.

Tabela 3. Faixa de idade dos plantios na área de estudos.

Table 3. Age range of the plantations in the study area.

Faixa Idade	Área (hectares)	%
Aguardando Implantação	1.826	26,3
≤ 6 meses	900	13,0
6 meses a 2 anos	1.687	24,3
2 – 6 anos	1.881	27,1
> 6 anos	642	9,3
TOTAL	6.935	100

Produtos Orbitais

No ano de 2013 a Fibria Celulose SA buscando monitorar seu plantios florestais desenvolveu um projeto piloto, utilizando imagens do satélite *RapidEye*. No presente trabalho foi utilizada uma das cenas (Tabela 4) adquiridas pela Fibria Celulose SA, visando validar a aplicabilidade da metodologia.

Tabela 4. Detalhes técnicos da imagem utilizada.
Table 4. Details technicians of used image.

Bandas	Blue, Green, Red, Red Edge, Infrared
Data Coleta	06 de abril de 2013
Ângulo da Coleta	-9,92°
Escala Radiométrica (ER)	0,00999999977648258
Solar Zenith	(90 - 63,19) = 26,81°
SunDist	1,00072994745288

Metodologia

Para a conversão dos ND para RE, aplicada a cena a fórmula apresentada na Equação 1, consultando o arquivo de metadados da cena, foi utilizado o fator de escala radiométrico de 0,00999999977648258. Posteriormente foi executada a conversão RE em RF, conforme a Equação 2, cujo parâmetro de distância Terra ao Sol levantado foi de: 1,00072994745288 UA.

Neste trabalho optou-se por fazer a Correção Atmosférica empírica (CHAVEZ, 1998), a qual consiste em subtrair das bandas, o valor do pixel mais escuro que primeiramente é registrado na respectiva banda. Uma vez aplicada essas correções, foi efetuada a geração do índice de vegetação NDVI, conforme Equação 3.

Para permitir o cruzamento dos dados obtidos pelo NDVI com os talhões de *Eucalyptus* spp. a imagem NDVI Classificada foi convertida para polígono. Então foi feito o cruzamento dos polígonos de plantio com os polígonos de classes identificados pelo NDVI, sendo tematicamente considerados os talhões *Eucalyptus* spp. Como: Danificado (pouca biomassa), Médio Rendimento e de Alto Rendimento (alta concentração de biomassa), além de áreas de solo exposto.

RESULTADOS

Conversões

A Figura 3a ilustra uma composição infravermelha RGB-532 do *RapidEye* na forma original, convertida em Radiância (3b), em Reflectância (3c) e posteriormente tratada por correção atmosférica (3d).

Na Tabela 5, são apresentados os valores de Reflectância que foram subtraído de cada uma das bandas Reflectância, visando a correção atmosférica pelo método *Dark Subtraction*. Tais valores são os primeiros valores válidos de Reflectância de cada uma das bandas.

Tabela 5. Valores digitais subtraídos na correção atmosférica empírica.
Table 5. Digital values subtracted the empirical atmospheric correction.

Banda	Valor digital usado na Correção Atmosférica
Blue	0,030508086
Green	0,033993091
Red	0,000022591
Red Edge	0,000025270
Infrared	0,032699075

A correção atmosférica neste trabalho visou principalmente permitir a comparação futura dos resultados deste trabalho com imagens multitemporais, visto que o presente trabalho será replicado anual e/ou bianual no monitoramento das plantações da Fibria Celulose SA, quando os efeitos atmosféricos podem causar

diferentes interpretações no NDVI de forma equivocada. As transformações executadas nas imagens RapidEye, permitiram ganhos significativos na visualização temática da cena como um todo, sobretudo naquelas áreas de solo exposto.

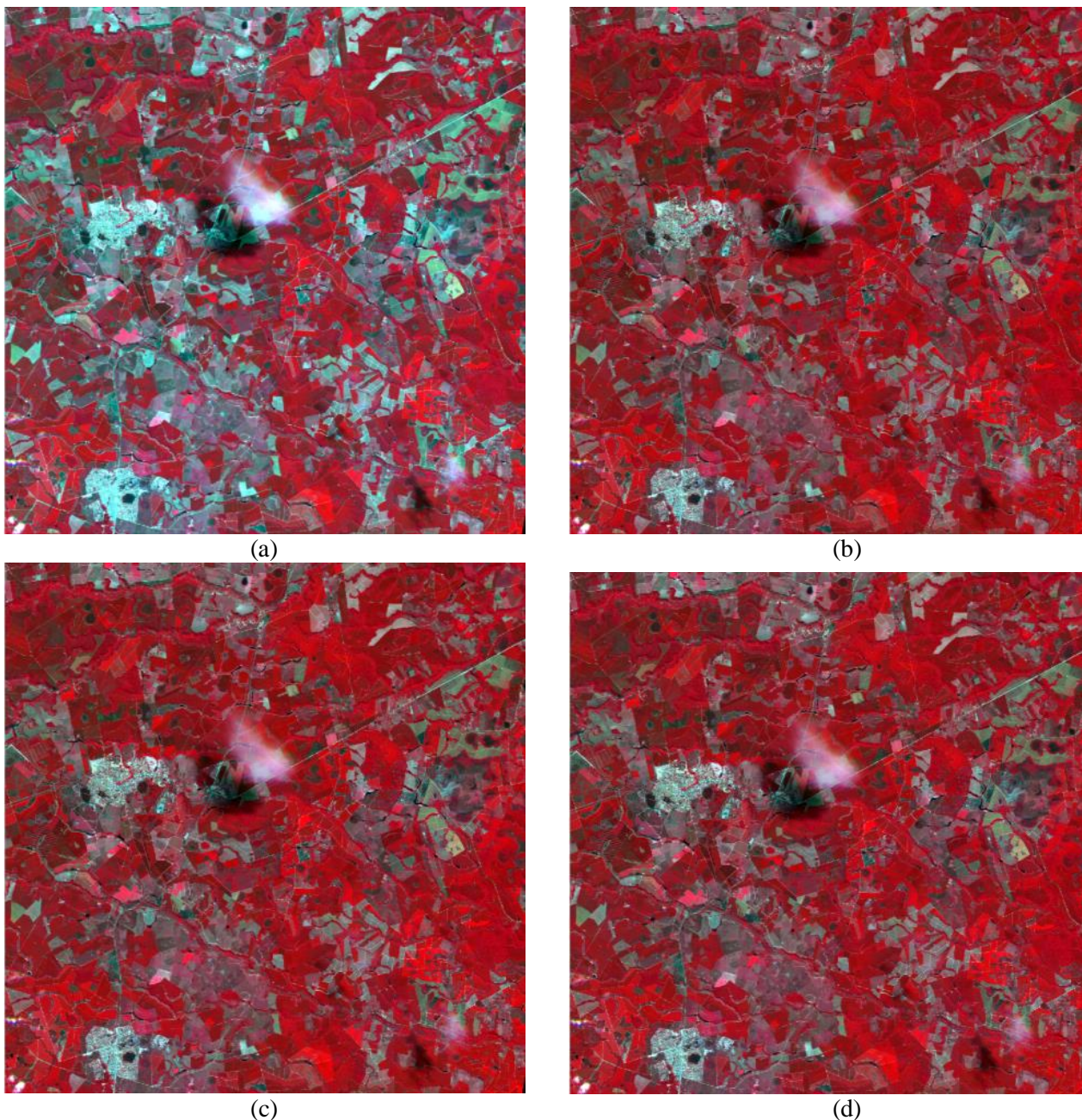


Figura 3. Processamento passo a passo da imagem RapidEye.
Figure 3. Processing step by step of RapidEye image.

Cálculo e Fatiamento do NDVI

Na Figura 6 é apresentada a imagem NDVI, em representação em tons de cinza, cuja primeira análise foi observar a configuração da nuvem de valores através de seu histograma (Figura 7), que tem característica de distribuição bimodal, isto é tem dois picos de máxima frequência bem distintos.

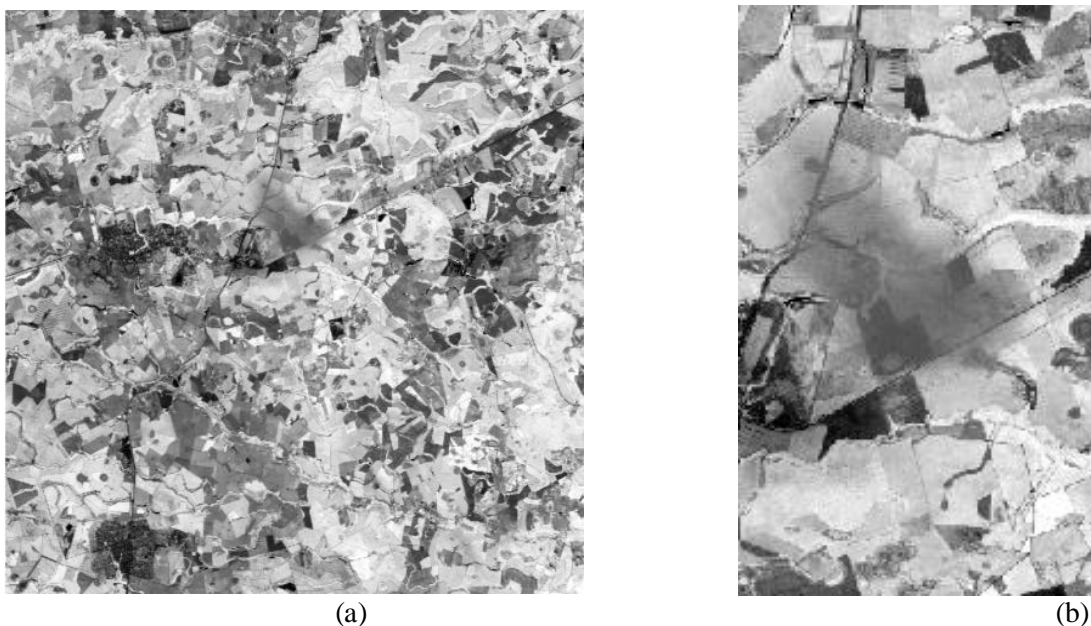


Figura 6. Produto NDVI em representação pancromática, (a) imagem completa, (b) zoom.
 Figure 6. NDVI Product in panchromatic representation, (a) full image, (b) zoom.

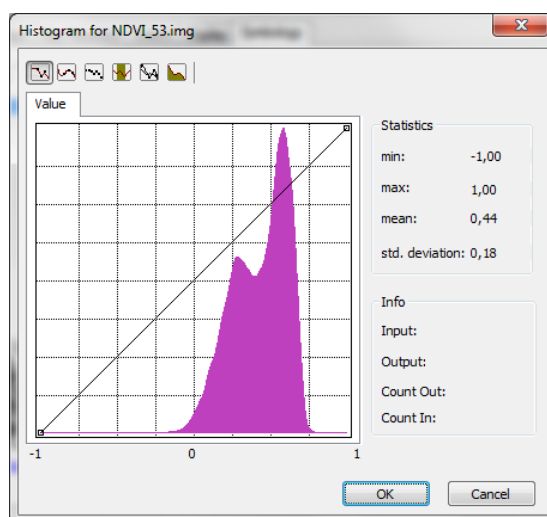






Figura 7. Histograma da imagem NDVI derivada do RapidEye.
 Figure 7. Histogram of NDVI image derived from RapidEye.

O primeiro pico de máxima do NDVI está localizado em torno de 0,27 e o segundo, em 0,58, enquanto a mínima registrada é em 0,40, com esse pico de mínima localizado entre aqueles dois de máxima. Esses picos serviram como base para identificar o espaço de atributos radiométricos das classes definidas nesse estudo (Tabela 7), cuja classificação do produto NDVI é apresentada na Figura 8.

Tabela 7. Classificação do NDVI pela análise do histograma.
 Table 7. Classification of NDVI for examining the histogram.

Classe	Faixa NDVI
 Solo Exposto	até 0,27
 Danificados	0,27 até 0,40
 Médio Rendimento	0,40 até 0,58
 Alto Rendimento	> 0,58

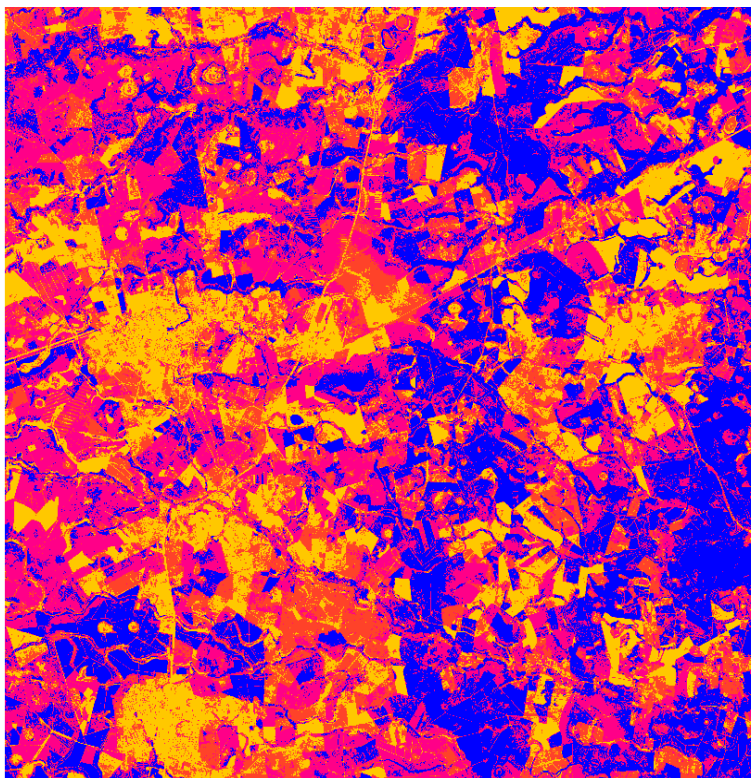






Figura 8. Distribuição espacial das classes na imagem NDVI resultantes da análise do histograma.
 Figure 8. Spatial distribution of the classes derived from the analysis of NDVI image histogram.

Analisando esse resultado obtido pela classificação foi preliminarmente possível identificar que parte da estratificação temática alcançada por esse procedimento não representava da imagem NDVI, a realidade de campo. Foi notado que o fatiamento do NDVI diretamente pelo histograma superestima os plantios de *Eucalyptus spp.* de Alto Rendimento, bem como aquelas áreas de Solo Exposto. Também foi possível verificar que, a classe Danificada é subestimada, já a classe de médio rendimento é superestimada. Assim sendo, optou-se pela classificação manual dos intervalos do NDVI, sendo as faixas apresentadas na Tabela 8 e o resultado na Figura 17. Esses novos valores do fatiamento NDVI (Tabela 8) foram definidos através da análise visual da imagem e apoiados por vistoria de campo, onde foram validadas as classes definidas para o fatiamento e a situação real dos plantios, gerando-se assim, nova classificação (Figura 9).

Tabela 8. Classificação do NDVI com base na realidade de campo.
 Table 8. Classification of NDVI based on field reality.

	Classe	Faixa NDVI
	Solo Exposto	até 0,20
	Danificados	0,20 até 0,50
	Médio Rendimento	0,50 até 0,65
	Alto Rendimento	> 0,65

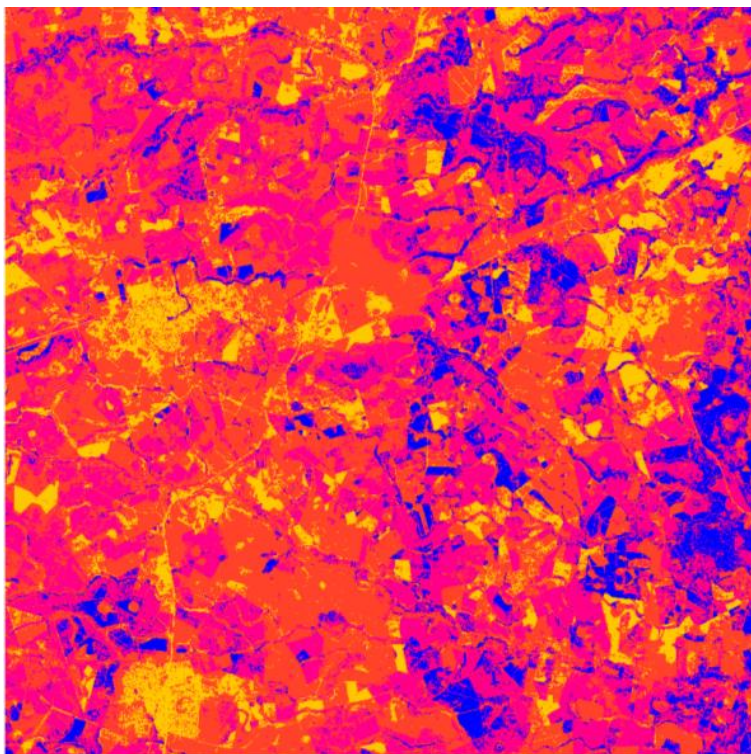


Figura 9. Distribuição espacial das classes na imagem NDVI com base na realidade de campo.
 Figure 9. Spatial distribution of classes in the NDVI image based on field reality.

Para a análise final do trabalho, optou-se por utilizar o NDVI classificado com base na realidade de campo que, apesar de certa demanda de vistorias amostrais em campo, apresenta significativamente melhores resultados, conduzindo uma validação mais eficiente.

Visando obter a avaliação dos plantios, o NDVI classificado, foi convertido de *raster* para *vetor* (polígono), o qual foi cruzado com os polígonos de plantios da base cartográfica da empresa, através do Sistema de Informações Geográficas. O resultado do cruzamento do NDVI classificado com os talhões de *Eucalyptus* spp. é apresentado na Tabela 9. Nessa tabela, os resultados apresentados em **Azul**, são resultados condizentes com o que está no Sistema de Cadastro Florestal (SCF) da empresa, isto é para plantio com menos de 6 meses, utilizando-se imagens *RapidEye*, devido a sua resolução espacial de 5 metros não é possível identificar o plantio, sendo este classificado pelo NDVI como Solo Exposto (897 hectares) ou Danificado (1.445 hectares). Também em **Azul**, estão as áreas acima de 6 meses que pelo resultado do NDVI temos Médio (1.665 hectares) e Alto (458 hectares) Rendimentos.

Tabela 9. Resultados de área (hectares) dos povoamentos de *Eucalyptus* spp., por faixa de idade.
 Table 9. Results Area (hectares) for *Eucalyptus* spp. plantation, per age group.

Idade/Classif.NDVI	Solo Exposto	Danificado	Médio Rendimento	Alto Rendimento	TOTAL
Não Plantado	500	1.043	277	7	1.826
≤ 6 meses	397	402	82	18	900
6 a 24 meses	292	740	419	235	1.687
2 - 6 anos	115	545	1.001	220	1.881
> 6 anos	65	309	265	3	642
TOTAL	1.370	3.039	2.045	482	6.935

As áreas assinaladas em **Vermelho** mostram situações preocupantes a nível de Gestão Florestal, pois pelas

informações do Sistema de Cadastro Florestal são áreas com mais de 6 meses de idade que deveriam apresentar valores de NDVI superior a 0,50, porém pela análise estas áreas apresentam valores de NDVI abaixo de 0,50, sendo classificadas como Solo Exposto ($292+115+65 = 472$ hectares) e Danificadas ($740+545+309 = 1.594$ hectares).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A transformação das imagens originais RapidEye recebidas, em Reflectância com posterior Correção Atmosféricas, permite melhorar significativamente a qualidade visual das imagens, facilitando a interpretação do uso e ocupação do solo.

O NDVI gerado pelas imagens RapidEye, permitiu avaliar a situação dos plantios florestais presentes na área de estudo, classificando-os em 4 classes que estão diretamente relacionadas a sua capacidade produtiva (m^3/ha).

A metodologia apresentada no presente trabalho será utilizada para monitoramento das áreas de plantios de *Eucalyptus* spp. da Fibria Celulose SA, permitindo assim utilizar uma ferramenta rápida e precisa, proporcionando ao Gestor uma avaliação da situação das florestas da empresa, com uma excelente relação custo x benefício.

A qualificação da equipe de Geotecnologias das empresas florestais é fundamental para a utilização racional e eficiente das ferramentas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas, permitindo com isso agregar valor os processos florestais das empresas.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, M.A.H.; DEBIASI, P.; COSTA, A.R.; GLERIANI, J.M. Correção atmosférica de imagens ALOS/AVNIR-2 utilizando o modelo 6S. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 64, p. 531-539, 2012.
- CHAVEZ, P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data, **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 34, p. 59-479, 1988
- FELIX, I.M.; KAZMIERCZAK, M.L.; ESPINDOLA, G.M. RapidEye: a nova geração de satélites de Observação da Terra. **Anais: XIV In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, p. 7619-7622. 2009.
- MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. Viçosa: Editora UFV, 2005. 320 p.
- RapidEye, Satellite Imagery Product Specifications. Disponível em: www.rapideye.com. Acessado em 17/07/13, 2013a.

OTIMIZANDO PROCESSOS DE DUE DILIGENCE EM ATIVOS FLORESTAIS ATRAVÉS DE GEOTECNOLOGIAS

OPTIMIZING DUE DILIGENCE PROCESS IN FOREST ASSETS THROUGH GEOTECHNOLOGIES

Matheus Caetano Rocha de Andrade¹, Marcelo Temps¹, Joabel Barbieri¹, Edgar Tonel Rossato¹

¹ TTG Investimentos Florestais Ltda. – Av. Brigadeiro Faria Lima, 3477, 11ª andar, 04538-133 – São Paulo, SP, Brasil, {matheus.andrade, marcelo.temps, joabel.barbieri, edgar.rossato}@thetimbergroup.com

RESUMO

O presente artigo descreve um panorama geral de como as geotecnologias podem ser aplicadas para a otimização de processos de diligência em ativos florestais em um cenário de um investidor independente. As técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas possibilitam não só um aumento da agilidade da obtenção das informações, mas também na precisão das informações no tocante à aspectos ambientais, legais, sociais, estratégicos, inventário e cadastro florestal, tornando-se estratégico e indispensável em etapas de pré-aquisição de um ativo florestal. O domínio de tais informações permite avaliar e mensurar os riscos associados ao ativo sob análise, além de aumentar o poder de barganha durante a concretização do negócio em potencial.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, investimentos florestais, riscos.

ABSTRACT

This article describes an overview of how geoprocessing techniques can be applied to the optimization of due diligence processes in forestry assets in a scenario of an individual investor. The techniques of remote sensing and geographic information systems allow not only to improve the agility in obtaining the information but also the accuracy of the information regarding the environmental, legal, social, strategic, forest inventory and register aspects, becoming strategic and essential in the forest asset pre-purchasing process. The domain of such information allows the company to evaluate and measure the risks associated with the asset under analysis, furthermore to increase the bargaining power during the negotiation phase.

Keywords: Remote sensing, forest investments, risks.

INTRODUÇÃO

Com a expansão das indústrias de base florestal e aquecimento do mercado mundial, torna-se inevitável a realização de investimentos e transações entre ativos florestais e, nesse contexto, o processo de *due diligence* possui caráter indispensável como um mecanismo de aumento da segurança, minimização de riscos e transparência na concretização de negócios e investimentos.

De acordo com o anuário da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF), em 2012, no Brasil, os plantios florestais ocupavam uma área de 6,66 milhões de hectares, sendo 76,6% plantios de eucalipto. Nos últimos cinco anos o Brasil tem recebido grandes investimentos em reflorestamento, especialmente em reflorestamento de espécies de eucalipto e pinus. A área plantada de eucalipto cresceu 4,5% entre 2011 e 2012, ao passo que, no período de 2006-2011 o crescimento foi de 30,6%, reforçando os crescentes investimentos no setor (ABRAF, 2013).

Segundo Saldanha (2009), o principal objetivo de uma diligência é avaliar e mensurar os riscos associados à transação, buscando uma visão holística (ambiental, jurídica, financeira, social, etc.) do negócio em

potencial, que resultará em um relatório estratégico das reais condições da empresa ou ativo analisado.

No entanto, o mercado e o ambiente competitivo está se tornando cada vez mais disputado, fazendo com que a busca por melhorias no processo de gestão e estratégia florestal como um todo se dê em várias iniciativas. Entre estas melhorias, a busca por agilidade na obtenção de informações, redução de custos e alta eficiência dos recursos produtivos em atividades que agregam valor ao negócio é de grande relevância e estratégia. Nesse sentido, o uso de geotecnologias como ferramenta e suporte para a realização de *due diligence* torna-se promissor.

De acordo com Bolfe (2006) o desenvolvimento e aplicação de procedimentos metodológicos envolvendo geotecnologias como Sensoriamento Remoto (SR), Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e sistemas de posicionamento global por satélite desempenham um papel imprescindível na elevação do conhecimento, análises e integrações relativas aos recursos naturais, passos necessários e promissores para avaliação, planejamento e gestão territorial.

As tecnologias referentes ao SR e SIG estão cada vez mais interligadas e suas aplicações nos diferentes campos da ciência têm aumentado. Assim sendo, o uso de geotecnologias transcende o simples fato de utilizar tecnologias computacionais para subsidiar algumas etapas do processo de diligência que anteriormente era realizado de forma manual. No entanto, o conhecimento científico e temático da área de aplicação é de fundamental importância na exploração das mesmas. Sem este conhecimento e um objetivo bem definido, esses recursos podem ser mal ou subutilizados (FLORENZANO, 2005).

Embora as geotecnologias demonstrem potencial de aplicação na diligência, ainda existem poucos estudos que abordem a integração e a utilização prática destas ferramentas de forma a trazer benefícios para empreendimentos florestais, considerando o equilíbrio entre tempo, custo e precisão da informação. Portanto, o objetivo principal deste presente trabalho é apresentar e discutir o potencial de aplicações de ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento nos processos de *due diligence* no cenário de um investidor independente.

Contextualização

Quando a propriedade das florestas é transferida da indústria de base florestal para empresas ou investidores especializados na gestão destes ativos, a floresta deixa de fazer parte de uma organização verticalmente integrada e se torna uma empresa independente dos estágios posteriores na cadeia de valor. Assim sendo, enquanto que em uma indústria de base florestal, o objetivo dos gestores de seus ativos florestais é garantir o suprimento de madeira das fábricas, em um cenário de um investidor independente, o objetivo é maximizar o retorno do negócio (WHATELY, 2008).

A garantia de um maior retorno aos investidores deve ser o objetivo e missão de um gestor de ativos (ex: *property manager*) desde o processo de aquisição de uma nova propriedade (floresta ou terra nua), suportado pela *due diligence*. Mais especificamente, o processo de prospecção e aquisição de terras tem como missão avaliar o negócio (compra de terras e florestas, arrendamento, parceria, etc.), através das análises da documentação pertinente, jurídica, cartográfica, ambiental e técnicas, além da formalização do contrato e negociar a liberação de terras para o plantio, garantindo o cumprimento da legislação ambiental, com o menor custo e tempo possível. Assim sendo, o cerne de uma *due diligence* é conhecer em detalhes a real situação (não aparente) de uma corporação para que todos (ou quase todos) os riscos atrelados à pretensa operação sejam avaliados e, na medida do possível, mensurados.

Para tal propósito, os dados levantados e as informações geradas na diligência por métodos utilizando-se de geotecnologias permitem subsidiar a tomada de decisão e a avaliação de um ativo através de estudos interdisciplinares e análises sobre aspectos ambientais, legais, sociais, estratégicos/econômicos, além prover informações aos processos de cadastro e inventário florestal, conforme destacado na Figura 1 a seguir.

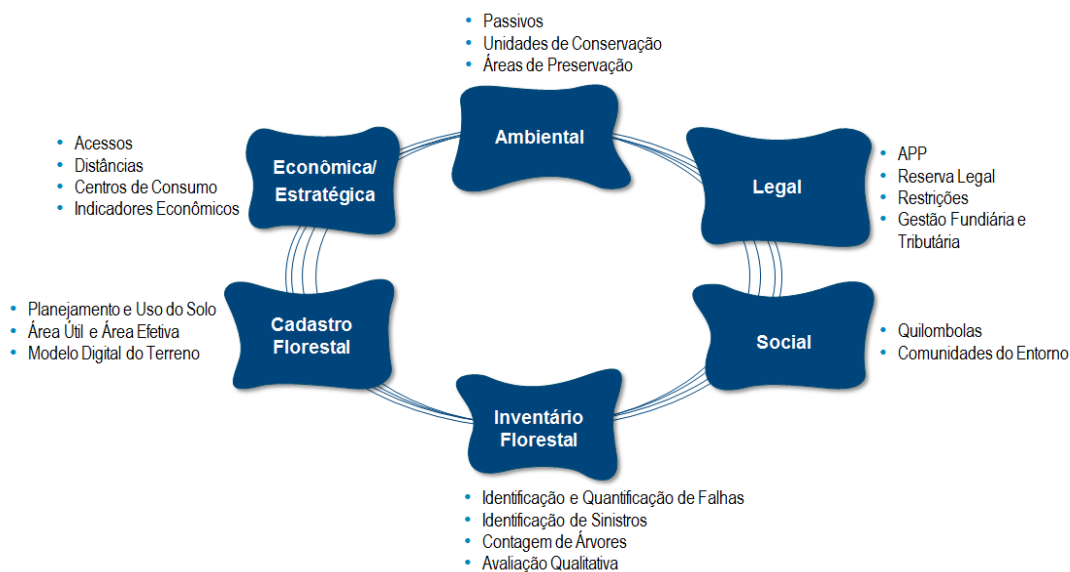


Figura 1. Potenciais aplicações de geotecnologias no processo de *due diligence*.
 Figure 1. Potential applications of geotechnology in the due diligence process.

Um aspecto fundamental a estas análises está relacionado com o tempo de entrega e precisão das informações. Como a propriedade se encontra em fase de avaliação, a informação deve ser coletada, processada e disponibilizada o mais rápido possível de forma a não comprometer o andamento das avaliações. Os levantamentos realizados por topografia convencional ou por equipamentos GPS estariam limitados à visão dos topógrafos, que operam no nível do solo. Isto não favorece a produtividade da operação quando devem ser mapeadas várias níveis de informação diferentes, como num trabalho para avaliação de uso e cobertura do solo.

Esse fato justifica o uso mais intensivo de imagens em substituição dos levantamentos topográficos de campo: as facilidades de acesso a este tipo de produto estão cada vez maiores e os custos com mão de obra se deslocando em campo têm ficado cada vez maiores. Esta situação leva ao uso mais frequente de imagens aéreas ou satelitais para a atualização das bases de dados e obtenção de informações do campo de forma rápida e precisa. Nos dias de hoje isso é relevante porque a demanda por dados cartográficos não é útil apenas para o processo de aquisições, pois toda a informação obtida com as imagens também atende à demanda de outras áreas do departamento florestal, ou seja, com o mesmo esforço de imageamento e processamento na etapa de pré-aquisição, é possível obter diversos resultados ou produtos que beneficiam outros processos florestais.

Embora o imageamento seja uma opção viável no processo de diligência, é preciso atentar para fatores que podem comprometer o tempo de entrega dos produtos, tais como, dificuldade em obtenção da licença de voo (em casos de imagens obtidas com plataformas aéreas), acesso à pista de pouso e decolagem, presença de chuva, nuvens, ventos, entre outros.

Já em relação à execução das atividades de processamento, interpretação das imagens, análises e elaboração do relatório, a empresa pode optar por realizar a terceirização completa da atividade, ou utilizar a equipe própria de especialistas. Como as empresas gestoras de ativos geralmente possui o corpo de gestores e de especialistas reduzido (comparado à uma indústria de base florestal), esta atividade tem sido realizada de forma mista, com trabalhos da equipe interna e de terceiros, o que apresenta possibilidade de ganhos com custos de licença e liberação das pessoas para atividades mais elaboradas. Já as atividades de campo devem ser preferencialmente realizadas por equipes terceirizadas em função também do elevado custo de mão de obra e equipamentos imobilizados, além de todos os esforços e trabalhos para administrar estas equipes (supervisores e coordenação de campo).

As avaliações jurídicas, econômicas, documentais, entre outras existentes no processo de *due diligence* não serão escopo desse artigo, por se tratarem de análises específicas e que não necessariamente possuem potencial para aplicação de geotecnologias.

Aplicações potenciais geotecnologias - aspecto social, ambiental e legal

O principal objetivo desta etapa é verificar a existência de não conformidades ambientais relacionadas à legislação florestal, licenciamento ambiental, questões sociais e outros passivos ambientais que possam limitar o uso da propriedade ou dificultar a certificação florestal, podendo gerar novas estratégias de negociação, ou ainda inviabilizar o negócio.

Nesse sentido, avalia-se o estado de conservação das áreas de vegetação nativa (Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal), a existência de atividades passíveis de licenciamento, o histórico do uso do solo (análise temporal por meio de séries históricas) e a legalidade quanto à conversão de vegetação nativa.

Além destes aspectos, são analisados também o contexto socioambiental do entorno da propriedade, como proximidade da área de interesse à terras indígenas e comunidades quilombolas, zona de amortecimento padrão para unidades de conservação, Projetos de Assentamento (PA), Unidades de Conservação (UC) e áreas prioritárias para a conservação, definidas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). Por fim, são analisa-se também se há a presença de sítios de interesse arqueológico e áreas de exploração mineral na propriedade e no entorno.

A legislação ambiental brasileira exige que parte da área adquirida para plantação de florestas seja utilizada para a conservação da biodiversidade, constituindo-se em Reserva Legal (RL) ou Áreas de Preservação Permanente (APP), destacadas no Código Florestal que é estabelecido pela Lei 12.651/2012.

A APP tem como objetivo a preservação de recursos hídricos, a estabilidade geológica e a garantia do fluxo gênico de fauna e flora, devem ser cobertas por vegetação nativa conservada, devidamente identificada e mapeada e, caso estejam degradadas, devem ser recuperadas pelo proprietário. Já a RL tem como função garantir a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais existentes em cada propriedade e sua extensão depende da localização da propriedade rural, variando de 20 a 80% da área total.

Os usos e coberturas vegetais predominantes na fazenda de interesse nos últimos anos são levantados com base na análise das imagens de satélite Landsat 5, sensor TM (anos de 1994, 2004 e 2008) e imagem de alta resolução espacial, obtida por aerolevantamentos contratados com empresas terceiras quando da avaliação da propriedade. Essa imagem de alta resolução geralmente é obtida com veículos aéreos tripulados, e possuem resolução espacial de 30 cm.

A imagem de alta resolução é classificada de acordo com o conhecimento técnico do intérprete associado à verdades de campo, de forma a estabelecer o padrão analógico que permitirá a classificação da imagem dos demais anos exclusivamente a partir da interpretação das imagens. Em seguida os produtos são armazenados em um ambiente SIG para análise e manipulação.

Assim, tendo-se em vista os objetivos deste levantamento, são consideradas as seguintes classes de área de uso do solo:

Cerrado Antropizado: áreas nativas com vestígios de antropismo tais como degradação por pastoreio, sem vestígios de conversão de áreas; Cerrado: áreas nativas, mesmo que anteriormente antropizadas, mas sem vestígios de conversão; Área Aberta: área de cobertura vegetal natural convertida para fins econômicos; Plantio: área convertida utilizada para plantio florestal de *Eucalyptus*; Outros: área de infraestrutura e estradas.

A partir da classificação comparativa e cruzamento espacial realizado entre as imagens, é possível

determinar mudanças no uso do solo, principalmente no que diz respeito à conversão de áreas naturais. A metodologia empregada nesta análise não garante alta precisão quantitativa no tocante à classificação do uso das áreas, visto que a qualidade das informações resultantes está diretamente relacionada à precisão (30 m) das imagens utilizadas.

Também são analisadas as APP e RL, comparando com a legislação vigente e a documentação existente da propriedade (averbações), além do contexto socioambiental do entorno. Para estes propósitos, os dados sensoriados – imagens de alta resolução espacial - são combinados com dados geoespaciais fornecidos por órgãos oficiais do governo do Brasil (ex: MMA – zonas de conservação, sociais e de interesse ambiental, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) – dados climáticos, precipitação, topodata e modelo digital de elevação, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) – áreas de lavra de minas, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – dados econômicos e sociais, entre outros) para geração de mapas temáticos que irão compor a análise e relatório da diligência.

Além das análises supracitadas, os produtos desta etapa dão subsídio para atividades associadas a gestão fundiária, obrigatórios de acordo com a legislação vigente, tais como, declarações de imposto territorial (ITR), Cadastro Ambiental Rural (CAR) e ao processo de georreferenciamento da propriedade (caso não exista).

Aplicações potenciais geotecnologias – cadastro florestal

O principal objetivo desta análise é realizar o planejamento de uso do solo e o talhamento em áreas de implantação (*bare land*) e avaliar o uso do solo existente em áreas já implantadas. Esta etapa é fundamental para se determinar a quantidade de área total e área útil, que são premissas para composição do preço final do ativo em questão. Ademais, em consonância com o tópico anterior, a certeza de se estar mantendo as áreas de RL e de APPs conforme a exigência da legislação pode reduzir o risco de autuações, paralizações e riscos para a imagem da empresa.

Segundo gestores da empresa TTG Investimentos Florestais Ltda ao considerar as áreas de conservação (APP e RL) adicionadas as estradas e a infraestrutura necessária em uma área de florestas plantadas, pode-se ultrapassar à metade da área total adquirida em uma propriedade. Isto significa que metade do capital imobilizado na compra de terras para a plantação de florestas não será remunerado, ou seja, é fundamental que o empreendimento realize um bom planejamento e uso do solo. Além desse fator, a atividade florestal é essencialmente geográfica e a gestão das florestas precisa ser baseada em bons controles espaciais, que permitam otimizar deslocamentos e aplicação dos recursos para assegurar um bom manejo.

Outro aspecto importante em relação a base cartográfica está relacionado aos serviços de silvicultura futuros. Assim sendo, suponha que uma área de 100 hectares receba 10 operações em um ano, ou seja, a área trabalhada será de 1000 hectares. Se houver um erro de 5% na área significa que se pagou em serviços um valor adicional de 50 hectares. Extrapolando para um programa anual de silvicultura e para um ciclo da floresta, correspondem a uma quantia significativa de dinheiro que pode comprometer o retorno ao acionista.

Quando o ativo em potencial já contém florestas plantadas, faz-se necessário a avaliação da área de efetivo plantio para que a base cartográfica esteja o mais correta possível, pois será baseado nesta área que as projeções de volume de madeira provenientes do inventário serão consideradas e extrapoladas, podendo comprometer as estimativas de retorno do investimento.

Todas estas análises relacionadas à base cartográfica e cadastral são realizadas com base na imagem de alta resolução espacial adquirida no processo, na base cartográfica (mapas, arquivos geoespaciais) existente e em campanhas de campo.

Aplicações potenciais geotecnologias – inventário florestal e aspectos estratégicos

As geotecnologias disponíveis no mercado para auxiliar a execução das atividades e geração dos produtos do inventário florestal tem tido um avanço significativo nos últimos tempos. No entanto, de forma geral os profissionais têm sido resistentes à adoção de novos procedimentos por vários motivos como, por exemplo, a confiança nas novas tecnologias, e acabam restringindo as aplicações aos métodos tradicionais de realização de inventário, principalmente em se tratando de comercialização de ativos florestais.

Por meio do inventário, é possível caracterizar uma determinada área e estimar as variáveis quantitativas (biomassa, área basal, volume) e/ou variáveis qualitativas (qualidade do fuste, estado fitossanitário, classe de copa, potencial de crescimento) das espécies que a compõe (SCOLFORO, 1993).

Assim sendo, as imagens de alta resolução espacial são utilizadas para análises mais específicas como identificação e quantificação de falhas em plantios, presença de afloramentos e árvores imunes ao corte (pequi) (avaliações de sinistros (fogo, quebra de árvores, déficit hídrico/nutricional, ataque de pragas, entre outros), e outros aspectos qualitativos (cobertura e desenvolvimento de copas) que podem ser consideradas para redução e produtividade da floresta e conseqüentemente redução do valor a ser pago pelo ativo.

Existem outras potenciais aplicações das imagens de alta resolução, como contagem de copas de árvores (censo), além de técnicas de krigagem geoestatística, porém estas técnicas ainda precisam ser melhor estudadas no contexto de avaliação de ativos no intuito de se garantir melhores precisão das estimativas de inventário e conseqüentemente serem mais difundidas entre os profissionais.

Por fim, são realizadas análises estratégicas da propriedade, como por exemplo, distâncias em relação a centros consumidores de madeira, distâncias à centros urbanos, rodovias existência de estradas e condições de acesso à propriedade, proximidade à concorrentes, escoamento da produção, entre outros. As avaliações são realizadas através do cruzamento das informações obtidas através de sensoriamento remoto, bases cadastrais e dados disponibilizados por órgãos do setor como Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF) e IBGE. As informações obtidas com esta análise possibilitam refinar e ajustar melhor as premissas base para geração dos indicadores econômicos que são de interesse do investidor, tais como Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR) do projeto.

CONCLUSÕES

De uma maneira geral, dados de sensoriamento remoto integrados com informações temáticas e cartográficas em um SIG têm mercado garantido não só nas atividades de *due diligence*, mas também no controle das atividades florestais das empresas de reflorestamento.

O domínio de informações no domínio ambiental, social, legal, e aspectos técnicos previamente à aquisição de um ativo garante condições necessárias para a minimização de riscos no negócio pretendido, além de aumentar o poder de barganha durante a concretização do negócio.

Ressalta-se também que o uso de geotecnologias por si só não substitui completamente o processo de avaliação ou de *due diligence*, sendo necessários ainda avaliações em campo, porém em menor escala quando comparados ao método de avaliação tradicional.

Assim, quanto mais valor à área responsável por geotecnologias entregar ao negócio através do uso das suas ferramentas, mais esta área será reconhecida e valorizada pelas organizações. Por isso é importante prover soluções tecnológicas atualizadas, que agreguem este valor ao negócio florestal. E para que a área consiga atingir este objetivo, é importante manter uma cultura de avanços tecnológicos através ações que desenvolvam o conhecimento das ferramentas disponíveis para o setor e uma visão que esteja constantemente buscando melhorias para o negócio através da aplicação desta tecnologia na área florestal.

Dessa forma recomenda-se que as inovações tecnológicas devam sempre procurar atender os seguintes objetivos:

- Aumentar a velocidade e a precisão das coletas de dados no campo;
- Diminuir os custos dos serviços envolvidos.

Em paralelo, vários outros patamares técnico-científicos vêm sendo estabelecidos para esse ganho inovador no conhecimento florestal, com desafios na aquisição de informações, além daqueles tradicionais com uso de fotografias aéreas de média e grande escala, ou mesmo imagens de satélite, porém faz-se necessário estudos aplicados ao contexto de empreendimentos florestais para que os métodos possam ser aperfeiçoados.

REFERÊNCIAS

- ABRAF. Anuário estatístico. ABRAF 2013 ano base 2012 / ABRAF. – Brasília. 148 p. 2013. Disponível em: http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF13/ABRAF13_BR.pdf. Acesso em: 05 Mar. 2014
- BOLFE, E.L. Geotecnologias aplicadas à gestão de recursos naturais. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 3, 2006. Aracaju. *Anais do III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, 2006*.
- FLORENZANO, T.G. Geotecnologias na geografia aplicada: difusão e acesso. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 17, p. 24-29, 2005.
- SALDANHA, P.M. Due Diligence: Aspectos Relativos ao Passivo Ambiental. Disponível em: http://www3.pucrs.br/pucrs/files/uni/poa/direito/graduacao/tcc/tcc2/trabalhos2009_2/pedro_saldanha.pdf. Acesso em: 05 Jun., 2014
- SCOLFORO, J.R.S. Inventário florestal. Lavras: Editora ESAL-FAEPE, 1993. 228 p.
- WHATELY, I. O Investimento em Ativos Florestais no Brasil: O caso norte-americano e o desenvolvimento desta classe de ativos no Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Escola de Administração de Empresas da Fundação Getúlio Vargas. 113 p. 2008. São Paulo.

REMOTE SENSING TECHNOLOGIES FOR BIOMASS AND DIVERSITY ESTIMATION IN AFRICAN FORESTS

Gaia Vaglio Laurin and Riccardo Valentini,
Euro-Mediterranean Center on Climate Change (CMCC):

This contribution is a synthesis of the experiences, obtained results, and on-going research efforts carried out in the framework of the 7th Framework Program, European Research Council Advanced Grant Africa GHG #247349 (lead by CMCC), and of two Cambridge Conservation Initiative grants (lead by University of Cambridge). The focus is the Upper Guinean Forest Biodiversity Hotspot in Western Africa, namely in Sierra Leone (Gola Rainforest National Park, GRNP) and in Ghana (Ankasa National Park, ANP; Dadieso Forest Reserve, DFR; Bia Conservation Area, BCA which includes Bia National Park, BNP, and Bia Resource Reserve, BRR).

The West African Forests study areas

The Upper Guinean forests of West Africa have experienced a dramatic decrease of their original extent. Logging, mining, hunting and human population growths are still placing extreme stress on this biodiversity hotspot (CEPF, 2003). The original forest belt is now highly fragmented (Figure 1); possibly the larger intact block is the one found in western Liberia and encompassing eastern Sierra Leone, where the Gola Rainforest National Park (GRNP) is located. In general, there is an increasing gradient of dryness from west to east and from south to north, but often peculiar microclimatic conditions are present in each site.

Carbon mapping activities and biodiversity analysis are extremely important for conservation and planning issues, and with respect to the emerging REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries) program and the UN Convention on Biological Diversity, as well as for national planning, considering that local communities strongly rely on woody vegetation as a primary source of products and energy, and forestry industry is an important economic sector. However, biomass and biodiversity studies are extremely scarce and common remote sensing tools for quantifying these resources have been not adequately tested in this region.



Figure 1. Fragmentation of the original forested area.

Within *Sierra Leone*, the study site comprise the GRNP (710 km²) where a range of vegetation types is present: moist evergreen forest, moist semi-deciduous forest, freshwater inland swamp forest, forest regrowth and secondary/disturbed forest, farmbrush, herbaceous swamps and floodplains. Commercial

logging in Gola South was carried out in the periods 1963–1965 and 1975–1989. Since 1989, Gola has been subject to a conservation program. Overall, the area is characterized by a moist tropical climate with annual rainfall around 2500–3000 mm, a wet season lasting from May to October, and an altitude in the range 70–410 m with no abrupt elevation changes. The dry period occurs between December and March, and corresponds to the semi-deciduous phenological stage of vegetation in the moist forest.

In *Ghana* we focused on four protected areas: the Ankasa National Park, the Dadieso Forest Reserve, and the Bia National Park and Resource Reserve (together Bia Conservation Area). Precipitations in this region are mainly concentrated from March to mid-July and from September to November. The Ankasa rainforest is located in the south-western part of Ghana, covering an area of about 500 km², with mean annual precipitation from 1500 to 2100 mm. The vegetation of Ankasa is characterized as Wet Evergreen (WE) forest which has a high floristic and structural diversity and is restricted to the highest rainfall zone in Ghana. The landscape in the west Ankasa range (where the plots for the current study are located) is characterized by the presence of low, steep sided hills with an average elevation of 90 m a.s.l.; an extensive swampy area dominates the eastern portion. Although relatively intact, parts of the forest were selectively logged from the early 1960s to about 1974. Logged areas were mainly in the southern portions of the reserve, leaving most of the forest untouched (HAWTHORNE 1999). Dadieso Forest Reserves has an area of 171 km², mean annual precipitation from 1500 to 1750 mm, and a vegetation which is transitional between Moist Evergreen and Wet Evergreen types. However, swampy areas are common throughout the forest. Despite Dadieso has not been officially entered for logging, the forest is degraded in most areas. It is surrounded by cocoa farms and small rural villages, two elements that strongly contribute to the illegal logging occurring in the reserve. The Bia Conservation Area covers approximately 306 km² and comprises the Bia National Park (northern part) and Bia Resource Reserve (southern part), with mean annual precipitation ranging from 1250 to 1750 mm. Bia Conservation Area covers the transition between two of Ghana's forest types, Moist Evergreen forest in the south and Moist Semi-deciduous forests in the north. In Bia National park no systematic logging activity occurred in the past, while selective logging was relatively intense in Bia Resource Reserve. Forest recovery has not been as rapid as anticipated under the selection system and even after many years the forest shows a very broken upper canopy and large patches of low, dense vegetation (HAWTHORNE *et al.*, 2012).

Main overall research objectives

During the last 4 years of research in this study area, different objectives have been selected:

1. To perform an extensive field data collection on main forest structural parameters and diversity.
2. To test high and very high resolution satellite and airborne remote sensing data, coupled with field validation data and adopting different modeling techniques, to estimate biomass and arboreal diversity;
3. To produce detailed land cover maps.
4. To detect, with low resolution NDVI remote sensing data, any forest productivity change along the last 30 years in Ghana, a country for which climate change effects on forests have been reported.

Field data

Sierra Leone

A field data collection carried out in 2006–2007 in the GRNP established a large number of plots of 0.125 ha each across the whole park area, recording species information as well as structural and environmental forest parameters. In the plots, all trees with Diameter at Breast Height (DBH) > 30 cm were recorded, while trees with DBH included in the 10–30 cm range were measured in a 1/10 smaller subplot. Height measures were derived with a local DBH height relationship and the AGB was obtained applying the Chave *et al.*, (2005) general equation for moist tropical forest including DBH, height and wood density values. The data collection protocol and the allometric procedure are fully documented in Lindsell and Klop (2013). We selected all the plots which were surveyed by an airborne campaign (see following paragraph on remote

sensing data) and excluding some plots located less than 1 km from the park boundary, thus retaining 70 ground truth plots from original dataset, with an AGB range 0–586.9 Mg/ha (mean = 172.2 and standard deviation = 111.8 Mg/ha). These plots contained 136 species with DBH > 30 cm, and 86 occurring in the upper canopy layer. For 64 plots we calculated also information on biodiversity, using the Shannon-Wiener index. An abundance-based measurement of plant diversity, like this index, should reflect the structural variability of a landscape much better than species richness, because it captures differences in composition and dominance structure of a given plant community.

Ghana

Field data were collected in 2012-13 along a latitudinal gradient from southern to northern sites: Ankasa National Park (ANP), Dadieso Forest Reserve (DFR), Bia Resource Reserve (BRR), Bia National Park (BNP). These sites, characterized by different disturbance history and protection status, host the following main forest types: wet evergreen in ANP, moist evergreen in DFR, moist semi-deciduous in BRR and BNP. Structural forest data originate from a network of 96 plots of different sizes (0.1-1 ha, Table 1) in which diameter at breast height (DBH), height, and species information was collected for all trees having DBH>20 cm. For trees with DBH in the 10-20 cm range, the same information was collected in subplots of different smaller size. In total we sampled 11.79 ha and 1819 trees for DBH>20 cm and 8.51 ha and 1988 trees for DBH in 10-20 cm range. Further elaborations allowed calculation of: wood density; basal area (BA); above ground biomass (moist forests equation, Chave *et al.*, 2005). Biodiversity information was elaborated from a subset of plots of equal dimension per area: 400 m for BRR (1,68 ha total), BNP (1,96 ha total) and DFR (3,2 ha total), 500 m for ANP (1,7 ha total).

Table 1. List of Ghana plots per size, campaign, area and min DBH

	Plot size	Plot #	Year	Area	Min. DBH
ANP	10000 m ²	3	2011	3 ha	10 cm
ANP	500 m ²	34	2012	1,7 ha	10 cm
DFR	1600 m ²	20	2012-13	3,2 ha (20 cm) 1,84 ha (10 cm)	20 cm x 20 1600 m ² plots; 10 cm for 46 400 m ² subplot
BRR	500 m ²	3	2012-13	0,15 ha	10 cm
BRR	400 m ²	10	2012-13	0,4 ha	10 cm
BRR	1600 m ²	8	2012-13	1,28 ha (20 cm) 0,32 ha (10 cm)	20 cm x 8 1600 m ² plots; 10 cm for 8 400 m ² subplot
BNP	500 m ²	2	2012-13	0,1 ha	10 cm
BNP	400 m ²	5	2012-13	0,2 ha	10 cm
BNP	1600 m ²	11	2012-13	1,76 ha (20 cm) 0,8 ha (10 cm)	20 cm x 11 1600 m ² plots; 10 cm for 20 400 m ² subplot

Remote sensing data

All these areas in Sierra Leone and Ghana were surveyed by an airborne campaign in March 2012 over pre-defined flight lines covering part of the field plots, using a Pilatus PC-6 Porter aircraft equipped with lidar and hyperspectral sensors and a digital camera for aerial photographs.

The lidar sensor ALTM GEMINI (Optech Ltd.), characterized by a 1064 nm laser wavelength and able to record up to 4 range measurements, was operated between 650 and 850 m above ground level. The minimum laser density was set to 11 points/m². The lidar dataset was delivered as a point cloud of discrete returns,

preprocessed in Terrascan (Terrasolid) software and adopted the ApplanixIN-Fusion™ Inertially-Aided Precise Point Positioning (IAPPP) to cope with the absence of GPS base stations in the region. Positional error in x, y, z was always lower than 0.27 m for any axis. The raw all-returns point cloud was processed using the Toolbox for Lidar Data Filtering and Forest Studies (TIFFS) (CHEN, 2007) to derive a range of metrics for AGB estimation from each plot, including: mean height, quadratic mean height, skewness, kurtosis, height bins at 5 m intervals and 10% percentile heights. TIFFS used the ground returns identified by the data provider to generate a DTM (Digital Terrain Model) and calculated the relative height above terrain of each laser return by subtracting the corresponding DTM elevation from its original Z value. The lidar metrics were derived using the relative height of all laser points.

Hyperspectral data were acquired with an AISA Eagle sensor, with FOV equal to 39.7°, set to record 244 bands with 2.3 nm spectral resolution in the 400–970 nm range. The final spatial resolution was at 1 m after radiometric correction and orthorectification based on the lidar-derived Digital Elevation Model (DEM). A visual inspection of data from 30 randomly selected plots revealed a spatial mismatching between hyperspectral and lidar data within a range of 1–4 m. Atmospheric correction of the hyperspectral images was performed using the Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLAASH) algorithm, which is based on a MODTRAN4 approach for path scattered radiance, absorption, and adjacency effects. Due to noise, all the bands outside the 450–900 nm range and four bands in the 759–766 nm range were removed, reducing the total number of bands to 186. Minimum Noise Fraction (MNF) transformation was used to further reduce noise in the dataset. For each image strip, 9–15 MNF components were selected by visual screening and used to compute the inverse MNF to transform back the bands in the original data space. Different strips have different noise levels and types: generally the useful information is included in the first 15 components, but this is a rule of thumb. Visual screening allowed to identify the correct number of components to be used for analysis. Eight vegetation indices (VIs) were calculated from the inverted MNF bands: Normalized Difference Vegetation (NDVI) and Simple Ratio (SRI, Atmospherically Resistant Vegetation (ARVI), Red Edge Normalized Difference Vegetation (ReNDVI), Vogelmann Red Edge (VREI), Photochemical Reflectance (PRI), Red Green Ratio (GRI), and Anthocyanin Reflectance 2 (AR2I). These indices were chosen for representing information from different portions of the spectra of vegetation greenness, light use efficiency and leaf pigments and for being relatively insensitive to shadow. For each plot we averaged the VIs and the 186 hyperspectral bands after MNF inversion. Aerial photographs were acquired with lidar data using a Rollei H25 camera equipped with a Phase One Digital Back. Images were georeferenced and orthorectified using the lidar DEM. The orthophotos were acquired at 0.1 m spatial resolution, and used as reference for visual screening during data analysis (i.e. to visualize plot edge effects).

In addition to airborne data we used a range of satellite imagery for multiple purposes. SAR and optical data were used in Sierra Leone for land cover mapping and to attempt biomass retrieval in both countries, and included ALOS PALSAR, Landsat TM, and ALOS AVNIR data. Imagery was atmospherically corrected with FLAASH, resampled, cloud masked, filtered for speckle and coregistered. Grey Level Co-occurrence Matrix texture features were also calculated. Details on imagery processing are available in Vaglio Laurin *et al.*, (2013). In Ghana, we used the third generation global GIMMS3g NDVI dataset, characterized by 15-day temporal frequency, 1/12 degree spatial resolution and temporal span of July 1981 to December 2011 (ZHU *et al.*, 2013 for processing information). The aim in Ghana was to detect any climate-related productivity pattern, seasonality, trends and anomalies occurring in the last three decades, in a number of forested sites threatened by climate change impacts.

Modeling and analysis techniques

We adopted a range of different techniques to cope with each dataset and specific problems: from ‘simple’ multilinear regression in preliminary studies to more sophisticated statistical techniques such as Partial Least Square Regression, Random Forests, and Neural Networks, used to improve the accuracy of results.

Partial Least Square (PLS) Regression was selected in modeling biomass in Sierra Leone (VAGLIO LAURIN *et al.*, 2014a), when using a large number of often correlated metrics from airborne lidar and

hyperspectral data, which poses challenges due to the problems of multicollinearity and curse of dimensionality. PLS regression is closely related to principal component regression (PCR), but differs in that it uses the information from the response variable in addition to the predictors for feature transformation. We modeled AGB from single and fused lidar and hyperspectral data, to understand the ability of our dataset to estimate AGB in an African rainforest, and assess the usefulness of these data integration. For hyperspectral data we tested both MNF-inverted bands and the derived VIs. The PLS regression results were compared with those obtained by a multiplicative power model (MPM), well suited to explain the usual power-law relationship occurring among biological parameters. Inputs for both models were log transformed. To develop the MPM, a forward stepwise regression of the log transformed predictors and the AGB values was used to select the predictors; the initial model is then fitted using such predictors. Any of the selected predictors which were not significant from their p-value were removed ($p > 0.05$) and the model is refitted; the procedure was iterated until all predictors are statistically significant. For PLS regression, the transformed features were selected by minimizing the 10-fold cross-validation prediction error. Comparison between MPM and PLS regression is useful to illustrate the accuracy improvement. We calculated the Variable of Importance in the Projection (VIP) to evaluate importance of individual predictors for biomass estimation; predictors with VIP scores >1 are considered especially relevant for the model.

Using Random Forests (RF), we predicted the Shannon diversity index from spectral information contained in the three alternative dataset derived from hyperspectral data (VAGLIO LAURIN *et al.*, 2014b). RF is a tree-based ensemble algorithm that generates hundreds or even thousands of alternative models (hence, ‘forests’). In building a tree, instead of using the best split among all variables, the best split among a subset of randomly chosen variables is used (hence ‘Random’). To incorporate the results from the hundreds of models, RF regression uses averaging. The importance of features (i.e. explanatory variables) can be ranked in two ways: we chose to use the increase in OOB-MSE if a particular feature is removed. An advantage of RF is that it only has two parameters to tune - the number of random features for each split (mtry), and the number of the trees/models to build (ntree) - and having few parameters makes the result highly repeatable. Unlike some other tools, there is no assumption on data distribution. The embedded Out-of-Bag (OOB) strategy which separates one-third of the samples aside for evaluation each time when a model is built provides unbiased internal error estimation, and makes cross validation unnecessary. In our data set, there are only 64 plots, which represent a relatively small sample size considering the great variety of tree species and the vast areal coverage of the study area. Thus a tool using internal estimates is well-suited. However, RF does have some well-recognised limitations. Given that it is a nonlinear statistical modeling approach based on empirical data, models derived in one study region cannot be generalized to any new data sets. Additionally, different airborne data acquisition characteristics and preprocessing steps such as atmospheric and radiometric corrections further complicates a direct reuse of certain model. RF was implemented within the R statistics framework using procedures followed in numerous other studies (mtry should be set at 1/3 of the number of input features, while ntree should not normally exceed 1000). We varied mtry but found 1/3 was a good setting, and varied ntree between 100 and 1000 before settling on 200 after examining the goodness-of-fit statistics. RF regression provides an estimate of the mean squared error of residuals, but this is calculated from the OOB strategy so is different from the MSE generated by least-squares regression. For this reason we call it OOB-MSE. We calculated a pseudo-R² which is equal to 1 - (OOB-MSE/% variability explained). Again, pseudo-R² is indicative, and cannot be compared directly with conventional R².

In Sierra Leone, before having the availability of lidar and hyperspectral datasets, we also performed a classification of forest types to obtain rough estimates of biomass with a ‘classify and assign approach’; this was done due to scarce correlation of field biomass with ALOS PALSAR and Landsat TM data, a result that we found also for Ghana areas. We used neural networks (NN) as classification tool, which has several advantages including its non-parametric nature, easy adaptation to different input data, learning and generalization capabilities. Maximum Likelihood Classifier was used as a benchmark for results. Details on methods are available in Vaglio Laurin *et al.*, (2013). We used NN algorithms on progressively complex inputs: (1) optical reflectance alone, (2) optical reflectance with its texture variables, (3) optical reflectance with its texture features, and SAR backscatter, and (4) optical reflectance, SAR backscatter, and texture variables from both. We performed additional tests using SAR data alone, and with its derived textures, to assess its potential to support land cover mapping in areas persistently affected by clouds or haze and replace

optical data. Classification accuracies were assessed using overall accuracy, error matrix and Kappa coefficient of agreement.

In Ghana, to detect any productivity trend and anomaly occurring in the last three decades we calculated monthly, seasonal and yearly basic statistics (mean, minimum, maximum, standard deviation) for NDVI time series of ten different forests in Ghana, namely three national parks and seven forest reserves: Anhwiaso FR, Ankasa NP, Atewa FR, Bia RR, Dadieso FR, Kakum NP, Krokosua NP, Subri FR, Subuma FR, and Tano FR. We applied a 12-month moving window average to visualize trends and oscillations over the 30-year period, while anomalies were detected subtracting the 30-year averaged values for each month from the observations of that month, and then applying a 12-month moving window. We calculated Spearman coefficient of correlation among NDVI statistics for selected months and precipitation, cloud cover and temperature from CRU 3.1 high-resolution 0.5° gridded climate dataset (HARRIS *et al.*, 2013).

We tested if any trend was detectable in CRU 3.1 climate as well as in NDVI 30-year time series for each area using the Seasonal Modified Kendall test, a modification of the non parametric Mann-Kendall test suited to treat data with seasonal cycles, which also considers covariance among seasons; estimation of the slope was used to assess the trend magnitude.

RESULTS

Land cover map, biomass and diversity estimation in Sierra Leone

The first attempt to retrieve above ground biomass (AGB) in Sierra Leone using fused ALOS PALSAR and TM Landsat data gave poor results, with scarce ($r < 0.5$) correlation between field AGB and any of the SAR or optical features. However these data allowed the production of a detailed land cover map, needed by local managers and useful to roughly estimate biomass mean stocks according to the detailed vegetation types mapped (combine and assign approach), and a baseline to detect temporal changes. The overall accuracy (OA) using PALSAT+TM features reached 92.7% using NN classifier. Fundamental for accuracy were texture features, while even better results were obtained using higher spatial resolution optical data (AVNIR). SAR alone is still useful to cope with cloud cover problems (78.1 OA), even if forest fine-detailed classes needed to be joined when using this sensor as unique classification input.

With the availability of optical and hyperspectral data, other opportunities for modeling forest parameters arose. Based on lidar metrics alone, AGB was predicted in GRNP with a coefficient of determination (R^2) equal to 0.64 and a RMSE of 67.8 Mg ha⁻¹ using PLS; results obtained by MPM were less accurate ($R^2 = 0.57$). Hyperspectral bands had limited predictive power using PLS ($R^2 = 0.36$), and none with MPM. The VIs had very limited predictive power when entered into the models. Using PLS the addition of hyperspectral bands to lidar metrics increased the accuracy moderately ($R^2 = 0.70$, RMSE 61.7 Mg ha⁻¹), whilst replacing the hyperspectral bands with the VIs resulted in an even smaller improvement ($R^2 = 0.67$, RMSE 64.3 Mg ha⁻¹). No improvement of accuracy is obtained using MPM with combined lidar and hyperspectral dataset. In comparison to MPM, PLS produced improved accuracies in all models, except VIs alone. Among our PLS models, the combination of lidar metrics and hyperspectral bands has the lowest Akaike's Information Criteria (AIC) value of 597 and thus the best performance. The PLS model based on lidar metrics has an AIC value of 606, which corresponds to an increment of 9 and indicates that such a model is at least considerably worse than the model using both lidar metrics and hyperspectral bands. Among lidar metrics, the inputs obtaining VIP scores >1 included all percentiles (except the 10th and the 100th), some low range height bins, mean height and quadratic mean height. Highest scores were obtained, in descending order, by the 40th height percentiles, 30th height percentiles, mean height, 50th and 60th height percentiles. Among hyperspectral inputs, the higher scores were assigned to bands in the green, and red-edge region of the spectra, and in the near infrared region close to the end of the available spectra. When using the combined dataset, all lidar metrics received scores >1 and greater than the hyperspectral bands.

Shannon-Wiener index can be predicted to a good level of accuracy using the plot-level statistics derived from hyperspectral bands. Models fitted using the reflectance-based metrics (i.e. calculated directly from the hyperspectral reflectances) had pseudo-R² = 84.9% and OOB RMSE = 0.30. Models fitted using derivative-based metrics had lower explanatory power, with pseudo-R² = 71.4% and OOB RMSE = 0.35. Vegetation indices were very poor predictors of diversity, giving rise to negative pseudo-R² that indicate an inability of the models (on average) to explain any of the variability in biodiversity among plots. The rank importance of ‘features’ (calculated from the percentage increase in OOB-MSE when features are removed one-by-one from the model) indicates that within-plot-variation in hyperspectral reflectances are strongly correlated with the biodiversity index. When hyperspectral band metrics were used, the most important inputs were standard deviations from the green region, but contributions came from across the spectrum and for other metrics. When the derivative based dataset was used, standard deviations from the near infrared region provided by far the highest ranking inputs, possibly due to the ability of the derivatives to suppress background signals that are prevalent in this region. In both of these models, the most important statistical metric was standard deviation, indicating that within-plot spectral variation is most informative in explaining diversity variation.

Biomass and diversity in Ghana

For Shannon Index (SI) modeling using lidar, the three 1ha plots were excluded (due to index relationship with area), retaining only 38 equal 1600m² plots. Mean height and 0-5m percentile were stepwise selected. Multilinear regression for SI obtained an adjusted R² of 0.43, while regression with leave-one-out cross validation (LOO CV) obtained 0.28. We then explored the relationship among SI and mean and standard deviation (SD) of hyperspectral data for 35 plots of 1600m² covered by cloud free data. Correlations were low with mean reflectance (r between 0.1-0.3) and moderate with SD of reflectance (r between 0.2-0.65), and found in different spectral regions. Stepwise procedure selected only the SD of 517 nm band. The carotenoid reflectance index (CRI) was manually added as it had low r with SD of 517 nm band, but > 0.5 r with SI. Multilinear regression adjusted R² using CRI and SD of 517 nm band was 0.32. The addition of lidar features previously selected (mean height and 0-5m height bin) increased R² to 0.48. The LOO CV R² value in the former case was 0.22 and in the latter 0.34.

For AGB modeling using lidar, all plots were used. The 50 percentile was selected. Multilinear regression obtained an adjusted R² of 0.64, with LOO CV of 0.59. The three 1ha plots were then excluded to test the impact of plot size in AGB multilinear regression, finding a lower adjusted R² value, equal to 0.60. The addition of hyperspectral features did not increase the accuracy of estimates in multilinear regression.

Good correlation between above ground biomass and arboreal diversity (r = 0.71) was found. Lidar-AGB relationship is satisfactory (LOO CV adjusted R² = 0.59), but when three 1ha plots are excluded results are lower. Selection of the 50 percentile for AGB, a central tendency, indicates that forests store biomass in several layers, and in a dense sub-canopy. Lidar-SI relationship is lower than that with AGB: structure alone can explain only part of forests biodiversity. For SI, selection of lidar mean height confirms the importance of a central tendency, while that of 0- 5m height bins indicates that arboreal diversity is lower in those areas having many small trees and dense understory, which possibly correspond to more disturbed zones. For hyperspectral-SI relationship, higher relationships were found with SD than with mean reflectance values, confirming Palmer’ spectral variation hypothesis. However, hyperspectral alone showed poor ability to predict SI in this study area, lower than lidar. The use of complementary lidar and hyperspectral joined data obtained the best result for SI estimation. Improvement of results is expected with advanced modeling tools, able to cope with large amount of hyperspectral data.

Productivity (NDVI trends) in Ghana

Monthly averaged NDVI values in the ten forested areas of interest clearly show a seasonal behavior with two distinct productive seasons. The higher Spearman r correlation values between each forest NDVI time series and climate parameters were found when using 12 months of precipitation, 5 months in dry season for cloud cover (June-October), and 3 months in dry season for temperature (July-September). For all but one area (Tano FR) the highest correlation is found with cloud cover climate data, with r values ranging from -

0.43 to -0.6, followed by precipitations (r from 0.25 to 0.49) and temperature (r from 0.19 to 0.33). In the 30-year NDVI temporal series oscillations of NDVI are visible, with peaks and drops which are consistent among the areas but of different magnitude. The results of Seasonal Modified Kendall tests indicate for all the areas a significant NDVI, precipitation (with the exception of Atewa FR) and temperature increase in the 30-year period. However the increment is minimal in all the cases, according to very low slopes values. For cloud cover data, the increasing trend is significant only for the north-westernmost areas. Positive and negative NDVI variations are more marked in those areas closer to the wet evergreen zone. Since 2007 in these latter areas an evident positive anomaly is occurring.

DISCUSSION

The first evidence we collected is that, differently from other studies and forested regions, SAR and optical joined data were not able to provide AGB estimates in these West African forests at high resolution. However, these datasets were able to generate a very detailed land cover map, a tool which is currently lacking in almost all protected areas in the region and that is fundamental for tracking changes and also to estimate, at least roughly, biomass. New ALOS2 and optical improved sensors will have to be tested in this region to verify if direct AGB estimation is possible; they will be in any case a valuable tool to continue and further refine forested landscapes mapping, while waiting for specific missions for biomass, such as the ESA Biomass. In this view, we will soon test the new ALOS2 data in our sites, and we are actively collaborating with French CESBIO/CNES to conduct preliminary tests for SAR tomography over our flux tower in Ankasa site.

Looking at lidar AGB estimations, we obtained results are in the medium range with respect to other tropical sites, with any modeling technique adopted, a fact that highlights the difficulties faced in biomass estimation in this region. We considered the different sources of inaccuracy, identifying main problems. Errors from georeference of field and of airborne data was a first problem, due to the absence of base stations in the region to differentially correct the GPS measures. We tried to cope with this problem using surrogate base stations and PPP technique, which partially solved the issue but introduced serious logistic problems. For the future, we are considering to set new field plots in places where features recognizable from aerial photographs or very high resolution satellite imagery are present. The presence of field plots of different sizes in Ghana allowed to evaluate the impact of plot size, which is considerable, especially in Sierra Leone where the smaller plots (1250 m²) are present. Accuracy of estimates linearly increase with plot size due to edge effects: very large crowns are present in these forests (> 10-20 m radius), and often remote sensing data collect information on trees which stems are not included in the field plot, or vice versa. In Ghana, the results obtained with stepwise 'simple' regression and preliminary tests done with machine learning tools indicate that AGB estimation is more accurate than in Sierra Leone; in this case not only larger plot size but also less temporal mismatching between field and remote sensing data are the causes. In addition, the lack of specific allometry for West African trees is another problem, as the Chave *et al.*, (2005) equations were developed using samples from other continents. Tests done with other allometric equations did not bring any significant improvement, and evidences suggest that the height-biomass relationship, on which lidar-based estimation mainly relies, has to be further investigated in this region. Trees in West Africa are less tall than in other areas, but often trees have very large crowns with big lateral branches, and a dense understory or secondary layer due to past disturbance events.

Arboreal diversity estimation gave positive results in GRNP using hyperspectral data, showing that airborne imaging spectroscopy can be effective at mapping tree diversity, particularly when recorded at high resolution. These analyses seem to have picked up the same signal as the naked eye would – that species-rich plots have a greater number of subtly different canopy colors than species-poor plots. The reason we found effective using the Shannon-Wiener index (instead of richness, also commonly used) is that ecosystem processes, such as water balance and nutrient cycles, depends primarily on the functional characteristics of the most abundant species; the Shannon-Wiener index is weighted in favor of abundant-species, making it more useful for relating spectral signals to local ecological processes. However, a key open question in biodiversity studies is whether information on canopy biodiversity can be a surrogate for sub-canopy

biodiversity. In Ghana less accuracy was found, possibly due to the fact that we used data from different forests, thus much less homogeneous than in Sierra Leone, and a less advanced modeling tool. We are working at individual forest reserve level and with machine learning tools to increase the accuracy results. There is currently great interest in using airborne remote sensing to go one step further, and map individual canopy species in tropical forests. In a preliminary study we did based on the same hyperspectral metrics in Ghana (VAGLIO LAURIN *et al.*, 2014b), we found that some of the most frequently occurring species, if belonging to different guilds (i.e. deciduous, shadow bearer, pioneer) can be distinguished and, even with degraded hyperspectral data simulating Sentinel 2 future imagery. Thus airborne hyperspectral sensors, and possibly future satellite optical mission, represent an important and cost-effective tool to target areas with high biodiversity, high vulnerability to change and/or with tree species that are of particular importance.

Using low resolution NDVI global dataset we showed that is possible to detect productivity trends at regional or country level, confirming that these data are important to study possible climate change effects on natural resources. In Ghana forests, an increase in AGB and a compositional shift was observed by other research (FAUSET *et al.*, 2012), as a result from a long term drought occurring in the last decades. Our field data, including historical data from two reserve (not reported here) cannot confirm this observations, and show that disturbance is the main driver in shaping forests productivity and guild composition (VAGLIO LAURIN *et al.*, *in prep.*). With remote sensing data we evidenced that the wet evergreen forests are those which could be more affected by climate events, with drier forest types showing more resilience.

Finally, we found that adopting different modeling techniques is useful especially to deal with complex datasets, and to fuse different data types. We found a consistent accuracy increase when using machine learning tools or advanced statistical models, and suggest to privilege those tools that do not request the splitting of field data into subsets, considering how difficult is to collect ground truth in such remote regions.

REFERENCES

- CEPF, 2003. Critical Ecosystem Partnership Fund. Guinean Forests of West Africa Hotspot Upper Guinean Forest Briefing Book. Prepared for: Improving Linkages Between CEPF and World Bank Operations, Africa Forum, Cape Town, South Africa, April 25-27, 2005.
- CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M.A., CHAMBERS, J.Q., EAMUS, D., FOLSTER, H., FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145 (1), 78-99.
- CHEN, Q.; GONG, P.; BALDOCCHI, D.D.; XIE, G. 2007. Filtering airborne laser scanning data with morphological methods. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 73 (2), 175–185.
- FAUSET, S.; BAKER, T.R.; LEWIS, S.L.; FELDPAUSCH, T.R.; AFFUM-BAFFOE, K.; FOLI, E.G.; SWAINE, M.D. (2012). Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology Letters*, 15(10), 1120-1129.
- HARRIS, I.; JONES, P.D.; OSBORN, T.J.; LISTER, D.H. 2013: Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 dataset. *International Journal of Climatology*.
- HAWTHORNE, W.D.; SHEIL, D.; AGYEMAN, V.K.; ABU JUAM, M.; MARSHALL, C.A.M. (2012). Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production *Forest Ecology and Management*. 271 (2): pp 27-36.
- HAWTHORNE, W.D. 1999. Plants in Ankasa, Nini Suhien, and Bia. – Protected Areas Development Programme, Western Region Ghana (ULG Northumbrian LTD).
- HAWTHORNE, W.D. 1995. Ecological profiles of Ghanaian forest trees *Tropical Forestry Paper* 29. Oxford Forestry Institute, Dept. of Plant Sciences, South Parks Rd, Oxford OX1 3RB, UK
- LINDSELL, J.A.; KLOP, E. 2013. Spatial and temporal variation of carbon stocks in a lowland tropical

forest in West Africa. *For. Ecol. Manage.* 289, 10-17.

VAGLIO LAURIN, G.; LIESENBERG, V.; CHEN, Q.; GUERRIERO, L.; DEL FRATE, F.; BARTOLINI, A.; COOMES, D.; WILEBORE, B.; LINDSELL, J.; VALENTINI, R. 2013. Optical and SAR sensor synergies for forest and land cover mapping in a tropical site in West Africa, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, 7-16.

VAGLIO LAURIN, G.; CHEN, Q.; LINDSELL, J.; COOMES, D.; DEL FRATE, F.; GUERRIERO, L.; PIROTTI, F.; VALENTINI, R. 2014a. Above ground biomass estimation in an African tropical forest with lidar and hyperspectral data. *Intl. Journal of Photogram. and Remote Sensing* 89 (2014) 49-58.

VAGLIO LAURIN, G.; CHAN, J.; CHEN, Q.; LINDSELL, J.; COOMES, D.; GUERRIERO, L.; DEL FRATE, F.; MIGLIETTA, F.; VALENTINI, R. 2014b. Biodiversity mapping in a tropical West African forest with airborne hyperspectral data. *Plos One* DOI: 10.1371/journal.pone.0097910.

VAGLIO LAURIN, G.; AVEZZANO, R.G.; HAWTHORNE, W.D.; LIESENBERG, V.; VALENTINI, R. 2014c. Simulation of Sentinel-2 data from airborne hyperspectral for African forest ecology studies. *Sentinel-2 workshop proceedings, European Space Agency, 20-22 May 2014, Frascati, Italy.*

ZHU, Z.; BI, J.; PAN, Y.; GANGULY, S.; ANAV, A.; XU, L.; MYNENI, R.B. (2013). Global data sets of vegetation leaf area index (LAI) 3g and Fraction of Photosynthetically Active Radiation (FPAR) 3g derived from Global Inventory Modeling and Mapping Studies (GIMMS) Normalized difference Vegetation Index (NDVI3g) for the period 1981 to 2011. *Remote Sensing*, 5(2), 927-948.

SPATIAL AND TEMPORAL PREDICTION OF BIOMASS AVAILABILITY FOR BIOENERGY BASED ON FOREST PLANTATIONS

PREDIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE PRODUÇÃO DE BIOENERGIA PROVENIENTE DE PLANTIOS FLORESTAIS

Auro C.Almeida¹, R. John Raison², Debbie Crawford², Tom Jovanovic², Deborah O'Connell²

¹ CSIRO, Land and Water Flagship, Private Bag 12, Hobart, TAS, 7001, Australia, auro.almeida@csiro.au
² CSIRO, Land and Water Flagship, GPO Box 1700, Canberra, ACT, 2601, Australia, john.raison@csiro.au, debbie.crawford@csiro.au, tom.jovanovic@csiro.au, deborah.o'connell@csiro.au

ABSTRACT

This paper describes the procedure and estimates of potential biomass availability from established pine plantations and new *Eucalyptus* plantations to support bioenergy production in the Central West region of New South Wales (NSW), Australia. A comprehensive assessment of the potential for biomass co-firing to be implemented in the study region has been conducted. The potential for sufficient and reliable biomass supply has been demonstrated. Several different potential scenarios of wood supply are explored. We used plot and spatial scales a forest process-based model (3-PG) to predict productions for three *Eucalyptus* species for future plantations under different managements and to estimate current biomass existing from *Pinus* plantations. The model was able to estimate the area necessary and location to supply biomass to supply 770,000 tonnes per year of dry biomass to local power plant. *Eucalyptus cladocalyx* was considered the most suitable species with average productivity of 50 tonnes ha⁻¹ in a 10 years rotation .

Keywords: Bioenergy, Eucalyptus plantation, potential productivity, spatial process-based modelling.

RESUMO

Este artigo descreve o procedimento e estimativas de potencial disponibilidade de biomassa a partir de plantações de pinheiros já estabelecidas e novas plantações de eucalipto para apoiar a produção de bioenergia na região Centro-Oeste de New South Wales (NSW), na Austrália. Foi realizada uma detalhada avaliação do potencial de produção de biomassa co-incineração para ser implementada na região de estudo. O potencial para o fornecimento de biomassa suficiente e confiável foi demonstrado. Vários diferentes cenários de potencial suprimento de madeira foram explorados. Usamos o modelo baseado em processos floresta (3-PG) nas escalas de parcela e espacial para prever produções para três espécies de *Eucalyptus* para futuras plantações sob diferentes manejos e para estimar a biomassa de plantações de *Pinus* atual existente. O modelo mostrou-se confiável para estimar a área necessária e respectiva para suprir biomassa para fornecer 770.000 toneladas de biomassa seca por ano para a usina de energia local. *Eucalyptus cladocalyx* foi a espécie considerada mais adapta para a região com produtividade média de 50 t ha⁻¹ em rotação de 10 anos.

Palavras-chave: Bioenergia, plantação de Eucalyptus, potencial produtivo, modelagem espacial baseada em processo.

INTRODUCTION

Estimates of the quantity and nature of potential forest biomass production at a regional scale is critical information required for any industry planning future investment in bioenergy facilities. It underpins the selection of the location of the bioenergy plant, the scale of the conversion technology deployed, the economic feasibility and logistics. For newly established bioenergy forests, there are options for selection of species with different growth rates, rotations length, optimum stocking and species resilience to climatic variability that need to be considered. There is increasing interest in new investments for bioenergy production from wood crops in Australia, however there is currently limited public information at national or regional scales to support the biomass resource assessments that industry requires in order to invest

(WOODS, 2001). For forestry, existing publicly available information includes land use maps, commodity data and National Forest Inventory estimates of productivity and wood flow from plantations, but there is no information on potential productivity of new forest plantations.

To support bioenergy development there is a need to estimate potentially available biomass at differing costs of delivery at the processing facility, over at least a future 20 – 30 year timeframe. Accurately estimating annual production and harvest schedules for potential bioenergy feedstocks for a diverse and spatially and temporally dynamic forest estate is a complex task. Some regions have no history of commercial tree planting, so modelling is the only option to estimate potential future wood flows. Consideration needs to be taken of the following potential sources of feedstock: pulp logs, residual logs or parts of logs that are normally not removed from traditional wood production forests, sawmill residues, and biomass produced from new forests established specifically to provide biomass for bioenergy.

This study developed improved methods to estimate potential bioenergy feedstock availability for the existing plantations in a case study area, as well as estimates of wood flows from future plantings of short rotation trees (SRT) (in this case, *Eucalyptus* plantations) in central west New South Wales (NSW) in Australia. Methods are described and results presented for existing softwood biomass production and proposed for new hardwood plantations by the years 2020 and 2030. We show how the forest process-based model 3-PG (Landsberg and Waring, 1997) at a plot scale and 3-PGS at a landscape scale (Almeida et al, 2010) can be applied to provide the productivity information. This information can help support future investments in bioenergy in the region.

METHODOLOGY

Study area

The Central West study region has approximately 180,000 people living on approximately 63,000 km² (ABS 2010). There is a low population density (< 1 person per km²) throughout the area with higher densities around the urban centres. About 75% of the people live in the regional centres and towns, while 25% are in rural areas (ABS 2010). Bathurst, Orange, Lithgow, Parkes and Forbes are the main regional centres and these are connected through highways, major roads and rail.

Precipitation declines from east to west, from about 1200 mm per year at Lithgow to <400 mm per year in the west. This is reflected in the vegetation which changes from dry sclerophyll forests at the foothills of the dividing range to dry open box – mallee woodlands in the western parts. Seasonal rainfall is also more pronounced in the west, which has a Mediterranean climate with winter rain and summer dry seasons. In the south eastern part of the study area there is a more even temperate rainfall distribution (Figure 1).

Forest growth modelling

We used the forest process-based model 3-PG to estimate potential forest production. A full description of 3-PG has been provided by LANDSBERG AND WARING (1997), SANDS AND LANDSBERG (2002), SANDS (2004) and LANDSBERG AND SANDS (2010). The model has been previously parameterised and validated for *Pinus radiata*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus cladocalyx* and several mallee eucalypts and other species (SANDS AND LANDSBERG, 2002. ALMEIDA *et al.*, 2004, CARTER *et al.*, 2008, POLGLASE *et al.*, 2008). The model was used to estimate the temporal development of stand volume, mean annual increment, stem biomass and total above ground biomass.

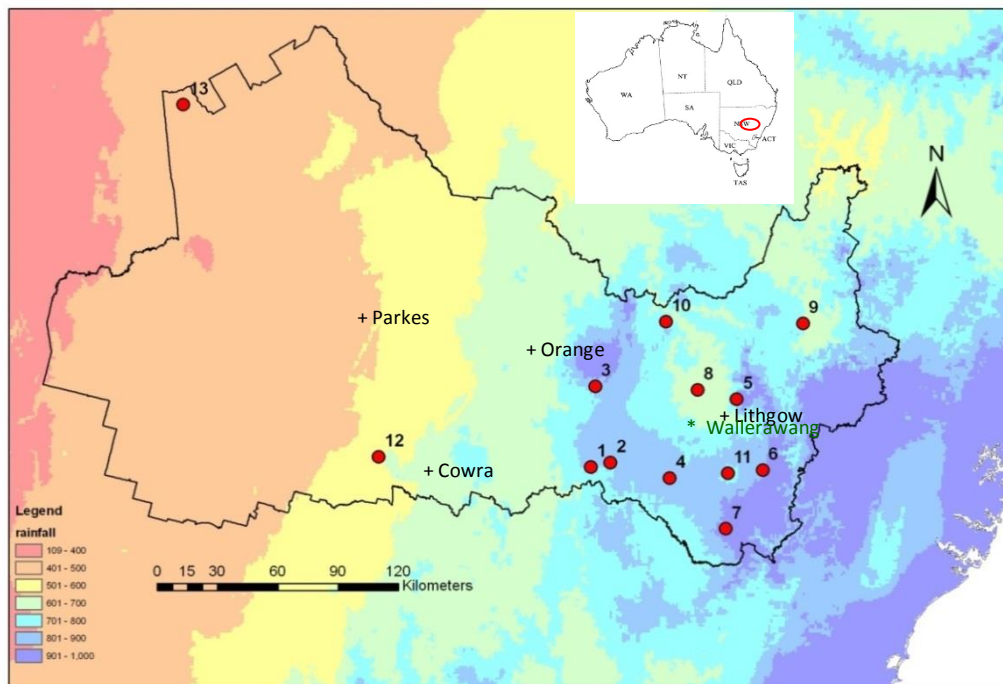


Figure 1. Annual precipitation, and the location of plots where growth rates were simulated in the study area. + indicates local main towns and * indicates the location of the potential bioenergy plant used in the simulations.

Data required to run 3-PG include monthly climate data (air temperature, vapour pressure deficit (VPD), solar radiation, rainfall, and number of frost days), site factors (latitude, soil texture, maximum available soil water storage, and soil fertility rating), initial partitioning of biomass and stocking rates, and management conditions (e.g. fertiliser application, irrigation and thinning). Parameters in 3-PG determining growth include canopy structure and quantum efficiency, partitioning of biomass, basic wood density, litterfall and root turnover rates, and various environmental modifiers that affect the optimum wood production such as temperature, VPD, fertility, stand age, frost and soil water. These modifiers are all species dependent (SANDS AND LANDSBERG, 2002).

The model runs on a monthly time-step and outputs include diameter at breast height (DBH), stem volume (SV), mean annual increment (MAI), leaf area index (LAI), biomass of tree components such as stem mass, foliage mass and root mass and available soil water.

The 3-PG version used in this study has a number of improvements over the original that essentially provides a more robust method for calculating the water balance and consequently plant available water, stand water use, biomass partitioning and inclusion of understorey as opposed to modelling only a single stratum of trees (ALMEIDA *et al* 2007, 2010).

The spatial version 3-PGS was used to estimate forest growth across the study region. Data inputs into the 3-PGS model for climate and soil came from a nationwide 1km CSIRO dataset (POLGLASE *et al.* 2008).

Estimating hardwood biomass

One strategy examined the potential for new short-rotation hardwood plantings to supplement bioenergy feedstocks from existing softwood plantations. 3-PG was used to estimate potential production from new plantations for bioenergy considering three species: *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus cladocalyx* and oil mallees (*E. polybractea*, *E. kocchii*). These species were selected as potential species to grow in the study

area, although it is expected that *E. globulus* will be severely affected and not suitable in the drier parts of the region. We established different scenarios for simulation, using a rotation length of 5 or 10 years, and forest plantation stocking of 1500 and 2500 stems per hectare. The model has been previously parameterised and validated for these three species (SANDS AND LANDSBERG, 2002, POLGLASE *et al.*, 2008). The model was used to estimate growth in terms of stand volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), mean annual increment ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) and above ground biomass (Dry t ha^{-1}). Production scenarios for 2020 and 2030 were established.

The potential area for new plantation was identified by excluding the following areas:

- Existing native forest and softwood plantations.
- National park, conservation and protected area, managed resource protection, other minimal use, residual native cover and rehabilitation areas.
- Irrigated agriculture and horticultural (includes irrigated: pastures, cropping, cereals, horticulture, fruit trees and vines).
- Intensive uses including intensive horticulture, shade-houses, animal production, cattle, poultry, aquaculture, manufacturing and industrial, residential, urban residential, rural residential, utilities, defence, electricity generation, transmission, airports, roads, railways and mining.
- Water bodies such as lakes, river, creeks, reservoir/dam and wetlands. Under the NSW Plantations and Reafforestation Code, planting cannot occur within 20 m of a river or 10 m of a drainage line, so a buffer of 20 m from a drainage layer was applied.

We used the 3-PG plot scale to estimate forest growth at plot scale for 13 sites across the study area to identify variability of growth due to climate, stand management and species. The location of these plots is shown in Figure 1.

The 3-PGS model was used to estimate forest growth for the entire region. Model simulations quantify forest growth at different locations on a monthly time step, and show the growth curves for each location.

Scenarios for each of the three species were examined that covered: current monthly climate (1999 to 2009) and average climate (average for the period of 1970 to 2009), low stocking (1500 trees/ha) and high stocking (2500 trees/ha) and two rotation lengths (5 and 10 years).

- Species: *E. globulus*, *E. cladocalyx*, Oil mallee (*E. kocchii* and *E. polybractea*)
- Scenario 1 Low stocking, current climate, 10 years rotation (LSCC10Y)
- Scenario 2 High stocking current climate, 5 years rotation (HSCC5Y)
- Scenario 3 Low stocking average climate 10 years rotation (LSAC10Y)
- Scenario 4 High stocking average climate 5 years rotation (HSAC5Y)

The model input file layers of climate variables, soil water holding capacity, and soil fertility were produced for the study area. Sources of input data used in the plot scale (3-PG) and spatial scale (3-PGS) modelling are listed in Table 1.

Table 2. Source of the data used in the forest growth modelling.

Variable	Data source / Model	
	3-PG	3-PGS
Climate (precipitation, temperature, solar radiation, rain days, frost days)	Climate surfaces (current and average monthly climate)	Climate surfaces, extracted from POLGLASE <i>et al.</i> , 2008 (average climate only)
Soil texture and fertility	Extracted for study area from POLGLASE <i>et al.</i> , 2008	Extracted for study area from POLGLASE <i>et al.</i> 2008
Model parameters source	<i>E. globulus</i> , <i>E. cladocalyx</i> and Oil mallee - SANDS and LANDSBERG, 2002, ALMEIDA <i>et al.</i> , 2007 and POLGLASE <i>et al.</i> 2008 Oil mallee - POLGLASE <i>et al.</i> , 2008	<i>E. globulus</i> , <i>E. cladocalyx</i> and Oil mallee - SANDS and LANDSBERG, 2002, ALMEIDA <i>et al.</i> , 2007 and POLGLASE <i>et al.</i> , 2008 Oil mallee - POLGLASE <i>et al.</i> , 2008

Estimating biomass availability from existing softwood plantations

The main softwood plantation resource is concentrated within 100 km of Oberon where there is a major sawmill and other timber processing facilities (PARSONS ET. AL. 2007). *Pinus radiata* is the dominant softwood accounting for 99% of the approximately 80,000 ha of plantings within the region.

The methodology used to estimate the wood flows from the plantation softwood resource in Central West NSW considered the softwood age class. Spatial data for the region was sourced from existing inventory and used in conjunction with the 3-PGS growth model to provide estimates of above ground wood flows for the years 2020 and 2030. The rotation age (30 years) and thinning ages (16 and 24 years) were used, and softwood wood flow was estimated within 50 and 100 km and also intervals of 10 km radii from the Wallerawang coal-fired power station where biomass could be used for co-firing in electricity generation.

Spatial datasets used to model growth of existing forest plantings included average monthly rainfall, solar radiation, maximum and minimum temperatures derived from ESOCIM (HOULDER *et. al.*, 2000), rain days and frost days, soil depth and texture, and initial soil water availability (POLGLASE *et. al.*, 2008). Assumptions regarding initial stocking, harvest timing and intensity, products harvested, residues and wood density are listed below:

Model assumptions:

- Up to 2 thinnings (thin 1 at 16 years, thin 2 at 24 years) with a final harvest at age 30 years.
- All of the first thinnings were harvested as pulpwood.
- For the second thinning, the pulplog to sawlog was ratio was 45% pulplog to 55% sawlog.
- At clearfelling, the pulplog to sawlog split was 20% pulplog to 80% sawlog.
- Post harvest residual log biomass was calculated as 9% of harvested sawlog and pulplog biomass. This would be available for collection for bioenergy.
- Tree branches and foliage were assumed to be retained on site for retention of nutrients and carbon and biodiversity.

Sawmill residue was estimated as 60% of sawlog mass and was based on reported NSW softwood sawmill sawn timber recovery values of 53% (BURNS *et al* 2009) and softwood sawmill bark residue of 7% (TUCKER *et al.*, 2009). The sawn timber component was not considered available for bioenergy.

Consolidated estimates of biomass flow from softwood and new plantings in Central West NSW

Consolidating the potential biomass production for the study area used the following assumptions:

- Part of the existing softwood will be available as a source of biomass.
- The annual biomass demand for the Wallerawang power station to enable co-firing at a level of 20% was estimated at 770 thousand Dry tonnes.
- The new plantations will occupy 10% of the potential available land for production.
- Production was estimated at 10 km radii intervals from the power station.
- Production for the tree species (*E. globulus*, *E. cladocalyx*, oil mallee) and rotation length (5 years and 10 years) was calculated as described above.
- Three different scenarios of wood supply from softwood were explored (Table 2).

The three modelling scenarios assumed wood supply composition for three different periods to explore the potential spatial distribution of feedstock to supply the biomass demand.

Table 3. Potential softwood biomass supply (dry t/yr) for Wallerawang mill, under 3 scenarios for the years 2020 and 2030.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Year	Stem residue only	Stem residue + 50% pulplog + Sawmill residue	Stem residue + 100% pulplog + Sawmill residue
2020	46,231	301,840	397,216
2030	54,519	355,910	468,573

RESULTS AND DISCUSSION

Model validation for pine (softwood)

The 3-PG model has been parameterised for several tree species growing in Australia including *Pinus radiata*. We applied the parameterisation developed by POLGLASE *et al.* (2008) to predict wood biomass and stand volume and compared this with observed growth from 18 permanent sample plots in the region to test the model performance. The plots were measured at existing plantations of age 3 to 25 years old and subjected to different thinning regimes. Comparisons for wood biomass and stem volume are shown in Figure 2.

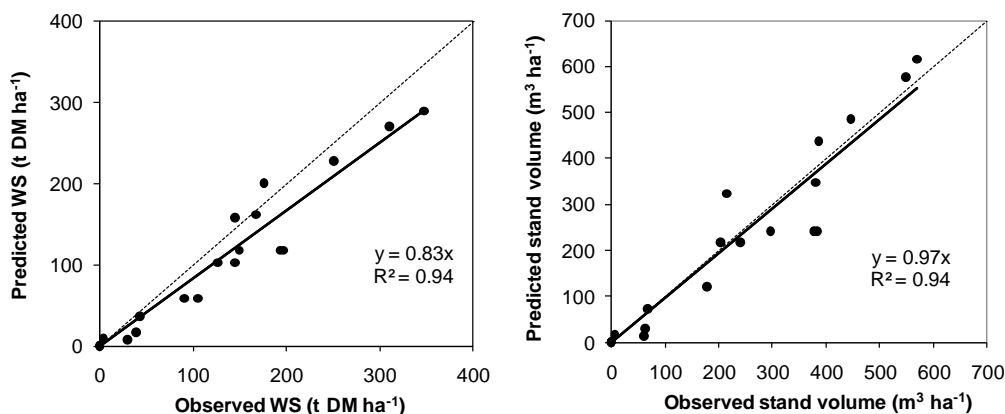


Figure 2. Comparison of observed in 18 permanent sample plots and predicted using the 3-PG model wood biomass (WS, t DM ha⁻¹) and stand volume (m³ ha⁻¹) of *Pinus radiata* plantation in the study region.

Plot scale estimation of hardwood production

The model outputs for each species are: Mean Annual Increment (MAI), Stand Volume (SV) Above Ground Biomass (AGB) at 10 years rotation for low stocking (1500 trees/ha) and 5 years for high stocking (2500 trees/ha), growing under average and current climate conditions.

Tables 3 shows the model simulation for the thirteen selected plots considering plantings of the three species (*E. globulus*, *E. cladocalyx* and oil malle), two rotation length and two climate conditions, the presented output is AGB. The most productive sites showed lower production when average monthly climate rather than current climate was used. The variability of tree growth between the plots is affected by climate conditions with the two driest sites (plots 12 and 13) with productivities up to four time lower than the wettest sites.

Although *E. globulus* estimates are slightly higher than for *E. cladocalyx*, it is expected that the susceptibility to drought and poor heath will cause higher mortality increasing the risk, therefore *E. cladocalyx* appears to be the best option. oil mallee species show lower productivity but higher resistance to drought and may be a viable option to the western parts of the region. The t10 year rotation showed higher mean annual productivity than the 5-year rotation and as expected adopting average climate produces higher estimation of biomass production than current climate since it reduces the effect of annual droughts.

Table 4. Synthesis of the results of the 3-PG plot (numbers 1 to 13 in Fig. 1) scale simulations for above ground biomass for *E. globulus*, *E. cladocalyx* and oil mallee under four different management scenarios (LSCC10Y – low stocking, current climate and 10-year rotation ; LSAC10Y – low stocking, average climate and 10-year rotation; HSCC5Y – high stocking current climate, 5-year rotation; HSAC5y – high stocking, average climate and 5-year rotation).

Species	Management	Above ground biomass (tonne DM ha ⁻¹)												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>E. globulus</i>	LSCC10Y	107	102	112	88	143	141	149	71	67	126	124	44	36
<i>E. cladocalyx</i>	LSCC10Y	91	106	127	93	147	134	138	109	88	140	134	48	36
<i>Oil mallee</i>	LSCC10Y	75	89	96	76	107	89	103	90	85	113	101	48	36
<i>E. globulus</i>	LSAC10Y	120	119	121	121	126	142	137	82	74	128	107	50	28
<i>E. cladocalyx</i>	LSAC10Y	112	102	110	127	129	135	127	127	77	124	108	47	28
<i>Oil mallee</i>	LSAC10Y	99	94	104	107	112	103	102	95	89	114	92	59	29
<i>E. globulus</i>	HSCC5Y	42	41	41	39	48	53	57	32	27	47	49	22	23
<i>E. cladocalyx</i>	HSCC5Y	53	49	54	45	55	53	55	41	36	61	57	32	27
<i>Oil mallee</i>	HSCC5Y	35	33	35	32	34	30	35	29	32	42	35	26	24
<i>E. globulus</i>	HSAC5Y	49	49	50	51	54	60	57	38	37	53	47	25	20
<i>E. cladocalyx</i>	HSAC5Y	49	44	47	55	55	57	54	51	36	55	47	22	19
<i>Oil mallee</i>	HSAC5Y	41	40	42	42	54	33	35	38	41	46	35	29	22

Spatial prediction of hardwood biomass production

Figure 3 shows the species performance comparison based on predictions of AGB for the three modelled species for a 10-year rotation, and in Figures 4 for a 5-year rotation. The main factors influencing productivity are the reduction in annual rainfall and increasing vapour pressure deficit in inland regions. The Table in each Figure shows the maximum, minimum, mean and standard deviation. *E. globulus* tends to be more productive than the other two species in the East region but similar in the West. It is also more susceptible to mortality in the drier regions, and is less recommended in those regions. *E. cladocalyx* produced more above ground biomass than the other two species in both, 5 and 10 years rotations, and appears to be the best option for the intermediate region. This species is considered one of the best hardwoods for southern Australia, tolerates dry and hot conditions and is suitable for regions with seasonal dry periods.

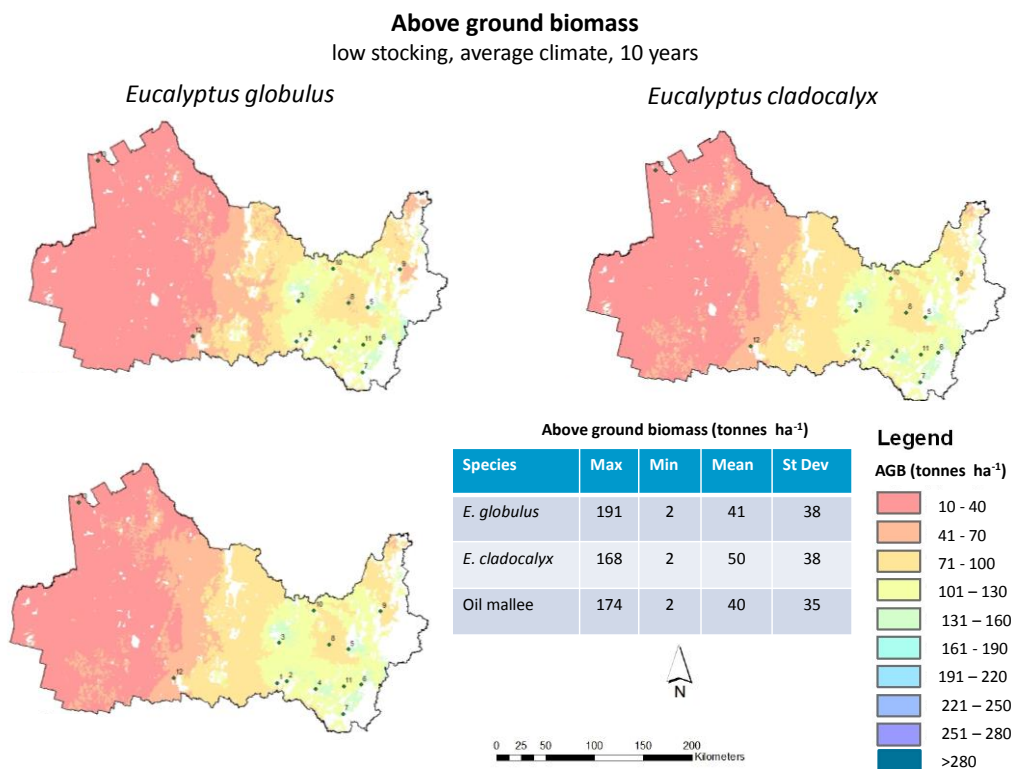


Figure 3. Above ground biomass comparison between species growing at low stocking and 10-years rotation.

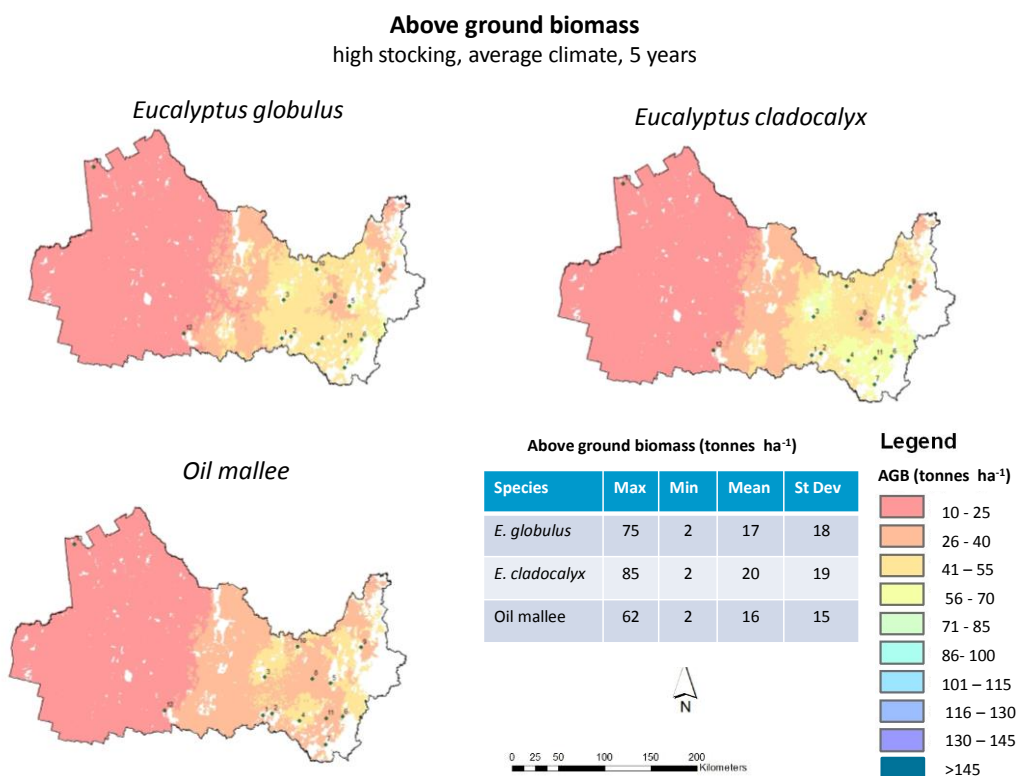


Figure 4. Above ground biomass comparison between species growing at high stocking and 5-years rotation.

The modelling results show considerable variation in estimated productivity across the study area, and suitability of the studied species and management (stocking and rotation length). There is a clear need to match species with site conditions, and to alter management practices to achieve the highest rates of production possible.

The estimates of potential biomass production from new plantings were combined with estimates of feedstock production from existing softwood plantations, and compared with the amount of biomass required (770 kt/yr) to support co-firing at the Wallerawang power plant.

Future biomass production

Table 4 shows the amounts of softwood biomass predicted to be available for bioenergy in 2020 and 2030 from the existing and future plantations in the Central West NSW study area.

Table 5. Predicted softwood biomass production (t/year) within varying distances (km) from the Wallerawang power plant in the years 2020 and 2030.

	Distance	Total pulplog	Total stem residue	Total sawmill residue	Total biomass production
2020	50	54,768	12,288	40,257	107,313
2020	100	186,957	41,235	139,957	368,149
2020	All	190,752	46,231	160,504	397,487
2030	50	69,089	17,076	60,087	146,253
2030	100	217,794	52,366	180,766	450,926
2030	All	225,325	54,519	189,048	468,892

Total modelled pulp log and stem residue biomass availability is given within 50 and 100 km radii from Wallerawang mill. Most of the softwood plantation resource is located within the 100 km radius. It is assumed that all sawlog material is processed in the region within a 50 km radius from Wallerawang.

There is a significant amount of softwood biomass (~335 to 450 thousand t/yr within 100km of Wallerawang) potentially available for bioenergy.

Based on the above estimates, we calculated the additional biomass that was required to be produced from new plantations in order to meet demand for co-firing.

E. cladocalyx plantations with rotation of 10 years have the highest biomass production. Considering a biomass annual demand of 770,000 t/yr, and that part of the demand will be supplied by softwood, the amount of biomass required (the short fall) from new plantations was estimated and is shown in Table 5.

Table 6. Estimates of hardwood biomass demand (t/yr) for Wallerawang power plant, based on 3 scenarios for availability of softwood biomass in the years 2020 and 2030.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Year	Stem residue only	Stem residue + 50% pulplog + Sawmill residue	Stem residue + 100% pulp + Sawmill residue
2020	653,769	398,160	302,784
2030	653,769	344,090	231,427

In order to supply the biomass demand shown in Table 5, a scenario is presented based on plantations of *Eucalyptus cladocalyx* grown on a 10 year rotation and planted in 10% of available land. Significant plantation area is required (Table 6).

Table 7. Required area and maximum distance from the mill for hardwood biomass supply to adequately supplement biomass available from softwoods under 3 scenarios for the years 2020 and 2030.

Year	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3	
	Stem residue only		Stem residue + 50% pulplog + Sawmill residue		Stem residue + 100% pulp + Sawmill residue	
	Area (ha)	Maximum distance (km)	Area (ha)	Maximum distance (km)	Area (ha)	Maximum distance (km)
2020	59,866	90	37,146	70	28,568	60
2030	59,107	90	32,101	70	21,835	60

The data presented here can be used to inform the likely costs of supplying biomass to the power plant. Key variables are costs of biomass production, harvesting costs, and the varying transport costs which depend on plantation location.

FINAL CONSIDERATIONS

The study demonstrates the value of apply a spatial forest process-based model to predict potential productivity of three *Eucalyptus* species for bioenergy in the central-west region of the State of New South Wales in Australia. Combining the modelled estimates of biomass production under a range of management scenarios, with other sources of wood supply such as softwood plantations, provides valuable information to support economic analysis and evaluation of project feasibility. It also provides the option to explore the suitability of species and optimum forest management in different parts of the study area.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to acknowledge Dr Philip Smethurst from CSIRO, Dr. Peter Sands and the two anonymous reviewers of the manuscript. Auro Almeida thanks Dr João Roberto dos Santos Dr. Luiz Aragão and Prof. Christel Lingnau for inviting and financial support to participate on the XI Seminar of Remote Sensing and GIS applied to Forest Engineering. This study was part of a larger project developed for and funded by the Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF). We acknowledge our colleagues Luis Rodriguez, Andrew Warden, Alexander Herr, Barrie May, Lucy McGarva, Amanda Twomey, George Freischmidt and Joly Taylor who participated on the DAFF project Opportunities for Bioenergy – An Assessment of the Environmental and Economic Opportunities and Constraints Associated with Bionenergy Production from Biomass Resources in Two prospective Regions of Australia.

REFERENCES

- ABS, 2010 '1379.0.55.001 National Regional Profile, 2005–2009', Australian Bureau of Statistics, Commonwealth of Australia.
- ALMEIDA, A.C. *et al.* 2004. Parameterisation of 3-PG model for fast-growing *Eucalyptus grandis* plantations. *Forest Ecology and Management*. 193, 179-195.

- ALMEIDA, A.C. *et al.* 2007. Development, Calibration and Validation of the Forest Growth Model 3-PG with an Improved Water Balance. Report to the Australian Department of Agriculture, Fisheries and Forestry on the Commercial Environmental Forestry Project. CSIRO Sustainable Ecosystems, Canberra.
- ALMEIDA, A.C. *et al.* 2010. Mapping the effect of spatial and temporal variation in climate and soils on Eucalyptus plantation production with 3-PG, a process-based growth model. *Forest Ecology and Management*, 259, 1730-1740.
- BURNS, K. *et al.* 2009. *ABARE 2007 Sawmill Survey Report*, ABARE report to the Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry and Forest and Wood Products Australia, Canberra.
- CARTER, J.; ALMEIDA, A.; WHITE, D. 2008. Predicting growth, water use and impact of oil mallees in farming systems and landscapes. CRC Salinity, Technical Report. pp. 32.
- HOULDER, D. *et al.* 2000. *ANUCLIM 5.0*, Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University, Canberra.
- LANDSBERG, J.J.; WARING, R.H. 1997. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management* 95: 209-228.
- LANDSBERG, J.J.; SANDS, P.J. 2010. *Physiological Ecology of Forest Production. Principles, Processes and Models*. Elsevier, London, 352 pp.
- PARSONS, M.; GAVRAN, M.; DAVIDSON, J. 2006. Australia's plantations 2006. National Forest Inventory, Bureau of Rural Sciences, Canberra. 56 p.
- POLGLASE, P. *et al.* 2008. Regional opportunities for agroforestry systems in Australia. Rural Industries Research and Development Corporation. Publication No 08/176. 98 p.
- SANDS, P.J. 2004. 3PGpjs vsn 2.4 - a User-Friendly Interface to 3-PG, the Landsberg and Waring Model of Forest Productivity. Technical Report. No. 140, CRC Sustainable Production Forestry, Hobart.
- SANDS, P.J.; LANDSBERG, J.J. 2002. Parameterisation of 3-PG for plantation grown Eucalyptus globulus. *Forest Ecology and Management* 163, 273-292.
- TUCKER, S.N, *et al.* 2009. *Life Cycle Inventory of Australian Forestry and Wood Products*, Project No: PNA008-0708, Forest & Wood Products Australia Limited, Melbourne.
- WOOD, S. *et al.* 2001. *Plantations of Australia – A report from the National Plantation Inventory and the National Farm Forest Inventory*, Bureau of Rural Sciences, Canberra. 172 p.

THE 2D AND 3D VEGETATION STRUCTURE IN THE RECLAIMED AREAS, BASED ON THE ANALYSIS OF THE POINT CLOUD FROM AIRBORNE LASER SCANNING

Piotr WEZYK, Marta SZOSTAK

Laboratory of Geomatics, Department of Forest Ecology, Faculty of Forestry,
University of Agriculture in Krakow, Poland

ABSTRACT

The quarrying industry, is changing the local landscape, forming deep open pits and spoil heaps in close proximity to them, especially lignite mines. The impact can include a toxic soil material (low pH, heavy metals, oxidations etc.) which is a base for the further reclamation and afforestation. The forests that stand on the spoil heaps have very different growth conditions because of the relief (slope, aspect, wind and rainfall shadows, supply of solar energy etc.) and type of soil that is deposited. The airborne laser scanning (ALS) technology is delivering the point clouds (XYZ) and derivatives as raster height models (DTM, DSM, nDSM=CHM) which allow the reception of selected 2D and 3D forest parameters (e.g. height, base of crown, cover, density, surface, volume, biomass, etc). The automation of ALS point cloud processing and integrating the results into GIS allows forest managers to take appropriate decisions on silvicultural treatments on areas with failed plantation (toxic soil, drought on south slopes; landslides etc.) or as regular maintenance. The ISOK country-wide project ongoing in Poland will soon deliver ALS point cloud data which can be successfully used for monitoring and management of many thousands of hectares of destroyed post-industrial areas which according to the law, have to be afforested and transferred back to the State Forest.

Keywords: ALS, vegetation parameters, post- lignite mining areas, reclamation.

INTRODUCTION

The industrial development of countries with mineral resources, often leads to strong local transformations and changes in the landscape, bodies of water, climate, or even to disturbances of biodiversity. The quarrying industry frequently leaves behind hard coal or lignite mines, such as open pits and spoil heaps, open pit quarries (stones, sand) and open pit sulfur mine spoils as well. In Poland, in 2012 about 64.343 hectares (0.002% of country area) have been devastated and degraded and approximately 2720 ha of this sites were reclaimed (DMOCHOWSKA and WITKOWSKI, 2013). In the 1970's and 80's, every year, approx. 4400 ha was reclaimed when in year 2000 only 2200 ha. Following the technical definition, reclamation of land consists of its restoration or assigning a utility or natural value. Devastated or degraded land is restored through appropriate landscaping, improving physical and chemical properties, regulating waterways, regenerating soils, strengthening scarps as well as constructing or reconstructing a necessary road system. From an ecological point of view, reclamation is a process of restoring the full functionality and complicity of the ecosystem (PIETRZYKOWSKI and KRZAKLEWSKI, 2007).

Management and monitoring of the natural environment, including areas degraded by mining activities is connected with the constant need for very precise data, both geometric (vectors of the object borders, terrain models, relative elevation of the objects etc.) as well as attributes (descriptive) information. In the case of woody vegetation, there is a whole range of features used in the forest inventory (e.g. height, canopy density, species composition, tree stand density) for the assessment of the development phase or the condition of tree stands. Apart from traditional forest inventory fieldwork, a massive use of geospatial technology is noticeable, including digital airborne photographs/orthophotomaps (RGB or CIR; 3D/2D), precise measurements using GNSS (SZOSTAK and WEZYK 2013; WEZYK and KRZAKLEWSKI 1999), UAV imagery, remote sensing satellite images (DRZEWIECKI *et al.*, 2014; HEJMANOWSKA 2006), or Light Detection and Ranging (LiDAR) technology. LiDAR is acronym for Airborne Laser Scanning (ALS; SZOSTAK *et al.*, 2014; WEZYK *et al.*, 2013), Terrestrial Laser Scanning (TLS) or Mobile Laser Scanning

(MLS; WEZYK 2012) or Satellite Laser Scanning (SLS). The data sets collected with the mentioned technologies are integrated in Geographic Information Systems (GIS) and used for generation of new 2D and 3D spatial information.

The basic task connected with ALS data processing for vegetated areas (forest, trees, other woodlands etc.) is filtration of impulses reflected from the layer of trees, from those reflecting from the ground (HYYPÄ *et al.*, 2005). The applied algorithms for modeling DTM (Digital Terrain Model) based on the class of points (ground=2), earlier selected from the whole dataset (KRAUS and PFEIFER 1998). In this process, the most often used algorithm is that of active TIN model (AXELSSON 2000). TIN model in the following step of the analyses is transformed into a raster model GRID (Esri) or GeoTIFF (WEZYK *et al.*, 2008). After selecting the point cloud ALS of the class „ground”, the representations of other classes based on the relative height above the ground, e.g.: low vegetation (height range: 0.0-0.4 m), medium (0.041-2.0 m) or high (>2.01 m). The class of buildings and infrastructure („buildings”) was generated automatically due to the detection of planar surfaces (roofs) in TerraScan (Terrasolid_ software).

The application of ALS technology in environmental management, apart from the important DTM (deriving slope and aspect) leads to using models such as: normalized Digital Surface Model (nDSM). The nDSM represents surface representing relative heights of objects, e.g. trees, buildings and can be applied, among others, to mark the limits (e.g. height class) of the vegetation, supported by radiometric information from aerial imageries (SZOSTAK *et al.*, 2014). In case of forests, the advanced analyses (2D and 3D) of vegetation structure (KOCH *et al.*, 2006) based of Crown Height Model (CHM) what mean the same as nDSM generated from classes; ground + vegetation. Directly in the ALS point cloud some forest inventory parameters can be retrieved, like: height (top of single tree, base of crown, or mean upper height of the whole stand), horizontal canopy density or light penetration index (2D), number of trees (e.g. ha⁻¹), number and area of gaps (WEZYK *et al.*, 2013), crown size (diameter, radius, area 2D/3D, volume) or vertical structure of the forest stand (WEZYK 2008). Features strongly correlated with height, but impossible to be directly defined, include the trunk diameter (DBH) or biomass (Næsset 1997). Counting the number of trees based on ALS data is directly connected with the delineation of individual tree crowns (YU *et al.*, 2004) the use of local maxima or GIS algorithms (e.g. the reversed catchment method; WEZYK *et al.*, 2010). The Object Based Image Analysis (OBIA or GEOBIA) approach based on automatic segmentation and grouping of pixels according to the height attribute (nDSM) or standard deviation, but also the shape and other spectral characteristics, can be used to support the integration of ALS data with aerial or satellite imagery (SZOSTAK *et al.*, 2014).

The purpose of the presented work was an demonstration of the potential use of ALS point cloud data and some derivatives (raster height models: DTM, DSM, nDSM) to demonstrate the semi-automatically process of retrieving selected 2D and 3D inventory parameters of the vegetation overgrowing the reclaimed spoil heaps of the lignite mines in Turow and Belchatow (Poland) and integration within GIS system helping to manage with those new created initial forest ecosystems.

Test area

The study was performed on two spoil heaps (Figure 1a, b) located in Turow (Bogatynia; SW Poland) and Belchatow (central Poland), who are remnants of the brown coal mining.

The Lignite Mine Turow (50°56'39.56"N; 14°58'20.05"E) lies in the Sudetic ecoclimatic zone, submontane macroregion. The period of vegetation is one of the longest in Poland (200–220 days and the annual sum of precipitation ranges from 700 to 800 mm. The area of the outer dump of the Lignite Mine Turow in Bogatynia is about 2175 ha and is one of the biggest in the world. Recently, the dump was secured and the forest reclamation work was carried out. A significant part of the reclaimed area is already administered by the National Forest Holding "State Forests" (Forest District Piensk).

The spoil heap Belchatow (1480 ha) is located in central part of Poland (51°12'44.99"N; 19°25'47.28"E). Climate in the Belchatow area is transitional and changeable due to frequent interactions between polar

maritime and continental air masses. The average annual temperature is around 7.6–8 °C and the total precipitation ranges from 550 to 600 mm. The vegetation period lasts from 210 to 218 days. The external spoil heap ranges in height from 120 to 180 m and covers an area of 1480 ha, where the area of slopes is 1200 ha. The Belchatow dump was constructed with a non-selective method in period 1977-1994. About 134 million m³ of overburden rocks covering the lignite deposit were dumped in total. First forestations of the outer dump Mine „Belchatow” started in 1984, mainly with poplar trees. The afforestations were started from the north to the east and from the west to the south. Looking at the composition of tree species on the spoil heap one should differentiate the top of the dump and its slopes, because in both cases the vegetation fulfills different tasks and was introduced in another way. Scotch pine, despite good growth indicators was not grown on the slopes, but composes 50% among the all species. The remaining tree species planted on top are birch (26%), alder (12%) and native species of oak (9%). On the slopes the most common species are e.g.: birch 24%, black locust 16%, alder 16%, and pine 12%.

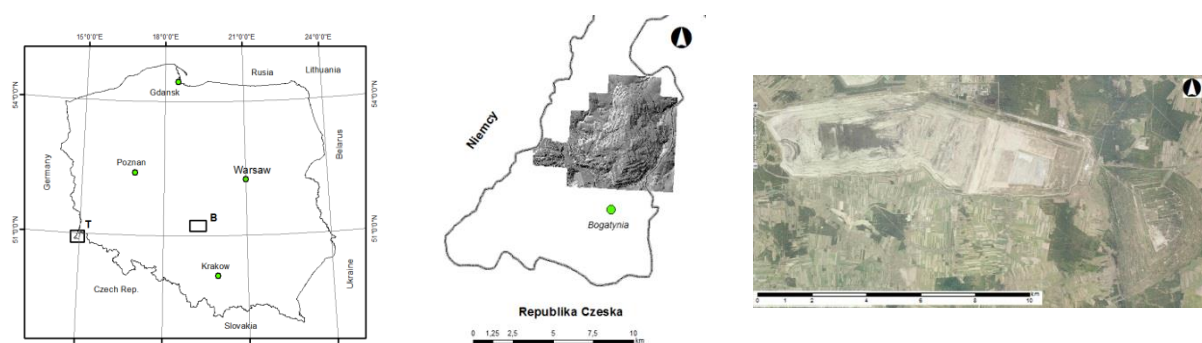


Figure 1. The study areas on the map of Poland (left) enlarged part of Turow (T) with the spoil heap (meadle) and open pit with outer dump in Belchatow (B).

MATERIAL AND METHODS

The ALS point cloud data used in the presented study came from the ISOK (Informatics System of the Country Protection from extraordinary threat) project which was run in Poland in 2011 with the goal of covering the whole country until 2016 (already approx 70% is done). The used ALS point clouds had density 4 pts/m². The classification was done according rules of APSRS (LAS format; ver. 1.2). The digital map of forest compartment on the outer dumps was made by the on-screen vectorization of the analogue maps and its calibration (PL-1992) and verification using nDSM (ArMap Esri). The TerraScan and TerraModeler (Terrasolid) modules were applied to perform: verification of ALS point clouds, classification, filtration, generating DTM, conversion of height models into GRID etc. To define the 2D and 3D parameters of vegetation FUSION (e.g. using cloudmetrics algorithm; McGAUGHEY 2012) and LASTools (RAPIDLASSO 2014) software were used. For the GIS modelling and calculations of hillshade and some spatial analyses the ArcGIS Esri (ver. 10.1) software was used.

RESULTS

In this chapter, some selected examples of 2D and 3D parameters for forest vegetation growing on Turow and Belchatow lignite mine areas, retrieved from ALS point cloud analyses and there derivates (raster models) will be presented.

Digital Terrain Model (DTM)

Based on ALS point cloud class „ground”, the DTM was generated (TIN transform to GRID; GSD 1.0 m) opening the possibility of the classification of relative heights of three vegetation classes and GIS aspect and slope analysis and hillshade relief of DTM as well. The last model is very useful for checking erosion risk

and searching for local landslides. Using DTM surface, the volume of the spoil heap was calculated, reaching for Turow 1.43 milliard m³ and Belchatow 1.36 milliard m³. The relative height of Turow was 246.9 m (from lowest part in W 223.26 m a.s.l.; max.: 470.16 m a.s.l.) and 212.4 m in case of Belchatow (lowest W part 19.15 m a.s.l.; max.: 405.5 m a.s.l.)

The control based on precise DTM confirmed that most slopes of the Belchatow outer dump meet the requirements from the reclamation project (optimal slopes values 1: 3.5). The areas of the slopes exceeding the 15° cover only 14% the area. Remaining areas covers: 0° to 2.5° (32%); 2.5°–5°; 5°–10° (18 %) and 10°–15° (23%). Western and northern aspects of spoil heap are predominant, where W: 24%, N: 21%; WN: 9%; SE: 16%; NE/E: 10 % each and S/SW 5% each.

Forest digital map (FDM)

Every area, which belongs to the Polish State Forest National Holding, should be covered with FDM, to have a relation to the descriptive data base SILP (forest inventory data). Checking the geometrical correctness for Turow and Belchatow spoil heaps it was find out that many errors of the compartment borders can be find. This is because of the problems of the reference point on reclaimed areas and lack of GNSS precise measurement done by Forest service or the lignite mining responsible for reclamation (afforestations). In fist step, the DFM was manually updated using nDSM in background.

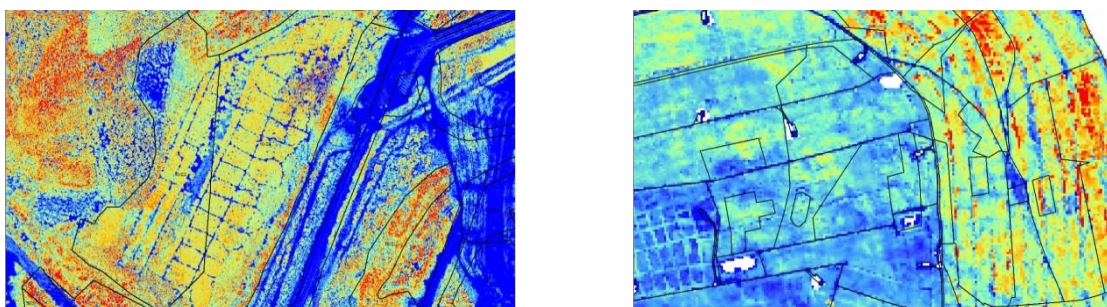


Figure 2. Errors in geometry of Digital Forest Map (DFM) checked on nDSM (left: Turow, right: Belchatow spoil heap).

The 2D and 3D Structure of High Vegetation

One of the important characteristic of the vegetated area is the number of returns. For example in the analyzed sub-compartment no.: 21/2 (Turow) the number of subsequent fractions of returns shows that the area is covered by tall vegetation, because more than 35% of registered impulses makes: second, third and forth echo. Using different software, e.g. LAStools, the 2D analysis of the distribution of subsequent returns is possible, looking for examples for places, where the signal reflects only from the ground or only from vegetation cover, not penetrating further (useful in leaf-ON period in case of deciduous stands).

To perform the 3D statistical analyses, the ALS point cloud is reduced to so called normalization to eliminate the influence of the changing surface of ground (Figure 5). After normalization the ground only gets 0.0m and the remaining ALS points the relative height up to maximum value (e.g. 32.5 m). Often the tree crowns growing over very steep slopes can get overestimated value of the normalized height because of DTM used for this projection. The *CloudMetrics* software (FUSION package; McGAUGHEY 2012) can be used for calculating values, like minimal and maximal height, mean, median, standard deviation, skeweness of distribution or the values or subsequent percentiles. The parameter “Percentile 95” for example describes the height, below which there are 95 per cent of the whole analyzed population of the ALS points. The results of selected 3D parameters for selected sub-compartment 21/2 (Turow) are presented below (Table 1).

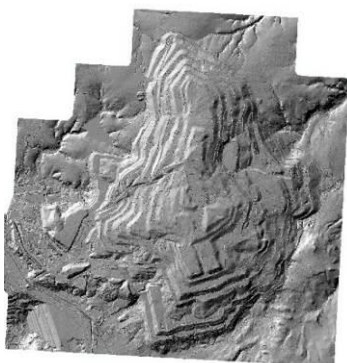


Figure 2. Hillshade of DTM of Turow spoil heap

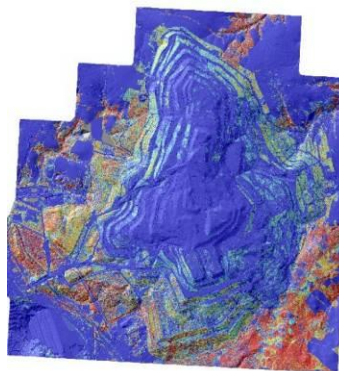


Figure 3. nDSM with hillshaded DTM in background (Turow; blue color = 0.0m, red = 30.0 m)

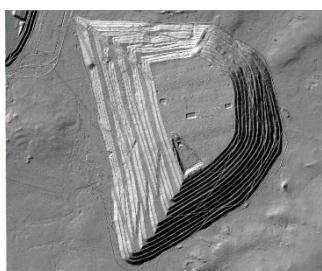


Figure 4. Hillshade of DTM of Belchatow spoil heap (Hill Kamiensk)

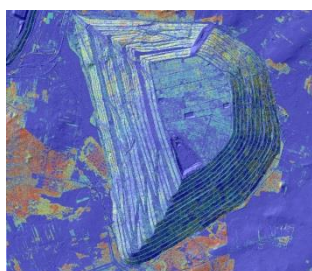


Figure 3. nDSM with hillshaded DTM in background (Belchatow; blue color = 0.0m, red = 30.0 m).

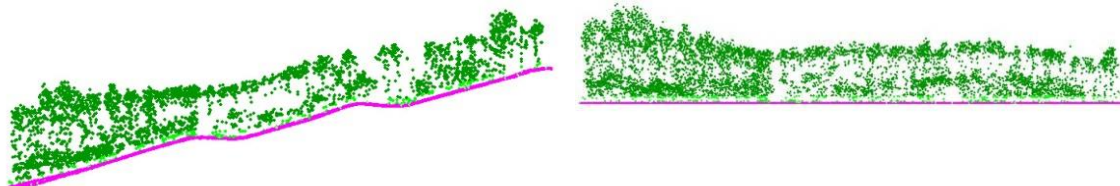


Figure 5. Cross-sections through the classified ALS point cloud in sub-compartment 21/2 (left) and the normalized point cloud (right).

Table 1. Basic 2D/3D indices calculated by *cloudmetrics* (McGAUGHEY 2012) on ALS point cloud.

Statistics	Value
maximal Height	26.64 m
mean Height	3.70 m
Height - Standard deviation	5.53 m
height - Variance	30.54
height - Percentile 75	6.83 m
height - Percentile 80	9.56 m
height - Percentile 85	13.52 m
height - Percentile 95	15.01 m
height - Percentile 99	17.76 m
relief Coefficient of CHM	0.15

Horizontal canopy density (2D) in the subcompartments established on the spoil heaps can be defined and visualized also in a raster form (ASCII Grid) using cover algorithm (FUSION). For each pixel defined by the size, e.g. 10 x10 m a number of first echoes compared to all the registered returns inside the analyzed raster is calculated (values 0-100%). The user depending of the undergrowth can set the heightbreak for calculating the cover of the main crow layer. Performing traditional forest inventory is a subjective assessment of tree stand canopy density made by a person, who usually has no possibility of objectively choosing the check point characterizing the whole area. On the contrary, ALS method allows objective comparison of the results from many years of the ALS campaigns in the same range (0-100%).

Based on normalized ALS point cloud the maps of spatial distribution of woodland height can be made to help the forest service to make a suitable decision by the forest managers concerning some silvicultural treatments or even changing the local water relations. The presented maps (Figure 6) show the in 2D the distribution of 3D information of the height of vegetation.

One possible analysis of the 3D vertical structure of forest vegetation can be retrieved using the command *DensityMetrics* (FUSION; McGAUGHEY 2012). The algorithm allows generating the information on the number of points e.g. in 1.0 m vertical intervals, for subsequent raster cells (e.g. GSD 10.0 m). The single 1.0 m sections in the graph (Figure 7) can be analyzed to find second layer (undergrowth or the base of the crowns of the first floor).

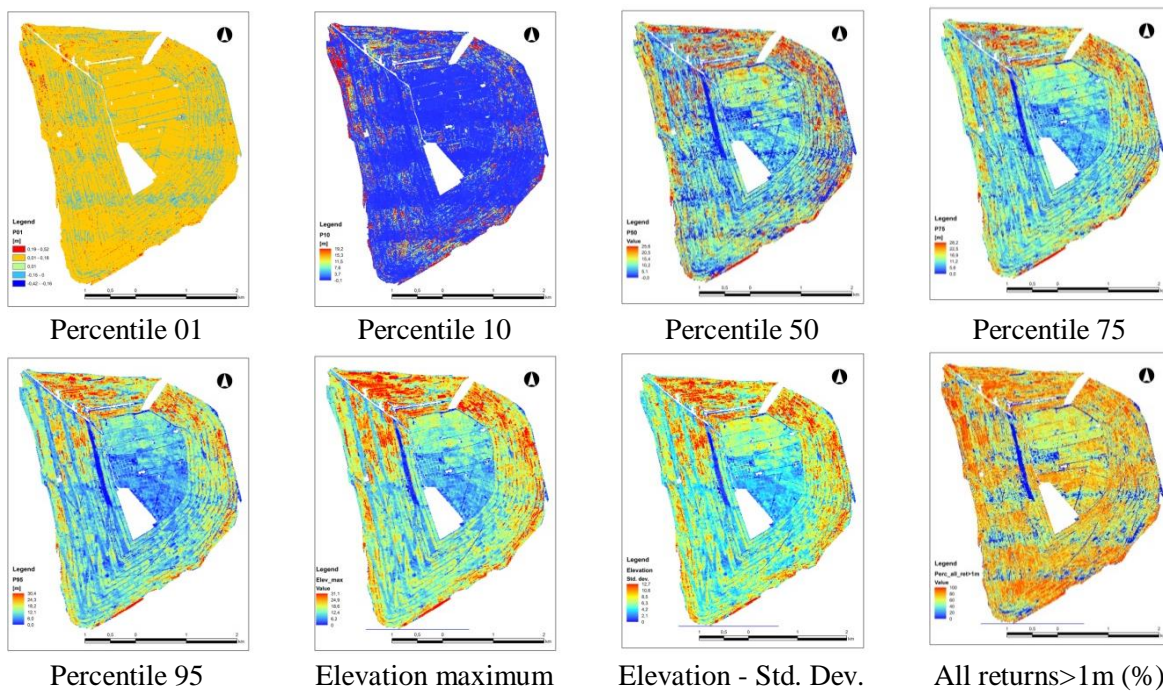


Figure 6. The different metrics of height of the forest stands or young plantations growing on the Belchatow spoil heap.

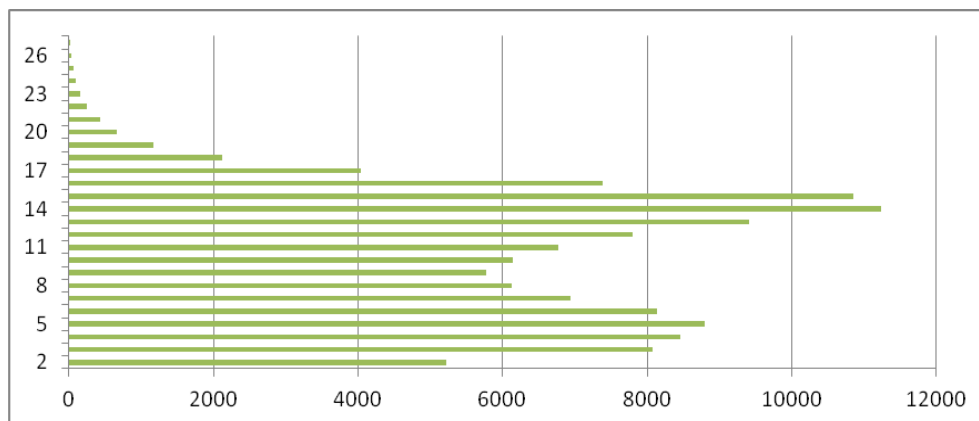


Figure 7. The histogram of the number of ALS impulses returned from the vegetation on different heights (*heightbreak* >1 m, layers 1.0 m thick; GSD 10 m).

Analyzing the above graph (Figure 7) one can notice that the vegetation occurring in subcompartment 21/2 (Turow) has relatively uniform character, because all the layers, starting from 1.01 m to about 16 meters are represented by a similar number of returns. From about 17.0 m above the ground, the number of points decreases significantly. For each forest subcompartment on the spoil heap the 3D surface of vegetation canopy can also be calculated. This can be done by *GridSurfaceStats* and *SurfaceStats* commands (FUSION). With this method, each pixel can represent using the following raster layers: maximal height, standard deviation of potential volume (based on maximal value of the height of ALS point inside the analyzed cell) and surface volume ratio (calculated as ratio = surface volume/ potential volume (Figure 8). The Area 3D made by CHM in upper example was about 92736 m², while the area of the projection 2D was only 35169 m². The volume of the space under the approximated CHM (nDSM) surface was 281361 m³. Of course not the whole 3D space is fully filled with green vegetation, but if proper methods are applied, it will be possible to obtain the parameters of the statistical model describing the relations between biomass derived in the field (AOI) and 3D indices calculated based on the ALS point cloud.

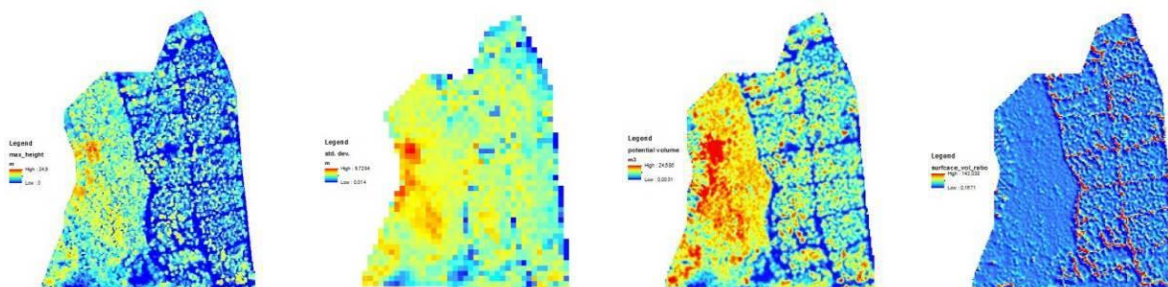


Figure 8. The 3D matrix of analysed stand 21/2 (Turow), from left: maximal height; Std. dev.; potential volume and ratio area volume.

CONCLUSIONS

The presented study confirmed that the application of ALS point clouds analysis in obtaining selected forest inventory parameters opens new possibilities in mapping and monitoring large areas, especially those involving the process of automation and integration of geodata as well. ALS technology allows the integration of new methods, in which, in the first stage - the assessment of the forest cover state should be carried out using the spatial LiDAR indices of 2D/3D structure, first modifying the DFM's of the sub-compartment. At the second stage, after the selection of proper stratification groups (with support of GIS),

the selection of proper AOI on derived raster maps (e.g. percentile 95; canopy, etc) must be performed and they should be found in the field (GNSS receivers) for the ground truth***** nie wiem, truth to jest prawda. Those areas (plots, transects) will provide the information, which cannot be directly obtained from ALS (like DBH, tree species; sub-species etc.). In the last stage using reference data and mathematical models we can describe, e.g. the influence of: slope, aspect, height a.s.l., kind of soil type, the content of macro and microelements, tree species etc. - on biomass production. Automatic generation of spatial (2D/3D) characteristics of vegetation will allow extending biodiversity, biomass studies, hydrologic analyses (e.g. USLE model) or other GIS spatial analyses (like potential of solar energy), in which up-to-date and precise information on the LULC is used in different decision support systems managed such areas. Undoubtedly the integration of ALS and locally taken TLS scans for representative areas (WEZYK 2012), gives new possibilities in automatic processes of precise modeling of vegetation 2D/3D structure growing on post-mining areas. Even the MLS integration is possible if proper network of roads exist. Finally, different drones (UAV) are nowadays offering not only ALS point cloud data but also mutli- or hyperspectral imagery at the same time as well. Aerial photographs taken with very high overlap (e.g. 80% in leaf-ON period) can be used for generating very dense point clouds using a photogrammetry/computer vision approach - so called: stereomatching (e.g. Semi Global Matching algorithm). This low-cost solution is very competitive to airborne LiDAR but need the detailed DTM, which in turn, requires an ALS data derived in leaf-OFF period.

The devastated areas must be returned to nature using the reclamation investments according to the Polish laws of the environment. The ALS technology can help not only the quarrying industry building-up new 3D artificial objects in the landscape to check the risk of erosion and landslides or earth volumes, but also can support forest managers responsible for the wood biomass production on areas transferred back to nature.

REFERENCES

- AXELSSON, P. (2000): DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. XXXIII/4B, pp. 110–117.
- DRZEWIECKI, W.; WEZYK, P.; PIERZCHALSKI, M.; SZAFRAŃSKA, B. (2014): Quantitative and Qualitative Assessment of Soil Erosion Risk in Malopolska (Poland), Supported by an Object-Based Analysis of High-Resolution Satellite Images. *Pure and Applied Geophysics*, v. 171, n. 6, pp.867-895
- HEJMANOWSKA, B. (2006): The use of remote sensing in monitoring the degraded areas by mining activities, *New Mining*, No. 1, www.nowegornictwo.pl.
- HYYPPÄ, H.; YU, X.; HYYPPÄ, J.; KAARTINEN, H.; KAASALAINEN, S.; HONKOVAARA, E.; KOCH, B.; HEYDER, U.; STRAUB, CH.; WEINACKER, H. (2006): 3D Data for Forest and Environmental Planning. *Int. Workshop "3D Remote Sensing in Forestry"*, Vienna, Austria, pp. 1-14.
- KRAUS, K.; PFEIFER, N. (1998): Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 53 (4), pp. 193-203.
- MCGAUGHEY, R.J. (2012): FUSION/LDV: Software for LiDAR data analysis and visualization. Software Manual. FUSION – version. 3.10. *USDA Forest Service*. Pacific Northwest Research Station.
- NÆSSET, E. (1997): Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 52 (2), pp. 49-56.
- PIETRZYKOWSKI, M.; KRZAKLEWSKI, W. (2007): An assessment of energy efficiency in reclamation to forest. *Ecological Engineering*; 30:341–8.
- RAPIDLASSO (2014): <http://rapidlasso.com>. Access at 04. July 2014.
- SZOSTAK, M.; WEZYK, P.; TOMPALSKI, P. (2014): Aerial Orthophoto and Airborne Laser Scanning as Monitoring Tools for Land Cover Dynamics: A Case Study from the Milicz Forest District (Poland). *Pure and Applied Geophysics*, Vol. 171, No. 6, pp. 857-866, DOI: 10.1007/s00024-013-0668-8.
- SZOSTAK, M.; WEZYK, P. (2013): GNNS measurements in forest environment using various receivers and measurement modes. *Archive of Photogrammetry, Photogrammetry, Cartography and Remote Sensing*. 25:

217-231.

WEZYK, P. (2008): The LiDAR point cloud data-based forest canopy modelling. *Archive of Photogrammetry, Photogrammetry, Cartography and Remote Sensing*, 18 b, pp. 685-695.

WEZYK, P. (2012): The integration of the Terrestrial and Airborne Laser Scanning technologies in the semi-automated process of retrieving selected trees and forest stand parameters., *Ambiencia*, v. 8. 4, Unicentro, Parana, Brasil; pp. 533-548.

WEZYK, P.; BOROWIEC, N.; SZOMBARA, S.; WANCZYK, R. (2008): Generation of digital surface and terrain models of the Tatras mountains based on airborne laser scanning (ALS) point cloud. *Archive of Photogrammetry, Photogrammetry, Cartography and Remote Sensing*, 18 b: pp. 651-661.

WEZYK, P.; KRZAKLEWSKI, W. (1999): Opportunities, problems and results of the use of digital photogrammetry techniques, GPS and GIS in land reclamation sand mine. *Conference: Opencast mining - Environment - Reclamation - with particular regard to KWB Belchatow*, Belchatow, 8-9. 06.1999: pp. 147-154.

WEZYK, P.; SZOSTAK, M.; TOMPALSKI, P. (2013): Use of Airborne Laser Scanning Data for a Revision and Update of a Digital Forest Map and its Descriptive Database: A Case Study from the Tatra National Park. *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*, Part IV, pp. 615-627, Springer Berlin Heidelberg, DOI: 10.1007/978-3-642-12725-0_43.

WEZYK, P.; TOMPALSKI, P.; DE KOK, R.; SZOSTAK, M.; KUKAWSKI, M. (2010): Method of the tree number estimation in the pine stand using ALS data and true orthoimages. *Sylwan*, 154 (11): pp. 773-782.

WITKOWSKI, J., DMOCHOWSKA, H. (2013). *Statistical Yearbook of the Republic of Poland 2012*. Warszawa: Central Statistical Office.

WÓJCIK, J.; KRZAKLEWSKI, W. (2009): Forestation as the Method of the Remediation of Soilless Areas of the Lignite Mine Turow. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*. v. 25, I 3 (t. 25, z. 3).

YU, X.; HYYPPÄ, J.; KAARTINEN, H.; MALTAMO, M. (2004): Automatic detection of harvested trees and determination of forest growth using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 90: pp. 451-462.

USO DE TECNOLOGIA LIDAR NO MICROPLANEJAMENTO DA COLHEITA FLORESTAL.

USE OF TECHNOLOGY LIDAR IN FOREST HARVEST MICROPLANNING.

Rafael Olivares de Salles Abreu¹, Júlia Salgado Zucal²

¹KLABIN S.A – Avenida Olinkraft,6602 – Igaras – Otacílio Costa – SC, Brasil, CEP: 88540-000, roabreu@klabin.com.br

²KLABIN S.A – Fazenda Monte Alegre, s/n - Zona Rural - Harmonia – PR, Brasil, CEP: 84275-000, jszucal@klabin.com.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho consiste em gerar os produtos de declividade média, sentido de arraste médio e distância de arraste médio para cada talhão, com base na tecnologia LIDAR e processamento com ferramentas SIG. As informações irão servir de subsídio para auxílio no trabalho do microplanejamento da colheita. Ao associar cada altitude dos pontos do talhão à altitude dos pontos de estradas, é possível aferir quanto ao sentido de arraste da madeira até a estrada de referência. A distância de arraste é obtida cruzando os pontos do talhão com o ponto mais próximo da estrada, variam conforme o tamanho e o formato do talhão e servem como uma referência para os cálculos de custo e dimensionamento da colheita florestal. A declividade, atribuída a cada ponto do talhão, é um produto importante para visualização de limitações físicas em campo. As informações geradas foram obtidas com uma boa aproximação, podendo ainda ser mais refinadas conforme necessidade ou objetivo das análises. A utilização de dados LIDAR para o planejamento das atividades de colheita, bem como seu potencial para outras operações do setor florestal, é de extrema importância, dada a precisão e qualidade da informação obtida.

Palavras-chave: SIG, LIDAR, microplanejamento, colheita florestal, engenharia florestal.

ABSTRACT

The objective of this work consists of generating products medium slope, medium drag sense and medium-distance carrier for each plot based on LIDAR technology and processing with GIS tools. The information will serve as input to aid in the work of microplanning harvest. By associating each altitude of the plot points of the elevation points of roads, it is possible to determine sense drag of the timber to the road reference. The distance drag is obtained crossing points of the field with the nearest point on the road, vary the size and shape of the field and serve as a reference for calculating cost and scale forest harvesting. The slope, assigned to each point of the field, is an important product for visualizing physical limitations in the field. The information generated were obtained with a good approximation and can be further refined as needed or objective analysis. The use of LIDAR data for planning of harvesting activities, as well as its potential for other operations in the forest sector is of paramount importance, given the precision and quality of information obtained.

Keywords: GIS, LIDAR, microplanning, forestry harvester, forestry engineering.

INTRODUÇÃO

O Sistema de Informação Geográfico (SIG) apresenta uma série de ferramentas e processos que são importantes auxiliares e fornecedores de dados dentro de uma empresa. Para o executivo ser capaz de visualizar o adequado processo decisório, é necessário ter um SIG completo, correto e eficiente.

No setor florestal não é diferente. ARAUJO (2012) afirma que o SIG é essencial para a cadeia florestal, para auxiliar todas as atividades realizadas, fornecer suporte para o planejamento e acompanhamento das operações realizadas nas áreas manejadas, sejam elas ligadas diretamente ao ciclo da floresta ou não.

Segundo COUTO (1993), o SIG continua a ser usado para a elaboração de mapas, com qualidade superior e custo inferior aos mapas manuais. Mas, além disso, são utilizadas as análises dessas informações com o objetivo de seleção de áreas de corte, simulações de cenários de manejo, entre muitas outras finalidades dentro da área florestal.

A manipulação das informações orienta os gestores florestais no seu compromisso de abastecer a indústria com regularidade e sustentabilidade nos três níveis de planejamento da produção florestal: estratégico, tático e operacional (NOBRE *et al.*, 2004).

O exercício sistemático do planejamento tende a reduzir a incerteza envolvida no processo decisório e provocar o aumento da probabilidade de alcance dos objetivos, desafios e metas estabelecidas para a empresa (REBOUÇAS, 2002; MALINOVSKI, 2007).

De acordo com GUIMARÃES (2004), o microplanejamento florestal, partindo da visão do macro, tem como objetivos segregar e caracterizar todos os aspectos operacionais que nortearão a estratégia de planejamento tático operacional de curto prazo. Existem muitas vantagens em se implantar o microplanejamento em uma empresa. OLIVEIRA (2006) destaca: o maior domínio da produção, possibilidade de antecipar possíveis falhas na programação do macroplanejamento e conseqüentemente correção das causas dos problemas de forma pré-ativa.

A gestão dos diferentes níveis de informação pode ser facilitada pelo SIG, por meio de sua capacidade para representação, computação e análise espacial, refletindo de forma mais adequada à complexidade dos sistemas em questão. O SIG permite uma melhor compreensão das inter-relações entre os níveis de informações e, conseqüentemente, facilitam o processo de tomada de decisão em planejamento, ordenamento e gestão dos recursos florestais (BORGES, 1996).

Tudo isso só corrobora a necessidade de um conhecimento absoluto das realidades que cercam a floresta. O conhecimento do território para o planejamento e execução das atividades florestais é uma informação necessária (ARAUJO, 2010). Ter a capacidade de analisar este contexto e propor soluções adequadas envolvendo a componente geográfica é o mínimo que se espera do setor (ARAUJO, 2012).

Seguindo a linha de tecnologias aplicáveis a área florestal, a tecnologia LIDAR vem ganhando espaço na obtenção de informações com alto nível de exatidão e menor tempo de execução. Os sistemas a laser aerotransportados, baseados na tecnologia LIDAR, permitem a obtenção de informações tridimensionais a cerca da superfície terrestre com alta precisão (ZANDONÁ, 2007). Em áreas florestais, torna-se possível conhecer a estrutura da vegetação, variáveis dendrométricas da floresta, derivar informações importantes a respeito da cobertura vegetal, uso do solo, limites e topografia, entre outros.

Na KLABIN, o voo para aquisição das informações da tecnologia LIDAR foi realizado em 2012. Foram obtidas também imagens de alta resolução de todas as áreas florestais pertencentes á empresa, bem como limites, uso do solo, estradas, entre outros. Dentre os produtos gerados pelo LIDAR, são importantes para este trabalho as Curvas de Nível e a geração do Modelo Digital do Terreno.

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho consiste em gerar os produtos de declividade média, sentido de arraste médio e distância de arraste médio para cada talhão, com base nas informações provenientes da tecnologia LIDAR e processamento com ferramentas SIG, com o uso do software ArcView Desktop 10.1.

JUSTIFICATIVA

Depois de geradas, as informações passam a servir de subsídio para auxílio no trabalho do microplanejamento da colheita. Em uma linha, as informações fazem parte de um simulador dos custos que envolvem a colheita destes talhões. No simulador, são criados diferentes cenários, onde há manipulação e alteração de uma série de variáveis, entre elas, abertura de estradas ou uso de contornos dos talhões, uso de baldeio ou retirada de madeira por equipamentos, uso de estradas primárias ou secundárias, definição de número de equipamentos utilizados, entre outros. Em outra linha, as informações são utilizadas para localização de acidentes naturais do terreno e pontos restritos para a colheita, através da geração de mapas de declividade do terreno. Estes mapas ficam disponibilizados às equipes de campo, e podem ser consultados a qualquer momento.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido nas áreas da Fazenda Monte Alegre, principal unidade da empresa KLABIN S.A. Está situada no município de Telêmaco Borba, PR, região centro paranaense (Figura 1).

O relevo da região é suavemente ondulado e o mais importante acidente geográfico é o rio Tibagi, principal afluente do Paranapanema, que por sua vez é um dos principais formadores do rio Paraná. A altitude média da área é de 850 m acima do nível do mar, com amplitude de 750 a 868 m (SOARES, 1972b; NUNES *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2010). De acordo com a classificação de Köppen o clima da região é temperado úmido, sem estação seca, com verão fresco e geadas periódicas. Segundo a classificação de zonas de vida de Holdridge, a região está localizada na formação ecológica bosque úmido temperado (SOARES, 1972b).

A atividade florestal, compreendendo plantio, colheita e industrialização da madeira, constitui a base da economia local. Dados do Departamento de Economia Rural, da Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Estado, mostram que em 2009 o Valor Bruto da Produção (VBP) do Município foi de R\$ 169,2 milhões, sendo que os principais produtos foram: toras para papel e celulose (61%), toras de pinus para serraria (28%), toras para lenha (3%) e mudas de pinus (3%) (TETTO, 2012).

A madeira produzida na região é fundamental para o abastecimento da maior produtora, exportadora e recicladora de papéis do Brasil, que está localizada dentro da Fazenda Monte Alegre. A KLABIN S.A. é a maior produtora de papéis de fibra virgem na América Latina, e também uma das dez maiores fábricas de papéis para embalagem de fibra virgem do mundo e a quinta maior em produção de cartão de fibra virgem. Possui uma área florestal de 275,6 mil hectares: 135,2 mil hectares de florestas plantadas de pinus e eucalipto e 110,3 mil hectares de mata nativa preservada. Desde a década de 1940 segue os preceitos do desenvolvimento sustentável. Suas florestas são utilizadas para pesquisa científica, produção de produtos florestais não madeireiros e reprodução e reintrodução de espécies animais (KLABIN, 2013).

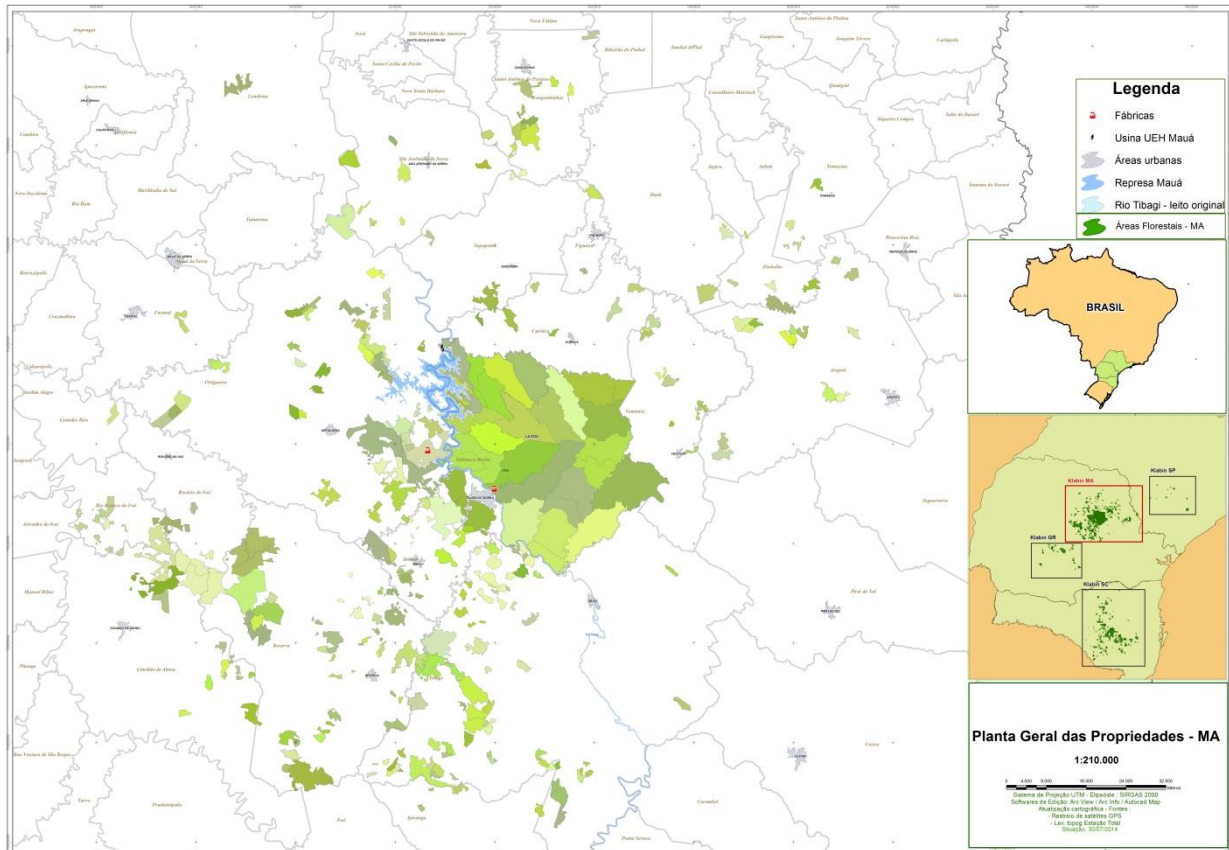


Figura 1. Planta geral das propriedades referentes à Unidade Monte Alegre, KLABIN, 2013.
Figure 1. General layout of the properties related to the Monte Alegre Unit, KLABIN, 2013.

Pré-processamento e processamento

O pré-processamento é indispensável para dispor os dados em condições de utilização no procedimento. A base de dados necessária para este procedimento consiste no Modelo Digital do Terreno. Os Modelos Digitais do Terreno ("*Digital Terrain Model*" ou DTM) fazem referência à aquisição, processamento e utilização de dados digitais para a elaboração de modelos que representem o relevo da superfície terrestre. A característica do terreno, geralmente referenciada, é o relevo estimado pela sua cota ou altitude. (ASPIAZU, 1990).

Além da altitude, outras inúmeras variáveis podem ser extraídas com base nas feições do terreno. A declividade do terreno é uma variável derivadas do DTM. Representa o grau de inclinação do terreno e é um importante fator para determinar condições de acesso a regiões, classificação de áreas potencialmente aptas ou não para alguma finalidade, melhor utilização do solo, escolha do melhor percurso, entre outras inúmeras finalidades. (Figura 2).

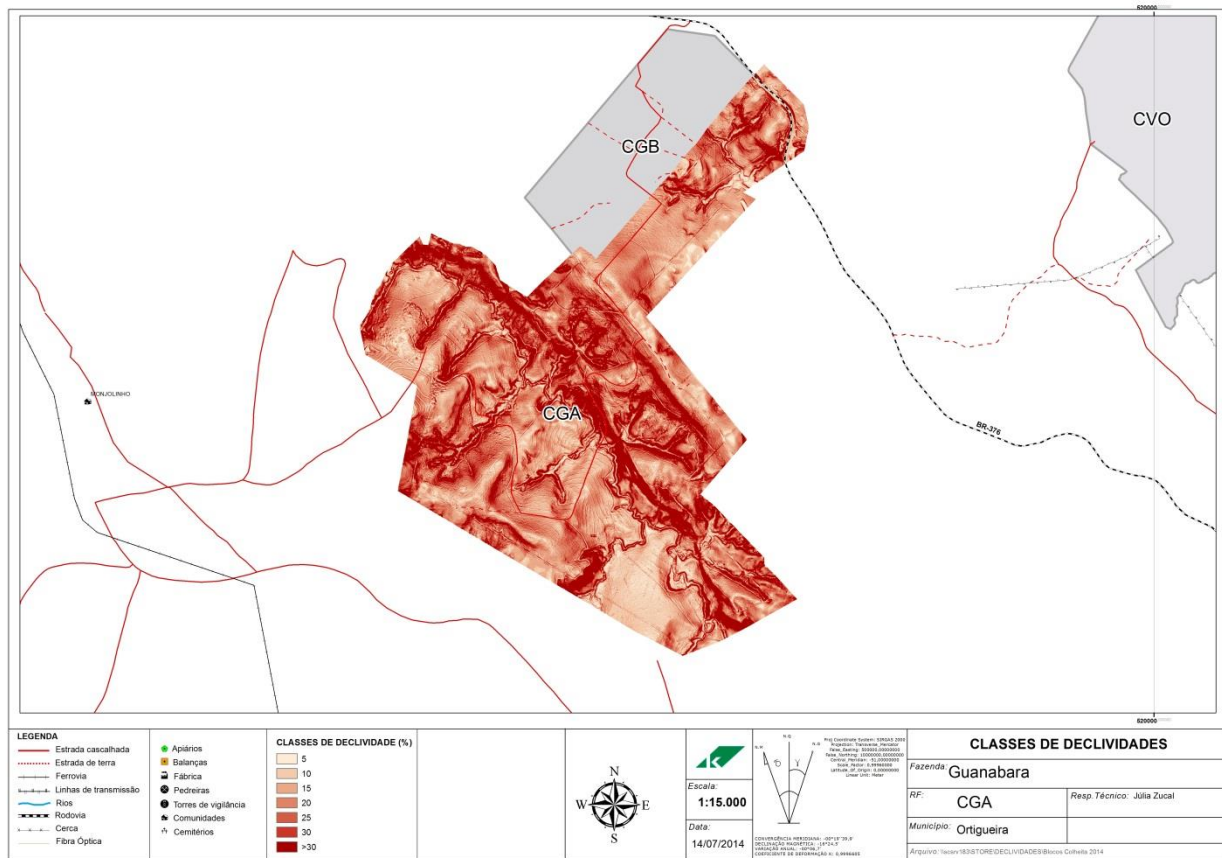


Figura 2. Mapa de Declividade referente à Fazenda Guanabara, Unidade Monte Alegre, KLABIN, 2013.
 Figure 2. Slope map related to Guanabara farm, Monte Alegre Unit, KLABIN, 2013.

Junto às informações de declividade e altitude do terreno, deve-se também definir a área (talhão) e a estrada correspondente a este, ou seja, a estrada que atenda à saída de madeira do talhão em questão.

O processamento se inicia ao criar uma malha de pontos para o talhão, assim como em sua correspondente estrada. Para cada ponto, são atribuídas informações de declividade e altitude da área, geradas anteriormente. Depois disso, já é possível extrair a informação de declividade média do talhão.

Após, as informações da estrada são então anexadas às informações do talhão, formando assim um único arquivo (*shape*). Ao realizar a junção destes arquivos, via ferramenta *Join*, é calculada automaticamente a distancia de cada ponto do talhão para o ponto da estrada mais próximo. Com isso, temos a informação de distancia de arraste do talhão, bastando somente extrair a informação média (Figura 3).

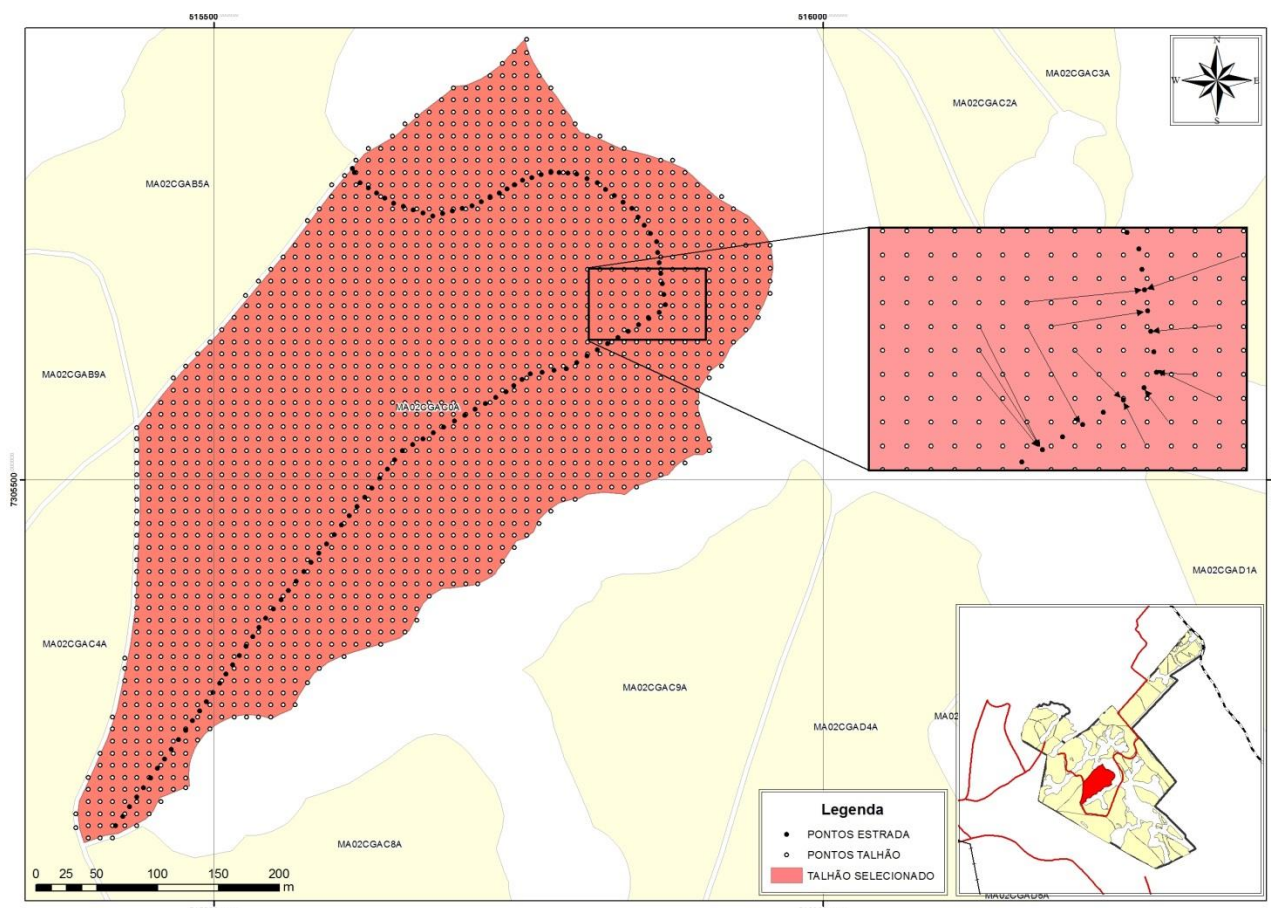


Figura 3. Malha de pontos criada para um talhão em questão e sua referente estrada.
 Figure 3. Mesh points created for a plot in question and their related road.

O sentido de arraste do talhão significa que os pontos do talhão, ou neste caso, a madeira, vai subir, descer ou está plana em relação á estrada correspondente. Para isso, é feito um cálculo: $(\text{Altitude dos pontos do Talhão}) - (\text{Altitude dos pontos da estrada})$. As informações de altitude da estrada são trazidas ao se realizar a junção dos arquivos, como descrito anteriormente. Como resultado, valores menores que 1 significam que a madeira deve subir para chegar á estrada. Valores maiores que 1 significam que a madeira deve descer para chegar á estrada, e pontos com declividade menores ou iguais a 5, recebem valores 0. Os valores positivos e negativos são então substituídos por +1 ou -1 para então ser extraída a informação média do talhão. (Figura 4)

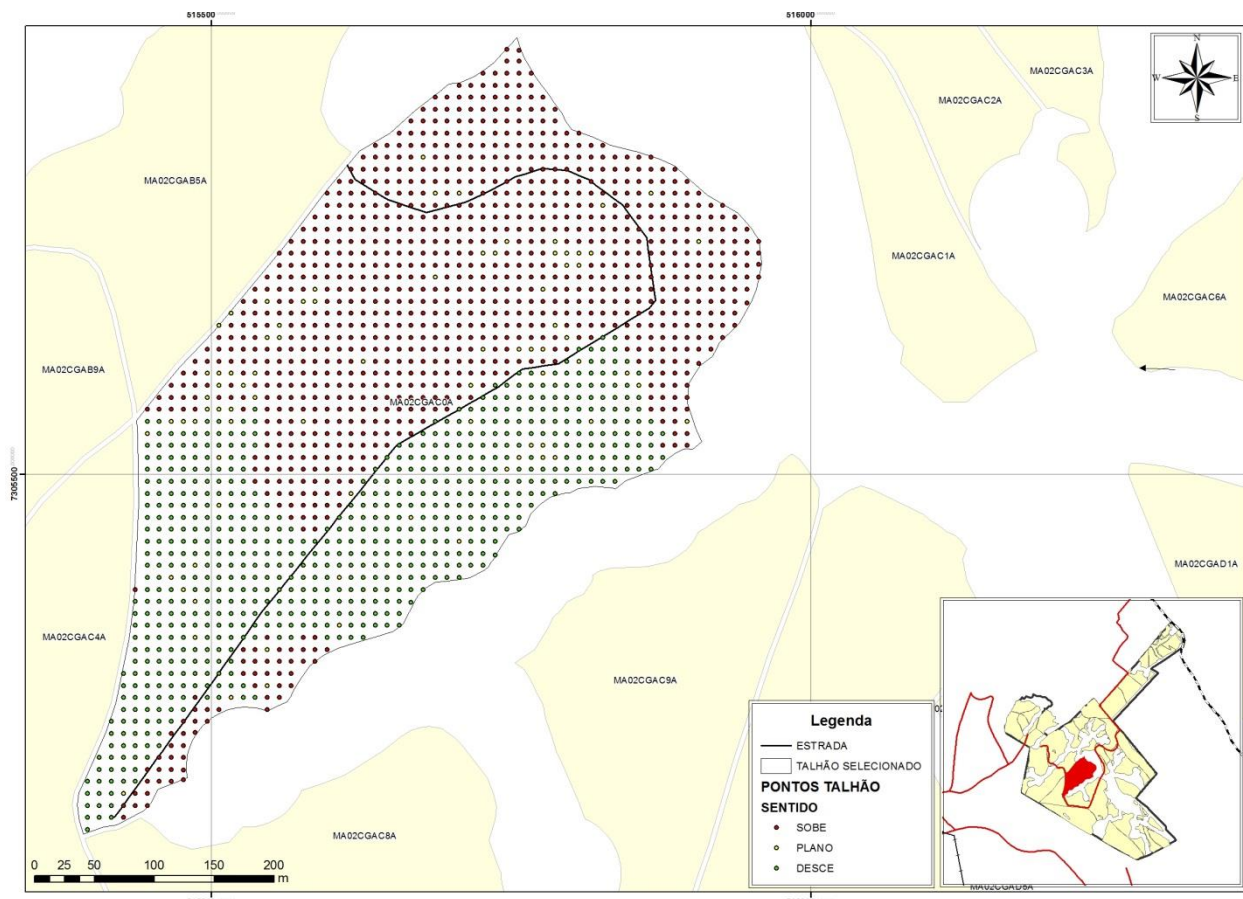


Figura 3. Sentido de arraste para um talhão em questão.
 Figure 3. Sense to drag a field in question.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o processamento dos dados LIDAR utilizando como produto base o DTM, obteve-se uma modelagem da elevação do terreno que possibilitou que os produtos fossem gerados. Ao associar cada altitude dos pontos da malha do talhão á altitude de referência dos pontos da malha de estradas, é possível aferir quanto ao sentido de arraste da madeira até a estrada de referência.

A distância de arraste também é obtida cruzando os dados da malha de pontos do talhão com o ponto mais próximo da malha de estradas, podendo variar consideravelmente conforme o tamanho e o formato do talhão, assim, podem servir como uma referência importante para os cálculos de custo e dimensionamento da colheita florestal.

A declividade em porcentagem, obtida pela ferramenta *Slope*, têm os valores de referência a cada 5% até 30% e áreas superiores a 30%. Estes valores foram atribuídos a cada ponto da malha do talhão e podem variar conforme a necessidade das operações programadas para a atividade. Além da importância como componente na matriz de custeio da operação, as informações de declividade, após serem trabalhadas com realces e filtros, são um produto importante para visualização de possíveis limitações físicas para o operador em campo.

As informações médias processadas são apresentadas juntamente á outras informações básicas já conhecidas do talhão, como data de plantio, espécie plantada, área, perímetro, etc.

Observou-se um problema quanto ao tempo de processamento, uma vez que, seguindo este procedimento, cada talhão deveria ser tratado individualmente. Isso ocorre, pois ao buscar o ponto da estrada mais próximo

para o cálculo de distancia de arraste, o software não enxerga que só deve buscar os pontos da estrada correspondente ao talhão. Havia, então, distancias de arraste calculadas que estavam relacionadas às estradas de talhões vizinhos, por estarem mais próximos. Este desvio não deve ocorrer, pois muitas vezes os talhões são divididos por barreiras, como rios ou áreas de preservação, onde não há estradas que se possa realizar o transporte.

Buscou-se então uma alternativa de processamento onde as informações fossem geradas com maior rapidez, tratando vários talhões como um só. Para que isso fosse possível, as estradas correspondentes a cada talhão foram definidas e nomeadas de acordo com o nome do talhão antes do processamento. A malha de pontos foi processada para o conjunto de talhões, não de cada um por vez, e usou-se ainda uma ferramenta alternativa para o cálculo de distancia de arraste, a ferramenta *Near*.

CONCLUSÃO

As informações de declividade média, sentido médio de arraste e distância média de arraste foram obtidos com uma boa aproximação, podendo ainda serem mais refinados conforme a necessidade ou objetivo das análises, alterando-se a intensidade de pontos da malha ou a própria informação do LIDAR de origem.

A metodologia em questão buscou automatizar ao máximo o calculo desses parâmetros, porém o processo ainda permite melhorias, sendo necessário estudar mais a fundo ferramentas e algoritmos alternativos que possam otimizar o tempo de processamento e a acurácia das informações.

A utilização de dados LIDAR para o planejamento das atividades de colheita, bem como seu potencial para outras operações do setor florestal, é de extrema importância, dada a precisão e qualidade da informação obtida.

O SIG é uma ferramenta completa, dinâmica e gera resultados com alta precisão. Pode ser consultado e alterado a qualquer momento, de acordo com o que é demandado. A interação do SIG com as demais áreas dentro de uma empresa é essencial para que a base de dados seja cada vez mais completa e exata, atenda às necessidades e que, além de mapas interativos, os produtos capazes de serem gerados pelo SIG auxiliem cada dia mais, nos melhores resultados e decisões visando um pleno crescimento e desenvolvimento da empresa como um todo.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M.A. *et al.* Sig Nas Nuvens Para Empresas Florestais. *Ambiência Guarapuava (PR)* v.8 Ed. Especial p. 593-600. Outubro 2012.

ARAÚJO, M.A. *et al.* Terceirização de Sig em Empresas Florestais: Aspectos Estratégicos e Operacionais. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, Anais. Curitiba, 2010.

ASPIAZÚ, C. *et al.* MODELOS DIGITAIS DE TERRENOS CONCEITUAÇÃO E IMPORTÂNCIA. *Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo*, n. 21, p. 27-36, dez. 1990.

BORGES, J.G. Sistemas De Apoio À Decisão Em Planejamento Em Recursos Naturais e Ambiente. *Revista Florestal, Lisboa*, 1996, v. 9, n. 3, p. 37-44.

COUTO, H.T.Z. Sistemas De Informações Geográficas: Aplicações Florestais. IPEF Série Técnica, Piracicaba, 9(28): 1-18, dez.1993.

DOYLE, F.J. Digital terrain models: an overview. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 44, n. 12, p. 1481-1485, 1978.

FARIA, T.T. Microplanejamento da colheita de uma floresta plantada utilizando tecnologias de

- geoprocessamento. Monografia - Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Florestas, curso de Graduação em Engenharia Florestal, 2012.
- GUIMARÃES, H.S. A logística como fator decisivo das operações de colheita de madeira e transporte florestal. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO SOBRE SISTEMAS DE COLHEITA DE MADEIRA E TRANSPORTE FLORESTAL, 13. 2004, Curitiba. Anais. Curitiba: UFPR/FUPEF, 2004. p. 127-146.
- MALINOVSKI, R.A. Otimização da Distância de Extração de Madeira com *Forwarder*. Botucatu. 2007. 94 f. Tese (Doutorado em Agronomia / Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista. 2007.
- NOBRE, S.R. *et al.* Componentes Básicos De Um Modelo Relacional De Dados Para A Gestão Florestal. Silva Lusitânia, Lisboa, 2004, v. 12, v. especial, p. 103-117.
- NUNES, J.R.S. *et al.* Climatologia Do Comportamento Da Precipitação No Distrito Florestal De Monte Alegre. Floresta, Curitiba, v. 39, n. 4, p. 783-792. Out./dez. 2009.
- NUNES, J.R.S. *et al.* Desempenho Da Fórmula De Monte Alegre (Fma) E Da Fórmula De Monte Alegre Alterada (Fma+) No Distrito Florestal De Monte Alegre. Floresta, Curitiba, v. 40, n. 2, p. 319-326. Abr./jun. 2010.
- NUNES, J.R.S. Índices De Perigo De Incêndios Florestais: A Experiência Paranaense. In: SOARES, R. V. *et al.* INCÊNDIOS FLORESTAIS NO BRASIL: O ESTADO DA ARTE. Curitiba, 2009. p. 53-108.
- PIRES, J.M. Uso do LIDAR para Estimativa da Altura de Árvores em Povoamentos de Eucalipto. Tese (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais – 2005.
- REBOUÇAS, D.P.O. Planejamento estratégico – conceitos, metodologia e práticas. 18. Ed. São Paulo: Atlas, 2002. 62 p.
- SOARES; R.V. Determinação de um Índice de Perigo de Incêndio para a Região Centroparanaense, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro Tropical de Ensino e Investigação, Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas OEA, Turrialba, Costa Rica, 1972b.
- TETTO, A.F. Comportamento Histórico dos Incêndios Florestais na Fazenda Monte Alegre no Período de 1965 A 2009. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – 2012.
- VIEIRA, J.P.F.; de OLIVEIRA, J.C.; de AGRIMENSURA, S.D.E. Sistema de Informações Geográficas Aplicado ao Gerenciamento Florestal. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Setor de Engenharia de Agrimensura.
- ZANDONÁ, D.F. *et al.* Utilização da Tecnologia Lidar para Obtenção de Altura Individual e Delimitação Automática de Copas em Povoamento de *Pinus Sp.* Anais. XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 3693-3700.

SUMÁRIO POSTERS

A UTILIZAÇÃO DE IMAGENS SRTM NA OBTENÇÃO DE DADOS ALTIMÉTRICOS PARA A MESORREGIÃO DO LITORAL PARAIBANO-PB, ATRAVÉS DO SOFTWARE LIVRE QUANTUM GIS	1
Gilvaneide S. Oliveira ¹ , Tatiana D. Oliveira ² , Bianca A. Farias ³ , Diego S. Valdevino ⁴	1
A UTILIZAÇÃO DE IMAGENS SRTM NA OBTENÇÃO DE DADOS ALTIMÉTRICOS PARA A MESORREGIÃO DO SERTÃO PARAIBANO - PB, ATRAVÉS DO SOFTWARE LIVRE QUANTUM GIS	6
Tatiana D. Oliveira ¹ , Gilvaneide S. Oliveira ² , Bianca A. Farias ³ , Diego S. Valdevino ⁴	6
ANÁLISE DA COBERTURA DO SOLO APÓS DESMATAMENTOS DA VEGETAÇÃO NATIVA: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS, BRASIL	12
Arthur Nogueira Reis ¹ , Fausto Weimar Acerbi Junior ¹ , Inácio Thomaz Bueno ¹ , Nicolas Pereira Souza ¹ , Milena Namara Pereira Costa ¹ , Charles Marques de Souza ¹ , Júlia Fonseca Ferreira ¹ , Lúcio de Oliveira Hudson ¹	12
ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL E USO DA TERRA EM MICRORREGIÕES NO MUNICÍPIO DE MOJU-PA	18
Arlete Silva de Almeida ¹ , Ima Celia Guimarães Vieira ² , Ewelyn Regina Rocha Silva ³ , João Silva Barbosa Júnior ⁴	18
ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DO USO DA TERRA NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO BONITO - RS	26
Jussan Albarello de Cezaro ¹ , Marcelo Mayer ¹ , Fábio Marcelo Breunig ¹	26
ANÁLISE DA EVOLUÇÃO NA ESTRUTURA DA PAISAGEM DO PARQUE ESTADUAL DO BIRIBIRI EM DIAMANTINA - MG	33
Kelly Nascimento Campos Araújo ^{1,2} , Thaís Cordeiro de Andrade ^{1,3} , Gleyce Campos Dutra ^{1,4} , Helise Neves Mendes ^{1,5}	33
ANÁLISE DA PRECISÃO DE INVENTÁRIO POR MEIO DE DIFERENTES MÉTODOS DE ESTRATIFICAÇÃO EM UM FRAGMENTO DE CERRADO <i>SENSU STRICTO</i>	40
Iasmim Louriene Gouveia Silva ¹ , Júlia Fonseca Ferreira ¹ , Aliny Aparecida dos Reis ¹ , José Márcio de Mello ¹ , Fausto Weimar Acerbi Junior ¹ , Inácio Thomaz Bueno ¹	40
ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE BIOMASSA ARBÓREA E CARACTERÍSTICAS ESPECTRAIS EM UMA FLORESTA QUEIMADA NA AMAZÔNIA	47
Letícia K. Fernandes ¹ , Camila V. J. Silva ¹ , Rodrigo N. Sousa ¹ , Luiz E.O.C. Aragão ¹ , Liana O. Anderson ^{2,1} , Rodrigo N. Sousa ^{2,1} , Bruno S. Castro ³ , Marcos A. S. Scaranello ³	47
ANÁLISE DA SUSCEPTIBILIDADE A INCÊNDIOS FLORESTAIS NA BACIA DO RIO BANANAL, SALINAS-MG, POR MEIO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	55
Hugo Henrique Cardoso de Salis ¹ , Cecília Cristina Almeida Mendes ¹ , Ronaldo Medeiros dos Santos ¹	55
ANÁLISE DAS ALTERAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO DEVIDO ÀS QUEIMADAS NO CERRADO ENTRE 2002 E 2008	62
Gabriel Bertani ¹ , Liana Oighenstein Anderson ¹ , Antônio Roberto Formaggio ¹	62
ANÁLISE DO CONFLITO DE USO DO SOLO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTES NO MUNICÍPIO DE MANACAPURU, AMAZONAS, BRASIL	67
Maria Antônia Falcão de Oliveira ¹ , Lizit Alencar da Costa ² , Mônica Alves de Vasconcelos ³ , Roberta Monique da Silva Santos ⁴	67

ANÁLISE DO CONFLITO DE USO DO SOLO NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA BACIA DO RIO CAPIVARI	76
Andréia Ayumi Fantan Une ¹ , Bernardo Lipski ²	76
ANÁLISE ESPECTRAL E TEMPORAL DA SAZONALIDADE DO CERRADO EM ÁREAS ANTROPIZADAS NO MUNICÍPIO DE SÃO ROMÃO, MINAS GERAIS	83
Inácio Thomaz Bueno ¹ , Fausto Weimar Acerbi Junior ¹ , Natália Alkmin Castro Silva ¹ , Alex Donizeti Sales ¹ , Ivy Mayara Sanches de Oliveira ¹	83
ANÁLISE MULTITEMPORAL DE QUEIMADAS DOS MUNICÍPIOS INSERIDOS NA REGIÃO DO ALTO-MÉDIO SÃO FRANCISCO	90
Júlia Vaz Tostes Miluzzi de Oliveira ¹ ; Breno Roberto Dias Amorim ¹ ; Athus de Oliveira Caputo ¹ ; Júlia Salgado Zucal ¹ ; Francielle Corrêa Neri ¹ ; José Roberto de Almeida Filho ¹ ; Fausto Weimar Acerbi Junior ¹ , Allan Arantes Pereira ¹	90
ANÁLISE SOBRE A VARIAÇÃO NO QUADRO VEGETACIONAL EM PONTAL DO PARANÁ ENTRE OS ANOS DE 1996 E 2012	98
Jean Jesus Iluk da Silva ¹ , Sony Cortese Caneparo ¹ , Maria do Carmo Sousa Mora ¹ , Otacílio de Lopes Souza da Paz ¹	98
ANÁLISE TEMPORAL do DESMATAMENTO E CORTE SELETIVO EM FLORESTA PÚBLICA NÃO DESTINADA da GLEBA CURUQUETÊ/AM ATRAVÉS DE IMAGENS DE SATÉLITES	106
Eliane Hirata ¹ , Liliana Sayuri Osako ¹ , Ekena Rangel Pinagé, Leandro Meneguelli Biondo ¹ , Humberto Navarro de Mesquita Junior ¹	106
ANÁLISE TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NUMA MICROBACIA ATRAVÉS DE IMAGENS DIGITAIS	114
Talita Teixeira Azevedo Gobbi ¹ , Sérgio Campos ¹ , Fernanda Leite Ribeiro ¹ , Daniela Polizeli Traficante ¹ , Aline Minarelli Reche ¹ , Felipe de Souza Nogueira Tagliarini ¹ , Gustavo Nicoletti ¹ , Tadeu Zinslypoli ¹	114
ANÁLISIS DE LA OCURRENCIA DE DESMONTES AUTORIZADOS Y NO AUTORIZADOS EN ENTRE RÍOS, ARGENTINA	121
Lorna Sacks ² , Carlos Fortini ² , Francisco Darío Maldonado ¹ , Pablo Aceñolaza ¹	121
APLICAÇÃO DE DADOS LIDAR NA AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES NO SUB-BOSQUE FLORESTAL EM CONCESSÕES FLORESTAIS	129
Ekena Rangel Pinagé ¹ , Charton Jahn Locks ¹	129
APLICAÇÃO DE DADOS LIDAR NA AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES NO DOSSEL FLORESTAL EM CONCESSÕES FLORESTAIS	137
Charton Jahn Locks ¹ , Ekena Rangel Pinagé ¹	137
APLICAÇÃO DO QGIS® E AVALIAÇÃO DE UMA ÁREA ÚMIDA COM BASE NA RESOLUÇÃO CONJUNTA IBAMA/SEMA/IAP N°005	145
Jayson Pereira Godinho ¹ , Nathalia S. D. da Costa ² , Yara Campos Miranda ³ , Renan W. Loureiro ⁴ , Marcelo Galeazzi Caxambú ⁵ , Edivando Vitor do Couto ⁶	145
ASPECTOS MERCADOLÓGICOS DA TECNOLOGIA ALS PARA APLICAÇÕES FLORESTAIS NO BRASIL	152
André Gracioso Peres da Silva ¹ , Eric Bastos Gorgens ¹ , Danitiele Cristina França Laranja ¹ , Julianne de Castro Oliveira ¹ , Tiago de Conto ¹ , Luiz Carlos Estraviz Rodriguez ¹	152
AVALIAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CRISSIUMAL-RS COM USO DE IMAGENS LANDSAT-5 TM	160

Priscila Simon ¹ ; Bruna Gelain ¹ ; Fabio Marcelo Breunig ¹	160
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DO USO DA TERRA UTILIZANDO IMAGENS RAPIDEYE	167
Cristina Tabarelli ¹ , Elisiane Alba ¹ , Emanuel Araújo Silva ¹ , Matheus Mesquita da Costa Nunes ¹ , Juliana Marchesan ¹ , Rudiney Soares Pereira ¹	167
AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA RESOLUÇÃO ESPACIAL E DO MÉTODO NO MAPEAMENTO DE USO E COBERTURA DO SOLO	175
Daniele Arndt Erthal ¹ , Fábio Marcelo Breunig ¹ , Tarik Cuchi ¹ , Paulo Afonso da Rosa ¹	175
AVALIAÇÃO DE DADOS GEOMORFOLÓGICOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO URUGUAI - RS	182
Juliana Pizzutti Dallabrida ¹ , Tascilla Magalhães Loiola ¹ , Rorai Pereira Martins Neto ¹ , Rafael Monari Fracasso ¹ , Alana Spanhol ¹ , Taciana Frigotto ¹	182
AVALIAÇÃO DE SOFTWARES LIVRES NA FILTRAGEM DE DADOS LiDAR PARA A GERAÇÃO DE CURVAS DE NÍVEL	188
João Paulo Pereira ¹ , Tainara Boesing ¹ , Tamiles Rodrigues ¹ , Marcos Benedito Schimalski ¹ , Jorgeane Schaefer ¹	188
AVALIAÇÃO DO EFEITO COMBINADO DO ÂNGULO ZENITAL SOLAR E DA PERDA DE FOLHAS SOBRE IMAGENS MODIS/ E MISR/TERRA	193
Fábio Marcelo Breunig ¹ , Lênio Soares Galvão ² , Rafaelo Balbinot ¹ , Luciano Denardi ¹ , William Gaida ¹ , Thiago Sousa Teles ² , Jonathan William Trautenmuller ¹ , Rafael Vendrusculo ¹	193
AVALIAÇÃO MORFOMÉTRICA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DO BEBEDOURO, PLANALTO-SP	201
Felipe de Souza Nogueira Tagliarini ¹ , Sérgio Campos ¹ , Yara Manfrin Garcia ¹ , Mariana de Campos ¹ , Andréa Cardador Felipe ¹ , Daniela Polizeli Traficante ¹ , Aline Kuramoto Gonçalves ¹ , Aline Minarelli Reche.....	201
AVALIAÇÃO PRELIMINAR DE DADOS OBTIDOS POR VANT EM TALHÃO FLORESTAL CLONAL DE <i>Eucalyptus urograndis</i> H13 NO ESTADO DE MATO GROSSO	211
Gustavo Manzon Nunes ¹ , Dennis Junio Esteves Vieira ¹ , Samuel de Pádua Chaves e Carvalho ¹	211
COMPARAÇÃO DA RESPOSTA ESPECTRAL DE IMAGENS LANDSAT 8 E IMAGENS RAPIDEYE	219
Elisiane Alba ¹ , Eliziane Mello ¹ , Emanuel Araújo Silva ¹ , Juliana Tramontina ¹ , Pablo Santos Berthes da Silva ¹ , Rudiney Soares Pereira ¹	219
COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO PARA MONITORAMENTO DE CLAREIRAS DE BAMBU NA RPPN ALTO MONTANA EM ITAMONTE – MG	225
Natalia Alkmin Castro Silva ¹ ; Marcelo Dias Teixeira ¹ ; Charles Marques ¹ ; Inacio Thomaz Bueno ¹ ; Fausto Weimar Acerbi Júnior ¹	225
COMPARAÇÃO ENTRE DIFERENTES METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO DE REMANESCENTE DE FLORESTA NATIVA	232
P.Aguiar ^{1,3} , T.B. Arantes ^{2,3} , C.G. Souza ² , L.M.T. Carvalho ^{2,3} , G. A. Gontijo ³ , A. C. S. Couto Jr. ³	232
COMPARACIÓN DE LAS CLASIFICACIONES DE UNA IMAGEN DE LA CÁMARA ULTRACAM D EMPLEANDO MÁQUINAS DE SOPORTE VECTORIAL, ÁRBOLES DE DECISIÓN Y BOSQUES ALEATORIOS	239
Orlando Riaño Melo	239

COMPARANDO ASSINATURAS TEMPORAIS DE FLORESTAS PERTUBADAS E NÃO PERTUBADAS NA AMAZÔNIA	254
Carolina Gusmão Souza ¹ , Luis Carvalho ¹ , Polyanne Aguiar ² , Tássia Borges Arantes ¹ , Tahisa Kuck ³ , Edwin Keizer ³	254
CONFLICTS OF LAND USE IN THE CAPIVARA RIVER WATERSHED AND HIS REFLECTION IN THE MARTA'S WATERFALL MUNICIPAL NATURAL PARK, BOTUCATU, SAO PAULO STATE, BRAZIL	261
Daniela Polizeli Traficante ¹ ; Mikael Timóteo Rodrigues ¹ ; Sérgio Campos ¹	261
CONFLITOS NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO RICO, JABOTICABAL – SP	268
Flavia Mazzer Rodrigues ¹ , Teresa Cristina Tarlé Pissarra ²	268
CUBAGEM DE TORAS VIA RECONSTRUÇÃO TRIDIMENSIONAL POR ESTEREOSCOPIA	277
Tiago de Conto ¹ , Eric Bastos Gorgens ¹ , André Gracioso Peres da Silva ¹ , Danitiele Cristina França Laranja ¹ , Luiz Carlos Estraviz Rodriguez ¹	277
DEGRADAÇÃO DAS TERRAS DE MUNICÍPIOS DO SEMIÁRIDO PARAIBANO - BRASIL	284
Dayana Priscyla da Silva França ¹ , Ridelson Farias de Sousa ² , Ermano Cavalcante Falcão ³ , Carlos Lamarque Guimarães ⁴	284
DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS NA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL SERRA DO CIPÓ EM MINAS GERAIS	292
Rafaella Silva Pereira ¹ , Gleyce Campos Dutra ¹ , Michel Cordeiro Silva ¹ , Rauff Pereira Barbosa ¹	292
DETECÇÃO DE MUDANÇA BASEADA EM OBJETO: ABORDAGEM MULTI-SENSOR PARA IDENTIFICAR PERDA DE VEGETAÇÃO	299
Nathália Silva de Carvalho ¹ , Lucília Rezende Leite, Luis Marcelo Tavares de Carvalho ³ , Fortunato Silva de Menezes ⁴	299
DETECTING INDIVIDUAL TREES USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 1: THE TREETOP TOOL	307
Carlos A. Silva ¹ , Andrew T. Hudak ¹ , Nicolas L. Crookston ¹ , Carine K. Silva ² , Veraldo Liesenberg ³	307
DETERMINAÇÃO DA PRECISÃO DE DADOS LiDAR ANALISADOS COM FUSION PARA MEDIÇÃO DE ALTURAS EM PLANTIOS FLORESTAIS	314
Caciane Peinhopf ¹ , Afonso Figueiredo Filho ² , Dennis Bernardi ³ , João Roberto dos Santos ⁴	314
DETERMINAÇÃO DA SEQUÊNCIA ÓTIMA DE ACESSO ÀS PARCELAS DE INVENTÁRIO FLORESTAL	320
Gustavo Eduardo Marcatti ¹ , Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro ¹ , Marcus Vinícius Alvim Andrade ¹ , Vicente Paulo Soares ¹ , Fabrício Rodrigues Costa ¹ , Nero Lemos Martins de Castro ¹ , Alexandre Simões Lorenzon ¹ , Bruno Ferraz Martins ¹ , Getúlio Fonseca Domingues ¹ , Kelly de Oliveira Barros ¹	320
DETERMINAÇÃO DE VETORES ESPAÇO-TEMPORAIS DA PRODUÇÃO DE MADEIRA EM TORA PARA PAPEL E CELULOSE	328
Wilson A. Holler ¹ , Rafael Mingoti ¹ , Mayra A. Brasco ¹ , Elio L. Filho ¹	328
DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR NO PET/RS ATRAVÉS DE FOTOS HEMISFÉRICAS UTILIZANDO O HEMIVIEW	337
Tarik Cuchi ¹ , Fábio Marcelo Breunig ¹ , Rafaelo Balbinot ¹ , Fernanda Raquel Lambrecht ¹ , Daniele Arndt Erthal ¹	337

DIAGNÓSTICO DAS FLORESTAS PÚBLICAS FEDERAIS NÃO DESTINADAS	343
Maurício de Camargo Vianna, Humberto Navarro de Mesquita Junior	343
DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE FLORESTA E SAVANA NO ESTADO DE RORAIMA	350
João Arthur Pompeu Pavanelli ¹ , Maristela Ramalho Xaud ² , Haron Abraham Magalhães Xaud ² , João Roberto dos Santos ¹ , Lênio Soares Galvão ¹	350
EFEITOS DA ANISOTROPIA NA IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTA TROPICAL COM IMAGENS HIPERESPECTRAIS	358
Matheus Pinheiro Ferreira ¹ , Yosio Edemir Shimabukuro ¹ , Carlos Roberto de Souza Filho ²	358
ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE ÀS MARGENS DOS RIOS EM APUÍ-AM	365
Frederico Octávio Ribeiro Fonseca ¹ , Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça ¹ , Philip Martin Fearnside ¹	365
ESTOQUE DE CARBONO E NUTRIENTES DAS PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DE OCORRÊNCIA NO ESTADO DO ACRE	372
Ediu Carlos da Silva Júnior ¹ , Elaine Lopes ² , Antônio Willian Flores de Melo ³ , Neila Cristina de Lima Fernandes ⁴	372
ESTUDO DAS ILHAS DE CALOR NO MUNICÍPIO DE PIRATINGA/SP, POR MEIO DE DADOS ORBITAIS	380
Nathália Maria Salvadeo Fernandes Parizoto ¹ , Sérgio Campos ¹ , Mariana de Campos ¹ , Andréa Cardador Felipe ¹ , Yara Manfrin Garcia ¹ , Daniela Polizeli Traficante ¹ , Aline Kuramoto Gonçalves ¹ , Aline Minarelli Reche	380
EXTRAÇÃO AUTOMÁTICA DE REDE DE DRENAGEM OBTIDA A PARTIR DE DIFERENTES MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO	390
Arthur Bratti Schmidt ¹ , João Paulo Czarnecki de Liz ² , Marcos Benedito Schimalski ³ , Lorenzo Teixeira de Melo da Silva ²	390
EXTRAÇÃO DE ÁRVORES ISOLADAS E VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS UTILIZANDO DADOS ALS EM ÁREAS NATURAIS	398
João Paulo Pereira ¹ , Marcos Benedito Schimalski ¹ , André Felipe Hess ¹ , Eduardo Kenji Araki ¹ , Arthur Bratti Schmidt ¹	398
EXTRACTING INDIVIDUAL TREES AND LIDAR METRICS USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 3: THE 3D CLUSTERTREE TOOL	406
Carlos A. Silva ¹ , Andrew T. Hudak ¹ , Nicolas L. Crookston ¹ , Carine K. Silva ² , Veraldo Liesenberg ³	406
FOREST LOGGING ALERTS FROM RADARSAT-2 SAR DATA	413
Marco van der Kooij ¹ , Edwin Keizer ²	413
GEORREFERENCIAMENTO DE ÁRVORES EM PARCELA PERMANENTE POR MEIO DE INTERAÇÕES TRIGONOMÉTRICAS	421
Julio Budant Sobrinho ¹ , Thiago Floriani Stepka ¹ , Vagner Alex Pesck ¹	421
GERENCIAMENTO DA PAISAGEM NA FIBRIA UNIDADE TRÊS LAGOAS-MS: CORREDORES ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO	428
Fabio Henrique de Almeida ¹ , Dennis Bernardi ² , Renato Cipriano Rocha ³ , Laury Cullen ⁴ , Alexandre Uezu ⁵ , Fernando Lima ⁶	428

IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA ÁREA AFETADA PELO INCÊNDIO NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO TAIM – RS EM MARÇO DE 2013 POR MEIO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO	435
Luis Fernando Flenik Costa ¹ , María Silvia Pardi Lacruz ¹ , Manoel de Araújo Sousa Júnior ² , Elisine Alba ² , Pablo Santos Berthes da Silva ²	435
IMPACTO DAS MINERAÇÕES EM ÁREAS DE OCORRÊNCIA DE CAVERNAS NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MG, ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO NOS ANOS DE 1985 A 2011	442
Jéssica Reis Junqueira ¹ , Juliana Maria Ferreira de Souza Diniz ¹ , Aliny Aparecida dos Reis ¹ , Fausto Weimar Acerbi Junior ¹	442
ÍNDICES DE VEGETAÇÃO OBTIDOS DE IMAGENS LANDSAT 8 COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO DO INVENTÁRIO FLORESTAL	449
Rute Berger ¹ , José Antônio Aleixo da Silva ¹ , Ana Lúcia Bezerra Candeias ² , Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira ¹ , Anderson Reis Soares ²	449
INFLUÊNCIA DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA DETECCAO DE MUDANÇAS COM UMA ABORDAGEM MULTI-SENSOR	457
Lucília Rezende Leite ¹ , Nathália Silva Carvalho ¹ , Luis Marcelo Tavares de Carvalho ¹ , Carolina Gusmão Souza ¹	457
INTEGRAÇÃO DE OBIA E ÁRVORES DE DECISÃO PARA MAPEAMENTO DE VOÇOROCAS	464
Andrea Tedesco ¹ , Alzir Felipe Buffara Antunes ²	464
INVENTÁRIO DE BIOMASSA NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA: INTENSIDADE AMOSTRAL versus VARIABILIDADE ESPACIAL	472
Henrique Luis Godinho Cassol ¹ , Elisabete Caria Moraes ¹ , Yosio Edemir Shimabukuro ¹	472
INVENTÁRIO FLORESTAL E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS DE OCORRÊNCIA NATURAL DE CANDEIA NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO	481
Maola Monique Faria ¹ , Ligia Faria Tavares de Souza ¹ , Elpídio Inácio Fernandes Filho ¹ , Israel Rocha Lopes ¹ , Felipe Pinho de Oliveira ¹	481
INVENTÁRIOS FLORESTAIS EM PLANTIOS HOMOGÊNEOS E EQUIÂNEOS INTEGRANDO LIDAR E LEVANTAMENTOS DE CAMPO	489
Samuel de Pádua Chaves e Carvalho ¹ , Mariana Peres de Lima ² , Gustavo Manzon Nunes ² , Luiz Carlos Estraviz Rodriguez ³	489
LEVANTAMENTO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DA REDE DE DRENAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DO JABOTICABAL, SP	496
Diogo Cavenague Casanova ¹ , Teresa Cristina Tarlé Pissarra ¹ , Rinaldo Cesar de Paula ¹ , Sergio Valiengo Valeri ¹ , Flavia Mazzer Rodrigues ²	496
LEVANTAMENTO DE MAPEAMENTOS DA VEGETAÇÃO Brasileira PARA AUXÍLIO NA ELABORAÇÃO DE MAPAS FLORESTAIS	505
Ana Lyz Parreira ¹ , Juliana Mendes Gomes ¹ , Humberto Navarro de Mesquita Junior ¹	505
LEVANTAMENTOS LASER AEROTRANSPORTADO PARA INVENTÁRIO VOLUMÉTRICO POR MEIO DA DUPLA AMOSTRAGEM	513
Danitiele Cristina França Laranja ¹ , Eric Bastos Gorgens ¹ , André Gracioso Peres da Silva ¹ , Tiago de Conto ¹ , Luiz Carlos Estraviz Rodriguez ¹	513

LIDAR-TERRESTRE PORTÁTIL PARA ATRIBUTOS ESTRUTURAIS EM FLORESTAS DE IGAPÓ E TERRA-FIRME NA AMAZÔNIA	519
Danilo Roberti Alves de Almeida ¹ , Bruce Walker Nelson ¹ , Juliana Schietti de Almeida ¹ , Eric Bastos Gorgens ² , Angélica Faria de Resende ¹	
	519
MAPAS DE CARBONO DA AMAZÔNIA DOS DADOS GLOBAIS IPCC TIER 1 PARA UMA ABORDAGEM REGIONAL TIER 2 DA COMUNICAÇÃO NACIONAL DO BRASIL À CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA	526
Graciela Tejada ¹	
	526
MAPEAMENTO DA COBERTURA DO SOLO ATRAVÉS DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETO EM IMAGENS LANDSAT-8	533
Camile Sothe ¹ , Marcos Benedito Schimalski ²	
	533
MAPEAMENTO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA REGIÃO CENTRO-SERRA RS	541
Matheus Mesquita da Costa Nunes ¹ , Tiago Luis Badin ¹ , Laura Camila de Godoy Goergen ¹ , Roberto Roque Venturini Júnior ¹ , Adriane Avelhaneda Mallmann ¹ , Rudiney Soares Pereira ¹	
	541
MAPEAMENTO DE QUEIMADAS EM ÁREAS DE CAMPO UTILIZANDO-SE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO NO MUNICÍPIO DE JAQUIRANA-RS	547
Pablo Santos Berthes da Silva ¹ , Tatiana Mora Kuplich ¹ , Luis Fernando Flenik Costa ¹ , Elisiane Alba ² , Juliana Tramontina ²	
	547
MAPEAMENTO DOS CONFLITOS AMBIENTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO PERAU UTILIZANDO SISTEMA LANDSAT-8	555
Bruna Gelain ¹ ; Priscila Simon ¹ ; Fabio Marcelo Breunig ¹	
	555
MAPPING LAND USE CLASSES BY ANALYZING MODIS LST TIME-SERIES	561
Denis Araujo Mariano ^{*1} , William Foschiera ² , Maurício Alves Moreira ³	
	561
MENSURAÇÃO DE <i>Eucalyptus spp.</i> EM UMA PARCELA CIRCULAR A PARTIR DE DADOS DA VARREDURA MÚLTIPLA LASER TERRESTRE	569
André Leonardo Bortolotto Buck ¹⁻² , Matheus Nunes Silva ² , Christel Lingnau ¹ , Álvaro Muriel Lima Machado ¹ , Rorai Pereira Martins Neto ³ , Vagner Alex Pescck ¹	
	569
MÉTODO DE PRODAN EM INVENTÁRIO FLORESTAL A PARTIR DE VARREDURAS SIMPLES COM LASER SCANNER TERRESTRE	577
Vagner Alex Pescck ¹⁻⁵ , André Leonardo Bortolotto Buck ¹ , Christel Lingnau ² , Alvaro Muriel Lima Machado ³ , Rorai Pereira Martins Neto ⁴ , Rafael Romualdo Wandressen ¹	
	577
MODELAGEM DA DINÂMICA ESPACIAL DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL	584
Juliana Tramontina ¹ , Elisiane Alba ¹ , Eliziane Mello ¹ , Emanuel Araújo Silva ¹ ; Pablo Santos Berthes da Silva ² , Rudiney Soares Pereira ¹	
	584
MODELAGEM DE BIOMASSA EM FLORESTA PRIMÁRIA E SUCESSÃO SECUNDÁRIA A PARTIR DE DADOS ALOS/PALSAR E TERRASAR/TANDEM-X	592
Camila Valéria de Jesus Silva, João Roberto dos Santos, Lênio Soares Galvão	
	592
MONITORAMENTO DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NA REGIÃO CENTRO DO RIO GRANDE DO SUL	600
Juliana Marchesan ¹ , Emanuel Araújo Silva ¹ , Caroline Kist da Silva ¹ , Daiana Iris Soto Brites ¹ , Marcelo Henrique Frosi ¹ , Rudiney Soares Pereira ¹	
	600

MULTISENSOR IMAGE FUSION AND MULTSCALE FEATURE EXTRACTION ON CLASSIFICATION ACCURACY	607
Eduarda Martiniano de Oliveira Silveira ¹ , Fausto Weimar Acerbi-Júnior ¹ , José Marcio de Mello ¹ , Luis Marcelo Tavares de Carvalho ¹ , Adriana Leandra de Assis ²	
	607
POTENCIAL DO USO DE DADOS PALSAR NA IDENTIFICAÇÃO DE FLORESTAS EM ÁREAS SEM VISIBILIDADE A SENSORES ÓPTICOS	614
Leandro Meneguelli Biondo , Humberto Navarro de Mesquita ¹	
	614
PREDICTION OF VOLUMETRIC ANNUAL INCREMENT USING GEOSTATISTICAL ANALYSIS	622
Eduarda Martiniano de Oliveira Silveira ¹ , José Márcio de Mello ¹ , Adriana Leandra de Assis ² , Fausto Weimar Acerbi Júnior ¹ , Thais Cunha Ferreira ³	
	622
REDES NEURAI APLICADAS AO ESTUDO DE FLORESTAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA COM DADOS ESPECTRAL/TEXTURAL ALI/EO-1	629
Ricardo Dal' Agnol da Silva ¹ , Lênio Soares Galvão ¹ , João Roberto dos Santos ¹	
	629
REGRESSÃO GEOGRAFICAMENTE PONDERADA APLICADA À ESTIMATIVA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO NA FLORESTA AMAZÔNICA UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO DE ALTA RESOLUÇÃO	637
Fátima L. Benítez Ramírez ¹ , Liana O. Anderson ^{2,1} , Antonio R. Formaggio ¹ , Clotilde P. F. dos Santos ³	
	637
SEPARABILIDADE ENTRE AS ASSINATURAS TEMPORAIS DE DIFERENTES CLASSES DE COBERTURA DA TERRA	646
T.B. Arantes ¹ , L.M.T. Carvalho ¹ , C.G. Souza ¹ , P.Aguiar ² , T. Kuck ³ , E. Keizer ³ , I.C.A. Corrêa ¹	
	646
SIG NA INDENTIFICAÇÃO DE CONFLITOS EM APP NO CÓRREGO DO PETIÇO EM FUNÇÃO DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	655
Mikael Timóteo Rodrigues ¹ , Felipe de Souza Nogueira Tagliarini ¹ , Yara Manfrin Garcia ¹ , Daniela Polizeli Traficante ¹ , Sérgio Campos ¹ , Lincoln Gehring Cardoso ¹ , Zacarias Xavier de Barros.....	
	655
SILVICULTURA Y MANEJO DE PRECISIÓN EN EL NORDESTE ARGENTINO	662
Raúl Pezzutti ¹ , Rafael Trujillo ¹ , German Becerro ¹ , Raúl Schenone ¹	
	662
SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA PARA EL ANALISIS HISTORICO DEL DESMONTE Y RECUPERACION EN EL BOSQUE NATIVO, ARGENTINA	671
Francisco Darío Maldonado ¹ , Lorna Sack ² , Fernando Raul Tentor ¹ , Carlos Fortini ²	
	671
SUSCETIBILIDADE PARA OCORRENCIA DE ENCHENTES: ANÁLISE POR GEOPROCESSAMENTO	678
Bruno Timóteo Rodrigues ¹ , Sivana Quintella Cavalcanti Calheiros ¹ , Mikael Timóteo Rodrigues ²	
	678
USO ANTROPOGÊNICO DOS SOLOS DO ACRE: EVOLUÇÃO HISTÓRICA DA COBERTURA DA TERRA	686
Elaine Lopes da Costa ¹ , Neila Cristina de Lima Fernandes ² , Antonio Willian Flores de Melo ³ , Ediu Carlos da Silva Júnior ⁴	
	686
USO DA TERRA NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO AMADEU NO MUNICÍPIO DE TAQUARUÇU DO SUL – RS	692
Paulo Afonso da Rosa ¹ , Daniele Arndt Erthal ² , Fábio Marcelo Breunig ²	
	692
USO DE DIFERENTES FILTROS PARA A GERAÇÃO DO MDT EM DADOS DE VARREDURA LASER TERRESTRE	700

Rorai Pereira Martins Neto¹, André Leonardo Bortolotto Buck^{2,4}, Christel Lingnau², Álvaro Muriel Lima Machado³, Matheus Nunes Silva⁴, Vagner Alex Pesck², Murilo José Trento², Raphael Jasper Furlan²....700

USO DE DIFERENTES MÉTODOS DE SELEÇÃO DE ATRIBUTOS PARA CLASSIFICAÇÃO MAXVER DE USO DO SOLO	708
Ligia Faria Tavares de Souza ¹ , Maola Monique Faria ² , Elpídio Inácio Fernandes Filho ³	708
USO DE RADARSAT-2 PARA DETECÇÃO E MAPEAMENTO DE EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA	716
Edwin Keizer ¹ , Roni Lira ¹ , Nilo D'Ávila ¹	716
USO DE SÉRIE TEMPORAL DE IMAGENS LANDSATNA IDENTIFICAÇÃO DE ALTERAÇÕES NA FLORESTA DE VÁRZEA DO BAIXO AMAZONAS	725
Everton Hafemann Fragal ¹ , Thiago Sanna Freire Silva ² , Elvyn Marcia de Leão Moraes Novo ³	725
USO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS NO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE <i>Pinus taeda</i> L.	731
Fernanda Bortolanza Pereira ¹ , Diego Brandes ¹ , Antenor Luiz Simão de Sousa ¹ , Fernanda Paula Szeikut ¹ , Vagner Alex Pesck ²	731
USO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA - NDVI OBTIDO DE IMAGENS RAPIDEYE E DADOS CADASTRAIS EM PROCESSO INVESTIGATIVO DA SANIDADE DE PLANTIOS FLORESTAIS DE <i>Eucalyptus</i> spp. NO ESPÍRITO SANTO	738
Aroldo dos Reis Rocha Junior ¹ , Jocival Luiz Domingos ² , Dennis Bernardi ³	738
USO E OCUPAÇÃO DO SOLO APÓS CLASSIFICAÇÃO MAXVER E ORIENTADA AO OBJETO EM IMAGEM LANDSAT-8	745
Anderson Jorge ¹ , Igor Josef Klein da Cunha ¹ , Vagner Alex Pesck ² , Thiago Floriani Stepka ² , Fernanda Bortolanza Pereira ¹	745
UTILIZAÇÃO DE SIG, APOIADO EM SOFTWARES LIVRES, NO CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA UFVJM	753
José Walter Mota ¹ , Vinícius Rabelo Fernandes ^{1,2} , Cristiano Christofaro ^{1,3} , Gleyce Campos Dutra ^{1,4} , Fabrício da Silva Terra ^{1,5}	753
VALIDAÇÃO ESPACIAL DE DADOS FLORESTAIS PARA INSERÇÃO EM BANCO POSTGRESQL COM USO DE OPERADORES SQL E RELAÇÕES GEOMÉTRICAS DO POSTGIS	758
Leandro Meneguelli Biondo ¹ , Humberto Navarro de Mesquita ¹ , Ekena Rangel Pinagé ¹ , Marta Minussi Franco ¹	758
VALORAÇÃO AMBIENTAL E GEOTECNOLOGIAS: INTEGRAÇÃO ENTRE CIÊNCIAS SOCIAIS E GEOCIÊNCIAS	766
Rodrigo de Campos Macedo ¹ , Cláudia Maria de Almeida ² , João Roberto dos Santos ³	766
VISUALIZING AND GENERATING LIDAR METRICS USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 2: THE LASMETRICS TOOL	775
Carlos A. Silva ¹ , Andrew T. Hudak ¹ , Nicolas L. Crookston ¹ , Carine K. Silva ² , Veraldo Liesenberg ³	775
ZONEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS PARA O PARQUE ESTADUAL SERRA DAS ARARAS, MINAS GERAIS	782
Nicolas Pereira de Souza ¹ , Charles Marques de Souza ¹ , Heitor Duarte Lima ¹ , Lucio de Oliveira Hudson ¹ , Arthur Nogueira Reis ¹ , Inácio Thomaz Bueno ¹ , Julia Fonseca Ferreira ¹ , Milena Namara Pereira Costa ¹ , Fausto Weimar Acerbi Junior ¹	782

ZONEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS PARA O PARQUE NACIONAL DAS EMAS, BRASIL	789
Cíntia Sekiya ¹ , Lorena Stolle ¹ , Alexandre Beutling ¹	789

A UTILIZAÇÃO DE IMAGENS SRTM NA OBTENÇÃO DE DADOS ALTIMÉTRICOS PARA A MESORREGIÃO DO LITORAL PARAIBANO-PB, ATRAVÉS DO SOFTWARE LIVRE QUANTUM GIS

THE USE OF IMAGES IN SRTM DATA ACQUISITION ALTIMETRIC FOR THE MESO-PB COAST PARAIBA, THROUGH FREE SOFTWARE QUANTUM GIS

Gilvaneide S. Oliveira¹, Tatiana D. Oliveira², Bianca A. Farias³, Diego S. Valdevino⁴

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), Av. Primeiro de Maio, 720, 58015-430- João Pessoa, PB, Brasil, gil_oliveirajj@hotmail.com¹, tatianadomingos@hotmail.com², bianka.farias@hotmail.com³, diego.valdevino@gmail.com⁴

RESUMO

Utilizando-se o Software QUANTUM GIS para a aquisição de informações altimétricas, a partir dos dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), pretende-se demonstrar neste trabalho a relevância do uso destes dados como uma ferramenta essencial e facilitadora na obtenção de curvas de nível para a mesorregião do Litoral Paraibano.

Palavras-chave: SRTM, Sensoriamento Remoto, SIG, QUANTUM GIS.

ABSTRACT

Using the QUANTUM GIS Software for acquiring altimetric information from the SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), we intend to demonstrate in this paper the relevance of using this data as an essential tool and facilitator in obtaining contours for the middle region of the Coast Paraíba.

Keywords: SRTM, Remote Sensing, GIS, QUANTUM GIS.

INTRODUÇÃO

A crescente evolução das geotecnologias tem sido de suma importância em pesquisas aplicadas em diversas áreas, inclusive em estudos sobre relevo, onde programas computacionais auxiliam de forma prática e eficiente na análise e tratamento de dados geográficos. Alguns softwares em específico, os Sistema de Informações Geográficas (SIG's), têm contribuído de maneira eficaz nestas questões, uma vez que são sistemas voltados à aquisição, análise, armazenamento, manipulação e apresentação de informações espaciais.

Apesar da facilidade de dominar as ferramentas de um SIG, principalmente se ele for adquirido sem nenhum custo, como é o caso do software QUANTUM GIS, é necessário essencialmente entender o que está sendo realizado e qual sua importância. Neste caso, o SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) que é um projeto internacional liderado pela Agência Nacional de Inteligência Geoespacial (NGA) e pela National Aeronautics and Space Administration (NASA), é a base de dados utilizada para a geração das curvas de nível, as quais se referem às linhas isoípsas, ou seja, que ligam pontos de mesma altitude e contêm informações altimétricas.

Ao longo das últimas décadas, o Sensoriamento Remoto tem evoluído no sentido de tornar-se uma importante fonte de informações da superfície terrestre para estudos de características topográficas, tais como a elevação do terreno (THOUTIN *et al.*, 2000). No Brasil, algumas regiões apresentam como característica a cobertura quase que permanente de nuvens, chuvas constantes, presença de fumaça e dificuldade de acesso, o que acarreta uma deficiência de mapeamento topográfico e de informações de

recursos naturais. O uso de Sensores Remotos é uma opção para obtenção de informações, embora com limitações no espectro ótico em função de condições atmosféricas desfavoráveis, que dificultam o mapeamento sistemático destas regiões (PARADELLA *et al.*, 2001).

Portanto abre-se para a pesquisa, um conjunto de possibilidades, em que esse avanço é devido aos radares ser um sistema ativo de sensoriamento remoto, que operam na faixa do microondas e por isso apresenta uma grande vantagem de poder adquirir dados independentemente da iluminação solar e de ser pouco influenciada pelas condições atmosféricas, esta característica é particularmente interessante para regiões tropicais.

O objetivo deste artigo, utilizando como área de estudo a mesorregião do Litoral Paraibano, não só demonstrar passo a passo como se dá a obtenção de dados altimétricos a partir de imagens SRTM, mas principalmente mostrar o quão eficiente é a utilização destes dados para estudos de relevo, e a relevância de utilizar um software livre de SIG.

SRTM

O SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) foi um radar lançado em 2000 a bordo do ônibus espacial *Endeavour*, realizando 176 órbitas durante toda a missão, no período de 11 dias (de 11 a 22 de fevereiro). Este projeto internacional foi liderado pela Agência Nacional de Inteligência Geoespacial (NGA) e pela National Aeronautics and Space Administration (NASA). O objetivo da missão espacial SRTM foi a elaboração de um Modelo Digital de Elevação (MDE) das terras continentais, produzindo um banco de dados digital para todo o planeta, utilizando a técnica de interferometria.

Foram usados radares interferométricos de abertura sintética nas bandas C e X para a geração dos MDE's. Estes dados gerados compreenderam a região entre os paralelos 56°S e 60°N. Neste processo de interferometria, o sinal emitido é recebido por duas antenas separadas por uma distância fixa (60 m), matematicamente comparada e permitindo assim o cálculo da elevação da superfície com uma acurácia vertical absoluta de 16 metros (90% confiança) (CHIEN, 2000). O campo de aplicação de dados derivados do SRTM é bastante amplo, principalmente quando se trata de ciências da Terra, e para este trabalho em específico, esta aplicado na obtenção de dados altimétricos.

ÁREA DE ESTUDO

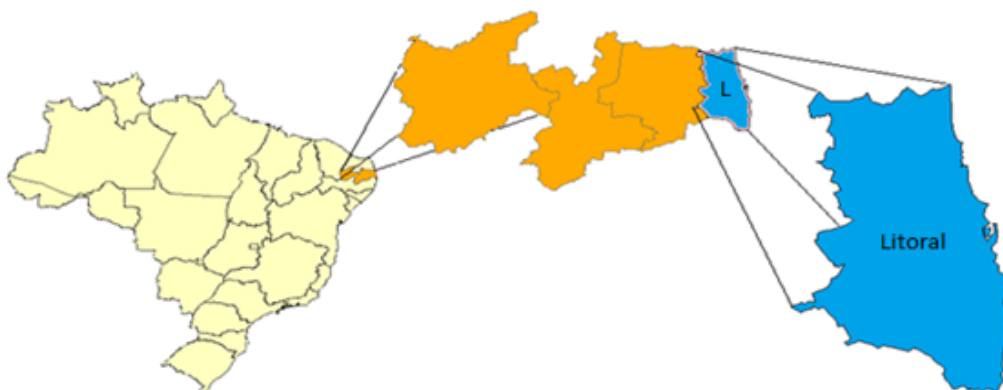


Figura 1. Imagens sequenciadas da área de estudo, Brasil - Paraíba - Litoral.
Figure 1. Sequenced images of the study area, Brazil - Paraíba - Coastline.

A área de estudo escolhida para os fins deste artigo é o Litoral Paraibano, localizado no estado da Paraíba, na região Nordeste. Esta mesorregião é caracterizada por uma faixa de clima úmido que acompanha a costa litorânea. Nela, encontram-se a Planície Litorânea e no restante da zona da mata, os tabuleiros formados a partir de acúmulos de terras que descem de localidades mais altas.

METODOLOGIA

A base utilizada constitui-se dos dados numéricos de relevo e da topografia do Brasil, obtida do radar SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Estes dados foram adquiridos no site da EMBRAPA pelo projeto "Brasil em Relevo" desenvolvido pela Embrapa Monitoramento por Satélite com o objetivo de disponibilizar informações sobre o relevo do território brasileiro. As articulações escolhidas foram do litoral Paraibano, que se referem às cartas SB-25-Y-A e SB-25-Y-C, na escala 1:250.000 (IBGE) no Sistema de Coordenadas Geográficas e Datum WGS84.

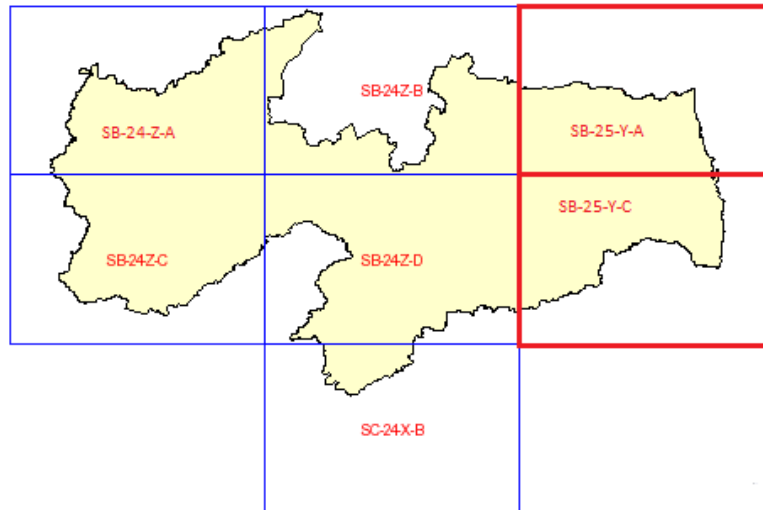


Figura 2. Articulações do Litoral obtida do radar SRTM.
Figure 2. Coast articulations obtained from SRTM radar.

Com base na apostila do INCRA de Elaboração de Mapas Temáticos, e utilizando o software livre Quantum GIS, realizou-se todo o procedimento. Foi necessário um arquivo no formato shapefile do polígono do litoral paraibano e as articulações já citadas anteriormente.

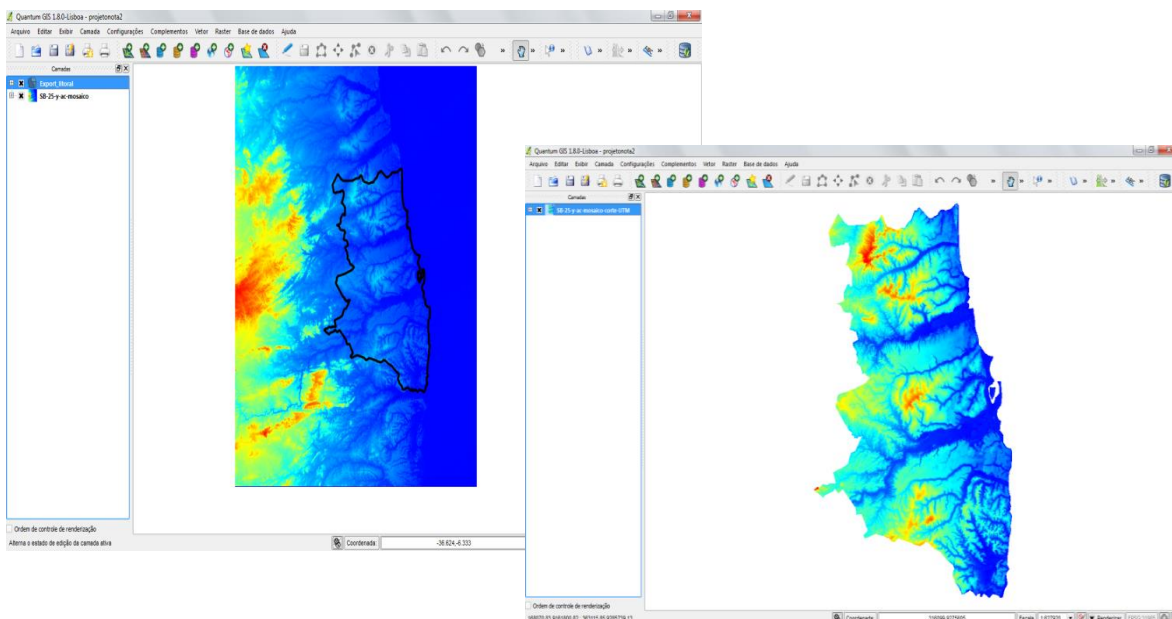


Figura 3. Imagens SRTM sendo recortada para atender área de interesse.
Figure 3. SRTM images being cropped to fit the area of interest.

Como foi trabalhado com duas articulações distintas, escolheu-se transformá-las em apenas uma para facilitar o procedimento, através da ferramenta mosaico.

Nessa fase o arquivo shapefile serviu de molde para delimitar os limites da mesorregião na imagem SRTM, utilizando a ferramenta de corte.

Foi necessário também trocar a projeção do Sistema Geodésico de Referência (SGR) WGS84 para SIRGAS 2000 UTM zona 25 Sul, pois para possíveis cálculos referentes à área, utiliza-se o sistema de coordenadas em metros.

A elaboração de curvas hipsométricas representa um método muito utilizado na tradução quantitativa do relevo por constituírem representações da frequência das altitudes e permitirem a comparação entre áreas (COQUE, 1987).

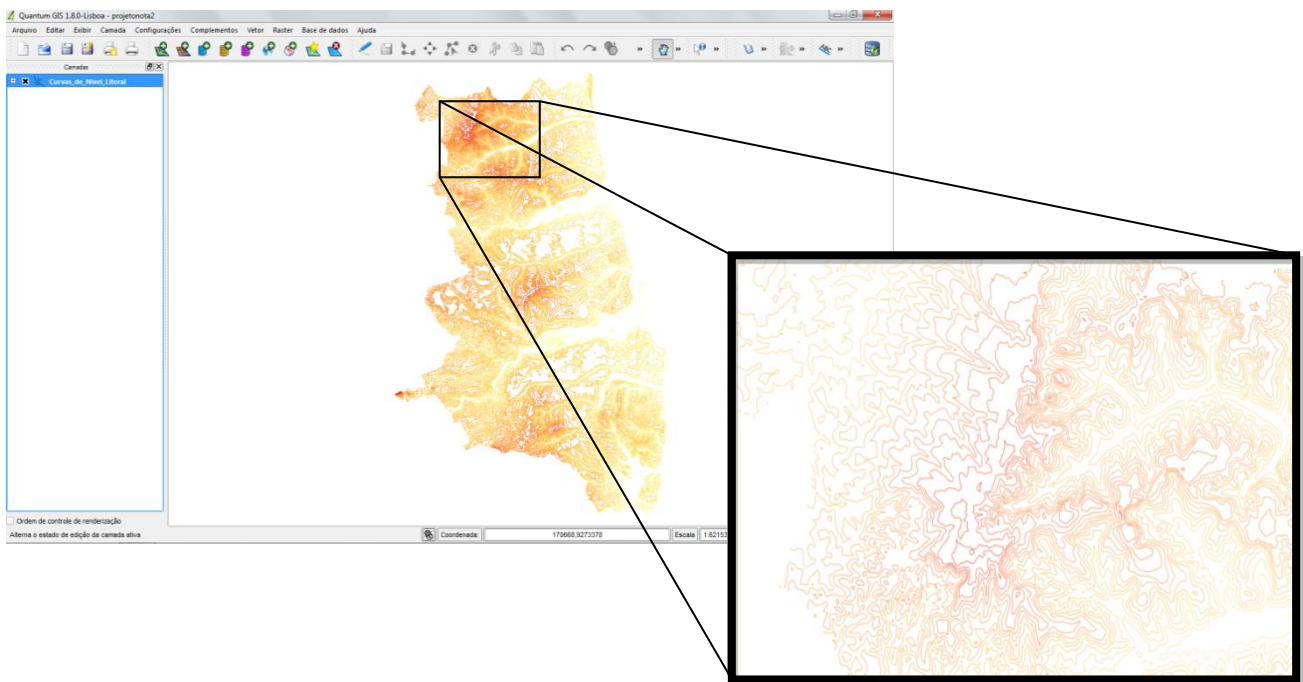


Figura 4. Imagens das curvas de nível devidamente referenciadas.
Figure 4. Images curves referenced level.

RESULTADO

Finalmente o produto desejado, as curvas de nível, foi obtido a partir da ferramenta contorno, classificado categorizadamente, com o intervalo de linhas de 15 metros, para realizar a análise da região quanto à elevação.

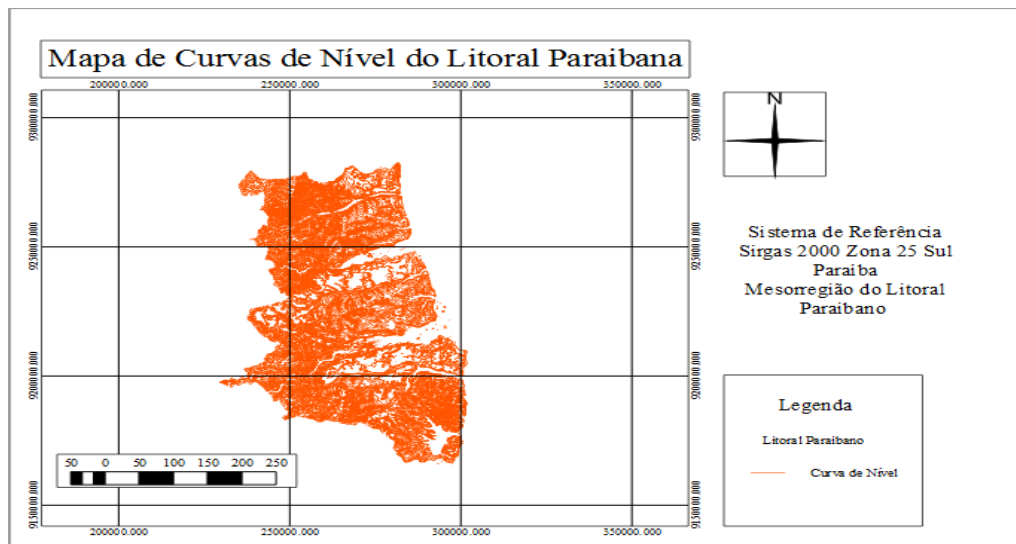


Figura 5. Mapa Temático das Curvas de Nível do Litoral Paraibano.

Figure 5. Thematic Map Coast Paraíba level curves.

CONCLUSÃO

Este trabalho foi de suma importância para o estudo do relevo no Litoral Paraibano, trazendo resultados de extrema relevância na área da geomorfologia e no aspecto computacional mostrando toda a eficiência dos SIG's no armazenamento e análise de informações dos elementos do espaço geográfico e seus respectivos atributos.

REFERENCIAS

- BARBEN, A., SANTOS, H.G., OLIVEIRA, I.E.A.; GOMES, M.F. (2012) **Elaboração de Mapas Temáticos no Quantum GIS**. Ministério do Desenvolvimento Agrário. Instituição Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Diretoria de obtenção de Terras e Implantação de Projetos de Assentamentos. p. 70-74
- CHIEN, P. Endeavour maps the world in three dimensions. **Geoworld**, n. 37, p. 32-38. Abril 2000.
- COQUE, R. (1987). **Geomorfologia**. Alianza Universidad Textos, Madri.
- FORNELOS, L.F.; NEVES, S.M.A.S. (2007) Uso de Modelos Digitais de Elevação Gerados a Partir de Imagens de Radar Interferométrico (SRTM) na Estimativa de Perdas de Solo. **Revista Brasileira de Cartografia** n. 59/01 abril, 2007. p. 25-33.
- PARADELLA, W.R.; CECARELLI, I.C.F.; OLIVEIRA, C.G.; LUIZ, S.; MORAIS, M.C.; COTTINI, C.P. **A geração de modelos digitais de elevação pela estereoscopia de radar: conhecimento atual e resultados com imagens radarsat-1 na Amazônia**. X SBSR, Foz do Iguaçu, 2001.
- TOUTIN, T., GRAY, L. **State-of-the-art of elevation extraction from satellite SAR data**. Canada Centre for Remote Sensing (CCRS), 2000.

A UTILIZAÇÃO DE IMAGENS SRTM NA OBTENÇÃO DE DADOS ALTIMÉTRICOS PARA A MESORREGIÃO DO SERTÃO PARAIBANO - PB, ATRAVÉS DO SOFTWARE LIVRE QUANTUM GIS

THE USE OF IMAGES SRTM IN DATA ACQUISITION ALTIMETRIC OF THE MESOREGION THE HINTERLAND PARAIBA - PB, THROUGH FREE SOFTWARE QUANTUM GIS

Tatiana D. Oliveira¹, Gilvaneide S. Oliveira², Bianca A. Farias³, Diego S. Valdevino⁴

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), Av. Primeiro de Maio, 720, 58015-430- João Pessoa, PB, Brasil, ¹tatiianadomingos@hotmail.com, ²gil_oliveirajj@hotmail.com, ³bianka.farias@hotmail.com, ⁴diego.valdevino@gmail.com

RESUMO

As novas tecnologias vêm crescendo e trazendo com elas inovações para o mundo computacional, que são muito bem empregadas na área de estudos geomorfológicos. O SRTM (The Shuttle Radar Topography Mission) se encaixa neste conceito, pois foi uma missão espacial realizada no ano de 2000 com o objetivo de obter imagens de quase toda a superfície terrestre. Essas imagens são muito utilizadas para a geração de curvas de nível, que servem de estudo para diversos fins, mas para a sua interpretação, é necessário um software específico (SIG - Sistema de Informação Geográfica). A área de estudo se encontra na mesorregião mais extensa do Estado da Paraíba, e o software escolhido é o Quantum GIS, que trás de vantagens a facilidade de ser operado e ser gratuito. O passo a passo no Quantum GIS, utilizando imagens SRTM, se dá através de algumas simples ferramentas. O resultado final são as curvas de nível, em formato shapefile, com intervalo de linhas de 15 metros.

Palavras-chave: SRTM, novas tecnologias, curvas de nível, mesorregião, Quantum GIS.

ABSTRACT

New technologies are growing and bringing with them innovations for the computer world, which are very well employed in the area of geomorphological studies. The SRTM fits in this concept, because it was a space mission conducted in the year 2000 with the objective of obtaining images of almost the entire land surface. These images are very used for the generation of contour lines, which serves as a study for various purposes, but for its interpretation, you need a specific software (GIS - Geographic Information System). The study area is in the most extensive mesoregion of Paraíba State, and the chosen software is the Quantum GIS, which brings advantages of the facility to be operated and be free. The step by step in this software, using SRTM images, is through a few simple tools. The end result are the contour lines, in shapefile format, with line space of 15 meters.

Keywords: SRTM, new technologies, contour lines, mesoregion, Quantum GIS.

INTRODUÇÃO

Atualmente, as novas tecnologias se tornam indispensáveis no dia a dia do cidadão. Esse avanço tecnológico tem contribuído com o desenvolvimento de estudos e pesquisas espaciais, inclusive na área do geoprocessamento, que no decorrer dos anos vem realizando seus projetos e estudos de forma computacional, utilizando softwares (SIG – Sistema de Informação Geográfica) específicos. Dentro do geoprocessamento existem ferramentas utilizadas pelo Sensoriamento Remoto que tem evoluído no sentido de tornar-se uma importante fonte de informações da superfície terrestre para estudos de características topográficas.

O SRTM (The Shuttle Radar Topography Mission) é um forte exemplo de tecnologia aplicada ao geoprocessamento. Ele, quando interligado a um SIG, é de grande importância para os estudos da superfície terrestre.

O objetivo principal deste trabalho é, demonstrar a metodologia aplicada ao Sertão Paraibano, com imagens SRTM combinadas a um software livre de geoprocessamento, neste caso o Quantum GIS, onde o resultado final são as curvas de nível, que serve de base para diversos estudos do solo terrestre.

Área de estudo

A área a qual se realiza o estudo é o Sertão Paraibano. Ela faz parte das quatro mesorregiões que compõe o estado da Paraíba (esta com área total de 56.469,466 km²), são elas: Litoral Paraibano, Agreste Paraibano, Borborema e Sertão Paraibano. Cada uma das áreas possui características distintas, e a área em questão é a mesorregião mais extensa do Estado, com 83 municípios, possui clima semiúmido quente e temperatura com média anual de 27 °C (ANTONIO e JANETE, 2003). É pobre em vegetação e escassa em água, em compensação, é de grande importância na atividade pecuária (Figura 1).

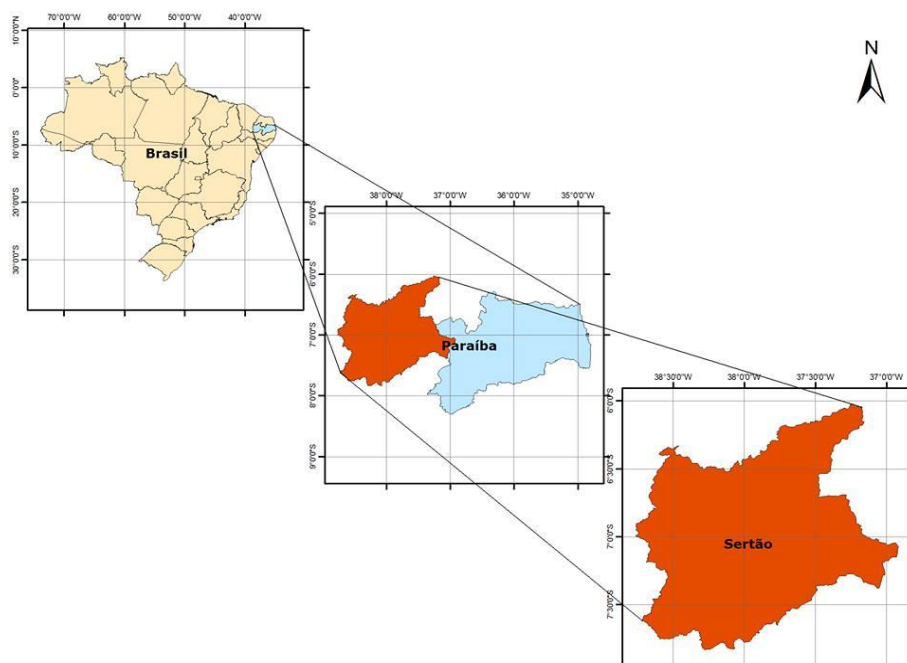


Figura 1. Localização da mesorregião Sertão Paraibano na Paraíba, em forma de zoom.

Figure 1. Backlands of Paraíba mesoregion location, in the zooms form.

SRTM

O SRTM é um projeto internacional realizado pela Nacional Aeronautics and Space Administration (NASA) em parceria com a National Geospatial-Intelligence Agency (NGA), o [United States Department of Defense](#) (DoD) e as agências espaciais alemã – Deustches Zentrumfür Luft-und Raumfahrt (DLG) e italiana – Agenzia Spazial e Italiana (ASI) (GROHMANN *et al.*, 2008). Ao contrário do que muitos pensam, o SRTM não é um satélite, e sim uma missão espacial realizada durante 11 dias, no período de 11 a 22 de fevereiro de 2000, realizando 176 órbitas durante toda a missão. Nesta missão encontrava-se um radar (SAR) a bordo do ônibus espacial Endeavour e 2 antenas receptoras, separadas numa distância fixa por um mastro de 60 metros a bordo da plataforma, garantindo melhor qualidade dos dados adquiridos, pois eles são coletados em uma mesma órbita. Utilizando a técnica de interferometria de abertura sintética nas bandas C e X, o objetivo era imagear 80% da superfície terrestre para gerar um banco de dados topográfico de alta resolução quase global (JOSÉ e PAULO, 2007).

MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais necessários são, os modelos SRTM, uma ferramenta de SIG e o contorno na área em formato vetorial armazenado em um arquivo shapefile que delimita a área de estudo.

Os dados SRTM estão disponíveis em diversos portais, inclusive gratuitamente no endereço eletrônico da EMBRAPA: <http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br/download/index.htm>, essa é uma grande vantagem da utilização de modelos SRTM. A EMBRAPA Monitoramento por Satélite possui um projeto chamado “Brasil em Relevo”, com a finalidade de gerar dados precisos do relevo e da topografia de todo território brasileiro. Além das imagens SRTM serem gratuitas, elas podem ser geradas em formato TIFF, com resolução espacial de 90 metros, em escala de 1:250.000, já georreferenciadas no Sistema de Coordenadas Geográficas e datum WGS84(EMBRAPA, 2005).As articulações utilizadas para o Sertão Paraibano, através do site da EMBRAPA, são a SB-24-Z-A, SB-24-Z-B, SB-24-Z-C e SB-24-Z-D (Figura 2). Mas para sua visualização e análise é necessária a utilização de um software específico em geoprocessamento.

O software escolhido para este artigo é o Quantum GIS - 1.8.0 (QGIS), um Sistema de Informação Geográfica de código aberto, liberado sob a licença GNU General Public License (GPL), que foi concebido em maio de 2002 (QGIS, 2014). O QGIS facilita muito por ser de fácil manuseio e por ser um SIG Livre, onde qualquer pessoa pode ter acesso sem nenhum custo.

Ao importar as quatro imagens no Quantum GIS, é recomendável uni-las antes de começar o processo, pelo comando mosaico.

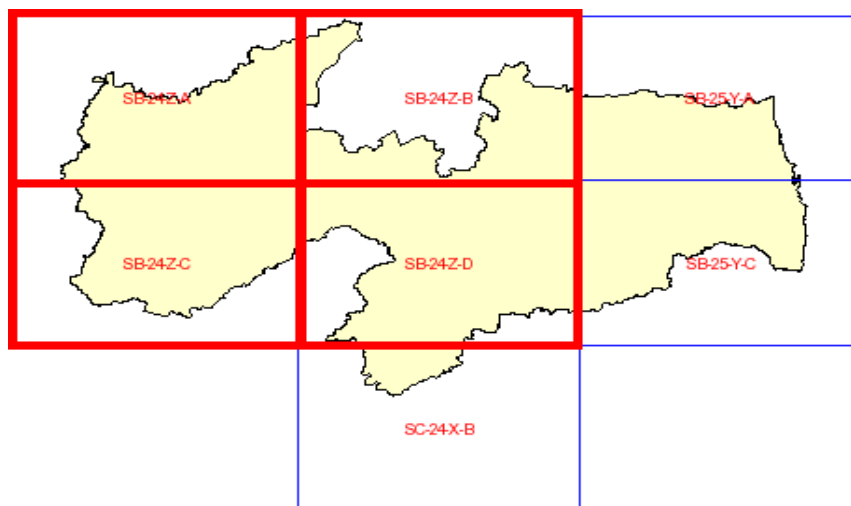


Figura 2. Divisão das articulações no estado da Paraíba, com destaque na mesorregião do Sertão Paraibano. Fonte de dados - EMBRAPA.

Figure 2. Division of joints in Paraíba state, especially in the backlands of Paraíba mesoregion. Source of data - EMBRAPA.

Como já citado anteriormente, para o desenvolvimento do trabalho, além das imagens SRTM, é necessário também o arquivo shapefile das mesorregiões do estado da Paraíba, principalmente o polígono referente ao Sertão Paraibano (Figura 3). Estes arquivos estão disponibilizados gratuitamente em diversos endereços eletrônicos, o site do IBGE é um exemplo deles. Ele é sobreposto à imagem, criando um contorno sobre a mesma para o corte da região em questão. Para esta etapa utiliza-se a ferramenta cortador (INCRA, 2012).

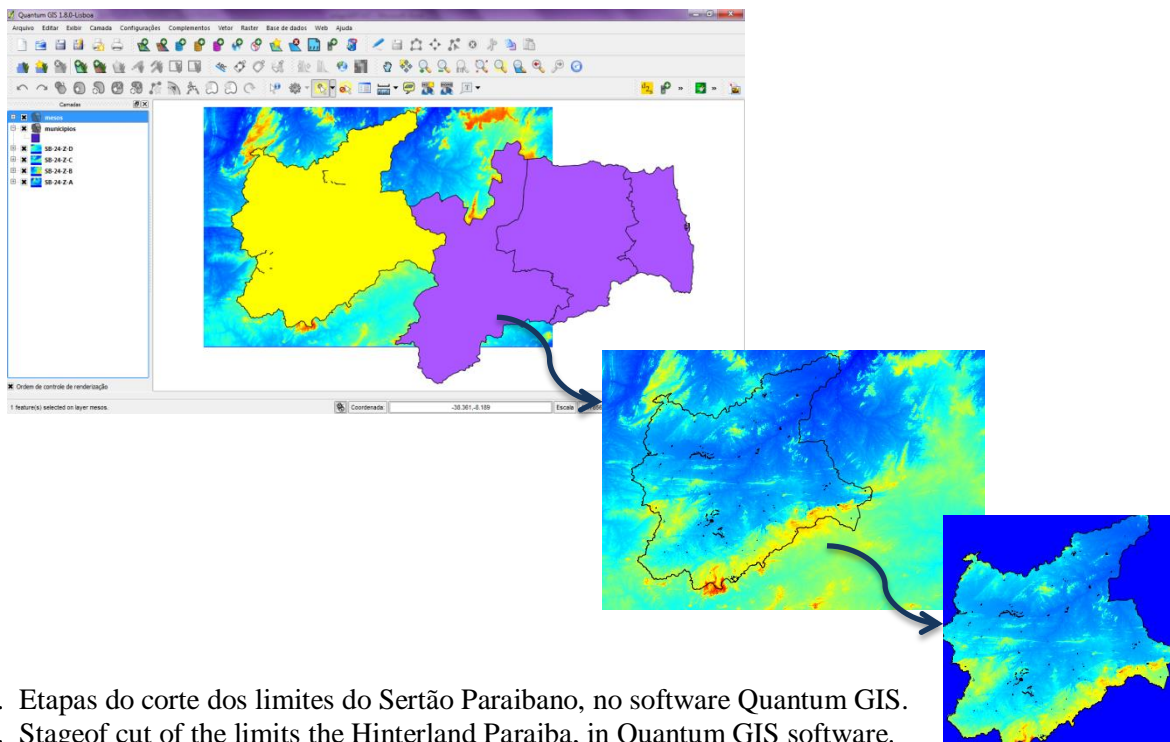


Figura 3. Etapas do corte dos limites do Sertão Paraibano, no software Quantum GIS.
Figure 3. Stage of cut of the limits the Hinterland Paraíba, in Quantum GIS software.

Outro procedimento indispensável é a reprojeção, pois apesar das imagens SRTM já estarem em coordenadas geográficas, deve-se projetar para UTM, caso se deseje criar um mapa de declividade, através da ferramenta trocar projeção. Então a imagem que antes era Sistema de Coordenadas Geográficas WGS84, agora é SIRGAS 2000 UTM zona 24 Sul.

Finalmente a imagem SRTM está pronta para a geração das curvas de nível (Figura 4). Utilizando a ferramenta contorno. Lembrando que é importante definir o intervalo de distância de uma linha para outra (neste caso o intervalo é de 15 metros) devido as especificidades das imagens SRTM, que permitem gerar dados em 15 metros (INCRA, 2012).

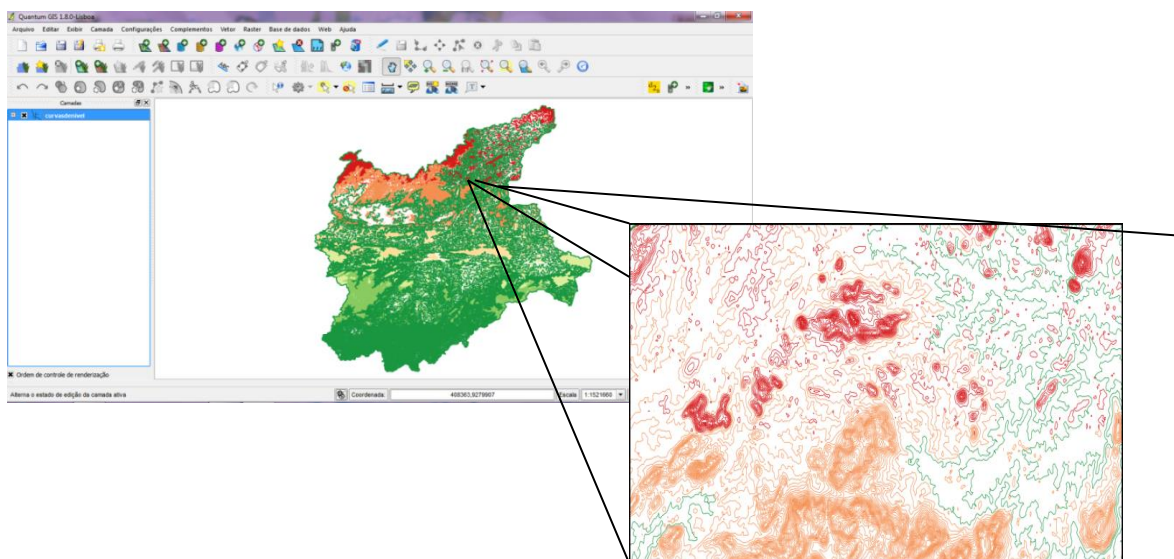


Figura 4. Última etapa, criação das curvas de nível.
Figure 4. Last stage, creation of level curves.

RESULTADOS E DISCURSÕES

Enfim, o resultado final é a criação das curvas de nível, com intervalo de linhas de 15 metros e classificadas de modo graduado (figura 5). As curvas de nível são interpretadas de acordo com a proximidade entre elas, quanto mais próximas, mais acentuada é a declividade do terreno, quanto mais distantes, mais suave é sua declividade.

Com as curvas de nível da mesorregião do Sertão Paraibano, podem ser feitos cálculos de área, pode-se elaborar mapas de declividade, a criação do MDT – Modelo Digital do Terreno, entre muitas outras aplicabilidades.

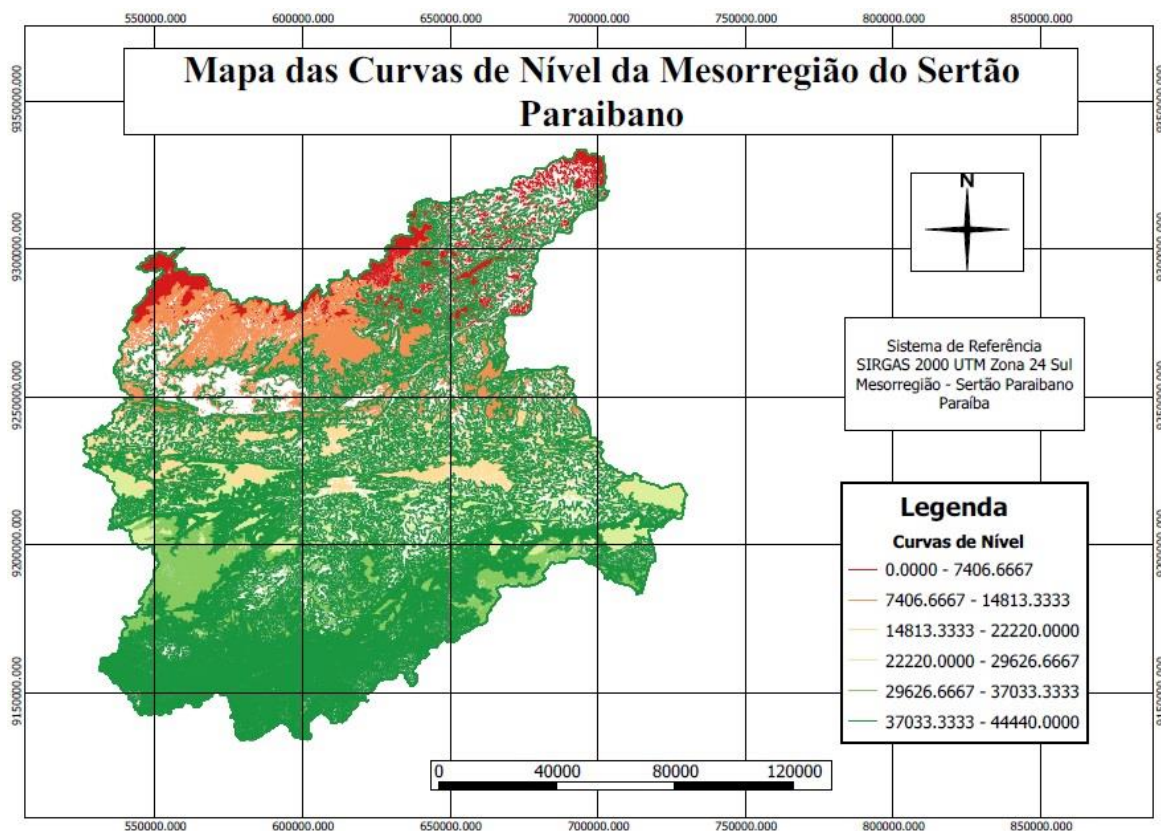


Figura 5. Mapa das curvas de nível da mesorregião do Sertão Paraibano.

Figure 5. Map of contour lines of the Backlands of Paraíba mesoregion.

REFERÊNCIAS

JENSEN, J.R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres**. University of South Carolina. Tradução autorizada da segunda edição. Parêntese Editora, 2011.

SILVA, B.J.E.; SANTOS, P.R.A. **A utilização dos modelos SRTM na interpretação geomorfológica: técnicas e tecnologias aplicadas ao mapeamento geomorfológico do território brasileiro**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) - 2007.

BARBEN, A.; SANTOS, H.G.; OLIVEIRA, I.E.A.; GOMES, M.F. (2012) **Elaboração de Mapas Temáticos no Quantum GIS**. Ministério do Desenvolvimento Agrário. Instituição Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Diretoria de obtenção de Terras e Implantação de Projetos de Assentamentos. p. 70-74.

GROHMANN, C.H.; RICCOMINI, C.; STEINER, S.S. **Aplicações dos modelos de elevação srtm em geomorfologia**. Instituto de Geociências – USP.

MELO, A.S.T.; RODRIGUEZ, J.L. **Paraíba: Desenvolvimento econômico e a questão ambiental**. João Pessoa, Grafset, 2003.

Brasil em Relevo – EMBRAPA Monitoramento de Satélite. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/index.htm>.

QGIS - A Free and Open Source Geographic Information System. Disponível em: <http://www.qgis.org/en/site/>

Shuttle Radar Topography Mission – Jet Propulsion Laboratory; California Institute of Technology. Disponível em: <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>

ANÁLISE DA COBERTURA DO SOLO APÓS DESMATAMENTOS DA VEGETAÇÃO NATIVA: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS, BRASIL

LAND COVER ANALYSIS AFTER DEFORESTATION IN NATIVE VEGETATION: A STUDY CASE IN THE SÃO FRANCISCO BASIN, MINAS GERAIS, BRAZIL

Arthur Nogueira Reis¹, Fausto Weimar Acerbi Junior¹, Inácio Thomaz Bueno¹, Nicolas Pereira Souza¹, Milena Namara Pereira Costa¹, Charles Marques de Souza¹, Júlia Fonseca Ferreira¹, Lúcio de Oliveira Hudson¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil, areiseng@outlook.com; fausto@def.ufla.br; inaciotbueno@gmail.com; nicolas.souza01@gmail.com; mcosta@engflorestal.ufla.br; chmarxs@gmail.com; julia.fonseca9@hotmail.com; lucio.hudson@hotmail.com

RESUMO

A exploração dos recursos hídricos, minerais, vegetais e humanos de toda a bacia do Rio São Francisco durante os últimos 500 anos trouxeram impactos negativos a toda a região. Assoreamento de rios, desmatamentos, erosão do solo e poluição são alguns problemas enfrentados pela população da bacia sendo que o tipo de impacto ambiental está diretamente ligado à atividade econômica desenvolvida em cada região, que por sua vez se relacionam com fatores históricos, culturais e econômicos. Desta forma, este estudo tem como objetivo identificar e classificar o novo uso do solo nas áreas da bacia do Rio São Francisco, maiores que 100 ha, que tinham vegetação nativa e foram desmatadas durante o período de julho de 2010 a junho de 2011. Como resultado, observou-se que o principal uso alternativo do solo, após a retirada da vegetação nativa foi a formação de pastagens destinadas a pecuária, seguido dos plantios de eucalipto e das atividades agrícolas.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, SIG, mudanças na cobertura vegetal.

ABSTRACT

The exploitation of water, minerals, plants and human resources in the São Francisco River basin over the past 500 years have brought negative impacts to the entire region. Siltation of rivers, deforestation, soil erosion and pollution are some problems faced by the population and the type of environmental impact is directly linked to the economic activity developed in each region, which in turn is related to historical, cultural and economic factors. Therefore, this study aims to identify and classify the current land use of deforested areas, larger than 100 ha, from July of 2010 to June of 2011 in the São Francisco River basin. As a result, the main land use after deforestation was pasture plantations for livestock following by eucalypto plantations and agriculture.

Keywords: Remote sensing, GIS, land cover change.

INTRODUÇÃO

O estado de Minas Gerais ficou conhecido como a "caixa d'água" brasileira, numa referência à relevância das suas bacias hidrográficas. É produtor de água em seus 58,6 milhões de hectares. As principais bacias que compõem a rede hidrográfica do Estado são as do rio Doce, Grande, Jequitinhonha, Mucuri, Paraíba do Sul, Paranaíba, Pardo e São Francisco.

A Bacia do rio São Francisco é a terceira bacia hidrográfica do Brasil e abrange uma área de 2,3 bilhões de km² no estado. A cabeceira do "Velho Chico", nome popular do rio, fica na Serra da Canastra, em Minas, e a foz, no oceano Atlântico, entre os Estados de Sergipe e Alagoas (Governo de Minas Gerais, 2012). Segundo o Tribunal de Contas da União (TCU), a bacia tem grande importância para o país não apenas pelo volume de água transportado em uma região semiárida, mas, também, pelo potencial hídrico passível de aproveitamento e por sua contribuição histórica e econômica para a região.

A cobertura vegetal em bacias hidrográficas exerce importante influência sobre a parcela da água de chuva que se transforma em escoamento superficial e sobre a velocidade com que esse escoamento atinge a rede de drenagem. Quanto maior a área da bacia com cobertura vegetal, maior será a parcela de água de interceptação. Além disso, o sistema de raízes da vegetação retira a água do solo e a devolve à atmosfera através do processo de transpiração (BARBOSA JR, 2009). A perda da vegetação nativa causa relevantes impactos que implicam tanto na perda da oportunidade de implementação de um manejo mais racional das florestas, como em danos consideráveis a biodiversidade, a ciclagem de água e ao armazenamento de carbono (FEARNSIDE, 2006).

Segundo Barbosa Jr. (2009), a vegetação influencia, ainda, o processo de infiltração: as raízes modificam a estrutura do solo, provocando fissuras que, juntamente com a redução da velocidade do escoamento superficial, favorecem a infiltração. Por isso, quando uma bacia é parcialmente urbanizada, ou sofre desmatamento, tem-se em consequência um aumento do escoamento superficial, em decorrência das menores perdas por interceptação, transpiração e infiltração. Com o desmatamento, o escoamento superficial se dará de forma mais rápida sobre um terreno menos permeável e menos rugoso, o que intensifica o processo de erosão e de carreamento de sólidos às calhas fluviais, lagos e reservatórios, acelerando o assoreamento. Ainda segundo o mesmo autor, o maior volume do escoamento superficial e o menor tempo de resposta da bacia resultam no aumento das vazões de pico que, juntamente com a redução da calha natural do rio, provocam frequentes inundações.

Portanto, não só a detecção dos desmatamentos é importante para analisar o grau de degradação de uma região, mas também conhecer o uso dado ao solo após os desmatamentos, e nesses casos técnicas de sensoriamento remoto contribuem de modo expressivo para a rapidez, eficiência e confiabilidade nas análises que envolvem os processos de degradação da vegetação natural, fiscalização dos recursos florestais, desenvolvimento de políticas conservacionistas, bem como vários outros fatores que podem ocasionar modificações na vegetação (ROSENDO, 2005).

Desta forma, este estudo tem como objetivo identificar e classificar o novo uso do solo nas áreas da bacia do Rio São Francisco, acima de 100 ha, que tinham vegetação nativa e foram desmatadas durante o período de julho de 2010 a junho de 2011.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreende a bacia do rio São Francisco que abrange 265 municípios do estado de Minas Gerais (Figura 1). A região é semiárida e apresenta um clima temperado de savana (Aw) segundo Peel *et al.* (2007).

Os polígonos de desmatamentos utilizados nesse estudo foram detectados no projeto de Monitoramento Contínuo da Flora Nativa de Minas Gerais, desenvolvido no Laboratório de Estudos e Projetos em Manejo Florestal (LEMAF) da Universidade Federal de Lavras durante o período de 2010 a 2011. Nesse projeto, imagens Landsat 5 TM cobrindo todo o estado de Minas Gerais foram adquiridas mensalmente e os polígonos de desmatamentos da vegetação nativa delimitados manualmente utilizando técnicas de interpretação visual de imagens e NDVI diferença.

Para a identificação e classificação do novo uso do solo nas áreas de vegetação nativa desmatadas no período

de 2010 a 2011 utilizou-se imagens recentes, pós-desmatamentos, de alta resolução espacial, como as imagens RapidEye (5 m), as imagens do Google Earth e as imagens da plataforma Bing. A análise foi baseada nas tendências de ocupação do solo, priorizando quatro classes: Agricultura, Eucalipto, Pastagens e Regeneração Natural. A classe Regeneração Natural, compreendeu áreas totalmente desmatadas e que foram aparentemente abandonadas, sem novo uso e também áreas em que a vegetação nativa foi parcialmente retirada e igualmente abandonada, sem novo uso do solo.

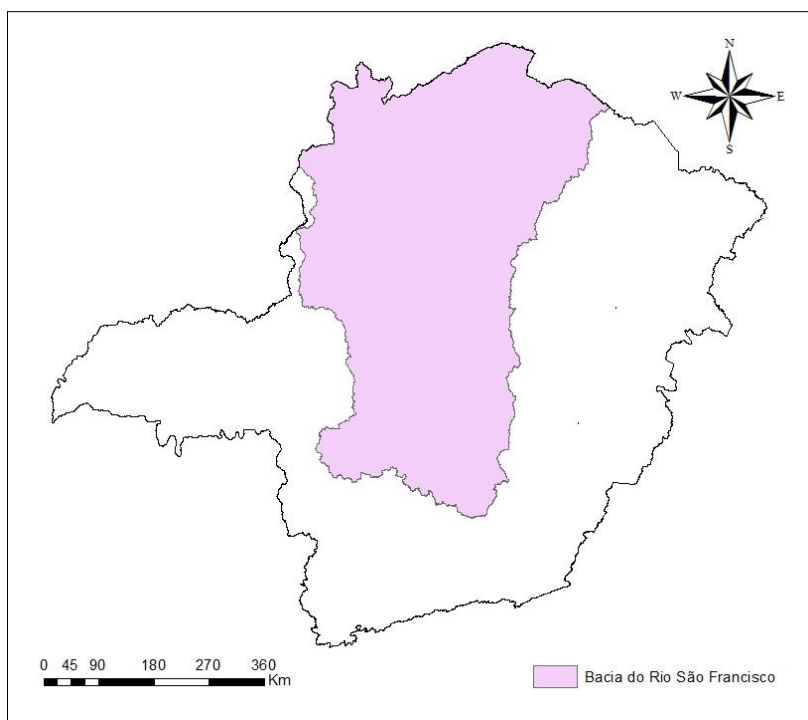


Figura 1. A área de estudo, a bacia do Rio São Francisco.

Figure 1. The study area, the São Francisco River basin.

Nesse estudo, optou-se por avaliar somente os polígonos de desmatamento da vegetação nativa com áreas iguais ou maiores que 100 ha, uma vez que para os polígonos menores que 100 ha a identificação e classificação do novo uso do solo seria mais difícil, gerando incertezas. Desta forma, os polígonos de desmatamentos foram divididos em classes de tamanho de acordo com suas áreas, sendo a classe 1 para os polígonos entre 100 e 300 hectares, classe 2 para os polígonos entre 300 e 500 hectares, e classe 3 para desmatamentos acima de 500 hectares.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os municípios da bacia do Rio São Francisco que apresentaram áreas desmatadas iguais ou superiores a 100 hectares no período de 2010 a 2011 são apresentados na Figura 2. São eles: Bonito de Minas, Brasilândia de Minas, Buritizeiro, Chapada Gaúcha, Coração de Jesus, Corinto, Formoso, Ibiracatu, Jaíba, Januária, Jequitaiá, João Pinheiro, Manga, Mirabela, Montes Claros, Pintópolis, Riachinho, Santa Fé de Minas, São João da Lagoa, São Romão e Ubaí.

Dentre as classes de uso atual do solo observadas na área de estudo, a classe pastagens foi a que apresentou maior área com 3.528,1 ha, o que corresponde a 36,5% do total da área dos polígonos de desmatamento avaliados. Ainda em relação a essa atividade, os municípios de Santa Fé de Minas e São Romão destinaram 1.015,7 e 808,3 hectares respectivamente para a formação das pastagens o que representa 51,7% de toda atividade pastoril dentro da bacia e 73,6% de toda área dos polígonos de desmatamentos detectados para estes municípios (Tabela 1).

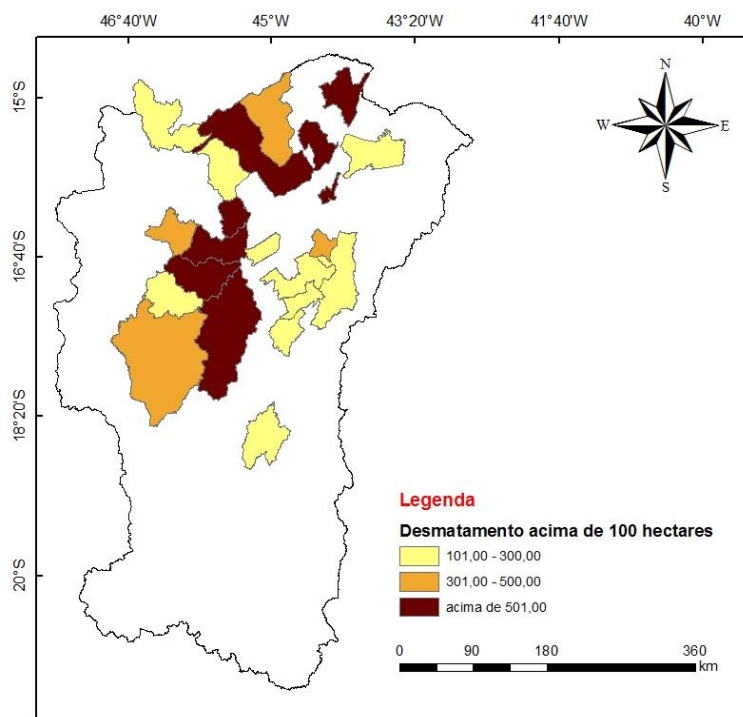


Figura 2. Área desmatada por classe de tamanho, por município no período de 2010 a 2011.
 Figure 2. Deforested areas by size class and by county from 2010 to 2011.

Com relação às áreas em regeneração natural, essas foram identificadas apenas em quatro municípios dentro da bacia: Bonito de Minas, Pintópolis, São Romão e Ubaí. Estes municípios apresentaram 560 hectares destinados a regeneração natural, equivalente a 5,8% de toda área desmatada na bacia.

Em relação à agricultura foram mapeados 2.523,5 hectares com essa atividade, o que corresponde a 26,1% do total da área dos polígonos de desmatamento detectada. O município de São Romão apresentou a maior área convergida para essa prática, com 390,8 hectares, aproximadamente 15,5% da área utilizada para agricultura em toda a bacia.

Tabela 1. Área do uso do solo atual por município da bacia.

Table 1. Current land use area by county.

Municípios	Agricultura	Eucalipto	Pastagens	Regeneração	Total
Bonito de Minas	108,6		210,0	131,2	449,8
Brasilândia de Minas		118,3			118,3
Buritizeiro		605,6			605,6
Chapada Gaúcha	272,6				272,6
Coração de Jesus		101,3			101,3
Corinto			129,2		129,2
Formoso	161,1				161,1
Ibiracatu		852,7			852,7
Jaíba	274,9				274,9
Januária	563,2		362,5		925,7
Jequitaiá		148,2			148,2
João Pinheiro	180,6	122,7			303,3
Manga	173,7		742,4		916,1
Mirabela	136,5	232,0			368,5

Montes Claros			101,1		101,1
Pintópolis	261,5	149,7		177,8	589
Riachinho		324,7	158,9		483,6
Santa Fé de Minas		114,1	1015,7		1129,8
São João da Lagoa		274,9			274,9
São Romão	390,8		808,3	149,3	1348,4
Ubaí				101,7	101,7
Área Total	2523,5	3044,2	3528,1	560	9655,8

As áreas desmatadas convertidas em florestas de eucalipto tiveram grande influência dentro da bacia. Da área total dos polígonos de desmatamento avaliada, 31,5% ou 3.044,2 hectares foram direcionadas para essa atividade. O município de Ibiracatu apresentou a maior área com plantio de eucalipto, 852,7 hectares, o que corresponde a aproximadamente 28% do total da área desmatada convertida para floresta plantada.

Com relação as classes de tamanho dos desmatamentos, observou-se que os polígonos de desmatamento avaliados inseridos na classe de tamanho 1 tiveram uma tendência de ocupação do solo com as classes eucalipto e agricultura, ambas ocupando 31% do total da área desmatada nessa classe de tamanho, seguidas de perto pela classe pastagens com 30%. Áreas abandonadas e em regeneração natural representaram apenas 8% da área total dos polígonos desmatados nessa classe. Já os polígonos de desmatamento inseridos na classe de tamanho 2 apresentaram apenas áreas de pastagens e agricultura, com 786,9 ha (72%) e 302,8 ha (28%) respectivamente. Para os polígonos de desmatamento da classe de tamanho 3 a tendência de ocupação das áreas desmatadas foi com as classes eucalipto e pastagem, com 60% e 40%, respectivamente (Figura 3).

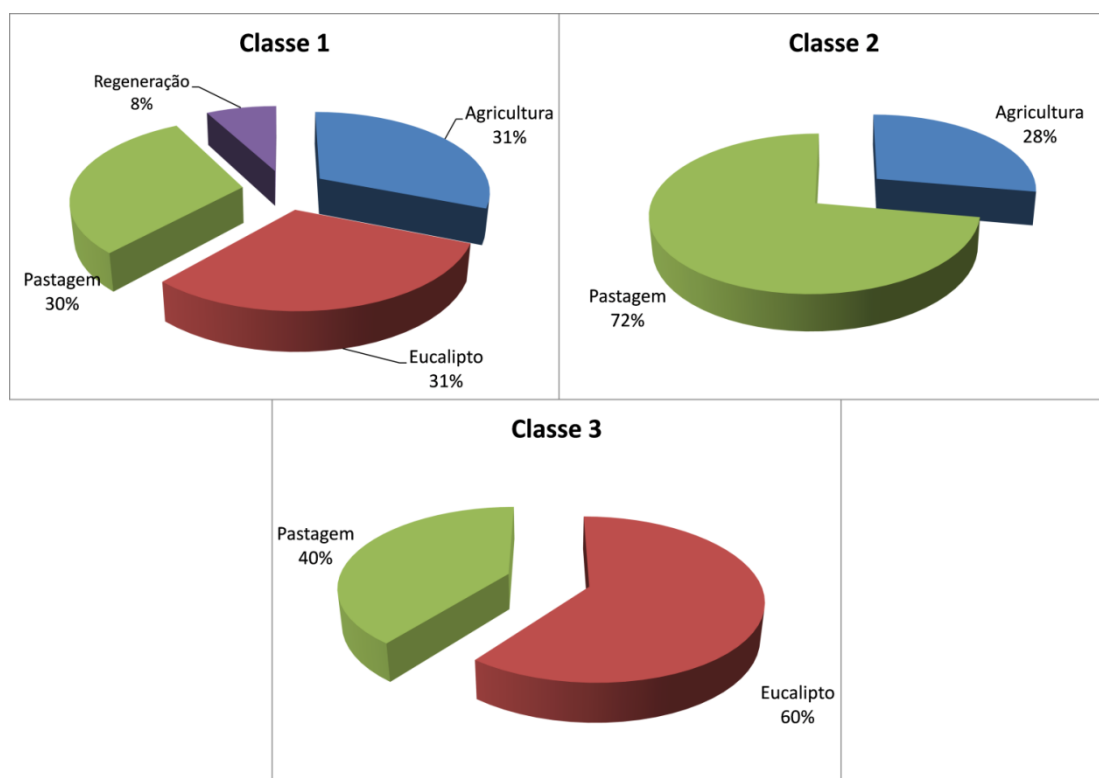


Figura 3. Tendências de ocupação do solo por classe de tamanho.
 Figure 3. Land cover trends by size class.

CONCLUSÕES

Analisando o novo uso do solo nos polígonos de desmatamento com áreas iguais ou superiores a 100, durante o período de julho de 2010 a junho de 2011, na bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais, conclui-se que a classe pastagens foi a principal atividade, seguida das classes eucalipto e agricultura. Juntas as atividades agrosilvipastoris foram implementadas em 94,2% das áreas antes ocupadas por vegetação nativa e que foram desmatadas no período analisado, sendo que apenas 8% dessas áreas encontram-se em regeneração natural.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA JR, A.R. Bacia hidrográfica. Disponível em: http://www.em.ufop.br/deciv/departamento/~antenorrodrigues/2_Bacia%20hidrografica.pdf. Acesso em 20 fev., 2014.
- BRITO, D. *et al.* Estudo da alteração do uso e cobertura do solo no centro oeste maranhense entre os anos de 2000 e 2011. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 16, 2013. Foz do Iguaçu. *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu, 2013*
- FEARNSIDE, M.P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. Coordenação de Pesquisas em Ecologia-CPEC, Acta Amas, v. 36, n. 3 Manaus, 2006.
- FREITAS E. Rio São Francisco. Disponível em: <http://www.brasilecola.com/brasil/rio-sao-francisco.htm>. Acesso: 18 fev., 2014.
- GOVERNO DE MINAS GERAIS. Bacias hidrográficas. Disponível em: <http://www.mg.gov.br/governomg/portal/c/governomg/conheca-minas/geografia/5667-bacias-hidrograficas/69546-bacias-hidrograficas/5146/5044>. Acesso em 14 fev., 2014.
- PEEL, M.C. *et al.* Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology & Earth System Sciences Discussions*, v. 4, n. 2, 2007.
- ROSENDO, J. Índices de vegetação e monitoramento do uso do solo e cobertura vegetal na bacia do Rio Araguari – MG – utilizando dados do sensor MODIS. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/lepac/bie5759/jussara_santos.pdf. Acesso em 20 ago., 2013.
- ROTA BRASIL OESTE. Rio são Francisco - meio ambiente. Disponível em: <http://www.brasiloeste.com.br/2001/11/rio-sao-francisco-meio-ambiente/>. Acesso em 14 fev. 2014.
- TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO (TCU). Meio Ambiente. Disponível em: http://portal2.tcu.gov.br/portal/page/portal/TCU/imprensa/noticias/noticias_arquivos/Meio%20ambiente_Revitaliza%C3%A7%C3%A3o%20do%20Rio%20S%C3%A3o%20Francisco.pdf. Acesso em 18 fev. 2014.

ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL E USO DA TERRA EM MICRORREGIÕES NO MUNICÍPIO DE MOJU-PA

FOREST COVER AND LAND USE ANALYSES WITHIN THE MICROREGION OF MOJU COUNTY, IN PARA STATE

Arlete Silva de Almeida¹, Ima Celia Guimarães Vieira², Ewelyn Regina Rocha Silva³, João Silva Barbosa Júnior⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais-UFPA e Museu Paraense Emilio Goeldi-MPEG, Av. Perimetral, 1901– Terra Firme, 66077530-Belém, PA, Brasil, arlete@museu-goeldi.br

²Museu Paraense Emilio Goeldi - MPEG, Av. Magalhaes Barata, 376-São Braz, 66040170- Belém, PA, Brasil, ima@museu-goeldi.br; ewelyn.silva@yahoo.com.br; junior_jsb@hotmail.com

RESUMO

A Amazônia Oriental vem passando por grandes transformações socioeconômicas e ambientais, tendo como principal elemento de mudança a ocupação por vários tipos de uso da terra, que ocasionam a perda de florestal natural da região. O artigo objetivou mapear e quantificar os tipos de cobertura vegetal e uso da terra em três microrregiões, no município de Moju, estado do Pará, Brasil. Atualmente o município é um dos polos no cultivo do dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) para a produção de biodiesel e derivados. O estudo utilizou a técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto para a interpretação e classificação das imagens do satélite Landsat TM-5 do ano 2010. Nas três microrregiões a floresta primária é a cobertura vegetal de maior extensão territorial, isso implica em maior responsabilidade do Poder Público na conservação dessas áreas florestadas, quanto as áreas antropizadas a classe agropecuária é a mais expressiva, o que caracteriza tendências a pecuarização na região.

Palavras-chave: Microrregiões, uso do solo, geoprocessamento, Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The Eastern Amazon has undergone some changes, such as of socioeconomic and environmental matters. The main element of change relates to the area occupation by various types of land use that result in the loss of natural forest in the region. The research aimed to map and quantify the types of land cover and land use where deployment of cultivation of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) is current. For this purpose were selected three microregions of county Moju, in Pará State, Brazil. The cultivation of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) mentioned is used for the production of biodiesel and its derivatives. The geo-processing techniques and remote sensing were used for the interpretation and classification of images from the satellite Landsat TM- 5 year 2010. Amongst the three microregions it was possible to estimate that the primary forest vegetation has the largest territorial extension, which implies greater responsibility from public authorities in the conservation of these forested areas. On the other hand, the anthropic areas show the agriculture class as more significant, therefore characterizing trends of ranching along the region.

Keywords: Microregions, land use, geo-processing, remote sensing.

INTRODUÇÃO

O processo de desmatamento na Amazônia não é homogêneo, varia de acordo com as diferentes partes da região e ao longo do tempo. Estima-se que até 1980 o desmatamento alcançava cerca de 300 mil km², o equivalente a 6% de sua área total. Nos primeiros anos da década passada, o ritmo intensificou-se, totalizando em uma área acumulada de aproximadamente 670 mil km² em 2004, ameaçando seriamente o processo de desenvolvimento sustentável para a região (MMA, 2013).

A redução dos tamanhos das florestas naturais em todo o mundo tem ocorrido como resultado, principalmente, de incêndios, corte de árvores para propósitos comerciais, devastação de terras para utilização da agropecuária, ou até fenômenos naturais (ARRAES, 2012). O estudo das causas do desmatamento feito por Geist e Lambin (2001 e 2002) aponta que o que eles chamam de “*causas próximas*” do desmatamento está associado com os usos do solo e afeta diretamente o ambiente e a cobertura vegetal (RIVERO, 2009).

O município do Moju vem passando por grandes transformações socioeconômicas e ambientais, tendo como mola propulsora a instalação de empresas privadas e estatais para o cultivo do dendê e seus derivados, extração ilegal de madeira para fins comerciais, além das atividades de carvoarias as quais abastecem as indústrias de ferro gusa na região. Associado a essas transformações, está o fato do município, em 2011, ter entrado para a lista dos municípios que mais desmatam o bioma amazônico. Os dados de imagens orbitais são importantes fontes para o mapeamento do tema uso da terra, embora por si mesmos sejam insuficientes para dar conta da realidade, requerendo a agregação de dados exógenos de naturezas diversas durante a interpretação dos padrões homogêneos de uso da terra. (IBGE, 2006). Segundo Keller (1969), “somente o registro dos fatos em mapas poderá mostrar as áreas e a distribuição real das diferentes formas de uso do espaço rural”.

Para a efetivação do estudo foram selecionadas três microrregiões, que de acordo com Cazzolato (2009), as microrregiões se definem por características locais, peculiaridades, assim como pela relativa autonomia que apresentam frente ao todo territorial, como bem resumiu Santos (2012), “realidade viva dotada de uma coerência interna”. As microrregiões envolvidas no presente estudo se sobrepõem a outras delimitações geográficas, de fundamental importância para o desenvolvimento da pesquisa, que são as microbacias hidrográficas, explica ainda que para compreender as dinâmicas socioambientais, a melhor forma é utilizar as bacias hidrográficas, que cada vez mais se consolidam como unidades de estudos geográficos na medida em que reúnem uma série de elementos humanos e físicos da paisagem. Segundo Guerra *et al.* (1999), a bacia hidrográfica é a unidade ideal de análise da superfície terrestre, na qual é possível reconhecer e estudar as interrelações existentes entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua esculturação, sendo dessa forma a melhor unidade de planejamento de uso de terras, levando vantagens em relação a outras unidades delimitadas segundo outros critérios, como climáticos ou políticos.

O trabalho tem como objetivo analisar a cobertura vegetal e uso da terra através de técnicas de geoprocessamento em microrregiões localizadas no município de Moju.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Moju pertence à mesorregião Nordeste Paraense e microrregião de Tomé-Açu, possui uma área territorial de 9.093,850 km², faz limite com os municípios de Abaetetuba, Barcarena, Acará, Tailândia, Breu Branco, Igarapé-Miri, Mocajuba e Baião, é distante cerca de 61 km em linha reta da capital do Estado. Segundo estimativas do censo 2010 a população é de aproximadamente 69.921 habitantes, sendo que aproximadamente 35% da população vive na área urbana e o restante nas áreas rurais (IBGE, 2009) (Figura 1).

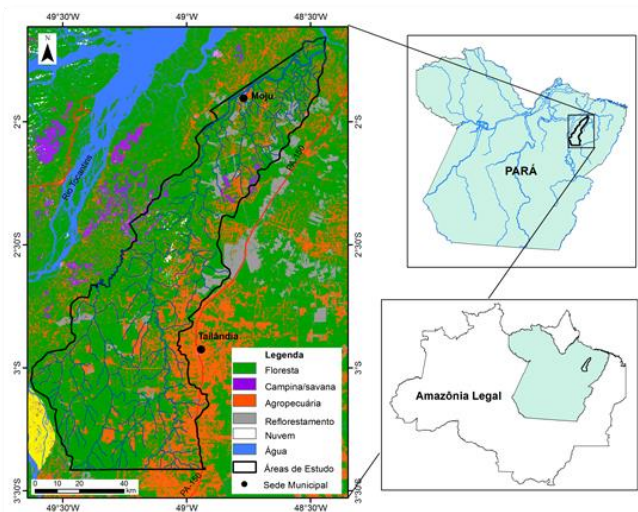


Figura 1. Localização do município de Moju-PA.

Figure 1. Location of the county Moju-PA.

Processamento Digital

Foram analisadas as imagens do satélite Landsat TM-5 (Thematic Mapper) contemplando duas cenas com as bandas 1, 2, 3, 4, 5, e 7, órbita/ponto de 223-062 e 224-062 do ano de 2010, que estão na projeção Geographic Coordinate System (GCS) e datum South America 1969 (SAD 69), foram adquiridas através do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE, em meio digital e a base utilizada para o georreferenciamento das imagens foi as imagens Geocover do satélite Landsat ETM+ na composição R5G4B3, na projeção GCS e datum World Geographic System 1984 (WGS 84), provenientes da National Aeronautics and Space Administrative - NASA, disponível em seu site. Método aplicado por Almeida (2013).

Para o processamento das imagens foi utilizado o programa o *Environment for Visualizing Image* – ENVI 4.5, ideal para visualizar, analisar, e representar todos os tipos de imageamento digital, além do software ArcGis 9.3, que auxiliou no mapeamento e quantificação das áreas classificadas. Antes do processamento digital, as imagens foram convertidas em arquivo único do tipo Standard. Este procedimento foi utilizado também para as imagens Geocover (é um conjunto global de imagens regionais). Antes da classificação, foi necessário fazer a conversão da projeção da imagem georreferenciada de acordo com os parâmetros de conversão da projeção cartográfica de UTM (metros) para Geográfica (lat/long). Foi feita a máscara com o objetivo de excluir a borda.

Para a classificação utilizou-se o algoritmo de agrupamento ISODATA (*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*), interpolando os números digitais iguais agrupados e combinados através das seguintes características: número mínimo de classes para identificação 5 e máximo de 15, com 10 interações contendo 10 pixels por classe agrupados. Após a geração do arquivo foi realizada a combinação das classes, onde foram interpolados os pixels que apresentaram a mesma resposta espectral na imagem.

RESULTADOS

As microrregiões em estudo como mostra Figura 2 apresentam características de áreas consolidadas ou em processo de implementação do cultivo de dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) para biocombustível, no escopo do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel – PNPB, esse programa institucionalizou regra normativa para a produção e comercialização do biodiesel no país, definindo o modelo tributário e os mecanismos para inclusão da agricultura familiar, fundamentado no Selo Combustível Social, é um programa do Governo Federal que objetiva a implementação de forma sustentável, tanto técnica, como economicamente, a produção e uso do Biodiesel, com enfoque na inclusão social e no desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda (PNPB-2014).

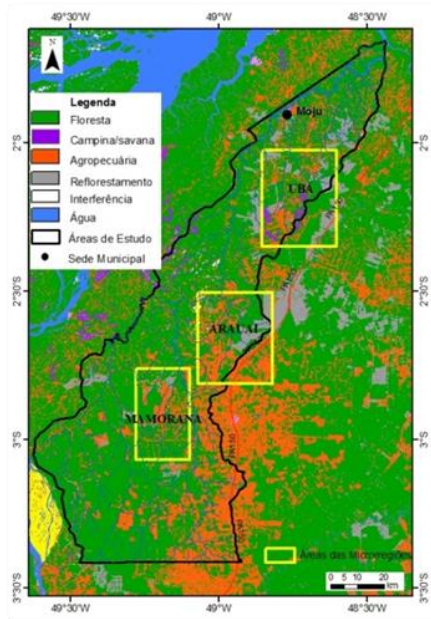


Figura 2. Localização das microrregiões no município de Moju-PA.
 Figure 2. Location of the municipality of microregion Moju-PA.

A microrregião Ubá possui área 1.008,00 km², com as seguintes coordenadas geográficas 2° 01' 26,4" S / 48° 36' 14,4" W e 2° 21' 00" S / 48° 51' 18" W. No interior dessa área delimita-se uma microbacia com área de 446.05 km² drenada pelo Rio Ubá e afluentes igarapés Ipitinga, Jambuaçú, Martinho e Maratauí, apresenta curva de nível variando de 0 a 60 m em relação ao nível do mar, possui 10 vilas com população aproximada de 12.000 habitantes, a estrada PA-150 atravessa do norte ao sul, compreende três empresas com produção do dendê (Agropalma, Biopalma e Marborges) e uma com plantação de coco (Sococo) (Figura 3).

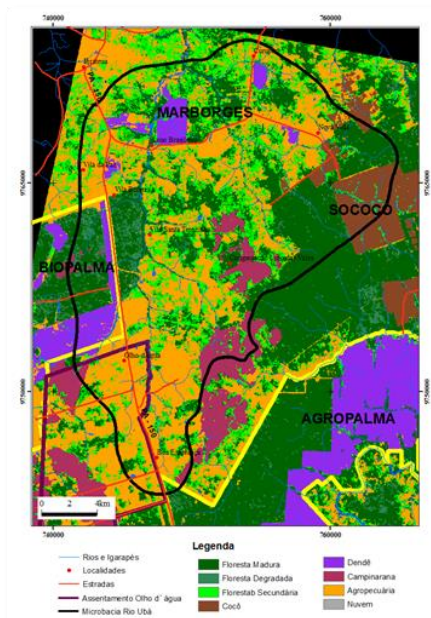


Figura 3. Mapeamento da cobertura vegetal e uso da terra da microrregião Ubá.
 Figure 3. Mapping of land cover and land use of microregion Uba.

A Figura 4 mostra diferentes tipos de cobertura e uso da terra na microrregião Ubá, chamando atenção para a floresta primária que possui uma área maior que 300 km² que equivale a 33,5 % da área total, a floresta degradada detém uma área de 28 km², ocupando apenas 2,92% do território e a floresta secundária obteve 13,7 %, se somarmos esses três tipos florestais obtêm-se 49,99 % de área florestada, o que requer grande responsabilidade do poder público na questão de preservação dessas áreas. A agropecuária possui 29,09 %, esse resultado aproxima-se da floresta primária caracterizando assim, uma região com tendência a pecuarização, como as que apresenta a região bragantina área localizada ao norte do município de Moju. O dendê ocupa 9,79 % da área que corresponde a 93,78 km², esse plantio pertence as empresas produtoras da cultura do dendzeiro como a Biopalma, Agropalma, Marborges que estão localizadas na microrregião.

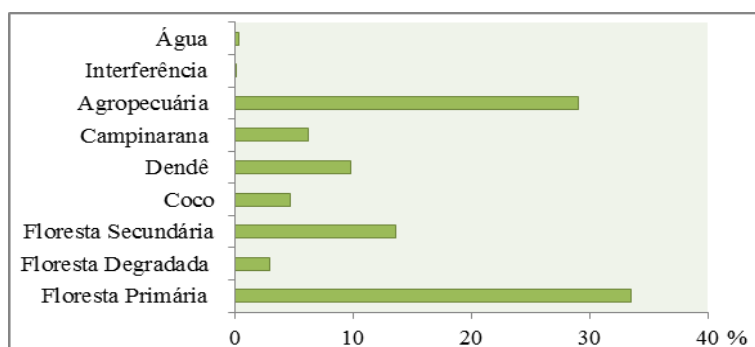


Figura 4. Classes de uso da terra e cobertura vegetal na microrregião Ubá.
 Figure 4. Classes of land use and land cover in the microregion Ubá.

A microrregião Arauaí possui área de 952,00 km² com as seguintes coordenadas geográficas 2° 30' 14,4" S / 48° 49' 15,6" W e 2° 48' 43,2" S / 49° 04' 19,2" W, no seu interior encontra-se uma microbacia com 443,87 km², sendo drenada pelo Rio Arauaí e seus afluentes igarapés Miriti, Curuperé, Sacutuba e Deserto, apresenta curva de nível variando de 10 a 70 m em relação ao nível do mar, possui 9 vilas com população aproximada de 5.200 habitantes, a mobilidade se dá por estradas vicinais não pavimentadas que surgem a partir da PA-150. Apresenta-se consolidada com plantio de dendzeiro desde 1980 pela empresa Agropalma que tem como objetivo a produção de alimentos e cosméticos e a pelo menos 10 anos, tem parceria com a agricultura familiar, o que garante a mesma o selo combustível social. No Estado do Pará somente a Agropalma apresentou condições para adquirir este selo, o que garante uma série de vantagens no que diz respeito ao pagamento de impostos para a federação dos estados e municípios. (Figura 5)

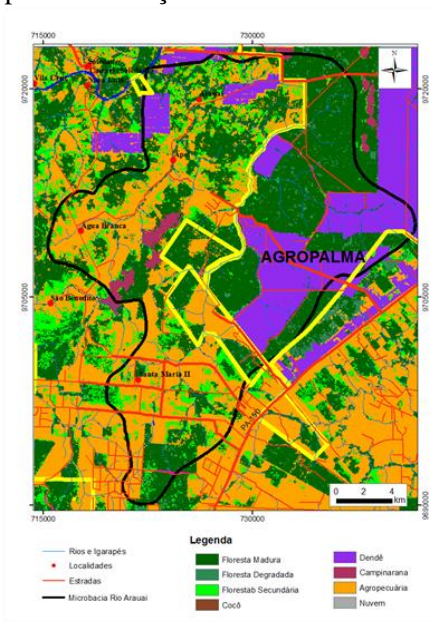


Figura 5. Mapeamento da cobertura e uso da terra na microrregião Arauaí.
 Figure 5. Mapping of coverage and land use in the microregion Arauaí.

De acordo com a Figura 6, a floresta primária da microrregião Arauaí possui cerca de 33,69 %, enquanto que a floresta degradada corresponde a 3,07 % da região, e a floresta secundária com 8,16 %, assim contabiliza-se um total de florestas com 44,92 %. A agropecuária com 40,76 % equivale a 387,77 km², é a classe com maior área aproximando-se da somatória dos três tipos florestais, apresentando-se superior a floresta primária, essa diminuição de floresta trás consequências aos serviços ambientais e a perda de biodiversidade. Para Vieira *et al* (2005) essa perda é também, totalmente irreversível. O dendê com área de 121,11 km² o que representa 12,73 % do território, deve-se à localização da empresa Agropalma que comercializa óleo vegetal e derivados do dendezeiro no mercado nacional e internacional.

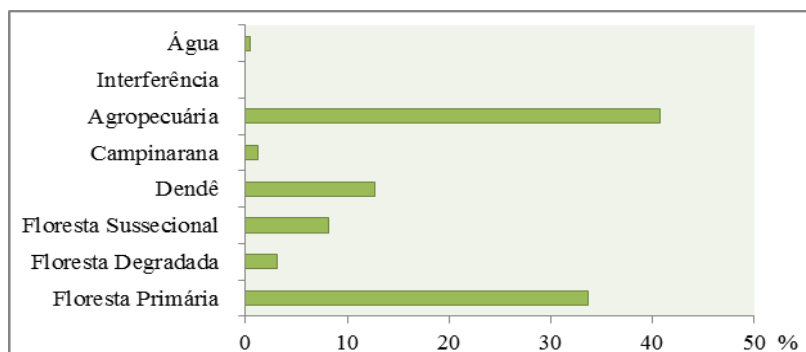


Figura 6. Classes de uso da terra e cobertura vegetal na microrregião Arauaí.
 Figure 6. Classes of land use and land cover in the microregion Arauaí.

A microrregião Mamorana possui área de 680,00 km², com as seguintes coordenadas geográficas 2° 45' 39,6" S / 49° 6' 3,6" W e 3° 3,9' 54" S / 49° 16,56' 33,6" W, no interior encontra-se uma microbacia com área de 256,71 km² drenada pelo Rio Mamorana e seus afluentes igarapés Tabocal, Cauçu, Camaandea, Moju e Capinacaia, apresenta curva de nível variando de 10 a 80 m em relação ao nível do mar, possui 9 vilas com população aproximada de 1.700 habitantes, o meio de circulação se dá por estradas e vicinais não pavimentadas que surgem a partir da PA-150 no município de Tailândia. A cultura do dendezeiro está no início do processo de implementação pela empresa Belém Bioenergia Brasil (Petrobrás Bioenergia), com produção voltada para biodiesel. (Figura 7)

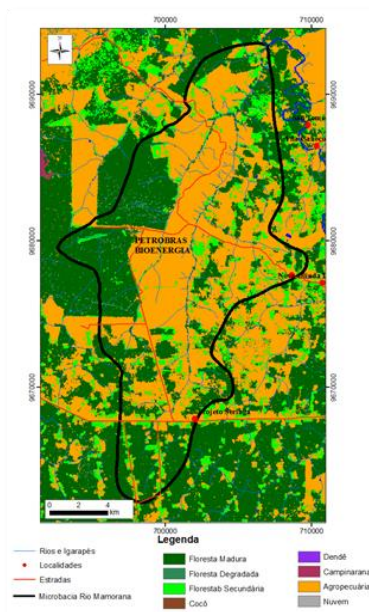


Figura 7. Mapeamento da cobertura e uso da terra na microrregião Mamorana.
 Figure 7. Mapping of coverage and land use in the microregion Mamorana.

A floresta primária tem 46,08 % de área, a floresta degradada possui 4,42 % e a floresta secundária ocupa 4,01 %, contabiliza-se 54,51 %, das três microrregiões analisadas essa possui mais de 50% de sua área florestada, o que possibilita melhores serviços ambientais para a população. A floresta secundária é caracterizada por um mosaico de diferentes estágios de sucessão, sendo comum ocorrer vários ciclos de derruba e queima da vegetação em áreas de pousio e subsequente cultivo de culturas anuais, o que caracteriza o sistema tradicional de agricultura de subsistência (MARTORANO e PEREIRA, 1993). A agropecuária ocupa 44,86 %, que aproxima-se da área de floresta primária esse resultado foi obtido com dados do ano de 2010, o que implica dizer que provavelmente pode ter ocorrido aumento dessas áreas se analisada atualmente (Figura 8).

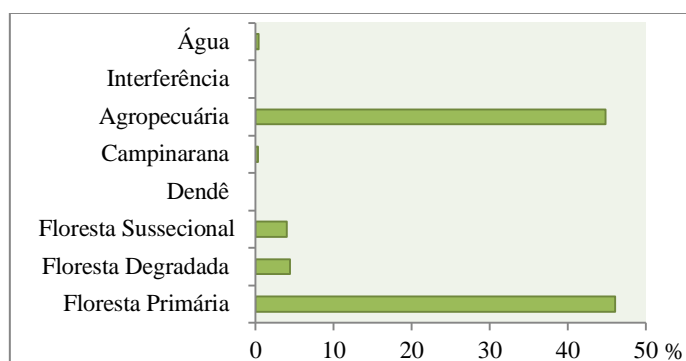


Figura 8. Classes e porcentagem do uso da terra e cobertura vegetal da microrregião Mamorana.

Figure 8. Classes and percentage of land use and vegetation cover of the microregion Mamorana.

CONCLUSÃO

Das três microrregiões a floresta primária é a cobertura vegetal de maior extensão territorial, isso implica em maior responsabilidade para o Poder Público quanto à conservação dessas florestas, para a preservação da biodiversidade e dos serviços ambientais.

A classe agropecuária é a mais expressiva entre as classes antropizadas, o que caracteriza tendências a pecuarização nas microrregiões.

As maiores áreas de floresta natural encontram-se nas propriedades privadas o que garante certa proteção a essas áreas, isto porque, as propriedades precisam manter Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal de acordo com o Código Florestal Brasileiro, Lei 12.727/2012.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.S.; VIEIRA, I.C.G.; ROCHA, D.P.N. Relatório Executivo: Cenários para a Amazônia: clima, biodiversidade e uso da terra: subprojeto: **Caracterização e mapeamento dos padrões de uso e cobertura da terra na área de endemismo Belém**. Museu Paraense Emílio Goeldi, p. 1-170, 2013.

ARRAES, R. de A. **RESR**, Piracicaba-SP, Vol. 50, Nº 1, p. 119-140, Jan/Mar 2012 – Impressa em Abril de 2012.

CAZZOLATO, J.D. Geografia, Território e Gestão - contribuição ao debate sobre a Regionalização do SUS - apresentado no II Congresso Internacional e **IV Simpósio Nacional de Geografia da Saúde - Geosaúde** (Uberlândia, MG). 2009. pdf / 5,7 MB / 20 páginas.

GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. What Drives Tropical Deforestation? A Meta-Analysis of Proximate and Underlying Causes of Deforestation Based on Subnational Case Study Evidence. Louvain-la-Neuve (Belgium): **LUCC International Project Office**, LUCC Report Series no. 4. 2001.

GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, técnicas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de uso da terra**. 2ª edição. Rio de Janeiro, 2006.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em:< http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#populacao>. Acesso: 22/07/2009.

KELLER, E.C. de S. Mapeamento da utilização da terra. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro: IBGE, v. 31, n. 3, p. 151-160, 1969.

MARTORANO, L.G.; FERREIRA, L.C.; CESAR, E.G.M.; PEREIRA, I.C.B. Estudos climáticos do Estado do Pará, classificação climática (Koppen) e deficiência hídrica (Thorntn, white, Mather). Belém: **SUDAM/EMBRAPA, SNLCS**. 1993. 53pp.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): 3ª fase (2012-2015) pelo uso sustentável e conservação da Floresta / **Ministério do Meio Ambiente e Grupo Permanente de Trabalho Interministerial**. Brasília: MMA, 2013. 174 p.

PROGRAMA NACIONAL DE PRODUÇÃO E USO DO BIODIESEL – PNPB. Disponível em http://www.mme.gov.br/programas/biodiesel/menu/programa/objetivos_diretrizes.html Acesso: 22/05/2014.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; AVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova econ.** [online]. 2009, v. 19, n. 1, pp. 41-66.

SANTOS, W.A. **Ocupação e dinâmica socioambiental da sub-bacia hidrográfica do rio cotinguiba/SE**. 2012, 160 f. Dissertação (mestrado em meio ambiente) Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2012

VIEIRA, I.C.G.; SILVA, J.M.C. da; TOLEDO, P.M. de. Estratégias para Evitar a Perda de Biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados (USP.Impresso)**, Universidade de São Paulo, v. 19, n. 54, p. 153-164, 2005.

ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DO USO DA TERRA NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO BONITO - RS

ANALYSIS OF LAND USE EVOLUTION IN THE WATERSHED OF LAJEADO BONITO - RS

Jussan Albarello de Cezaro¹, Marcelo Mayer¹, Fábio Marcelo Breunig¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM/CESNORS, Linha Sete de Setembro, s/n, BR 386, Km 40, 98400-000 – Frederico Westphalen, RS, Brasil, jussan90@gmail.com.br; marcelomayercs@hotmail.com; fabiobreunig@gmail.com

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a evolução do uso da terra de 1985 para 2010, com foco nas áreas de florestas, na microbacia hidrográfica do Lajeado Bonito – RS – Brasil. Foi utilizada a classificação manual baseada na interpretação da composição colorida tipo cor-verdadeira, contrastada pelo modelo linear, das imagens adquiridas pelo sensor TM do satélite Landsat-5. Foram mapeadas as seguintes classes: Floresta; solo exposto; agricultura/pastagem; NPV (vegetação não fotossinteticamente ativa). Os resultados mostraram que a área com floresta diminuiu no período de 25 anos e a área agrícola aumentou. A redução da área recoberta por floresta pode ser atribuída ao aumento das áreas agrícolas nas regiões mais planas e ao desmatamento das áreas de mata ciliar. Uma política para manutenção e exploração sustentável dos fragmentos florestais remanescentes é necessária.

Palavras-chave: Mapeamento, sensoriamento remoto, floresta, uso do solo, desmatamento.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the land use changes from 1985 to 2010, focusing on forests, in the watershed of Lajeado Bonito - RS – Brazil. A manual classification was performed, based on the visual interpretation of true color composites, contrasted by the linear model, of images acquired by the sensor TM of Landsat-5 satellite. The following land use classes were mapped: Forest, bare soil, agriculture / pasture, NPV (non-photosynthetic vegetation). The results showed that the forest area decreased significantly during the period of 25 years and agricultural area increased. The reduction of the forested areas can be associated to the increase of crop areas in the plane regions and to deforestation of the riparian forest areas. A policy for manage and sustainable exploration of the remaining forest fragments is required.

Keywords: Mapping, remote sensing, forest, land use, deforestation.

INTRODUÇÃO

As primeiras classificações de uso e ocupação da terra foram feitas a partir de dados levantados a campo e, posteriormente, a partir de década de 50, um grande número de pesquisadores em várias partes do mundo têm se dedicado à identificação detalhada de culturas agrícolas em fotografias aéreas (STEINER, 1970); (BORGES *et al.*, 1993). A partir da década de 70 se deu início aos trabalhos usando imagens de satélite. O sensoriamento remoto, segundo Avery e Berlin (1992); Meneses e Netto (2001), consiste em uma técnica para obter informações sobre objetos através de dados coletados por instrumentos que não estejam em contato físico com os objetos de interesse.

O uso de imagens de satélites foi responsável por um grande salto na elaboração de produtos de geoprocessamento, uma vez que diminuiu a relação custo/benefício das imagens, além da possibilidade de se trabalhar com grandes áreas (BORGES *et al.*, 1993) e de forma sistemática.

O conhecimento dos padrões de uso e cobertura da terra auxilia no planejamento das regiões, tendo em vista que, através da identificação de diferentes paisagens e características da terra, é possível prognosticar o incremento de áreas agrícolas, florestais e de agropecuária, bem como problemas com erosão, o avanço do desmatamento e das queimadas. Mota (1981), fala que o uso inadequado da terra pelo homem é fator agravante da degradação ambiental e de desequilíbrio ecológico, sendo que, o correto conhecimento dessas áreas pode auxiliar nas decisões de vários profissionais nas mais diversas áreas das ciências agrárias.

O geoprocessamento e os sistemas de informações geográficas (SIG) têm sido utilizados para a caracterização de mudanças de uso e ocupação da terra, permitindo a comparação entre alvos em diferentes períodos. Destaca-se ainda o uso voltado para a determinação de parâmetros biofísicos da vegetação com base em modelos que usam as medidas de radiação refletida pela superfície (ANTUNES e TAVARES JÚNIOR, 2005; TEILLET *et al.*, 2001). O tipo e a quantidade de informações sobre uso do solo dependem da resolução espacial, radiométrica, espectral e temporal dos diferentes sistemas sensores. O tamanho da área mínima capaz de ser descrita como pertencente a uma determinada categoria (classe) de uso da terra depende da escala e resolução dos dados originais, além da escala de compilação e da escala final de representação (ROSA, 1995).

De acordo com Diniz (1984), as etapas essenciais para a elaboração de mapas de uso da terra são: aquisição de fotografias aéreas e/ou imagens de satélite; definição da escala do mapa; definição da chave de identificação, ou seja, elementos que permitam a identificação do tipo de utilização do solo nas fotografias aéreas e/ou imagens de satélite e elaboração da classificação em que devem ser colocados os eventos observados nas fotografias e/ou imagens. Nesse processo, cada pixel é tratado como uma unidade individual composta de valores em várias bandas espectrais (SANTOS *et al.*, 2010). Ainda segundo os mesmos autores, pela comparação de um pixel a outros pixels de identidade conhecida, é possível agrupar aqueles cuja reflectância espectral é semelhante em classes mais ou menos homogêneas. Estas classes formam regiões sobre um mapa ou imagem de forma que, após a classificação, a imagem digital seja apresentada como um mosaico de parcelas uniformes em que cada uma é identificada por uma cor ou símbolo.

Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi analisar a evolução do uso e ocupação da terra na microbacia do Lajeado Bonito – RS em duas épocas diferentes (julho de 1985 e novembro de 2010) a partir de imagens do satélite LANDSAT-5 – sensor TM, com foco nas áreas florestais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A microbacia hidrográfica do Lajeado Bonito – RS pertence aos municípios de Frederico Westphalen e Seberi, ambos da região do Médio Alto Uruguai, ao norte do estado do Rio Grande do Sul, tendo uma área de aproximadamente 3.380 ha. Os limites da microbacia compreendem as seguintes coordenadas geográficas: 53°19'00" e 53°25'30" de longitude a oeste de Greenwich e 27°22'00" e 27°27'00" de latitude ao sul da linha do Equador. O clima da região é subtropical com precipitação bem distribuída ao longo do ano. Na Figura 1 é apresentada uma composição cor verdadeira com contraste linear da imagem Landsat-5 - TM de 2010.

A área de estudo situa-se na região geomorfológica conhecida como Serra Geral pertencendo a Província Geomorfológica denominada Planalto Meridional (MENEGAT e FERNÁNDEZ, 1998). As áreas do relevo mais altas ocupam as porções oeste e norte da microbacia hidrográfica. Quanto à vegetação, toda a microbacia pertence ao bioma Mata Atlântica, fazendo parte da Floresta Estacional Decidual (KLEIN, 1983).

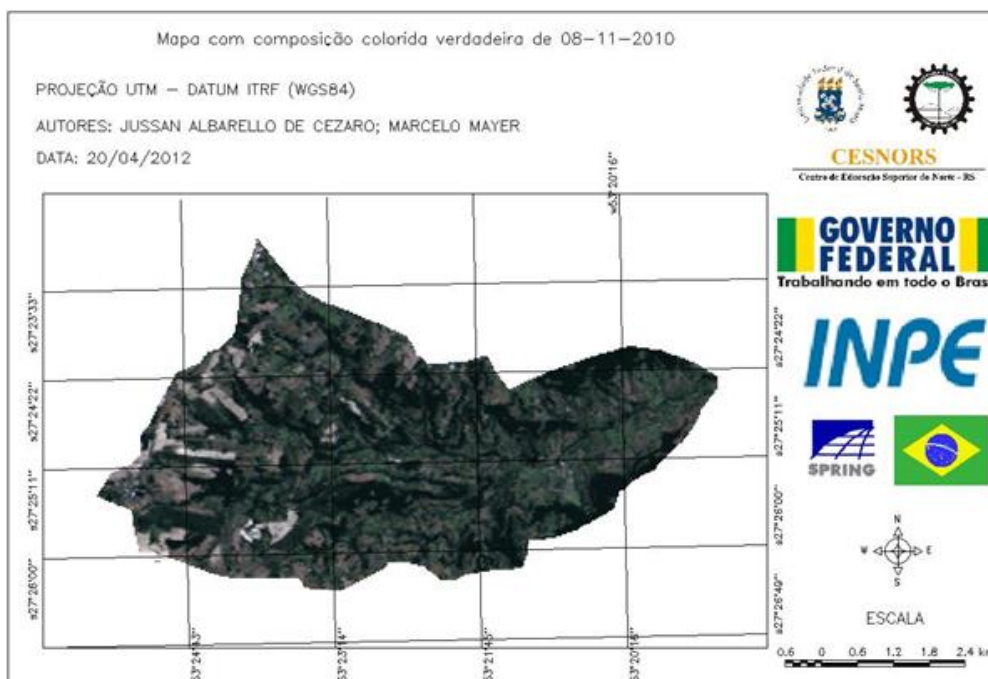


Figura 1. Composição RGB-321 TM de 08/11/2010, da microbacia hidrográfica do Lajeado Bonito – RS.
Figure 1. Watershed of Lajeado Bonito - RS true color composite RGB-321 of Landsat-5 TM of 08/11/2010.

Aquisição, pré-processamento e análise dos resultados

Foram utilizadas imagens multiespectrais do sensor TM a bordo do satélite Landsat-5 de 1985 e de 2010. As imagens originais foram registradas utilizando como base a imagem ortorretificada Geocover 2000. Nesse procedimento foram utilizados 12 pontos de controle para cada cena TM e com um modelo linear de correção foi obtido um erro médio quadrático inferior a 1 (menos de um pixel). O procedimento de registro das cartas topográficas e das imagens foi realizado no aplicativo ENVI (ITT, 2008) e o dados exportados em formato GeoTIFF para os procedimentos posteriores no ambiente SPRING (CÂMARA *et al.*, 1996).

Para a realização da classificação do uso e ocupação da terra utilizou-se uma composição colorida verdadeira das imagens de 14 de julho de 1985 e 8 de novembro de 2010. A classificação de uso do solo foi feita através da edição vetorial do aplicativo SPRING. Câmara *et al.* (1996), comentam que esse tipo de classificação é mais confiável devido ao fato da edição ser diretamente sobre as áreas sem a utilização de um classificador.

A edição vetorial foi feita seguindo a mesma metodologia para ambas as imagens (1985 e 2010), sendo que foi gerada uma imagem sintética de composição colorida verdadeira, com todas as três bandas contrastadas pelo modelo linear, para cada imagem. Foram discriminadas quatro classes de uso do solo: floresta, solo exposto, pastagem/agrícola e palha:

- Agricultura/pastagem: regiões da imagem onde se apresentavam padrões de coloração verde-claro, com ausência ou insignificância de regiões com tons verde-escuro, amareladas ou marrons. Essas regiões se caracterizam como sendo de difícil separação entre as demais categorias, pois, a refletância da pastagem é muito semelhante ao da cultura agrícola.
- Palha: regiões com grande brilho na imagem e com coloração amarelada se aproximando do branco, se caracterizando pela presença de material orgânico morto na superfície (vegetação não fotossinteticamente ativa - NPV).
- Floresta: regiões da imagem formadas por uma coloração verde-escuro, com ausência ou uma quantidade insignificante de outros padrões de cores e com formas seguindo os principais rios da área.

- Solo exposto: regiões da imagem em que os padrões de coloração tinham tons marrons, e com insignificância de outras tonalidades de cores, se caracterizando pela presença de solo exposto na área (não foi enquadrada na classe agricultura devido a sua representatividade na área).

Os resultados de cada classe foram analisados em função da distribuição espacial e representatividade. Para isso, foram elaboradas tabelas, gráficos e mapas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos mapas de uso da terra se observa uma redução significativa das áreas classificadas na categoria “floresta” e, de forma inversa, um aumento acentuado das áreas classificadas como “solo exposto”. Percebe-se que os fragmentos florestais pertencentes ao centro-norte da microbacia tiveram maior redução em relação aos demais. As áreas com maior avanço do solo exposto correspondem à região sudoeste da bacia, região onde se encontram muitas propriedades que, em geral, cultivam grãos como soja e milho. Essa região é uma das mais planas, correspondendo à cabeceira da bacia hidrográfica. De forma semelhante, também se observa um grande aumento das áreas pertencentes à categoria “palha” nessa mesma região. Em geral, a floresta deu lugar aos usos agrícolas (Figura 2 e Figura 3, referentes aos anos de 1985 e 2010, respectivamente). Além disso, se verifica um avanço das áreas da categoria “agrícola/pastagem” sobre as áreas que continham florestas em 1985.

As áreas classificadas como “agrícola/pastagem” tiveram redução principalmente ao sul da bacia sendo substituídas por solo exposto. Esse resultado pode ser influenciado pela data de aquisição da imagem. A imagem do ano de 1985 foi obtida na época da estação do inverno (julho), já a imagem de 2010 foi obtida em novembro na estação da primavera. Esse resultado remete para a importância do conhecimento do ciclo agrícola e fenológico das culturas para a correta interpretação e análise dos dados derivados de mapeamentos realizados a partir de sensores remotos (GALVÃO *et al.*, 2011).

Na Tabela 1 podem-se ver os dados numéricos em hectares correspondentes ao mapa de uso da terra das duas datas avaliadas, além da relação percentual de acréscimo ou decréscimo dos valores do ano de 2010 em relação ao ano de 1985.

As áreas classificadas como floresta correspondiam a um total de 22 fragmentos em 1985, no entanto se observa uma redução para um total de 15 fragmentos em 2010. É possível de se notar que muitos dos pequenos fragmentos em 1985 desapareceram em 2010 dando lugar principalmente a categoria “solo exposto”.

Tabela 1. Total de cada classe de uso do solo para os anos de 1985 e 2010 e variação entre os anos.

Table 1. Total of each class of land use for the years 1985 and 2010 and variation between years.

Classe	1985 (ha)	2010 (ha)	Varição (%)
Solo Exposto	171,6	541,1	215
Floresta	859,2	544,0	-37
Palha	60,6	96,8	60
Agrícola/Pastagem	2295,3	2160,0	-6

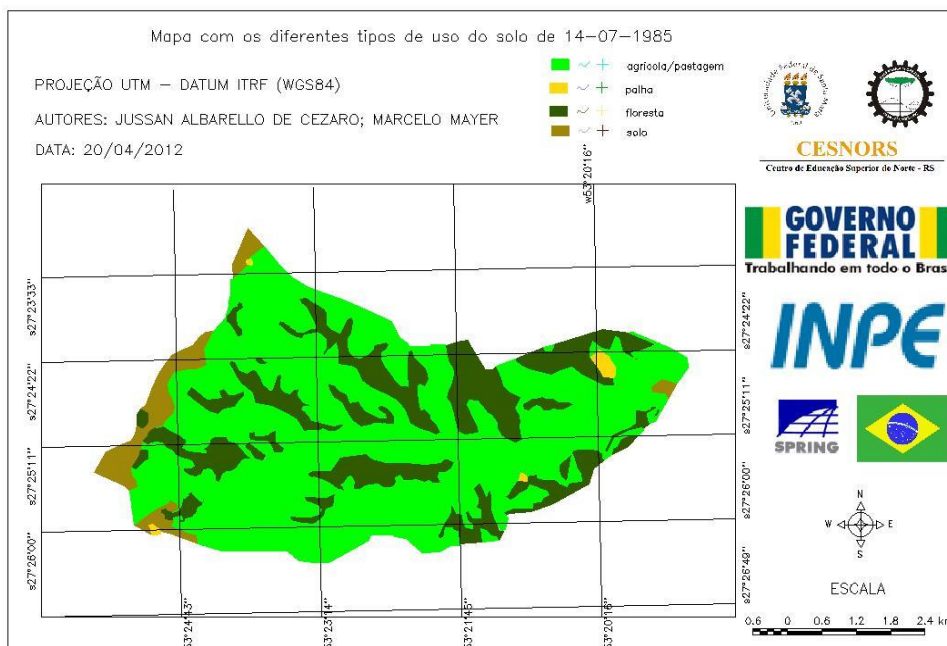


Figura 2. Mapa do uso e cobertura da terra da microbacia hidrográfica do Lajeado Bonito – RS de 14/07/1985.

Figure 2. Map of land use and cover of the watershed of Lajeado Bonito – RS of 14/07/1985.

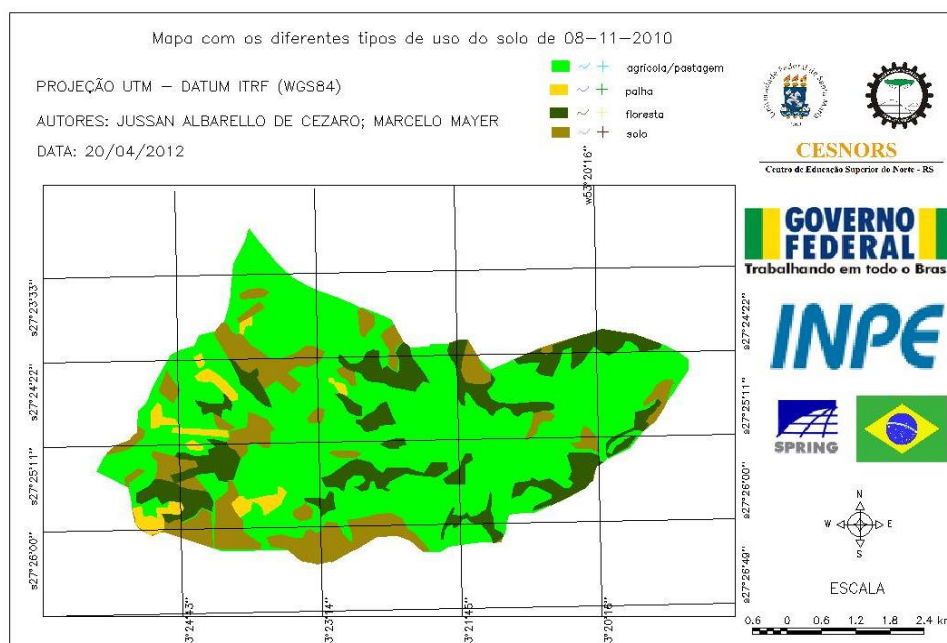


Figura 3. Mapa do uso e cobertura da terra da microbacia hidrográfica do Lajeado Bonito – RS de 08/11/2010.

Figure 3. Map of land use and cover of the watershed of Lajeado Bonito – RS of 08/11/2010.

Analisando a Tabela 1, se observa que a grande maioria da área da bacia hidrográfica é ocupada por agricultura/pastagem (68% do total) com 2295,3 ha, e se manteve praticamente constante, com uma pequena redução de 6%. A categoria “floresta” foi a que apresentou a maior redução de área, tendo um decréscimo de 37%. Missio *et. al.* (2001), dizem que no estado do Rio Grande do Sul o uso e a ocupação da terra sempre estiveram associados a práticas agressivas ao meio ambiente, tais como as utilizadas nas atividades agrícolas, o que resultou em uma grande redução da cobertura vegetal original nas últimas décadas.

Houve aumento nos valores de duas categorias de classificação. Com um maior crescimento se destaca a categoria “solo exposto”, onde se teve 215% de aumento passando de 171,6 ha para 541,1 ha em 25 anos. O desconhecimento e o uso de estratégias inadequadas de manejo do solo fez com que muitas áreas se degradassem reduzindo o potencial de produção desses solos (MISSIO *et al.*, 2001). A palha é um resto cultural do cultivo agrícola, sendo que com um aumento de 60% mostra essa evolução do uso do solo, que em grande parte da microbacia passou de pastagens para a produção de grãos. As variações da cobertura de palha podem ser atribuídas à data de aquisição das imagens, devendo assim, ser considerada no contexto do uso agrícola ou pastagens.

A grande mudança na classe floresta, segundo Piran (2001), está associada a um conjunto de fatores: a extração da madeira por parte dos colonos para venda ou uso para construção de casas, galpões e outras benfeitorias; a exploração pelas madeireiras de vastas áreas; o avanço sobre cobertura florestal para introdução de culturas como o milho e a soja. Assim, a vegetação encontra-se bastante devastada, se comparada ao início do processo de colonização (primeiras décadas do século XX), sendo a mata ciliar a formação mais encontrada atualmente.

Cabe colocar que a região do Médio Alto Uruguai é caracterizada por agricultura familiar, com práticas agrícolas com uso intensivo da terra e com baixa utilização de práticas conservacionistas, propiciando a degradação dos solos. Além disso, o expressivo cultivo de fumo, forrageiras para pastoreio e milho silagem, culturas estas que acrescentam pouco volume de material orgânico ao solo, uma vez que grande parte deste material produzido é retirado do sistema, tornando ainda mais difícil a manutenção e acúmulo de matéria orgânica no solo (FABBRIS *et al.*, 2010). Esse contexto pode ser um dos motivos pelo qual houve um acréscimo tão grande de solo exposto nessa região.

CONCLUSÕES

A área coberta por floresta diminuiu ao longo dos últimos 25 anos, dando lugar ao solo exposto (agrícola). Na área estudada ocorre o predomínio de pequenas propriedades, onde os proprietários sobrevivem da agropecuária, sendo que, para este fim, ao longo dos anos, estes necessitaram fazer uso das áreas florestadas para o cultivo agrícola e para pastoreio do gado.

Fica evidente a demanda por políticas de proteção dos fragmentos florestais remanescentes e de estratégias de planejamento sustentável em nível de bacia hidrográfica.

Novos estudos devem ser conduzidos para validar os resultados, especialmente com base em imagens de melhor resolução espacial.

REFERÊNCIAS

ANTUNES, M.A.H. TAVARES JÚNIOR, J. B. Calibração do sensor CCD-CBERS II com dados do ASTER. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005. Goiânia. *Anais ...*, São José dos Campos: INPE, 2005. p. 775-781.

AVERY, T.E.; BERLIN, G.L. *Fundamentals of Remote Sensing and Airphoto Interpretation*. 5 ed. New Jersey: Prentice Hall, 1992. 472 p.

BORGES, M.H. *et al.* Evolução e mapeamento do uso da terra, através de imagens aerofotogramétricas e orbitais em Santa Bárbara D'Oeste (SP). *Scientia agricola*, v. 50 (3), p. 365-371, 1993.

CÂMARA, G. *et al.* SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. *Computers & Graphics*, n. 20: (3), p. 395-403, 1996.

DINIZ, F.J.A. *Geografia da Agricultura*. 2. ed. São Paulo: Ed. DIFEL, 1984. 278 p.

GALVÃO, L.S. *et al.* Crop Type Discrimination Using Hyperspectral Data. In: PRASAD S.

- THENKABAIL, U.S. GEOLOGICAL SURVEY, ARIZONA, USA; JOHN G. LYON, CLIFTON, VIRGINIA, USA; ALFREDO HUETE, UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, SYDNEY, A. (Ed.). *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation*. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. p. 397-421.
- ITT. *ENVI*™ - Environment for Visualizing for Images. ENVI User`s guide. Boulder - USA. No Brasil - Porto Alegre (SulSoft®): ©ITT Visual Information Solutions, 2008.
- KLEIN, R.M. Aspectos fitofisionômicos da floresta estacional na fralda da Serra Geral (RS). In: XXXIV CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA. Porto Alegre: *Anais...* Porto Alegre, 1983. p. 73-110.
- MENEGAT, R.; FERNÁNDEZ, L.A.D. *Atlas Ambiental de Porto Alegre*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS, 1998. 256 p.
- MENESES, P.R.; NETTO, J.S.M. *Sensoriamento Remoto: Reflectância dos alvos naturais*. Brasília, DF: UnB; Planaltina: Embrapa Cerrados. 2001. 262 p.
- MISSIO, E. *et al.* Caracterização Ambiental de Unidades da Paisagem da Região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. *I Fórum de debates sobre ecologia da paisagem e planejamento ambiental*. Sociedade Brasileira de Ecologia, Rio Claro, SP, 2001.
- MOTA, S. *Planejamento Urbano e Preservação Ambiental*. Fortaleza, Edições UFC, 1981. 241 p.
- ROSA, R. *O Uso de SIG's para o Zoneamento: uma abordagem metodológica*. São Paulo: FFLCH/USP, 1995. (Tese, Doutorado).
- PIRAN, N. *Agricultura familiar: lutas e perspectivas no Alto Uruguai*. Erechim: Edfapes, 2001. 192 p. (Pensamento Acadêmico, 11).
- SANTOS, A.R. *et al.* *SPRING 5.1.2. Aplicações e práticas*. Mundo da Geomática. Alegre: CAUFES, 2010. 153 p.
- STEINER, D. *Time dimension for crop surveys from space. Photogrammetric Engineering*. Falls Church, v. 36, n. 2, 1970. p. 187-194.
- TEILLET, P.M. *et al.* A generalized approach to the vicarious calibration of multiple Earth observation sensors using hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, v. 77, p. 304-327, 2001.

ANÁLISE DA EVOLUÇÃO NA ESTRUTURA DA PAISAGEM DO PARQUE ESTADUAL DO BIRIBIRI EM DIAMANTINA - MG

ANALYSIS OF LANDSCAPE STRUCTURE EVOLUTION IN BIRIBIRI STATE PARK IN DIAMANTINA - MG

Kelly Nascimento Campos Araújo^{1,2}, Thaís Cordeiro de Andrade^{1,3}, Gleyce Campos Dutra^{1,4}, Helise Neves Mendes^{1,5}

¹ Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Rodovia MGT 367 - Km 583, 5000, 39100-000 – Diamantina, MG, Brasil, ²knc.araujo@gmail.com; ³ thais.cordeiro25@gmail.com; ⁴ gleycedutra@yahoo.com.br; ⁵ lilisemendes@hotmail.com

RESUMO

As Unidades de Conservação tem como objetivo minimizar os impactos antrópicos e preservar áreas ricas em biodiversidade. Suas análises são feitas a partir de técnicas de geoprocessamento e do estudo da paisagem. O objetivo aqui foi analisar as transformações no Parque Estadual do Biribiri através de imagens de antes e depois de sua criação. As imagens foram classificadas em: arbórea, arbustiva, campestre e sem vegetação, e, os mapas gerados foram utilizados para o cálculo das métricas de ecologia de paisagem, utilizando o software V-Late. Comparando os mapas e as métricas, pôde-se observar que a área da classe (CA) para os componentes arbóreos e campestres, teve um aumento considerável, assim como também houve um aumento na classe arbórea em relação ao comprimento total de bordas (TE). A partir do índice de forma médio (MSI), implica-se que todos estão vulneráveis aos efeitos de borda. Foi possível observar que houve uma alteração na área antes e o depois da criação do Parque. Técnicas de sensoriamento remoto e de métricas de paisagem, são úteis na análise da cobertura do solo.

Palavras-chave: Ecologia da Paisagem, Métricas de Paisagem, Sensoriamento Remoto, Monitoramento.

ABSTRACT

The Protected Areas exists to minimize human impacts and preserve areas rich in biodiversity. His analyzes are made from GIS techniques and the study of the landscape. The goal here was to analyze the changes in the Biribiri State Park through pictures before and after of his creation. The images were classified as: trees, shrubs, campestrial, no vegetation and water surface, and the maps that were generated, were used for the calculation of the metrics of landscape ecology, using the software V-Late. Comparing the maps and metrics, it was observed that the class area (CA) for arboreal and campestrial components, has increased considerably, as well as an increase in tree class in relation to the total length of edges (TE). From the mean form index (MSI), it is implied that all are vulnerable to edge effects. It was observed that there was a change in the area before and after the creation of the Park. Remote sensing and landscape metrics are useful in the analysis of ground cover.

Keywords: Landscape Ecology, Landscape Metrics, GIS, Monitoring.

INTRODUÇÃO

O Parque Estadual do Biribiri (PEBI) enquadrado na categoria de Unidade de Conservação de Proteção Integral, tem por objetivo a preservação da natureza admitindo apenas o uso indireto de seus recursos (BRASIL, 2000). Apesar da região em que se encontra ser caracterizada pela rica biodiversidade, (NEVES *et al.*, 2005) relata que havia vários impactos negativos causados principalmente, pela ação antrópica, como por exemplo, a extração de madeira para produção de carvão; a expansão da fronteira agrícola; o fogo; a abertura de áreas de pastagens para atender a criação de gado; a mineração; dentre outros.

Com a criação do PEBI, em setembro de 1998, houve um aumento da necessidade do monitoramento da área, para que a efetividade dessa unidade de conservação seja cumprida. Assim, na análise da paisagem deve-se reconhecer as mudanças através do tempo, posto que a paisagem observada corresponda, em um dado momento, a um estágio no qual os processos dinâmicos estão ocorrendo, não sendo óbvio o destino dos elementos da paisagem.

Com isso, o desenvolvimento e a aplicação de ferramentas adequadas à gestão ambiental vêm sendo alvo de inúmeros estudos e pesquisas, com destaque para a aplicação de geotecnologias, por permitirem a acessibilidade às informações, com custos relativamente baixos (JACINTHO, 2003). Em virtude dessa ampla aceitação do tema pelo meio científico, existem softwares que realizam as medições espaciais dos fragmentos de paisagem (MOURA 2010).

O objetivo deste trabalho é analisar a alteração da cobertura do solo do Parque Estadual do Biribiri nos anos de 1998 e 2011 por meio de métricas de paisagem, de modo a avaliar a evolução estrutura da paisagem após a criação do parque.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O Parque Estadual do Biribiri (PEBI) está localizado em Diamantina, Minas Gerais, na região do Alto Jequitinhonha, no Complexo da Serra do Espinhaço, situado nas coordenadas geográficas 18°23'08"S e 43°64'78"W, com altitude máxima de 1.390 metros. Seu regime climático é tipicamente tropical, na classificação de Köppen, caracterizado por verões brandos e úmidos (outubro a abril) e invernos mais frescos e secos (junho a agosto). A precipitação média anual varia de 1.250 a 1.550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18,5 °C. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6% (NEVES *et al.*, 2005).

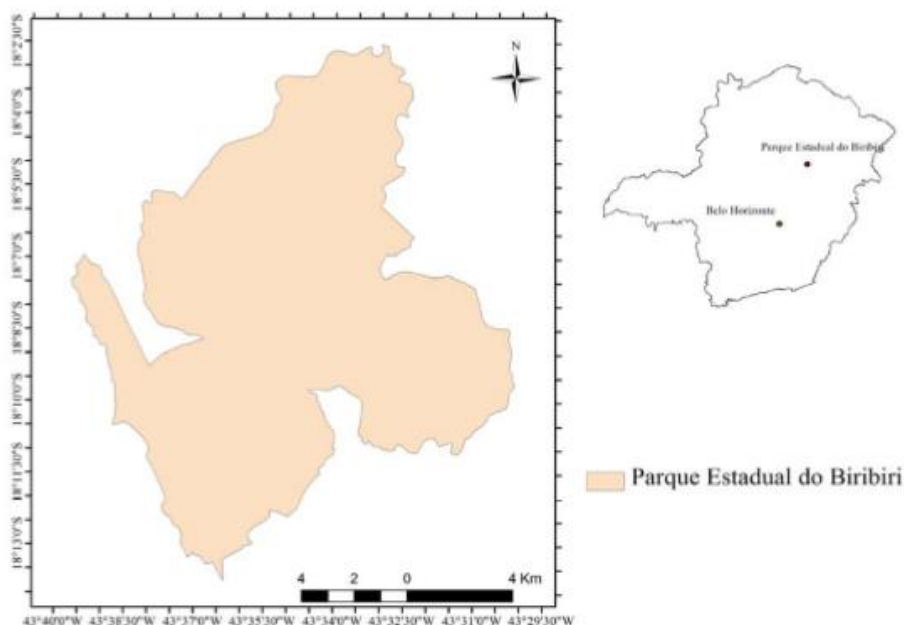


Figura 1. Localização do Parque Estadual do Biribiri e da cidade de Belo Horizonte em MG.
Figure 1. Location of Biribiri State Park and Belo Horizonte city in Minas Gerais.

Representando bem as feições predominantes na Serra do Espinhaço, o PEBI apresenta diferentes fisionomias vegetais, incluindo as formações campestres, savânicas e florestais, entre elas a Floresta Estacional e o Cerrado. Predominam as formações campestres, representadas por Campo Limpo e Campo

Rupestre. As formações savânicas são representadas pelo Cerrado Típico, Cerrado Ralo e por poucas áreas com Cerrado Rupestre (IEF/STCP, 2004).

Seleção e preparação das imagens

Foram selecionadas imagens do satélite Landsat-5 TM (INPE, 2013), resolução espacial de 30 x 30 m, das cenas 218/72 e 218/73, que apresentaram melhores condições para o estudo em razão da baixa cobertura de nuvens. Foram utilizadas imagens de dois momentos da história do PEBI (Tabela1).

Tabela1. Imagens utilizadas na análise da paisagem do Parque Estadual do Biribiri- MG.

Table 1. Images that were used to landscape metrics of the Biribiri State Park-MG.

Ano	Histórico	Data
1998	Ano de criação do Parque, de acordo com o decreto nº 39.909.	16/08
2011	Imagem mais recente adquirida do satélite Landsat TM, da região em estudo.	20/08

As cenas 218/72 e 218/73 para cada data foram mosaicadas e redimensionadas com base na área de estudo. Foi realizada a correção atmosférica pelo método DOS (DarkObjectSubtraction) proposto por Chavez (1988) e Chavez (1989), para corrigir o efeito atmosférico observados nas imagens de satélite. Para o georreferenciamento das imagens, utilizou-se uma imagem GeoCover (GLCF, 2013), que também foi redimensionada com base na área de estudo.

Análise da paisagem

As imagens dos anos de 1998 e 2011 foram classificadas quanto à cobertura do solo, utilizando o algoritmo de Máxima Verossimilhança, contemplando cinco classes: Vegetação Arbórea, Vegetação Arbustiva, Vegetação Campestre, Sem Vegetação e Espelho d'água. A definição das áreas representativas de cada classe foi realizada por meio de amostras de treinamento.

Em seguida, realizou-se a análise quantitativa da estrutura da paisagem utilizando o software V-LATE 2.0 (Vector-basedLandscapeAnalysisToolsExtension).

Tabela 2. Índices de Ecologia da Paisagem gerados para quantificação da estrutura da paisagem do Parque Estadual do Biribiri. Consultar McGarigal *et al.* (2002) para a descrição completa e fórmula de cada índice. (As siglas e símbolos indicam: ha = hectare, m = metros, m/ha = metros por hectare, % = porcentagem, adm = adimensional).

Table 2. Indices of Landscape Ecology generated for quantification of landscape structure of the Biribiri State Park. Look McGarigal *et al.* (2002) for full description and formula for each index. (The abbreviations and symbols indicate: ha = hectare, m = meters, m / ha = meters per hectare, % = percentage, adm = dimensionless).

Métricas e sigla	Intervalo (unidade)	Descrição Sucinta
Área da classe (CA)	CA>0ha	Somatório da área dos fragmentos pertencentes à classe.
Número de fragmentos (NP)	NP>0#	Número total de fragmentos da classe.
Porcentagem da paisagem (PLAND %)	0<PLAND<100%	Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem.
Borda Total (TE)	TE>0m/ha	Comprimento total de bordas e a área da paisagem
Índice de forma médio (MSI)	SHAPE_MN>1adm	Relação entre o perímetro observado e o perímetro mínimo possível.
Desvio padrão do tamanho dos fragmentos (PSSD)	PSSD>0ha	Razão da variância do tamanho das manchas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos mapas de cobertura do solo dos anos de 1998 e 2011, Figuras 2 e 3, respectivamente, pode-se observar que ocorreram transformações na paisagem do Parque ao longo dos anos considerados.

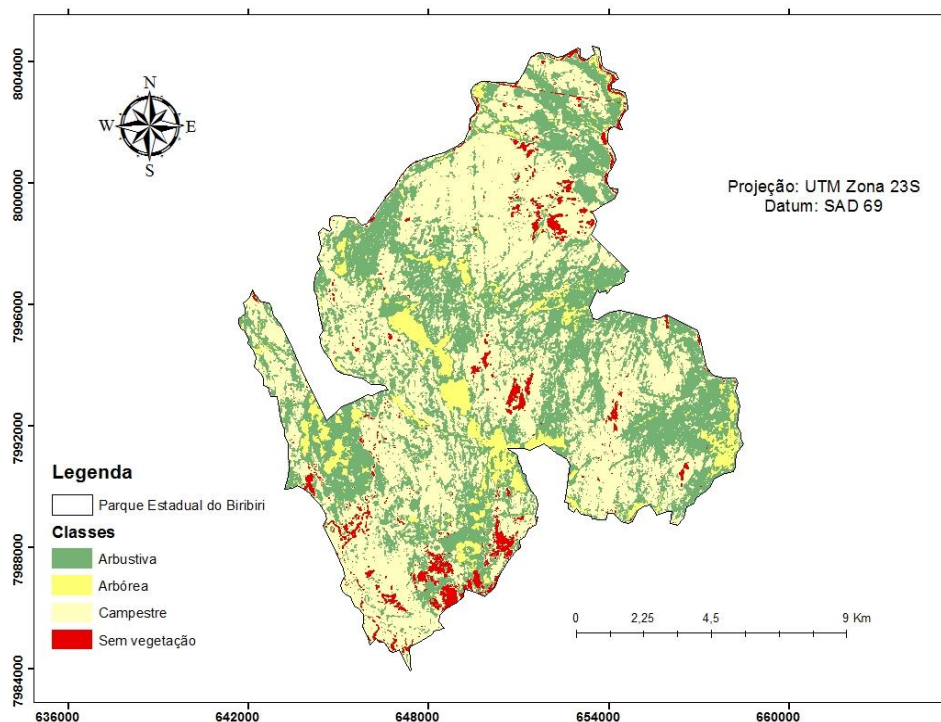


Figura 3. Classes de cobertura do solo do Parque Estadual do Biribiri no ano de 1998.
Figure 3. Land cover classes of the Biribiri State Park in 1998.

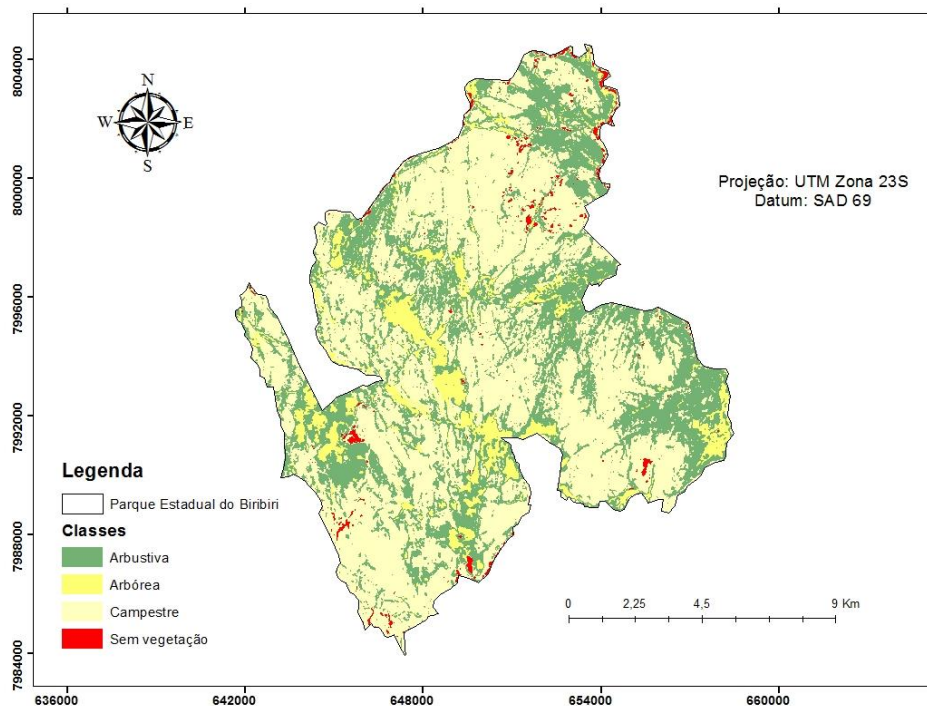


Figura 4. Classes de cobertura do solo do Parque Estadual do Biribiri no ano de 2011.
Figure 4. Land cover classes of the Biribiri State Park in 2011.

Métricas da paisagem

A tabela 4 mostra os resultados obtidos para as métricas de área, forma e borda.

Observou-se um aumento das formações arbóreas e campestres, como pode ser observado pelas métricas de área de classe (CA) e porcentagem (PLAND), em que a proporção do componente arbóreo passou de 7,27% em 1998, para 9,12% em 2011; e o componente campestre apresentou 50,08% e 56,62%, respectivamente. Apesar do aumento em área, a classe campestre diminuiu em número de fragmentos (NP), demonstrando que houve maior interligação dos elementos dessa classe.

Já os componentes arbustivos e sem vegetação, decaíram em área, onde as porcentagens variaram de 38,59% para 33%, e de 4,06% para 1,26%, respectivamente para os anos de 1998 e 2011. A redução de áreas sem vegetação ocorreu principalmente nas regiões de interface com a cidade de Diamantina, na parte sul do parque e próximos a locais à beira da BR367, na porção sudeste e leste do parque, locais que proporcionam maior acesso das pessoas a áreas do parque. Assim, no ano de 2011, já com o Parque implantado, nota-se uma regeneração da vegetação, assim como, a redução das manchas não vegetadas, principalmente a campestre que predomina no Parque.

Além do tamanho, a forma das manchas também influencia no grau do impacto do efeito de borda no ecossistema ao seu redor (REIS *et al.*, 2013). Manchas com índice próximos a 1 são mais arredondadas e, portanto, com menor efeito de borda, quanto maior o índice, mais irregulares são as manchas (RUDOLPHO, 2013). Os valores do índice médio de forma (MSI) para todos os componentes da paisagem apresentaram aproximados entre 1,4 e 1,6, que podem ser considerados elevados, indicando que as manchas apresentam formas mais irregulares ou perímetros recortados.

Os solos desenvolvidos na região são essencialmente arenosos e por serem rochas resistentes ao intemperismo, mostram-se, quase sempre, muito rasos. No geral, os solos são pobres em nutrientes e, portanto, capazes de sustentarem apenas a vegetação adaptada a essas condições específicas: solos arenosos, pobres, rasos, situados em altitudes elevadas com duas estações bem distintas (SILVA *et al.*, 2005).

A tendência alongada de aumento da vegetação arbórea, demonstrada pelo aumento de comprimento total de bordas (TE), indica que a este componente da paisagem está mais sujeito ao efeito de borda.

As classes sem vegetação e arbórea obtiveram os menores valores de Desvio Padrão do Tamanho dos Fragmentos (PSSD), indicando que possuem fragmentos de tamanhos mais homogêneos, enquanto as classes arbustiva e campestre possuem maiores valores, ou seja, fragmentos de tamanhos mais variados.

Tabela 4. Métricas calculadas pelo software V-Late2.0 para os diferentes períodos analisados. (As unidades de cada métrica são: CA= hectare, PLAND = porcentagem, NP = #, TE = metros, MSI = adimensional e TA = área total em hectare).

Table 4. Metrics calculated by V-Late2.0 software for different periods analyzed (The units of each metric are: CA = hectare, PLAND=percentage =, NP = #, TE = square meters, MSI = dimensionless).

Classes	Métricas	Períodos	
		1998	2011
Arbórea	CA	1236,09	1549,71
	PLAND	7,27	9,12
	NP	548	827
	TE	365664,57	496029,36
	MSI	1,50	1,49
	PSSD	11,81	12,28
Arbustiva	CA	6559,84	5610,38
	PLAND	38,59	33,00
	NP	1217	1111
	TE	1740398,33	1628839,22

	MSI	1,50	1,57
	PSSD	135,03	94,88
Campestre	CA	8512,11	9624,29
	PLAND	50,08	56,62
	NP	821	622
	TE	1681050,34	1401765,99
	MSI	1,57	1,59
	PSSD	174,95	195,37
Sem vegetação	CA	690,59	214,42
	PLAND	4,06	1,26
	NP	672	346
	TE	3151166,56	125531,71
	MSI	1,42	1,42
	PSSD	5,14	1,47
Classes	TA	16998,65	16998,65

CONCLUSÕES

As comparações entre os resultados obtidos permitem concluir que ocorreram modificações no padrão espacial da cobertura do solo no Parque Estadual do Biribiri após a sua criação.

Observou-se que as áreas de cobertura arbórea e campestre cresceram ao longo dos anos, e esse crescimento se deu principalmente de forma alongada.

A classe sem vegetação reduziu ao longo dos anos, demonstrando que após a criação do Parque, com as imposições de restrições sobre a área, este vem se tornando menos degradado e com propiciando maior regeneração da vegetação natural.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, parágrafo 1º, incisos I, II, III e VII, da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências. Brasília, 2000.
- NEVES, S.C.; ABREU, P.A.A.; FRAGA, L.M.S. Fisiografia. In SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F. & ABREU, P.A.A. (eds.). *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes*. Editora: O Lutador. Belo Horizonte, cap. 2, p. 47-58, 2005.
- JACINTHO, L.R.C. de. *Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidades de conservação: o caso da área de proteção ambiental do capivari-monos*. 2003. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geologia, Universidade São Paulo Instituto Geociências, São Paulo, 2003.
- MOURA, A.C.M. Aplicações de modelos de mensuração de métricas de paisagem nos estudos da dinâmica de ocupação urbana no quadrilátero ferrífero e região metropolitana de Belo Horizonte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, Belo Horizonte. *Anais do Congresso Brasileiro de Cartografia*, 24, 2010, Belo Horizonte. Aracaju, 2010 p. 1545-1553.
- NEVES, S.C.; ABREU, P.A.A.; FRAGA, L.M. S. Geologia. In: SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F. & ABREU, P.A.A. *Serra do Espinhaço Meridional, Paisagens e Ambientes*. Belo Horizonte: O Lutador, cap1, p. 24, 2005.
- IEF/ STCP ENGENHARIA DE PROJETOS LTDA. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Biribiri*. Belo Horizonte, 2004.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Image Catalog. Disponível em: [http://www.dgi.inpe.br/CD SR/](http://www.dgi.inpe.br/CD_SR/). Acesso em 18 nov. 2013.

CHAVEZ JR., P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, v. 24, p. 459- 479, 1988.

CHAVEZ JR., P.S. Radiometric calibration of Landsat thematic mapper multispectral images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 55, p. 1285-1294, 1989.

GLOBAL LAND COVER FACILITY (GLCF).University of Maryland.Department of Geography.2008a.Disponível em: <<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>>. Acesso em: 18 nov. 2013.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3 build 5. Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 07/2012.

REIS, A.A. *et al.* Análise espacial das ocorrências de desmatamento na região norte de Minas Gerais. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOROTO – SBSR, Foz do Iguaçu/PR, Brasil. *Anais simpósio brasileiro de sensoriamento remoto – SBSR*, Foz do Iguaçu/PR, Brasil. Foz do Iguaçu: Inpe, p. 7016-7023,2013.

RUDOLPHO, L.S. da. Aplicação de técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem na análise temporal da cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO- SBSR, 16, 2013, Foz do Iguaçu *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, 16, 2013, Foz do Iguaçu. Foz do Iguaçu: Inpe, p. 1-8, 2013.

SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F.; ALMEIDA ABREU, P.A. *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. Belo Horizonte, O Lutador, 2005. 272 p.

ANÁLISE DA PRECISÃO DE INVENTÁRIO POR MEIO DE DIFERENTES MÉTODOS DE ESTRATIFICAÇÃO EM UM FRAGMENTO DE CERRADO *SENSU STRICTO*

ASSESSING THE ACCURACY OF FOREST INVENTORY THROUGH DIFFERENT METHODS OF STRATIFICATION IN A CERRADO *SENSU STRICTO* PATH

Iasmim Louriene Gouveia Silva¹, Júlia Fonseca Ferreira¹, Aliny Aparecida dos Reis¹, José Márcio de Mello¹, Fausto Weimar Acerbi Junior¹, Inácio Thomaz Bueno¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil,
iasmimlouriene@gmail.com; juliafonsecaufla@gmail.com; alinyreis@hotmail.com;
josemarcio@dcf.ufla.br; fausto@dcf.ufla.br; inaciotbueno@gmail.com

RESUMO

O presente estudo objetivou comparar dois métodos de estratificação, a fim de escolher o que fornecesse o menor erro ao processar o inventário florestal. O primeiro método foi o de classificação visual, a partir do cálculo do NDVI da imagem de satélite e da sua segmentação. O segundo adotado foi o interpolador espacial Krigagem. Nele, a variável de interesse que tenha dependência espacial é extrapolada com base em uma amostra. Em sequência às estratificações, os mapas permitiram delimitar os estratos, bem como as unidades amostrais inseridas, e utilizando a Amostragem Casual Estratificada, processou-se o inventário. O método mais preciso foi o da Krigagem. Isto ocorreu, porque este processo é baseado em dados coletados em campo enquanto no primeiro método a classificação dos estratos é realizada visualmente, fato que possibilita a maior comissão de erros.

Palavras-chave: Inventário Florestal, Classificação visual, Krigagem.

ABSTRACT

This study aimed to compare two methods of stratification in order to choose the method with the lowest error after processing the forest inventory. The first method was based on segmentation and visual classification of a NDVI image. The second method used the spatial interpolator Kriging. In the kriging method, the variable of interest, which has spatial dependence, is extrapolated based on a sample. Subsequently the stratification, the maps allowed to delimit each strata as well as the plots inside them. After that, the forest inventory was processed based on the Stratified Casual Sampling design. The most accurate method was the kriging and that was so probably because this proceeding is based on field data while the first method was performed using visual image interpretation techniques, leading to a higher commission errors.

Keywords: Forest Inventory, Visual Classification, Kriging.

INTRODUÇÃO

Grande parte dos produtos florestais brasileiros são provenientes de florestas nativas, como o Cerrado, cuja intervenção ocorre sob diversos regimes de exploração florestal. Estas florestas possuem uma elevada variabilidade que é resultada de muitos fatores, como grande número de espécies, solos, clima, entre outros, além da resposta de cada indivíduo quanto às características abióticas, atuando diretamente no seu desenvolvimento e conseqüentemente na produtividade da população (SILVA *et al.*, 2009).

O Inventário Florestal é uma ferramenta que consiste no uso de fundamentos da teoria da amostragem para a

determinação ou estimativa de características quantitativas ou qualitativas da floresta (MELLO, 2004). Em florestas nativas, ele atua como a base de informações para avaliação da diversidade florística, quantificação de variáveis biométricas como volume, carbono, área basal, dentre outras. A determinação do que será aplicado a um estudo, é uma etapa primordial para que o Inventário seja preciso. Empregar técnicas de estratificação é um critério capaz de ajustar uma relação equilibrada entre custo e precisão, já que implica em uma grande influência no tamanho da amostra (Kanegae, 2004).

A Amostragem Casual Estratificada (ACE) é um procedimento de amostragem adequado para se aplicar em áreas de Cerrado com elevada heterogeneidade, pois a ACE permite a estratificação da área em porções de maior homogeneidade, reduzindo assim o erro do inventário (KANEGAE JUNIOR *et al.*, 2007; ALVARENGA *et al.*, 2012; GUEDES *et al.*, 2012). A grande dificuldade da ACE é a definição da melhor fonte de estratificação que, de fato, gere estratos o mais homogêneo possível dentro da floresta e que represente o comportamento da variável de interesse.

Uma alternativa para obtenção de informações preliminares que permitam caracterizar uma dada área é o emprego de imageamento remoto (CURRAN, 1985), que através de diversas metodologias possibilita estabelecer estratos mais homogêneos na população observada.

Nas imagens de sensoriamento remoto, o Cerrado pode ser caracterizado através de índices de vegetação ou por sua reflectância. Os índices de vegetação podem ser associados a outras características dendrométricas para identificar produtividade, estoque de biomassa e outras variáveis de interesse da vegetação (TOMPPO *et al.*, 2008). O NDVI, um índice de vegetação muito utilizado, se baseia na técnica de razão de bandas espectrais e trabalha com as bandas do vermelho e infravermelho próximo, devido ao comportamento da vegetação nas mesmas.

A krigagem é um método geoestatístico que visa estimar valores em locais não amostrados, levando em consideração a sua posição no espaço, e representar a distribuição deles em um mapa.

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a precisão de inventário em um fragmento de Cerrado *sensu stricto* estratificado com base no índice de vegetação NDVI e na Krigagem.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo corresponde a um fragmento de Cerrado *sensu stricto* da Fazenda Brejão 2, pertencente à empresa Vallourec, próximo ao município Brasilândia de Minas-MG. A vegetação local encontra-se em estágio de regeneração média, o índice de umidade foi classificado como C2 subúmido, com temperatura média de 22,84 °C, precipitação média anual de 1285,21 mm e com cambissolo como solo predominante segundo Scolforo *et al.* (2008). O fragmento possui uma área de 290,62 ha. Na projeção UTM, suas coordenadas centrais são 45°50'2" S e 16°56'45" W (Datum SAD-69, zona 23S).

A Figura 1 mostra a localização da área de estudo e o arranjo sistemático das parcelas na mesma.

Os dados utilizados para o processamento de inventário foram obtidos pela medição das parcelas, em 2005. Em cada unidade amostral, mensurou-se a circunferência a altura do peito (CAP), altura (H) de todos os indivíduos e cada indivíduo teve a sua identificação botânica. Utilizando os dados de diâmetro a altura do peito (DAP), foi calculada a área seccional para cada indivíduo, e a soma das áreas seccionais de todos os indivíduos da parcela forneceu a área basal (G), variável de interesse no processamento do inventário pelo procedimento de amostragem casual estratificada (ACE).

Para a classificação visual, a imagem da área foi obtida pelo satélite Landsat 5 TM, na órbita 219 ponto 72, com data de 09/04/2006. As bandas TM1(0,45 – 0,52 µm), TM2 (0,52 – 0,60 µm), TM3 (0,63 – 0,69 µm), TM4 (0,76 – 0,90 µm) e TM5 (1,55 – 1,75 µm) correspondem às regiões espectrais do azul, verde, vermelho, infravermelho próximo e infravermelho médio, respectivamente. E sua resolução espacial é de 30m. As imagens do satélite Landsat 5 podem ser obtidas pelo site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

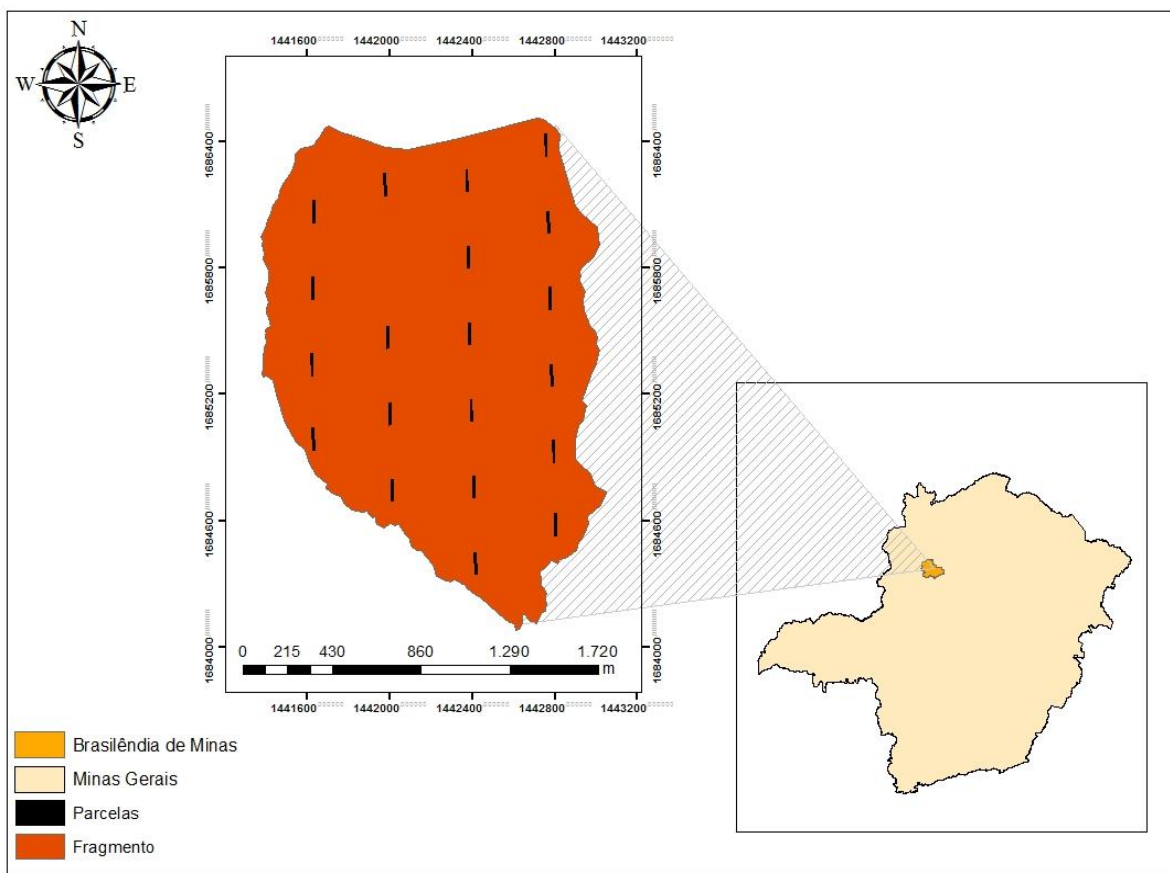


Figura 1. Localização geográfica do Fragmento da Fazenda Brejão 2.
 Figure 1. Geographic location of Fazenda Brejão 2's path.

Realizou-se a correção geométrica e, em seguida, fez-se o cálculo do índice de vegetação NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), conforme Rouse *et al.* 1974, pela seguinte equação:

$$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V}$$

Em que: IVP = valor da reflectância banda do infravermelho próximo (TM4); V = valor da reflectância na banda do vermelho (TM3).

A definição dos estratos por sensoriamento remoto foi feita pela segmentação da imagem pelo algoritmo *Multiresolution Segmentation*. Os parâmetros de escala, forma, cor, suavidade e compacidade, bem como os pesos aplicados nas bandas da imagem Landsat foram definidos após alguns testes de segmentação. Em seguida, os segmentos foram classificados visualmente em Estrato I, Estrato II e Estrato III, através da interpretação visual com base na reflectância da vegetação na imagem NDVI.

A krigagem é um interpolador geoestatístico com variância mínima e sem viés. As estimativas em pontos não amostrados leva em consideração a distância entre pontos avaliados. Aprimeira etapa para se chegar em krigagem é a análise exploratória de dados, seguida do estudo variográfico. Este estudo permite verificar o grau de correlação entre os pontos amostrados e, conseqüentemente, aplicar a técnica de krigagem. A análise e o ajuste foram feitos no software R, por meio do pacote “geoR”. O mapa de krigagem da área basal foi feito utilizando os parâmetros do modelo de ajuste e selecionado no “geoR” e as interpolações com o mapa final no Arcgis 10.1.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O resultado da segmentação está apresentado na Figura 2. Os parâmetros da segmentação definidos, após os testes foram: peso 1 para todas as bandas da imagem Landsat e peso 2 para a imagem NDVI, escala 25, forma 0,1 e compacidade 0,7. O fator de suavidade e de compacidade foram igual a 0,5.

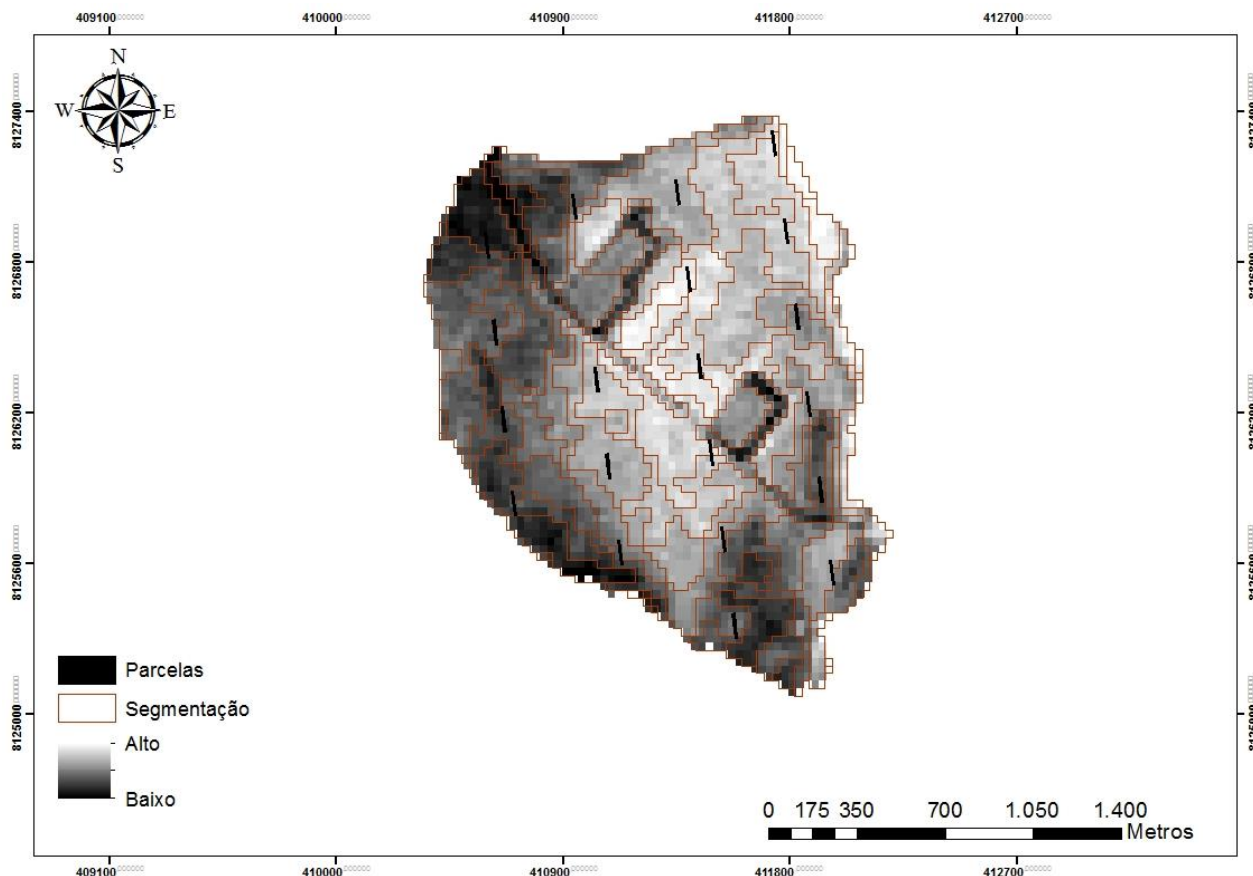


Figura 2. Imagem NDVI e sua segmentação.

Figure 2. NDVI image and its segmentation.

Os segmentos agrupados, conforme a classificação, estão representados na Figura 3. O Estrato I foi relacionado às áreas com menor cobertura vegetal e que apresenta coloração mais escura na imagem NDVI.

O Estrato II representa as áreas com vegetação de densidade intermediária, com aspecto acinzentado na imagem NDVI, enquanto o Estrato III apresenta a vegetação mais densa e, na imagem NDVI, coloração clara. É importante ressaltar que para as parcelas que caíram em dois estratos distintos utilizou-se o critério de predominância do estrato sobre a área da parcela.

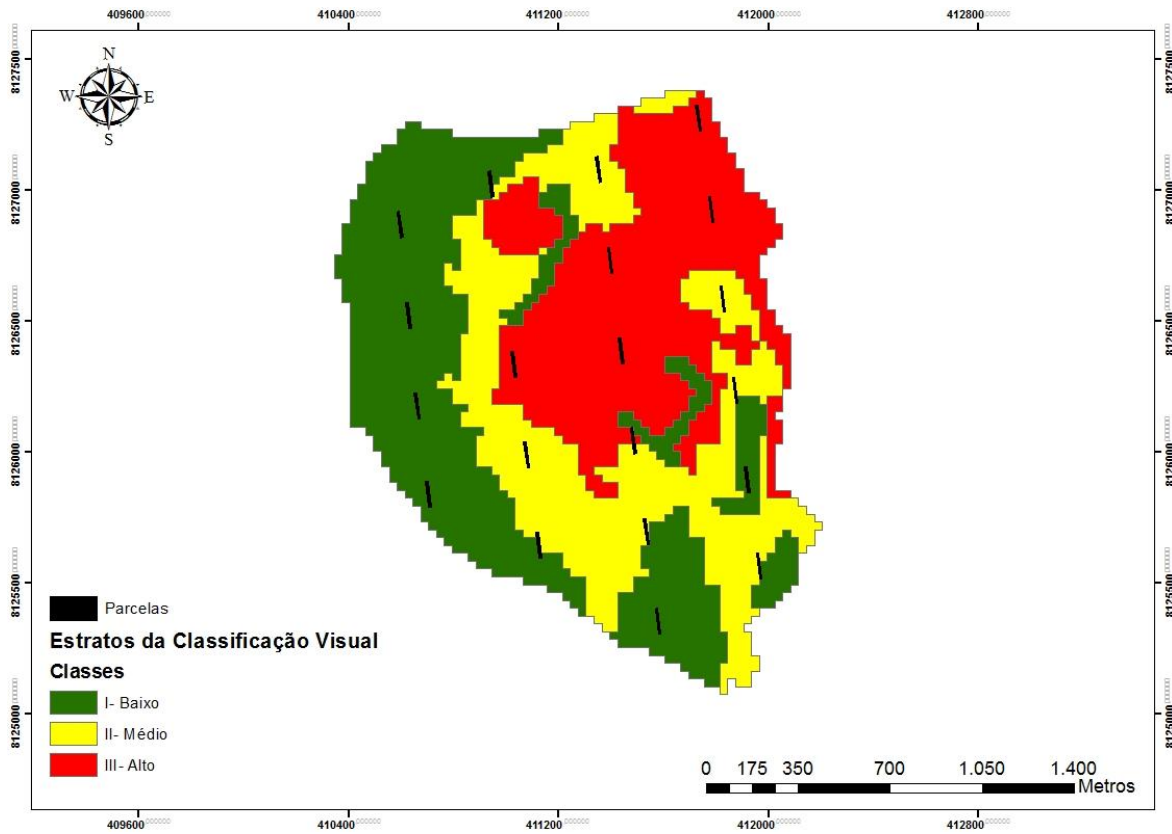


Figura 3. Estratificação do fragmento de Cerrado com base na segmentação e na classificação da imagem NDVI.

Figure 3. Stratification of the Cerrado path based on the segmentation and classification of the NDVI image.

A Figura 4 mostra o semivariograma com modelo ajustado para a variável área basal. O resultado da segmentação com base na krigagem ordinária está apresentado na Figura 5. O estrato I apresenta os menores valores de área basal, o II, valores médios, e o III os valores mais altos de área basal do fragmento.

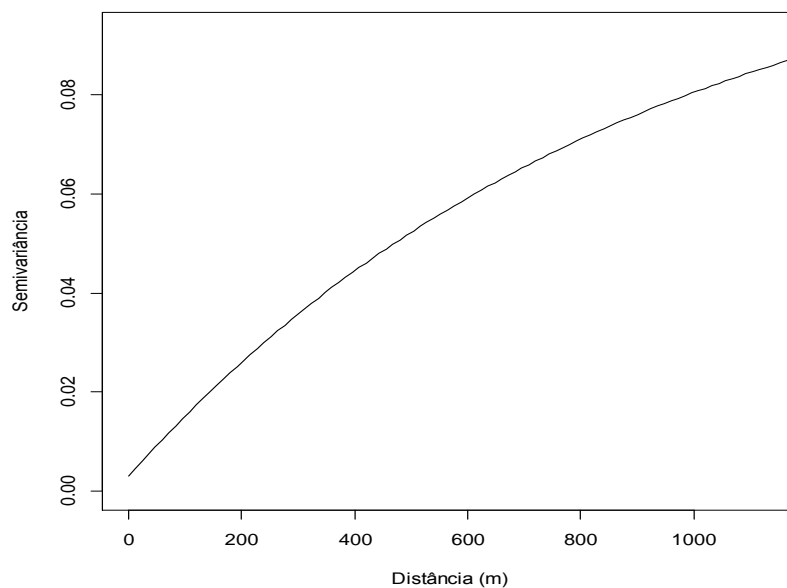


Figura 4. Semivariograma empírico e a linha do modelo selecionado para a variável área basal.

Figure 4. Empirical semivariogram and the line of the selected model for the variable basal area.

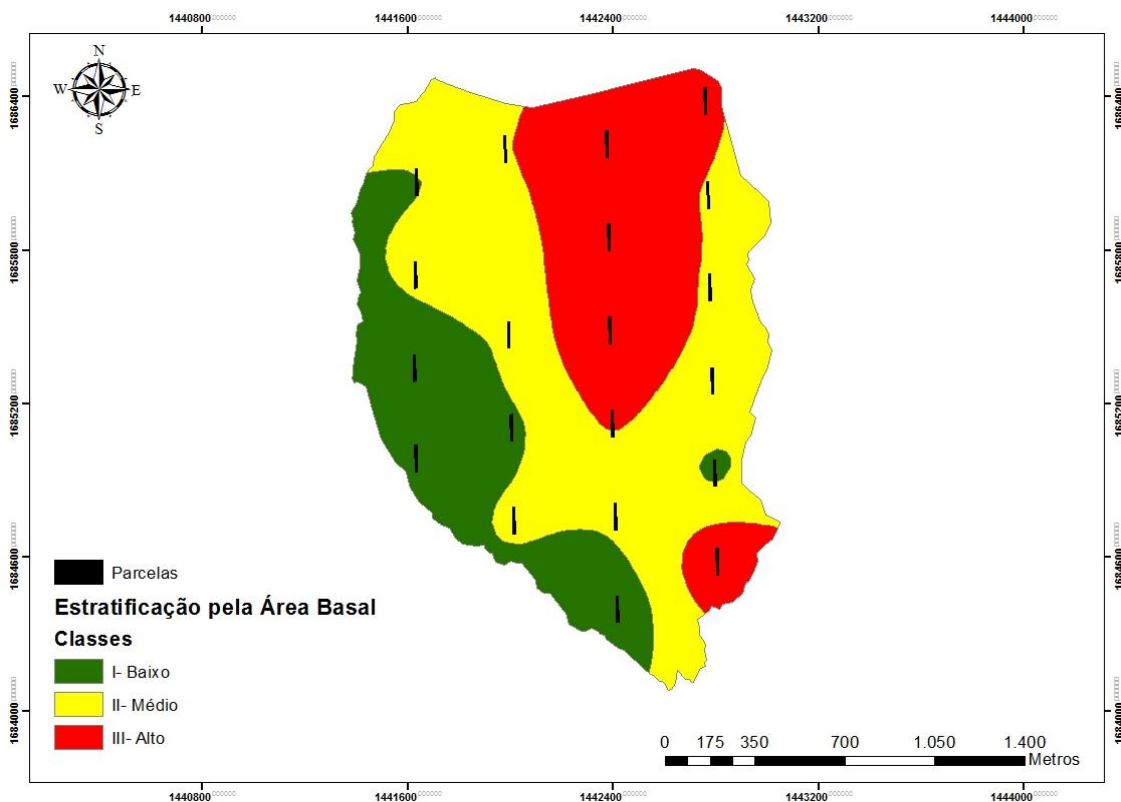


Figura 4. Estratificação do fragmento de Cerrado pela Krigagem.
 Figure 4. Stratification of the Cerrado path by Kriging.

A partir dos mapas de segmentação, o inventário foi processado através do procedimento de amostragem casual estratificada. As medidas do processamento para a variável de interesse estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Medidas estatísticas da área basal utilizando os métodos de krigagem e classificação visual.
 Table 1. Statistical measures of basal area using kriging methods and visual classification.

Método	Média (m ² /ha)	Desvio padrão	CV (%)	Erro (%)	Intervalo de Confiança (m ² /ha)
Krigagem	0,69	0,15	21,11	9,88	0,62 - 0,76
Classificação visual	0,62	0,27	43,38	20,30	0,49 - 0,75

Os valores médios de área basal estimados foram de 0,69 m²/ha pelo primeiro método, e 0,62 m²/ha pelo segundo método. O desvio padrão gerado pela krigagem foi menor do que o gerado pela classificação visual, indicando que no primeiro método, a fonte de estratificação não conseguiu controlar de forma eficiente a variabilidade da área basal.

O método mais preciso para este estudo foi a krigagem, visto que este apresenta um erro menor (9,88%) em comparação ao erro obtido pela segmentação (20,30%). Esta precisão também é verificada na amplitude do intervalo de confiança apresentado no processamento dos dados.

A krigagem foi o estratificador mais preciso, fato este que pode ser justificado por a krigagem se basear na própria característica de interesse na definição dos estratos. Além de ser um interpolador geoestatístico, ou seja, leva em consideração o posicionamento das amostras no espaço ao realizar a estimativa para locais não amostrados. Além disso, a correlação entre o comportamento da vegetação no NDVI e a área basal foi baixa. Esta baixa correlação teve impacto na qualidade da estratificação gerada pelo NDVI. Assim, não houve ganhos expressivos na precisão nesta estratificação.

CONCLUSÕES

O estratificador que obteve o melhor desempenho foi o da krigagem, pois apresentou menor erro de inventário tornando-o mais preciso do que o da segmentação visual. Ressalva-se que o índice NDVI por si só, pode ter sido influenciado pelo solo, onde a vegetação é menos densa, o que atrapalhou a divisão dos estratos.

Contudo, essa situação pode ser revertida se outros índices de vegetação forem avaliados junto ao NDVI, se confirmada uma correlação entre eles, afim de se obter resultados de classificação mais precisos.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, L.H.V. *et al.* Desempenho da estratificação em um fragmento de cerrado stricto sensu utilizando interpolador geoestatístico. *Cerne*, Lavras, v. 18, p. 675-681, 2012.

ALVARENGA, L.H.V. *Imagens de alta resolução e geoestatística na estratificação da fisionomia cerrado para inventários florestais*. 2012. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

CURRAN, P.J. *Principles of remote sensing*. London: Longman, 1985, 282 p.

GUEDES, I.C. de L. *et al.* Técnicas geoestatísticas e interpoladores espaciais na estratificação de povoamentos de Eucalyptus sp. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 22, n. 3, p. 541-550, 2012.

KANEGAE, H. Avaliação de sistemas de inventários sucessivos e dos interpoladores espaciais como instrumento de estratificação de povoamentos clonais de eucalyptus SP. Lavras, 2007. 131 p.

KANEGAE JÚNIOR, H. *et al.* Avaliação da continuidade espacial de características dendrométricas em diferentes idades de povoamentos clonais de Eucalyptus sp. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 859-866, 2007.

SCOLFORO, J. *et al.* (Ed.). *Inventário florestal de Minas Gerais: Cerrado*. Lavras, MG: Editora UFLA, 2008.

SCOLFORO, J.R.S.; MELLO, J.M. *Inventário Florestal*. Lavras: UFLA – FAEPE, 1997. 344 p.

MELLO, J.M. *Geoestatística aplicada ao Inventário Florestal*. Tese de Doutorado, ESALQ/USP, Setembro de 2004.

SILVA, S.T. *et al.* Estratificação de fragmentos florestais de cerrado sensu strictu baseada em imagens orbitais LandSat destinada ao inventário florestal. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009. Natal. *Anais do XIV simpósio de Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, 2009. p. 3065-3070.

ROUSE, J.W. *et al.* Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation, NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, p. 371.

TOMPPO, E. *et al.* Combining national forest inventory field plots and remote sensing data for forest databases. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 1982-1999, 2008.

ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE BIOMASSA ARBÓREA E CARACTERÍSTICAS ESPECTRAIS EM UMA FLORESTA QUEIMADA NA AMAZÔNIA

ANALYSIS OF THE RELATIONSHIP BETWEEN SPECTRAL CHARACTERISTICS AND TREE BIOMASS OF A BURNED FOREST IN THE AMAZON

Letícia K. Fernandes¹, Camila V. J. Silva¹, Rodrigo N. Sousa¹, Luiz E.O.C. Aragão¹, Liana O. Anderson^{2, 1}, Rodrigo N. Sousa^{2, 1}, Bruno S. Castro³, Marcos A. S. Scaranello³

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 – São José dos Campos, SP, Brasil, leticia_kirsten@hotmail.com, camilas@dsr.inpe.br, rodrigonunessousa@gmail.com, laragao@dsr.inpe.br.

² Environmental Change Institute, University of Oxford, Oxford, OX1 3QY, UK, liana.anderson@gmail.com

³Instituto Centro de Vida – ICV, Escritório de Alta Floresta - Avenida Ariosto da Riva, 3473, 78580-000 Setor A, Alta Floresta - MT, Brasil, bruno.castro@icv.org.br

³Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, CP 6109, 13083-867Campinas-SP, Brasil, masscaranello@gmail.com.

RESUMO

Neste trabalho foram analisadas mudanças estruturais e espectrais entre uma floresta Ombrófila Densa afetada por fogo em 2005 e uma área controle. Na área de estudo, localizada no norte do Mato Grosso, foram realizados dois inventários florestais (2009 e 2011) em cada uma das parcelas permanentes de 1 ha. Foram medidos todos os indivíduos com diâmetro acima do peito (DAP) ≥ 10 cm. A biomassa arbórea seca acima do solo (BAS) foi calculada para avaliar a dinâmica florestal. A reflectância de superfície foi obtida das imagens LANDSAT 5 referentes aos anos de 2009 e 2011. As imagens foram registradas, corrigidas para remover os efeitos da atmosférica e normalizadas radiometricamente. A parcela queimada (PQ) apresentou perda de biomassa aproximadamente 4 vezes maior que a parcela controle (PC) devido a mortalidade de indivíduos com DAP $> 80,1$. Para os dois anos analisados a reflectância média nas bandas 4 e 5 foi significativamente maior em PQ que em PC. O aumento da reflectância nas bandas 4 e 5 na PQ podem estar ligados ao processo de regeneração após o fogo, que, possivelmente, promoveu o desenvolvimento de um dossel mais homogêneo devido ao recrutamento de indivíduos arbóreos de crescimento rápido, aumentando o espalhamento múltiplo da radiação e consequente elevando o platô no infravermelho próximo e médio. Além disso, a menor reflectância nas bandas 4 e 5 observadas em 2011 em relação a 2009 nas duas áreas pode estar relacionado com a seca de 2010, causando redução do espalhamento dentro do dossel devido a perda e seca de folhas.

Palavras-chave: Floresta Amazônica, queimadas, anomalias de precipitação, biomassa acima do solo, LANDSAT 5.

ABSTRACT

In this work, structural and spectral changes in the Amazon Rain Forest were analyzed by comparing a fire affected area and a control throughout the period 2009-2011. The study area is located in northern Mato Grosso state in Brazil. Forest inventory was conducted in two permanent plots comprising 1 ha each. All individuals with diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm were measured. The above ground dry tree biomass (BAS) was calculated to assess forest dynamics. The surface reflectance was obtained using 2009 and 2011 LANDSAT 5 data. Image preprocessing included registration, atmospheric correction and radiometric normalization. The biomass loss in the burned plot (PQ) was 4 times greater than in the control plot (PC) due the mortality of individuals with DBH $> 80,1$. The mean reflectance of bands 4 and 5 was significantly higher in PQ than PC for both years. The spectral response increase in bands 4 and 5 in PQ may be linked to regeneration process after fire, which can lead to a more homogenous canopy due to the recruiting of fast growing trees, increasing multiple scattering and consequently raising the near and shortwave infrared plateau. Moreover, the lower reflectance in bands 4 and 5 observed in 2011 in relation to 2009 in both sites may be related to the 2010 drought, causing reduction of the scattering inside the canopy due to leaf loss and drying.

Keywords: Amazon forest fires, rainfall anomalies, aboveground biomass, LANDSAT 5.

INTRODUÇÃO

Com o aumento das taxas de ocupação e desenvolvimento na Amazônia, a ocorrência de focos de queimadas antrópicas se acentua (SCHROEDER *et al.* 2009). Estimativas da extensão anual das áreas florestais danificadas por queimadas na Amazônia permanecem incertas devido a dificuldades de separar a queima de outros tipos de danos florestais em dados de satélite (MORTON, *et al.* 2011). Na porção norte do estado do Mato Grosso, predominam as queimadas com finalidade de desflorestamento, sobretudo, nos municípios localizados nas regiões de fronteiras agrícolas (NEPSTAD *et al.*, 1999).

Segundo Salati e Vosep (1984) os principais efeitos do fogo nos processos ecológicos de florestas tropicais estão relacionados com as perdas dos estoques de biomassa, assim como as alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes. Queimadas de sub-bosque na Amazônia alteram a estrutura da floresta, composição de espécies, e a probabilidade de perturbação no futuro (MORTON, *et al.* 2011). Os incêndios florestais durante anos de seca tendem a liberar carbono em quantidade similar aos desmatamentos, às duas práticas combinadas podem resultar em uma perda de C equivalente em magnitude ao sumidouro de carbono estimado para as florestas amazônicas não perturbadas (0,45 Gt C) (ARAGÃO e SHIMABUKURO, 2010).

Através de ferramentas e dados do sensoriamento remoto alguns trabalhos buscaram realizar estimativas de áreas queimadas na Amazônia, bem como avaliar o impacto do fogo nas áreas de floresta em termos de emissões por queima de biomassa (ARAGÃO *et al.*, 2008; MORTON *et al.*, 2011; OLIVERAS *et al.*, 2014). Uma das maiores vantagens do sensoriamento remoto é a habilidade de gerar imagens de áreas extensas e remotas, múltiplas vezes e assim quantificar as mudanças em escala local e regional (ROBERTS, 2003).

O uso dos sensores ópticos, como o TM a bordo do Landsat, possibilita através da assinatura espectral dos alvos, conhecer as características intrínsecas a estes. No contexto das florestas queimadas é importante identificar sua resposta espectral, a fim de estabelecer relações entre o nível de degradação dessas florestas e os dados derivados de sensores remotos. Para isso, deve ser realizada a medição e monitoramento de longo prazo das variáveis biofísicas das áreas de floresta tropical afetadas por fogo, de forma que seja possível acompanhar os efeitos observados em campo através das imagens de satélite. Este entendimento é crucial para permitir a quantificação dos danos das queimadas na estrutura e estoques de carbono em florestas tropicais a partir da análise de dados provenientes dos sensores remotos.

Neste trabalho, portanto objetivamos avaliar duas áreas em floresta Ombrófila Densa no norte do estado de Mato Grosso, sendo uma controle e uma afetada pelo fogo de forma a quantificar mudanças estruturais e espectrais nestas áreas em dois anos (2009 e 2011).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Lote Cristalino (9°35'49"S e 55°37'54"W) localizado no município de Novo Mundo - MT, compreendendo uma área de 670 ha. O clima é do tipo Equatorial Continental com duas estações bem definidas, verão chuvoso e inverno seco e quatro a cinco meses secos (maio a setembro). O tipo de solo predominante da região é o Argilossolo Vermelho - Amarelo Álico. A Floresta Ombrófila Densa Submontana (Mata de terra firme) é a principal fitofisionomia. São florestas altas, com altura média entre 25 a 35 m e árvores emergentes com até 50m (CARVALHO *et al.*, 2010).

Dados de campo

O inventário florestal foi realizado em duas parcelas permanentes de 1 ha cada, entre o período de março de 2009 a abril de 2011. Uma parcela foi instalada em uma área em processo de regeneração natural após um evento de queimada ocorrido no ano de 2005 (Parcela Queimada- PQ). A outra parcela foi instalada em uma

área preservada (Parcela Controle - PC) adjacente a PQ (Figura 1). Cada parcela permanente foi subdividida em 25 subparcelas de 400 m² (20 x 20 m). Todos os indivíduos com o diâmetro a altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm foram inventariados no ano de 2009. O DAP dos indivíduos sem irregularidade no tronco foi medido, com auxílio de fita diamétrica, na altura do peito (1,30m), enquanto os indivíduos com raízes tabulares ou outras irregularidades foram medidos logo acima dessas irregularidades. Os indivíduos foram marcados com placas de alumínio implantadas a 1,60 m ao nível do solo.

No ano de 2011 todos os DAP dos indivíduos foram remeidos. Neste segundo inventário, foi realizada uma varredura cuidadosa para registro do número de indivíduos mortos (mortalidade) e os indivíduos que alcançaram DAP \geq 10 cm foram incluídos como recrutas. Os indivíduos foram considerados mortos quando apresentaram sinais de deterioração aparente ao longo de todo o fuste, troncos sem copa ou rebrotas.

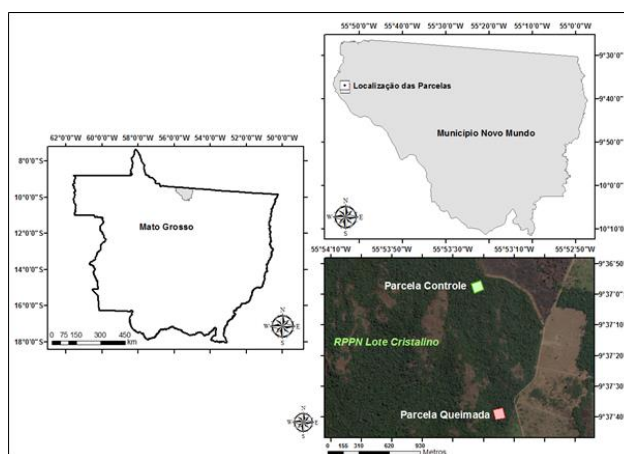


Figura 1. Localização das Parcelas Permanentes área queimada (PQ) e controle (PC) - RPPN Cristalino – MT, Brasil.

Figure 1. Permanent plots in a burned area (PQ) and in a control area (PC) in - RPPN Cristalino -MT state, Brazil.

Após a coleta de dados em campo a biomassa arbórea seca acima do solo (BAS), em toneladas por hectare (ton/ha), excluindo os dados de palmeiras, foi calculada segundo a equação proposta por Nogueira *et al* (2008). Em ambas as áreas foi também calculado o incremento de biomassa dos indivíduos vivos, a mortalidade e o recrutamento da população.

Dados de Sensoriamento Remoto

As imagens LANDSAT 5 TM utilizadas foram adquiridas através da base *U. S. Geological Survey* (USGS), com nível de correção L1T (*Standard Terrain Correction*). As datas de aquisição foram 12/07/2009 e 18/07/2011, ambas com órbita ponto (227/067).

Uma série temporal de precipitação pluviométrica (mm/ mês) compreendendo o período de 2000 a 2013 foi utilizada para avaliar possíveis condições anômalas de chuva que pudessem estar relacionadas a mudanças espectrais identificadas. Para esta análise foram utilizados dados da missão TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*) disponibilizados através da plataforma web (FREITAS *et al.*, 2011) do Laboratório de Sensoriamento Remoto aplicado a Agricultura e Floresta (LAF – INPE).

Correção geométrica

O nível de correção L1T das imagens Landsat fornece correção sistemática geométrica incorporando pontos

de controle e modelo de elevação digital (DEM). Entretanto, foi necessário realizar o registro das imagens com base em uma imagem ortorretificada GeoCover com data de aquisição em abril de 2001. Todo o processamento das imagens foi realizado com uso do software ENVI 4.8. No registro das duas imagens (2009 e 2011), foram selecionados 25 pontos de controle com RMS (Root Mean Square) médio de 0,58 e 0,57 respectivamente entre a imagem ortorretificada GeoCover e a imagem a ser registrada. O método de ajuste polinomial de primeiro grau com reamostragem pelo vizinho mais próximo foi utilizado mantendo a resolução espacial de 30m.

Correção atmosférica e Normalização Radiométrica

A importância da aplicação do modelo está na busca da correlação dos valores de reflectância com os parâmetros biofísicos da vegetação. A correção atmosférica consiste na correção da radiância do sensor para reflectância de superfície, cujo objetivo é a redução dos efeitos atmosféricos nas imagens. Para essa correção foi utilizada o módulo FLAASH que incorpora a modelo de transferência radiativa MODTRAN4 (MATTHEW *et al.*, 2000). Nesse processamento foi utilizada somente a imagem do ano de 2009, tendo em vista que a mesma foi utilizada como referência na etapa de normalização radiométrica para correção da imagem de ajuste (2011).

O procedimento de normalização radiométrica objetivou remover a influência de variações não lineares de sensibilidade dos detectores correspondentes às distintas bandas LANDSAT 5 ao longo do tempo, da geometria de iluminação e das condições atmosféricas. Nesta etapa utilizamos o software ENVI 4.8, extensão iMAD (*iteratively re-weighted Multi-variate Alteration Detection*) (CANTY e NIELSEN, 2008). Esta técnica seleciona alvos (pixels) nas imagens de referência e de ajuste considerados como pseudo-invariantes, e através de uma transformação linear por regressão entre as bandas normaliza a imagem ajuste (2011) com base na imagem referência (2009).

Foi estabelecido o delineamento amostral dos pixels, tal que polígonos foram definidos como regiões de interesse (ROI) com 25 pixels cada, correspondendo ao formato das parcelas instaladas. Essa metodologia foi adotada com objetivo de amostrar na imagem a mesma área amostrada em campo. Entretanto devido ao tamanho do pixel (30 x 30 m), a ROI sobrepôs e excedeu as dimensões da parcela.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estrutura e dinâmica da vegetação

No inventário de 2009 a densidade de indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm na Parcela Controle (PC) foi de 506 indivíduos e a Biomassa Arbórea Seca acima do solo (BAS) total de 218,60 ton/ha, enquanto na Parcela Queimada (PQ) esses valores foram de 519 indivíduos e 191,35 ton/ha. No segundo inventário, a PC totalizou 525 indivíduos e 226,12 ton/ha de BAS enquanto a PQ totalizou 537 indivíduos e uma BAS de 186,61 ton/ha. Em geral, a PC apresentou maiores valores de BAS em comparação a PQ e essa diferença foi maior nas classes com maiores DAP ($>75,0$ cm) (Figura 2). Entre os anos de 2009 e 2011, indivíduos com DAP a partir de 80,1 cm perderam maior BAS total na PQ em comparação com a PC.

O impacto do fogo pode ter sido mais severo durante os primeiros anos nos indivíduos menores, na classe de DAP até 45 cm, contudo a longo prazo observou-se um efeito maior em indivíduos com DAP acima de 45,0 cm. Em 2009, não foi observado diferença na BAS da PQ em relação a PC, porém em 2011 essa diferença emergiu, indicando que provavelmente a ocorrência de cicatrizes, causadas pelo fogo, nos fustes acarretou maior susceptibilidade a fitopatógenos ao longo do tempo e maior mortalidade dos indivíduos de grande porte. Barlow *et al.* (2003) relataram que nos primeiros anos após o fogo, a densidade de árvores mortas é elevada em indivíduos com menores DAP e biomassa, porém três anos após o fogo, essa densidade de árvores mortas eleva-se nas classes com maiores DAPs (≥ 50 cm), elevando substancialmente a perda de biomassa a longo do tempo decorrente de incêndios florestais anteriores.

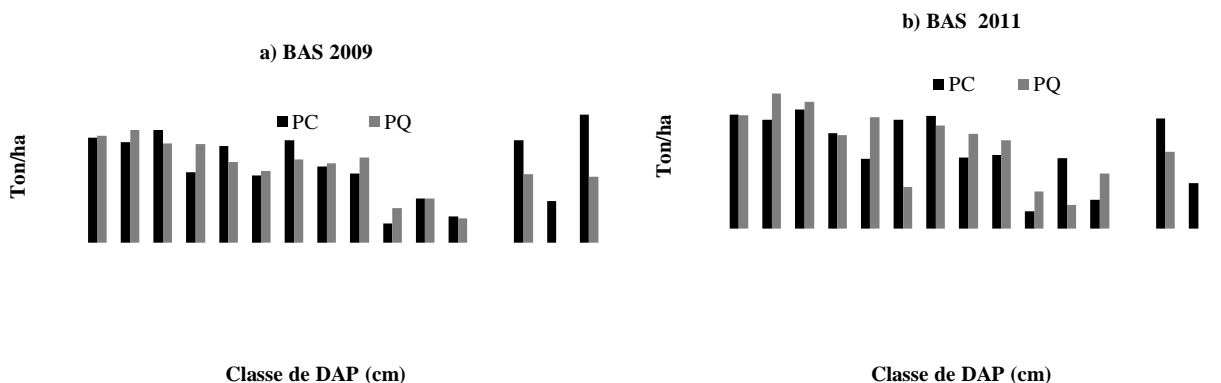


Figura 2. Biomassa (BAS) por classe de diâmetro: a) em 2009; b) em 2011.

Figure 2. Biomass (BAS) for diameter class: a) in 2009; b) in 2011.

A PQ também apresentou menor incremento e uma equidade nos valores de BAS por recrutamento. Contudo, apresentou mortalidade superior a PC, refletindo no balanço final, que demonstra menor acúmulo de biomassa (biomassa líquida) na PQ em relação a PC (Figura 3). O incremento em diâmetro depende do tamanho, onde árvores pequenas geralmente crescem mais lentamente que árvores grandes (BRIENEN *et al.*, 2006). Os mesmos autores, discutem que a dependência de tamanho, o incremento em diâmetro pode estar primariamente relacionado com a disponibilidade de luz. Desta forma, o fogo parece influenciar no crescimento das árvores, prejudicando o incremento de biomassa, porém não interfere no recrutamento de novos indivíduos.



Figura 3. Balanço da biomassa em ton/ha nas parcelas PQ e PC entre os anos de 2009 e 2011.

Figure 3. Balance of biomass in Ton/ha in burned (PQ) and control plots (PC) between the years 2009 and 2011.

Reflectância de superfície

As correções atmosféricas e normalização radiométrica das imagens foram bem sucedidas para as bandas B2 a B7, mostrando assinatura espectral coerente com o esperado para os alvos presentes na cena. Entretanto a banda B1, de maior sensibilidade às condições atmosféricas e de menor importância no estudo da vegetação, não apresentou resultado satisfatório e, portanto foi excluída da análise. Em 2011 foi observado que a floresta apresentou menor reflectância na banda do infravermelho próximo (B4), e nesse caso o esperado é que haja maior reflexão na faixa do visível (B2 e B3).

Embora tenham sido observadas diferenças entre PQ e PC entre os anos nas bandas B5 e B7, a maior diferença foi observada na banda B4. Tendo em vista que B4 é a banda de maior resposta da vegetação, há um indício da sensibilidade dos dados espectrais às alterações causadas na floresta pelo fogo. As curvas espectrais mostram que o maior valor de reflectância se refere à área da PQ em 2009, e o menor valor à PC em 2011. Para os dois anos analisados, foi observado que a reflectância média em PQ é maior que em PC.

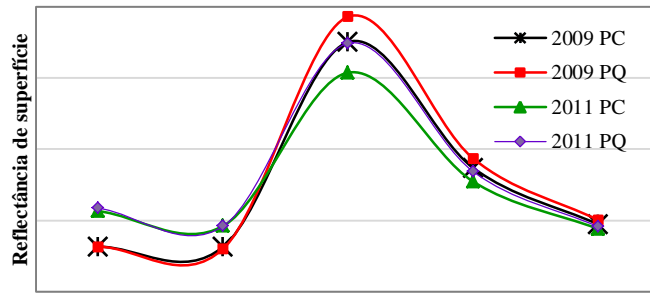


Figura 4. Curvas espectrais compreendendo a faixa de 0,569 a 2,223 μm das parcelas de controle (PC) e com registro de queimada (PQ) nos anos de 2009 e 2011.

Figure 4. Spectral curves comprising the range from 0.569 to 2.223 μm of control (PC) and burned plots (PQ) in the years 2009 and 2011.

Foram selecionadas as bandas B3, B4 e B5 para análise estatística por haver melhor caracterização da vegetação nessas faixas espectrais. As parcelas PQ e PC apresentaram reflectância média significativamente diferente nos dois anos, com exceção da banda B3 (Figura 5). De acordo com o que foi constatado com os dados de campo, houve maior mortalidade e conseqüentemente maior perda de biomassa dos indivíduos de grande DAP (árvores emergentes) na parcela PQ. Isso pode ser um indicativo de que há maior contribuição dos indivíduos de menor DAP (árvores de dossel ou sub-bosque) na resposta espectral da PQ, considerando que a abertura de clareiras beneficiou o crescimento e produção de folhas novas desses indivíduos. Existe maior brotamento de galhos em áreas queimadas e com recorrência de fogo (BALCH, *et al.* 2013), sendo esta a possível causa do aumento significativo observado na reflectância das bandas B4 e B5 e diminuição da reflectância na banda B3.

Em termos de reflectância na banda B3, foi observado valores médios significativamente maiores para as parcelas em 2011 (Figura 5). Nas bandas B4 e B5, a reflectância das parcelas em 2011 foi significativamente menor que em 2009. Este resultado sugere menor resposta fotossintética da vegetação no ano de 2011, o que pode estar relacionado ao evento de seca ocorrido em 2010.

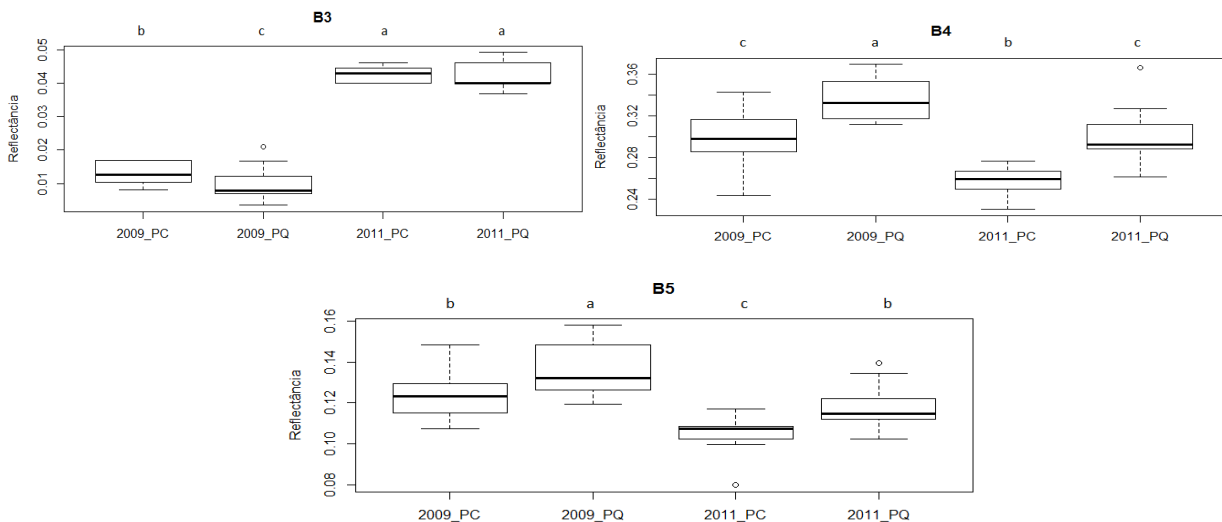


Figura 5. Testes de média ($\alpha = 0,05$) da reflectância de superfície nas bandas B3, B4 e B5 para as parcelas queimadas (PQ) e parcelas controle (PC) nos anos de 2009 e 2011.

Figure 5. Superficial reflectance boxplot of spectral bands B3, B4 and B5 in the burned plot (PQ) and control plot (PC) for 2009 and 2011.

Uma análise de anomalia de precipitação (Figura 6) mostra que 2010 foi um ano com maior anomalia negativa que 2008 no período da seca, indicando que a seca de 2010 por ter sido mais severa e afetou a vegetação alterando a resposta espectral observada em 2011. Da mesma forma, estudos mostram que eventos de seca como a que ocorreu em 2005 causaram alterações na estrutura e umidade do dossel florestal, sendo os efeitos persistentes e responsáveis por mudanças na resposta espectral relacionadas ao stress hídrico (SAATCHI *et al.*, 2013). É razoável, portanto, que uma menor complexidade do dossel tenha diminuído o efeito aditivo das reflexões nas bandas B4 e B5.

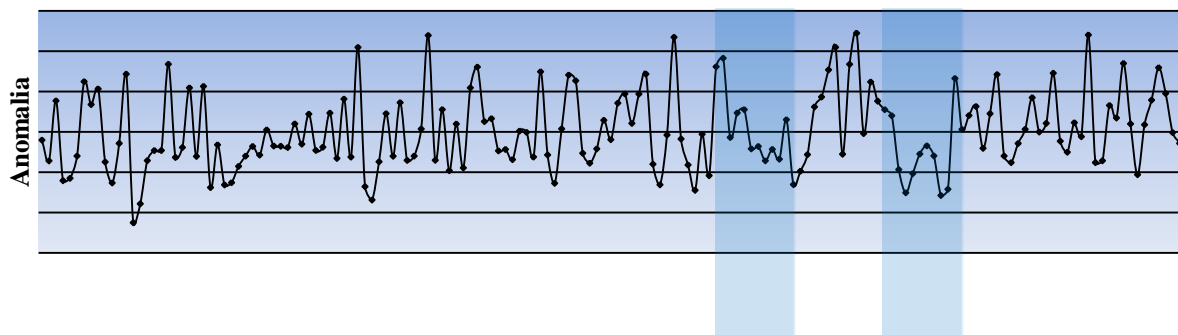


Figura 6. Anomalia da precipitação (mm) para o período de 2000 a 2013, com destaque para os anos 2008 e 2010 anteriores á aquisição das imagens sob análise.

Figure 6. Rainfall anomalies (mm) for the period 2000-2013, with emphasis on the years 2008 and 2010 prior to the acquisition of the images under analysis.

CONCLUSÕES

O fogo afetou a dinâmica florestal aumentando a perda de biomassa com a mortalidade dos indivíduos da maior classe de diâmetro. A partir dos dados de sensoriamento remoto identificaram-se alterações significativas entre as áreas e entre os anos. As bandas 3, 4 e 5 do sensor Landsat obteve maior sensibilidade às alterações causadas na floresta pelo fogo. O aumento das respostas espectrais nas bandas B4 e B5 podem estar ligados à abertura do dossel e maior aporte de luz que beneficiou o crescimento e produção de folhas novas em indivíduos com menor DAP em PQ. E a menor reflectância nas bandas B4 e B5 observado no ano de 2011 pode estar relacionado à maior anomalia negativa de precipitação em 2010. Tendo em vista que os efeitos do fogo compreendem mudanças no ciclo do carbono assim como na estrutura e dinâmica das florestas, faz-se necessário a realização de estudos em curto e longo prazo. Da mesma forma é importante que estes efeitos sejam analisados em áreas de floresta primária e de sucessões secundárias ao longo do gradiente amazônico, considerando que as consequências podem ser distintas devido à variabilidade ambiental. Neste contexto se torna fundamental o uso do sensoriamento remoto associado a dados climáticos e de uso e ocupação do solo.

REFERÊNCIAS

- ARAGÃO, L.E.O.C. *et al.* Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, v. 363, n. 1498, p. 1779-85, 2008.
- ARAGÃO, L.E.O.C.; SHIMABUKURO, Y.E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. in Science v. 328, p. 1275, 2010;
- BALCH, J.K. *et al.* Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, v. 368, n. April, 2013.

- BARLOW, J. *et al.* Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires Ecology Letters, v.6 p. 6-8, 2003.
- BRIENEN, *et al.* Autocorrelated growth of tropical forest trees: Unraveling patterns and quantifying consequences. Forest Ecology and Management Série 237 Science Direct, p. 179-190, 2006.
- CANTY, M.J.; NIELSEN, A.A. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery with the iteratively re-weighted MAD transformation. Remote Sensing of Environment, v. 112, p. 1025-1036, 2008.
- CARVALHO, A. da R. *et al.* Plano de manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Lote Cristalino. Alta Floresta, MT: Fundação Ecológica Cristalino, , 1º Ed. Red. p. 11-22, 2010.
- FREITAS, R.M. *et al.* Virtual laboratory of remote sensing series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. Journal of Computational Interdisciplinary Sciences, 2:57-64. 2011. no prelo. (<http://epacis.org/jcis.php>).
- LIMA, A. *et al.* Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. Applied Geography, v. 34, p. 239-246, 2012.
- MATTHEW, M.W. *et al.* Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. Proceedings of SPIE, v. 4049, p. 199-207, 2000.
- MORTON, D.C. *et al.* Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. Remote Sensing of Environment, v. 115, n. 7, p. 1706-1720, 2011.
- NEPSTAD, D.C. *et al.* Floresta em chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia. Brasília: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, p. 202, 1999.
- NOGUEIRA, E.M. *et al.* Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. Forest Ecology and Management V. 17, p. 10, 2008.
- OLIVERAS, I. *et al.* Application of remote sensing to understanding fire regimes and biomass burning emissions of the tropical Andes. Global Biogeochemical Cycles, v. 28, n. 4, p. 1-17, 2014.
- ROBERTS, D. Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazônia. Remote Sensing of Environment, v. 87, n. 4, p. 377-388, 2003.
- SAATCHI, S. *et al.* Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 110, n. 2, p. 565-70, 2013.
- SALATI, E.; VOSEP, B. 1984. Amazon Basin: a system in equilibrium. Science 225: 129-138.
- SCARANELLO, M.A. da S. Dinâmica da comunidade arbórea de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e de Restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. Dissertação (Mestre em Ciências - área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- SCHROEDER, W. *et al.* A Distribuição Espacial e Variabilidade Interanual do Fogo na Amazônia. Amazônia e Mudança Global Série 186 de Monografias Geofísicas da American Geophysical Union. 2009.

ANÁLISE DA SUSCEPTIBILIDADE A INCÊNDIOS FLORESTAIS NA BACIA DO RIO BANANAL, SALINAS-MG, POR MEIO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

FOREST-FIRE SUSCEPTIBILITY ANALYSIS IN BANANAL RIVER BASIN, SALINAS – MG, THROUGH VEGETATION INDICES

Hugo Henrique Cardoso de Salis¹, Cecília Cristina Almeida Mendes¹, Ronaldo Medeiros dos Santos¹

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas – *Campus* Salinas, Fazenda Varginha, km 02, Rodovia Salinas/Taiobeiras – Salinas-MG. CEP: 39560-000, hugo_henrique001@hotmail.com

RESUMO

O objetivo principal do trabalho foi realizar uma análise da susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, Salinas-MG, por meio de índices de vegetação. A metodologia considerou os fatores vegetação/tipo de floresta, declividade e altimetria, sendo desenvolvida em quatro etapas principais, a saber: i) Cálculo dos índices de vegetação; ii) análise hierárquica de fatores com atribuição de pesos conforme sua influencia na propagação de incêndios florestais (SAATY, 1980); iii) operação de álgebra entre os mapas temáticos obtidos; e iv) avaliação das limitações e/ou potencialidades de cada índice de vegetação no mapeamento realizado. Observou-se nos resultados que a predominância das classes de susceptibilidade apresentou-se distinta para cada tipo de índice de vegetação. No CTVI e NDVI destacou-se a susceptibilidade Moderada, representando 30% e 29% da área, respectivamente; no RVI, destacou-se a susceptibilidade Muito baixa com 28% da área; já no SAVI sobressaiu a classe de susceptibilidade Alta, representando 28% da Bacia do rio Bananal. Nas condições vegetais predominantes de estudo (Mata Seca), o índice que apresentou o melhor desempenho foi o SAVI, devido a sua potencialidade de valorizar a ocorrência de áreas de pastagens e áreas de vegetação seca e senescente, minimizando os efeitos de solo no sinal espectral da vegetação.

Palavras-chave: Incêndios florestais, sensoriamento remoto, índices de vegetação, geoprocessamento.

ABSTRACT

The objective of this work was to analyze forest-fire susceptibility in the Bananal river basin, Salinas-MG, through vegetation indices. The methodology considered the vegetation / forest type, slope and altimetry factors, developed in four stages: i) vegetation index compute; ii) forest-fires spread factors weighting (SAATY, 1980); iii) thematic mappings generation by map algebra; and iv) limitations and/or potential assessment of the tested vegetation index. The results showed different susceptibility levels as a function of the used vegetation index. In CTVI and NDVI stood out to moderate susceptibility, representing 30% and 29% of the area, respectively; the RVI, stood out Very low susceptibility with 28% of the area; SAVI has excelled in the class of high susceptibility, representing 28% of the Bananal River Basin. In the predominant vegetation class (semideciduous forest), the SAVI index showed best performance, due to its potential to enhance the occurrence of pastures and areas of dry and senescent vegetation, minimizing the effects of the soil in the vegetation spectral response.

Keywords: Forest-fire, remote sensing, vegetation index, geoprocessing.

INTRODUÇÃO

Desde a pré-história o homem utiliza o fogo para desbravar terrenos e manejar ambientes agrícolas e, com isso, extensas áreas de florestas foram e vêm sendo consumidas desde então. No entanto, é crescente o nível de consciência conservacionista, motivo pelo qual ações de planejamento e proteção de áreas naturais vêm sendo integradas para a manutenção da qualidade de vida e do meio ambiente, catalisando a formação e a mobilização de recursos humanos, como Engenheiros Florestais, e o desenvolvimento de ferramentas de

apoio às referidas ações (MIRANDA, 2007). Neste contexto, o Sensoriamento Remoto têm sido frequentemente utilizado em estudos de prevenção e combate a incêndios florestais. Essa ferramenta possibilita visualizar o arranjo espacial e as características fenológicas das áreas, facilitando a tomada de decisão quanto à distribuição de recursos e equipamentos destinados a prevenção e supressão do fogo (SOARES, 2007).

Estudos utilizando metodologias que permitem associar os fatores ambientais de uma região com incêndios florestais são importantes, pois possibilitam o mapeamento de riscos desses incêndios ao qual a área está propensa, em função da sensibilidade dos fatores analisados em relação ao fogo (SMITH, 1999). Alguns desses fatores ambientais podem ser sintetizados por índices de vegetação.

Os índices de vegetação tratam-se de medidas quantitativas, baseadas nos valores numéricos dos pixels da imagem e no contraste entre as respostas espectrais da vegetação na região do vermelho e do infravermelho. São indicadores sensíveis da quantidade e da condição da vegetação verde, variando conforme o tipo, densidade e umidade, dentre outros.

Neste sentido, o objetivo principal do presente trabalho foi realizar uma análise da susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, por meio de índices de vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudos abrangeu a Bacia do rio Bananal, situada no município de Salinas-MG (Figura 1), nas coordenadas de 16°13'22" a 15°04'24" de latitude sul e 42°16'26" a 41°55'33.7" de longitude oeste, com área de aproximadamente 42,5 km² e altitude média em torno de 500 m. Fisionomicamente, a região está inserida entre os domínios dos biomas Cerrado e Caatinga, com forte influência da Floresta Estacional Decidual (Mata seca). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo semiárido. A temperatura máxima registrada é de 34 °C e a precipitação máxima atingida é de 421,3 mm entre os anos de 1983 a 2013 (MAGALHÃES *et al.*, 2010; INMET, 2014).

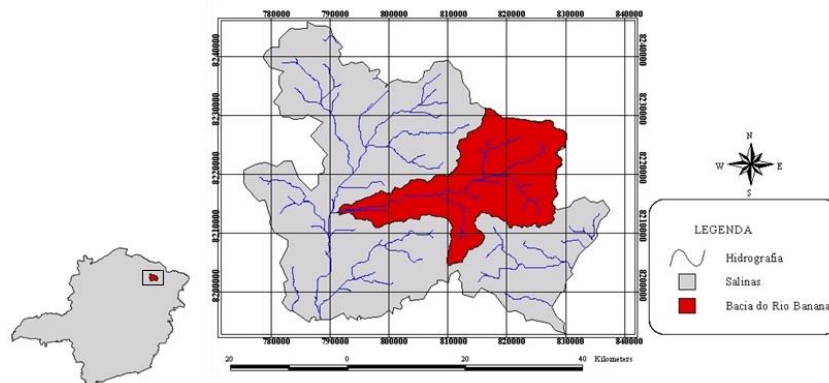


Figura 1. Localização da área de estudos.

Figure 1. Study area.

Os materiais utilizados neste estudo consistiram basicamente em duas cenas LANDSAT 5 - TM (regiões do Vermelho e Infravermelho Próximo), adquiridas junto ao Catálogo de Imagens do DGI – INPE (INPE, 2014); base cartográfica em formato digital, na escala 1:100.000, obtidas gratuitamente junto ao banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2014); Modelo Digital de Elevação, previamente construído por mosaicagem de cenas SRTM; e os softwares SPRING 5.1.8 e IDRISI, versão Andes (CLARK LABS, 2006).

A metodologia considerou os fatores vegetação/tipo de floresta, declividade e altimetria, sendo desenvolvida em quatro etapas principais, a saber: i) Cálculo dos índices de vegetação; ii) análise hierárquica de fatores

com atribuição de pesos conforme sua influência na propagação de incêndios florestais (SAATY, 1980); iii) operação de álgebra entre os mapas temáticos obtidos; e iv) avaliação das limitações e/ou potencialidades de cada índice de vegetação no mapeamento realizado.

A inexistência de um banco de dados históricos de ocorrências de incêndios na área de estudo para auxiliar de maneira mais precisa no diagnóstico da susceptibilidade, levou a realizar uma etapa extra de visita a campo, onde foi possível ouvir relatos de moradores locais. A Tabela 1 apresenta os critérios adotados para a atribuição de pesos na padronização dos fatores em cada mapa temático obtido.

Tabela 1. Atribuição de pesos quanto à susceptibilidade a ocorrência de incêndios florestais.

Table 1. Forest-fires spread factors weighting.

Características apresentadas pelos Índices de Vegetação (CTVI, NDVI, RVI, SAVI)	Altimetria (m)	Declividade (%)	Pesos
Solo exposto ou corpo hídrico	Acima de 900	0 a 10	1
Solo parcialmente coberto	600 a 900	10 a 20	2
Vegetação verde cobrindo densamente o solo	300 a 600	20 a 30	3
Vegetação cobrindo esparsamente o solo ou vegetação senescente ou seca	0 a 300	Acima de 30	4

Os pesos dos índices de vegetação foram atribuídos de acordo com as características da vegetação, conforme Soares e Batista (2007), da seguinte forma:

- Valores que indicavam a ausência de vegetação incluindo corpos d' água e solo nu assumiram peso 1, devido a ausência de condições expressivas à propagação de incêndios florestais;
- Valores em torno de zero que indicavam vegetação rala a solo minimamente coberto assumiu peso 2, devido a pouca presença de material combustível que impede a propagação do fogo;
- Valores que indicavam vegetação verde cobrindo densamente o solo assumiu peso 3, devido principalmente a grande quantidade de material combustível que é capaz de produzir, mas com característica de interceptação da radiação solar que reduz a temperatura do ar e, conseqüentemente, do material no interior da mesma; e
- Valores que indicavam vegetação cobrindo esparsamente o solo, vegetação senescente ou seca, assumiu peso 4, devido a penetração mais livre dos raios solares e do vento, produzindo aumentos na temperatura do combustível e na taxa de evaporação.

Os índices de vegetação utilizados no estudo foram: i) CTVI (Corrected Transformed Vegetation Index); ii) NDVI (Normalized Difference Vegetation Index); iii) RVI (Ratio Vegetation Index); e iv) SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index). A Tabela 2 descreve cada índice de vegetação citado.

Tabela 2. Descrição dos índices de vegetação utilizados no estudo.

Table 2. Used vegetation index description.

IV	Referência	Fórmula
CTVI	Perry e Lautenschlager (1984)	$CTVI = ((NDVI + 0,5) / ABS(NDVI + 0,5)) * RAIZ\ de\ ABS^i(NDVI + 0,5)$
NDVI	Rouse <i>et al.</i> (1973)	$NDVI = NIR - RED / NIR + RED$
RVI	Jordan (1969)	$RVI = RED / NIR$
SAVI	Huete (1988)	$SAVI = ((NIR - RED) / L^{ii} + NIR + RED) * (1 + L)$

i: valor absoluto; ii: fator de ajuste do solo (valor adotado: 0,5).

Os pesos para o elemento topográfico altimetria foram atribuídos seguindo as considerações de Soares e Batista (2007), em que: Altas elevações apresentam ar mais rarefeito e temperaturas mais baixas, de acordo

com as leis naturais, como por exemplo, o gradiente adiabático. Nesse caso, altitudes encontradas na bacia de 600 a 900m, assumiram peso 2 e altitudes acima de 900m, peso 1. Já nas baixas elevações, existe a tendência de apresentar estações de riscos mais longas devido às correntes de vento e às condições de temperatura e umidade predominantes. No caso da Bacia do rio Bananal, altitudes de até 300m assumiu peso 4 e altitudes no intervalo de 300 a 600m, peso 3.

Para a atribuição dos pesos da declividade considerou-se a regra básica do comportamento do fogo em se propagar mais rapidamente no sentido morro acima em relação aos declives, seguindo três explicações básicas, conforme Soares e Batista (2007):

- i) O fogo seca e aquece o material combustível localizado na parte superior do aclive devido à inclinação aproximar a chamada do material e também pela exposição de uma superfície maior às ondas de calor;
- ii) A corrente de ar quente originada pelo fogo encaminha-se para a parte superior, como consequência ar fresco é aspirado pela parte inferior, renovando o suprimento de oxigênio na zona de combustão;
- iii) Recebendo maior quantidade de calor e secando-se mais rapidamente, o material combustível da parte superior entra em combustão mais violentamente, causando uma propagação mais intensa do fogo.

Fatores meteorológicos como temperatura do ar; umidade relativa; ventos e precipitação, bem como o fator “proximidade de estradas” não foram consideradas no estudo devido à pequena dimensão de área da bacia, o que confere um padrão relativamente homogêneo, sem variação significativa dessas questões ao longo de seus domínios.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Bacia do rio Bananal localiza-se em uma região com altas temperaturas médias anuais, com baixo nível de precipitação e baixa umidade relativa do ar (UR) e segundo os relatos dos moradores da área, a ocorrência de incêndios florestais se dá periodicamente e, principalmente, nos meses de Junho a Setembro, por serem os meses mais críticos do ano em relação às condições citadas. As principais causas relatadas são as queimas para limpeza de pasto e fumantes que transitam pela bacia.

A partir do método utilizado para tomada de decisão (método *Hierárquico Analítico*), foi possível construir a matriz de comparação pareada e determinar os pesos de cada fator, bem como a taxa de consistência para a matriz, conforme ilustra a Tabela 3.

Tabela 3. Matriz de comparação pareada para determinação dos pesos de cada fator e taxa de consistência obtida para a matriz.

Table 3. Pairwise comparison matrix to compute the factors weights and rate of consistency for the matrix.

Fatores	Índice de vegetação	declividade	altimetria	Pesos
Índice de vegetação	1			0.6380
declividade	0.33	1		0.2578
altimetria	0.2	0.33	1	0.1048
Taxa de Consistência				0.04

A taxa de consistência obtida foi de 0,04 indicando que não há necessidade de reorganização da matriz (SAATY, 1980). O fator que apresentou maior peso foram os índices de vegetação, seguindo da declividade e altimetria. Nesse sentido, espera-se que as áreas de maior susceptibilidade estejam em ambientes caracterizados pela vegetação senescente ou seca, em aclives acentuados e em baixas altitudes.

Após o cálculo dos índices de vegetação e da análise hierárquica de fatores, foi possível realizar a operação de álgebra entre os mapas temáticos, o que permitiu avaliar a susceptibilidade a ocorrência de incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, que apresentou, por sua vez, quatro classes, a saber: Muito baixa; Baixa; Moderada e Alta. A Figura 2 ilustra os mapas de susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, Salinas-MG, obtidos por meio dos índices CTVI, NDVI, RVI e SAVI.

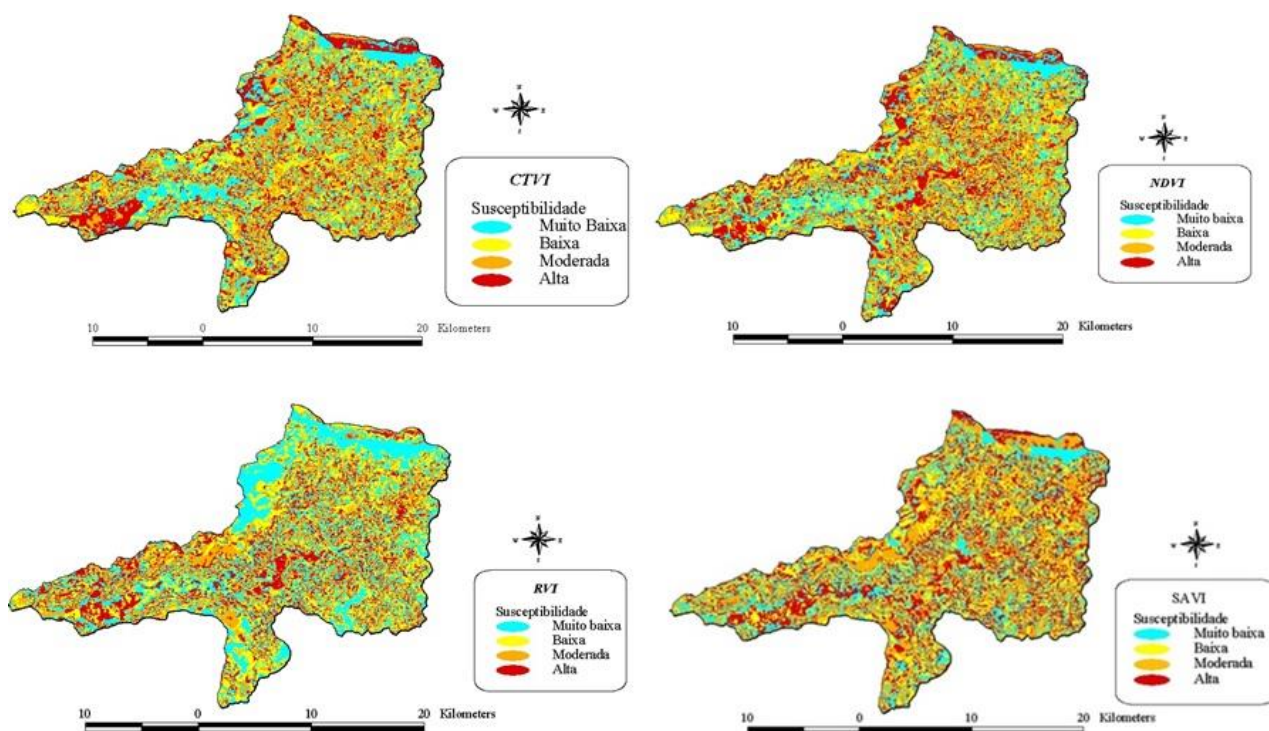


Figura 2. Mapas de susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do Rio Bananal, Salinas-MG, obtidos por meio dos índices CTVI, NDVI, RVI e SAVI.

Figure 2. Maps of fires susceptibility for in Bananal River Basin, Salinas – MG, obtained through indices CTVI, NDVI, RVI and SAVI.

Observou-se que a predominância das classes de susceptibilidade apresentou-se distintas para cada tipo de índice de vegetação. Por exemplo, no CTVI e NDVI destacou-se a susceptibilidade Moderada, representando 30% e 29% da área, respectivamente; no RVI, destacou-se a susceptibilidade Muito baixa com 28% da área; Já no SAVI sobressaiu-se a classe de susceptibilidade Alta, representando 28% da Bacia do rio Bananal. Na Tabela 4 são apresentados os valores de área, em km², e percentual de ocupação de cada classe de susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, para cada índice de vegetação estudado.

As áreas referentes a cada classe de risco em todos os índices de vegetação estudados não apresentaram diferenças (em termos de proporção de área da menor classe para a área da maior classe) acima de 10%, o que demonstra uma distribuição relativamente proporcional de cada nível de susceptibilidade na área. A Tabela 4 apresenta os valores de ocupação de cada classe de susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, Salinas-MG, por meio de CTVI, NDVI, RVI e SAVI.

Tabela 4. Valores de ocupação de cada classe de susceptibilidade a incêndios florestais na Bacia do rio Bananal, Salinas-MG, por meio de CTVI, NDVI, RVI e SAVI.

Table 4. Susceptibility classes areas by vegetation index type.

Índices de vegetação:	<i>CTVI</i>		<i>NDVI</i>		<i>RVI</i>		<i>SAVI</i>	
Susceptibilidade	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%
Muito Baixa	102,99	24	98,50	23	129,39	30	90,73	21
Baixa	96,60	23	94,39	22	120,08	28	98,57	23
Moderada	129,62	30	121,80	29	85,54	20	116,01	27
Alta	96,67	23	111,20	26	90,86	21	120,58	28
TOTAL	425,88	100	425,88	100	425,88	100	425,88	100

Analisando a Tabela 4 observa-se que as classes de susceptibilidade que merecem mais atenção para medidas de segurança e planejamento territorial, como a Moderada e Alta, assumiram valores de 129,62 km² e 96,67 km², respectivamente, para o índice CTVI; valores de 121,80 km² e 111,20 km², para o índice NDVI; valores de 85,54 km² e 90,86 km², para o índice RVI; e para o índice SAVI áreas de 116,01 km² na classe moderada e 120,58 km² na classe Alta.

A mobilização de recursos para atender essas áreas especiais (de susceptibilidade Moderada e Alta), por parte dos responsáveis, deve ser destacada para a elaboração de planos de proteção, conscientização e regulamentação do uso do fogo, implantação de sistemas de comunicação, implementação de equipes de combate e obtenção de produtos e equipamentos de combate ao fogo.

Os índices de vegetação gerados resultaram de transformações lineares da reflectância obtidas nas bandas da região do vermelho e infravermelho próximo, através de combinações em formas de razão de bandas. As limitações e/ou potencialidades dos índices de vegetação nas condições ambientais do referido estudo podem ser listadas na Tabela 5.

Tabela 5. Limitações e potencialidades dos índices de vegetação nas condições ambientais presentes na Bacia do rio Bananal.

Table 5. Limitations and potentials Review of used vegetation index in the Bananal River Basin

IV	Limitações	Potencialidades
CTVI	Apresentou pequena capacidade na distinção de áreas com solo exposto, áreas sem vegetação e áreas de pastagens.	Facilita a operação de álgebra entre mapas devido a inexistência de valores negativos.
NDVI	Apresentou menor capacidade de distinção entre áreas de florestas plantadas com áreas nativas de vegetação densa.	Valorizou o contraste entre as regiões de transição entre cerrado e caatinga.
RVI	Apresentou menor capacidade de distinção entre áreas sem vegetação com áreas minimamente cobertas.	Distinguiu satisfatoriamente áreas de florestas plantadas de áreas nativas de vegetação densa.
SAVI	Minimizou a ocorrência espacial das áreas de vegetação densa.	Valorizou a ocorrência de áreas de pastagens e áreas de vegetação seca e senescente, além de evidenciar corpos hídricos.

Uma característica fundamental para a classificação é a observação dos níveis de cinza gerados. Essa distribuição dos níveis de cinza na imagem possibilita a melhor escolha do índice de vegetação, pois permitirá uma maior distinção entre os diferentes alvos existentes. (TANAJURA *et al.*, 2005).

CONCLUSÕES

Baseando-se nos procedimentos metodológicos e nas discussões efetuadas sobre os resultados obtidos, chegou-se às seguintes conclusões:

A Bacia do rio Bananal apresentou valores superiores de susceptibilidade na classe Moderada (129,62 km² e 121,80 km²) para os índices CTVI e NDVI; valores superiores na classe Muito baixa (30%) e Alta (28%) para o índice RVI e SAVI, respectivamente.

Nas condições características de vegetação da área de estudo (Mata Seca), o índice que apresentou o melhor desempenho no mapeamento realizado foi o SAVI, devido a sua potencialidade de valorizar a ocorrência de áreas de pastagens e áreas de vegetação seca e senescente, minimizando os efeitos de solo no sinal espectral da vegetação.

Os profissionais que utilizam de geotecnologias como ferramentas na elaboração de estratégias de planejamento e zoneamento de riscos de incêndios florestais em áreas especiais como as bacias hidrográficas

e unidades de conservação, por exemplo, devem testar o desempenho de índices de vegetação em conformidade com a característica do material vegetal combustível dos locais, para que as áreas de susceptibilidade não sejam superestimadas ou subestimadas, comprometendo toda a eficiência da mobilização de recursos na prevenção, regulamentação, conscientização e obtenção de equipamentos e produtos.

Os fatores vegetação, declividade e altimetria com o propósito de zonedar as classes de susceptibilidades a incêndios florestais em bacias de pequeno porte, devido a homogeneidade de condições meteorológicas, como a Bacia do rio Bananal, mostraram-se eficientes e relativamente acessíveis, evidenciando a viabilidade da utilização do método ora apresentado no planejamento e criação de planos de proteção de áreas naturais.

REFERÊNCIAS

- CLARK LABS. *IDRISI Andes*. Worcester: Clark Labs, 2006. 327 p.
- HUETE, A.R.A. Soil adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v. 25, p. 295-309, 1988.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Cartas topográficas vetoriais do mapeamento sistemático*, 2012. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistemático/topograficos/escala_100mil/vetor/>. Acesso em: 01 mai. 2014.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Normas climatológicas. Brasília, Distrito Federal, 2014.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisa Espacial. *Catálogo de Imagens*. 2012. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 01 Mai. 2014.
- JORDAN, C.F. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, v. 50, p. 663-666, 1979
- MAGALHÃES, *et al.* Recursos Hídricos. Atlas Ambiental de Salinas-MG, p. 166, 2010.
- PERRY, C.R.; LAUTENSCHLAGER, L.F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 14, n. 1-3, p. 169-182, jan. 1984.
- ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Third ERTS Symposium, Proceedings*, NASA SP-351, 3, 1973. Washington-USA. 309-317.
- SAATY, T. *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill, 1980. 287 p.
- SMITH, D.W.; SPARLING, J.H. The temperature of surface fire in jack pine barreu. *Canadian Journal of Botany*, Ottawa, v. 44, p. 1285-1298. 1999.
- SOARES, R.V.; BATISTA, A.C. *Incêndios Florestais: Controle, Efeitos e Uso do Fogo*. Curitiba, PR: UFPR, 2007. 264 p.
- TANAJURA, E.L.X. *et al.* Avaliação de índices de vegetação para a discriminação de alvos agrícolas em imagens de satélites. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005, Goiânia. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2005.

ANÁLISE DAS ALTERAÇÕES NO ESTOQUE DE CARBONO DEVIDO ÀS QUEIMADAS NO CERRADO ENTRE 2002 E 2008

ANALYSIS OF CHANGES IN CARBON STOCK DUE TO FIRES IN CERRADO BETWEEN 2002 AND 2008

Gabriel Bertani¹, Liana Oighenstein Anderson¹, Antônio Roberto Formaggio¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, gabrielb@dsr.inpe.br, liana@dsr.inpe.br, formag@dsr.inpe.br

RESUMO

O presente estudo buscou compreender como os processos de queima alteraram o estoque de carbono no Cerrado brasileiro, no período compreendido entre os anos de 2002 e 2008. Através de ferramentas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, foram analisadas as relações entre um conjunto de variáveis relacionadas ao clima, vegetação, alterações antrópicas e ocorrência de fogo na área em estudo, as quais determinaram a influência dos processos de queima na retirada de biomassa da região. As queimas abrangeram cerca de 1.648.746 de hectares de áreas desmatadas do Cerrado no período. Esse processo removeu cerca de 266.751.627 toneladas de carbono, relativos às áreas de biomassa viva acima do solo e também às de biomassa abaixo do solo. As anomalias negativas verificadas das chuvas em 2007 podem ter contribuído para as queimadas nesse período, onde ocorreram as maiores alterações na biomassa em áreas desmatadas e queimadas.

Palavras-chave: Biomassa, carbono, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

This study sought to understand how the processes of burning altered the carbon stock in the Brazilian Cerrado, in the period between 2002 and 2008. Using GIS and Remote Sensing tools, analyzes of relationships between a set of variables related to climate, vegetation, change due to anthropogenic actions and fire occurrence in the study area were performed, which determined the influence of burning processes on removal of biomass in this region. The burns covered about 1.648.746 ha of the deforested areas in Cerrado in the study period. This process removed about 266.751.627 tons of carbon, relative to areas of above-ground live biomass and also to below-ground biomass. The verified negative anomalies of rainfall in 2007 may have contributed to the fires in this period, where the largest changes occurred on biomass in deforested and burned areas.

Keywords: Biomass, carbon, remote sensing.

INTRODUÇÃO

O Dióxido de Carbono (CO₂) é o principal gás de efeito estufa emitido pela ação antrópica, cuja principal fonte é relacionada à queima de combustíveis fósseis, que representa cerca de 75% do total de emissões desse gás (HOUGHTON e RAMAKRISHNA, 1999). Os outros 25% correspondem às emissões devidas às mudanças no uso e ocupação do solo. Apesar de a liberação global de CO₂ para a atmosfera por parte dos combustíveis fósseis ser maior, as emissões relacionadas às mudanças no uso e ocupação do solo são proporcionalmente mais importantes para os países que não pertencem ao grupo “Annex I Parties”, do *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC. Nos países tropicais que compõe esse grupo, a liberação de Carbono devida às mudanças no uso e ocupação do solo é ainda mais significativa. O que explica essa tendência é a grande quantidade de áreas desmatadas para o uso agrícola nessa região.

Compondo o grupo citado e também situado em uma região tropical, o Brasil é um dos países com maior potencial de contribuição para a redução das emissões de gases de efeito estufa no mundo. Dessa forma, foi

implantado no Brasil o Plano Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC, em 2009. O PNMC é constituído por uma série de diretrizes que buscam reduzir as emissões de gases de efeito estufa devido à ação antrópica. Entre as formas de atingir esse objetivo, destaca-se a meta da redução sustentada do desmatamento em todos os biomas brasileiros, até que se atinja um desmatamento legal igual à zero. Baseando-se nessas proposições, o governo criou o Programa de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS, que busca quantificar as taxas de desmatamento e auxiliar na fiscalização e redução desse processo.

As florestas constituem reservatórios ou sumidouros de carbono, cujo estoque na vegetação e no solo dá-se pela remoção de CO₂ da atmosfera por meio do processo de fotossíntese. Entre os biomas brasileiros, destaca-se o Cerrado, com uma extensão de aproximadamente dois milhões de quilômetros quadrados. Porém, esse bioma tem passado por um intenso processo de devastação nas últimas décadas. Segundo Ferreira *et al.* (2007), o aumento da exploração agrícola foi responsável por cerca de 40% da conversão das áreas originais do Cerrado. De acordo com esses autores, o desmatamento desse bioma irá aumentar em mais de 14% até 2050, o que reduziria a área original para aproximadamente 1 milhão de km². Além disso, o Cerrado é reconhecido pela notável importância ecológica que possui, pois é caracterizado por abrigar grande biodiversidade, representando cerca de 5% e 33% da diversidade da fauna mundial e da biota brasileira, respectivamente (ALHO e MARTINS, 1995; BITENCOURT *et al.*, 2001). Mendonça *et al.* (1998) estimam que haja cerca de seis mil espécies vegetais vasculares no Cerrado. A relevância ecológica desse bioma o tornou um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do Planeta (MYERS *et al.*, 2000).

Considerando a grande extensão do cerrado e a diversidade genética que esse bioma abriga, além da necessidade de redução nas emissões de CO₂, é importante relacionar as mudanças no uso e ocupação do solo com as variações nos índices de biomassa causadas por esse processo. Dessa forma, o presente estudo possui o objetivo de analisar as perdas de biomassa e Carbono entre 2002 a 2008 no Cerrado brasileiro, relacionando as áreas desmatadas com a ocorrência de queima nesse período. Para realizar essa tarefa, foram utilizados dados de Sensoriamento Remoto e ferramentas de geoprocessamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a quantificação de biomassa, foram utilizados dados do *Jet Propulsion Laboratory*, do *California Institute of Technology* – US, vinculado à *National Aeronautics and Space Administration* – NASA. Foram obtidos dois dados *raster*, com cobertura de todo o País. Esses dados fazem a quantificação da Biomassa Viva Acima do Solo (*Above Ground Live Biomass* – AGLB) e da Biomassa Abaixo do Solo (*Below Ground Biomass* - BGB). Ambas as medidas são dadas em toneladas por hectare. Os dados das áreas queimadas foram obtidos a partir do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Já o indicativo das áreas desmatadas foi disponibilizado pelo PMDBBS. Por fim, os valores de precipitação foram obtidos de dados do *Tropical Rainfall Measuring Mission* – TRMM.

Através da análise espacial e de um conjunto de operações zonais (ESRI, 2010) sobre os dados, foram obtidas as áreas onde ocorreram desmatamento e queima entre 2002 a 2008. A intersecção dessas áreas possibilitou a diferenciação dos locais quanto à ocorrência de regeneração ou não após o processo de queima. Posteriormente, foram extraídas as quantidades de AGLB e CB desses locais, com o intuito de determinar as alterações no estoque de Carbono causadas pelo fogo. Com base no estudo de Houghton (1999), a quantidade de carbono foi considerada como 50% do valor de biomassa obtida. Além disso, as queimadas foram relacionadas com os valores de precipitação obtidos no período e as anomalias observadas para cada mês. As anomalias foram determinadas através da relação de cada mês com as respectivas médias e desvios-padrão.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Entre 2002 e 2008, foram desmatados 6 887 143 hectares, dos quais ocorreram queimas em 1 648 746 hectares (cerca de 24%). A quantidade total de Carbono removido pelo processo de desmatamento foi igual a 266 751 627 toneladas. Levando-se em consideração apenas a quantidade de Carbono retirada das áreas onde houve queima/desmatamento, o resultado foi igual a 58 354 815 toneladas. Esse valor é relacionado aos locais onde houveram queimadas e a vegetação não se regenerou no período ou foi convertida em outros tipos de usos do solo, como agricultura ou pastagens. A Figura 1 mostra a distribuição espacial das áreas onde ocorreram queimadas e onde houve a intersecção das áreas queimadas com os locais onde foi verificado o desmatamento.

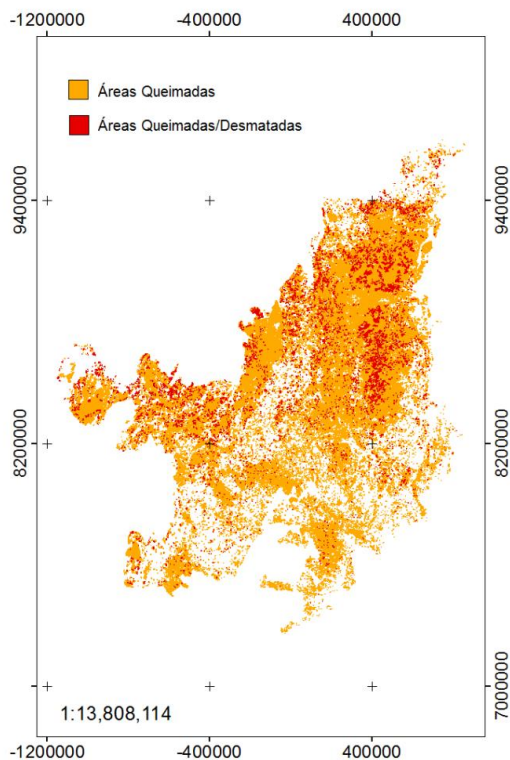


Figura 1. Áreas de queimada e locais onde foram observados desmatamento e queimas.
 Figure 1. Burned areas and regions where deforestation and burning were observed.

As queimadas coincidiram com os períodos de seca no cerrado, de junho a setembro. A Figura 2 faz a comparação entre as chuvas médias do período em estudo. É possível observar que o período onde ocorreram mais queimadas corresponde aos meses de julho a setembro de 2007, com uma área queimada de quase 90.000 Km², onde o total de biomassa removido nesse ano foi igual a 27.732.411 de toneladas. As chuvas médias desse período não passaram de 50 mm.

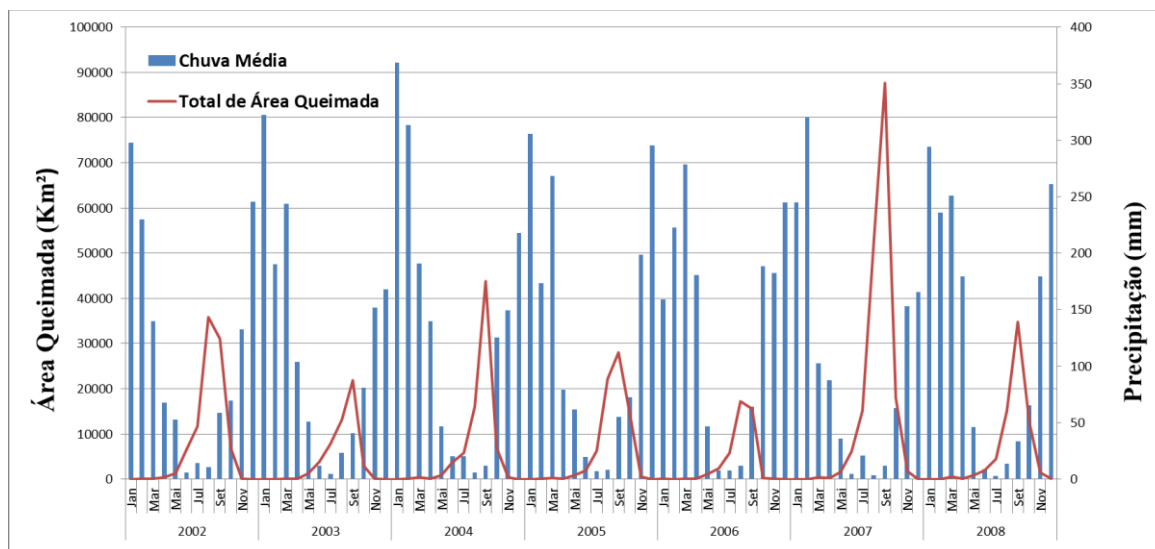


Figura 2. Comparação entre as chuvas médias e o total de áreas queimadas de 2002 a 2008.
 Figure 2. Comparison between the average rainfall and the total burned areas from 2002 to 2008.

Praticamente todas as queimadas ocorreram com uma chuva média mensal inferior a 50 mm. Isso pode ser observado na linha de tendência mostrada na Figura 3. A partir de 150 mm foram observados apenas alguns focos de queima, cujas áreas foram próximas à zero.

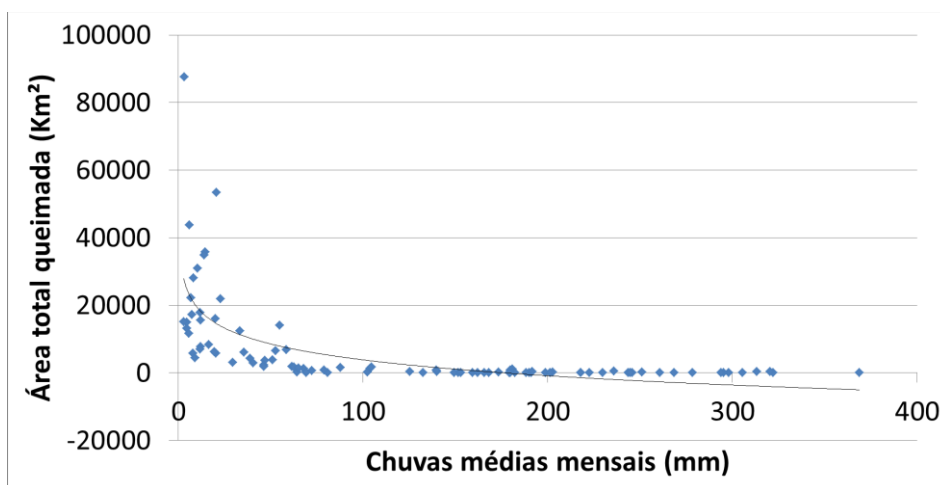


Figura 3. Gráfico de dispersão entre as áreas queimadas e as chuvas médias mensais.

Figure 3. Scatterplot of the burned areas and monthly rainfall averages.

A partir da análise da Figura 4, verifica-se que em 2007 ocorreu uma anomalia negativa de chuvas, próxima a 1,5 e uma anomalia positiva de queimadas superior a 2, entre agosto e outubro, o que ajuda a explicar o alto índice de queimadas observado nesse ano. É possível observar que em 2002 também houve uma grande anomalia positiva de queima, no período de seca desse ano, juntamente com anomalias negativas de chuva. No início de 2006, assim como em março de 2008, foram observadas anomalias positivas tanto de chuva quanto de queimadas, o que indica que os focos observados podem ter sido predominantemente causados pela ação antrópica.

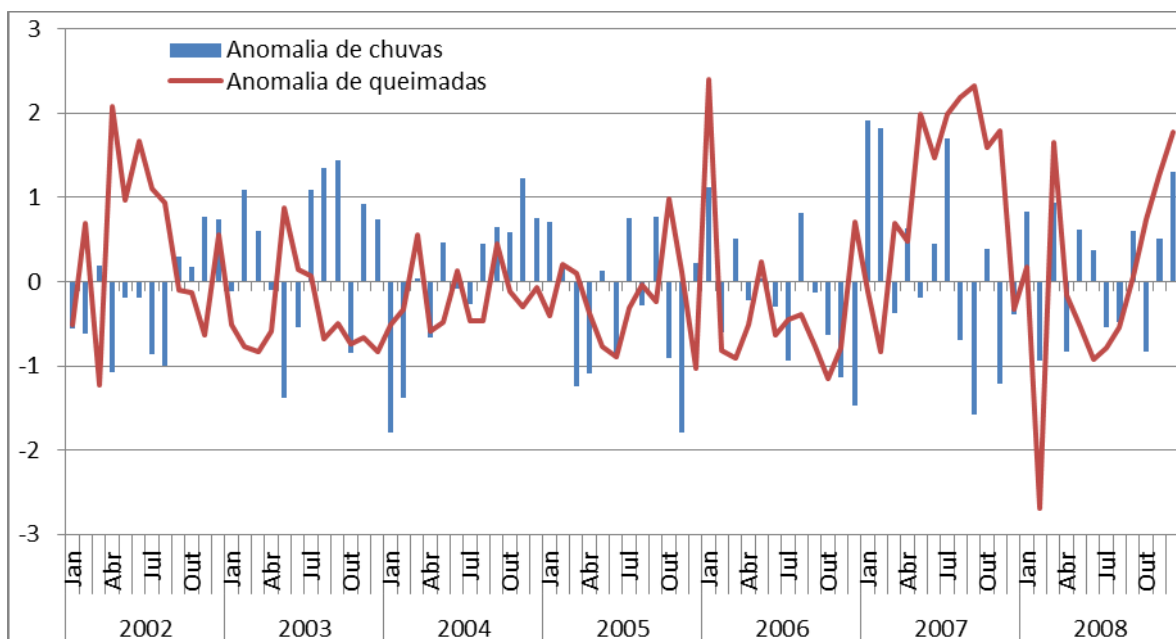


Figura 4. Curvas representativas das anomalias de chuvas e queimadas.

Figure 4. Representative curves of rainfall and burned areas anomalies.

CONCLUSÕES

O período onde houve maior quantidade de queimadas pode ter sido influenciado por uma alta anomalia negativa das chuvas;

Nas áreas onde ocorreram queimadas e a vegetação não se regenerou, a perda de biomassa foi igual a 22% do total removido pelos processos de desmatamento;

Cerca de 48% da biomassa removida nas áreas em que ocorreram queima e desmatamento é relativa ao ano de 2007.

REFERÊNCIAS

ALHO, C.J.R.; MARTINS, E.S. De grão em grão o cerrado perde espaço (Cerrado - Impactos do Processo de Ocupação). Brasília: WWF, 1995.

BITENCOURT, M.D.; MESQUITA JR., H.N.; MANTOVANI, W.; BATALHA, M.A.; PIVELLO, V.R. Identificação de fisionomias de Cerrado com imagem índice de vegetação. In: CONTRIBUIÇÃO AO CONHECIMENTO ECOLÓGICO DO CERRADO, 1, 1997, Brasília. Anais... Brasília: Universidade de Brasília, Dep.de Ecologia, 1997. p. 316-320.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). Arcgis 9.3. Redlands, CA, USA: ESRI, 2010.

HOUGHTON, R.A. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850–1990. *Tellus* 51B, 298-313.

HOUGHTON, R.A.; RAMAKRISHNA, K. 1999. A review of national emissions inventories from select non-Annex I countries: Implications for counting sources and sinks of carbon. *Annu. Rev. Energy Environ.* 24, 571-605.

MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA, M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E. Flora vascular do Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. Anais... Cerrado: ambiente e flora. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 289-556, 1998.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. v. 403, p. 853-858, 2000.

ANÁLISE DO CONFLITO DE USO DO SOLO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTES NO MUNICÍPIO DE MANACAPURU, AMAZONAS, BRASIL

LAND USE CONFLICT ANALYSIS IN PERMANENT PRESERVATION AREAS IN THE MANACAPURU MUNICIPALITY, AMAZONAS, BRAZIL

Maria Antônia Falcão de Oliveira¹, Lizit Alencar da Costa², Mônica Alves de Vasconcelos³, Roberta Monique da Silva Santos⁴

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, marian@dpi.inpe.br

^{2,3,4}Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Av. Gen. Rodrigo Octávio Jordão Ramos, 3000, 69.077-000 – Manaus, AM, Brasil, lcosta@ufam.edu.br; monica.engbio@gmail.com; robertamonicke@gmail.com

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo realizar o mapeamento de uso e cobertura da terra no município de Manacapuru – AM e identificar o conflito de uso nas Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ao longo dos cursos d'água, levando em consideração o Código Florestal Brasileiro, lei nº 12.651/2012. No mapeamento do uso e cobertura do solo foram utilizadas imagens TM/Landsat5 de 2011. O mapa de uso e cobertura foi gerado por meio da classificação supervisionada utilizando o algoritmo de crescimento de regiões Bhattacharya, obtendo cinco classes: floresta, floresta secundária, solo exposto, culturas agrícolas e água. O mapeamento das APPs consistiu em 4 momentos distintos: obtenção da rede de drenagem a partir do MDE, mapeamento das nascentes, vetorização dos corpos d'água e geração dos mapas de distância correspondentes às faixas de áreas de preservação. Por meio da álgebra de mapas foi possível mapear e quantificar as APPs, estas correspondem a 13% de áreas legalmente protegidas no município, sendo que aproximadamente 27% são áreas de conflito. As áreas ocupadas por cobertura natural representam 73% das APPs. Apesar das áreas de cobertura natural representar maior proporção, é fundamental que sejam implementadas políticas públicas que se estabeleçam a preservação efetiva dessas áreas capazes de amenizar os impactos causados com o processo de ocupação em APPs.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, Área de Proteção Permanente, área de conflito de uso da terra.

ABSTRACT

This research had the purpose of mapping the land use and coverage in Manacapuru municipality (Amazonas, Brazil) and identify the current conflict about the use of permanent preservation areas (PPAs) throughout river courses, considering the Brazilian Forest Act, Law number 12.651/2012. The mapping of land use and coverage was made using 2011's TM/Landsat-5 images. The mapping was generated in supervised classification by using the Bhattacharya algorithm for growth of regions. Five classes were obtained: forest, secondary forest, bare soil, crops and water. The PPAs mapping is divided in four distinct moments: drainage basin from DEM, water spring mapping, water bodies vectoring and the creation of distance maps for preservation areas tracks. With the maps algebra it was possible identify and quantify these PPAs, they represent 13 percent of the areas legally protected by the municipality and about 27 percent are areas of conflict. The areas occupied by natural forest represent 73 percent of the PPAs. Although the natural forest is the major proportion, it is essential to effective public policies be established in order to diminish the impact caused by the PPAs occupation.

Keywords: Remote sensing, Permanent Protection Areas, land use conflict areas

INTRODUÇÃO

Historicamente a ocupação e o uso da terra pelo homem têm demandado maior exploração dos recursos naturais e em consequência maiores intervenções e impactos negativos no solo, água e ar.

Na região Amazônica as modificações na cobertura da terra têm se tornado mais intensas, e tais modificações estão relacionadas ao crescimento demográfico na região. Muitos desses processos ocorrem por ocupações desordenadas acarretando o uso inadequado de determinadas áreas, como é o caso de Áreas de Proteção Permanente.

O Novo Código Florestal, Lei Nº 12.651, de 2012, define Área de Preservação Permanente (APP) como uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Nesse sentido é fundamental o diagnóstico das áreas ocupadas, bem como daquelas passíveis a serem ocupadas, objetivando a redução de conflitos por espaços, bem como na conservação da biodiversidade local, principalmente em Áreas de Preservação Permanentes, alvos centrais nesse processo.

De acordo com Ribeiro *et al.* (2005), os sistemas de informações geográficas (SIG) atuais apresentam novos recursos para uma modelagem numérica precisa e detalhada dessas APPs. Os produtos gerados a partir dessas novas técnicas têm suplantado com bastante eficiência os métodos manuais tradicionalmente utilizados.

Com base nisso, o presente trabalho teve por objetivo realizar o mapeamento de uso e cobertura da terra no município de Manacapuru – AM e identificar o conflito de uso nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo dos cursos d’água, utilizando ferramentas geotecnológicas, levando em consideração o Código Florestal Brasileiro, lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

Localização geográfica da área

O município de Manacapuru está localizado na 7ª sub-região no médio rio Amazonas. Sua sede municipal encontra-se à margem esquerda do Rio Solimões na confluência com a foz do pequeno rio que dá nome ao município, localizada nas coordenadas 60° 36’ 55,378” Oeste e 3° 17’ 23,003” Sul. Sua área territorial é de 7.330,066 km² (IBGE, 2010). Os municípios limítrofes são: ao norte, Novo Airão e Iranduba; ao sul, Beruri; a leste Manaquiri e Careiro da Várzea; e a oeste Anamá e Caapiranga (Figura 1).

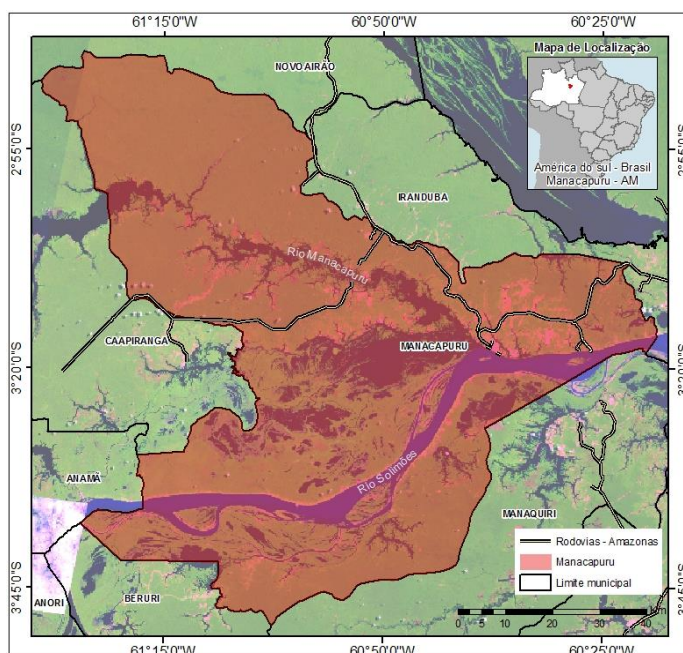


Figura 2. Localização da área de estudo - município de Manacapuru, Amazonas, Brasil.

Figure 1. Area study - Manacapuru Municipality, Amazonas, Brazil.

Os principais cursos d'água que banham o município são os rios Amazonas e o rio Manacapuru. O rio Amazonas começa no Peru e ao entrar no Brasil, no município de Tabatinga, recebe o nome de Solimões.

Os Rios Manacapuru e Solimões são os principais afluentes de acesso fluvial e grande parte da população da zona rural do município habita ao longo desses rios (ANDRADE, 2007; FRAXE *et al.*, 2007; SOUZA, 2009).

Na região, as formações florestais são popularmente caracterizadas por matas de terra firme e matas de várzea (D'ANTONA *et al.*, 2007).

Em diversas áreas do município de Manacapuru, há registro de florestas secundárias que assinalam diferentes estágios de desenvolvimento regenerativo, resultado da ação antrópica no desmatamento no desenvolvimento de outras culturas, para a exploração de recursos naturais.

Mapeamento do uso e cobertura

No mapeamento do uso e cobertura da terra foi utilizada imagem do sensor *Thematic Mapper* (TM) / Satélite Landsat 5, mosaico das cenas órbita/ponto 231/062 e 063 (31 de agosto); 232/062 (7 de setembro), referente ao ano de 2011. As imagens Landsat/TM-5, com resolução espacial de 30 metros.

O mapa de uso e cobertura foi gerado através da classificação supervisionada por região, por meio do algoritmo *Bhattacharya*, considerando o limiar de aceitação 99,9% por apresentar um resultado melhor na discriminação das classes. As imagens foram segmentadas com limiares de 20 para similaridade e 20 para área, pois estes apresentaram bom nível de agrupamento das regiões. As amostras de treinamento coletadas na imagem buscaram representar a variabilidade de cada classe e caracterizar áreas mais homogêneas possíveis, conforme sugerido por SANTOS *et al.* (2010).

No desenvolvimento deste trabalho, foram aplicadas técnicas de realce do contraste das cenas, gerando uma composição de falsa cor R5G4B3, além de registro, mosaico, recorte e correção atmosférica (subtração de pixel escuro).

Para a manipulação da base de dados, processamento digital de imagem, segmentação e classificação utilizou-se o aplicativo computacional SPRING 5.1.8.

Para a avaliação da precisão da imagem produzida no processo de classificação supervisionada, adotou-se o índice *Kappa*. De acordo com Gasparine *et al.* (2013), esse índice é um dos principais métodos utilizados para avaliar a concordância entre a verdade terrestre e o mapa temático.

Segundo Landis e Koch (1977) a avaliação a partir do coeficiente de *Kappa* pode ser realizada com base nos valores apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do coeficiente de concordância de Kappa para avaliação de exatidão da classificação, segundo Landis e Koch (1977).

Table 1. Kappa coefficient of agreement for evaluation of correctness of classification, according with Landis e Koch (1977).

Coeficiente <i>Kappa</i>	Exatidão
< 0	Péssima
0 – 0,2	Ruim
0,21 – 0,4	Razoável
0,41 – 0,6	Moderada/Boa
0,61 – 0,8	Muito boa
0,81 – 1,0	Excelente

Mapeamento e delimitação das Áreas de Proteção Permanentes - APPs

O mapeamento das APPs concentrou-se em áreas ao longo dos rios, em torno de igarapés e lagos. A metodologia adotada consistiu de quatro etapas distintas: vetorização de corpos d'água, extração da rede de drenagem utilizando o Modelo Digital de Elevação (MDE) a partir das imagens SRTM (Topodata), mapeamento de nascentes, e geração de mapas de distância correspondentes às faixas marginais de áreas de preservação.

Os corpos d'água de maior extensão com possível mapeamento e identificação na imagem foram vetorizados utilizando o método *heads-up*, observando os elementos de interpretação visual de imagens nas quais correspondem à tonalidade/cor, textura, forma, sombra, altura, padrão e localização. Em seguida, os polígonos foram categorizados conforme a largura do leito, no caso dos rios, e área, no caso dos lagos, sendo aplicada a largura de faixa marginal correspondente à área de preservação permanente para cada um desses corpos d'água. Nesta etapa a imagem Landsat/TM-5 referente ao ano de 2011 foi utilizada.

O mapa de rede de drenagem (arquivo vetorial em formato linhas) foi gerado a partir do MDE com auxílio da ferramenta *Spatial Analyst Tools > Hydrology* pertencente ao programa ArcGis, 9.3, esta etapa foi baseada nas metodologias descritas por (ANDRADES FILHO *et al.*, 2009; MEDEIROS *et al.*, 2009; e CAETANO e PACHECO, 2009). A essa drenagem, após a exclusão das áreas mapeadas manualmente, foi considerado uma largura mínima e atribuído a distância de 30 metros para cada lado.

Para o mapeamento das nascentes, foi alocado um ponto a cada curso d'água de 1ª ordem, obtido no mapeamento da rede de drenagem, a esse ponto foi aplicado uma distância com raio de 50 metros.

Por fim, foram gerados os mapas de distância para cada categoria de APP e após a exclusão das áreas sobrepostas foi gerado um mapa com todas as Áreas de Preservação Permanente.

Identificação dos conflitos de uso

De posse dos dados de uso da terra e das APPs, por meio da álgebra de mapas, foi possível identificar e quantificar as áreas que apresentam conflito quanto ao uso frente à legislação, bem como a evolução desses cenários no período estudado. Na Figura 2 pode-se visualizar o fluxograma para essa etapa da pesquisa.

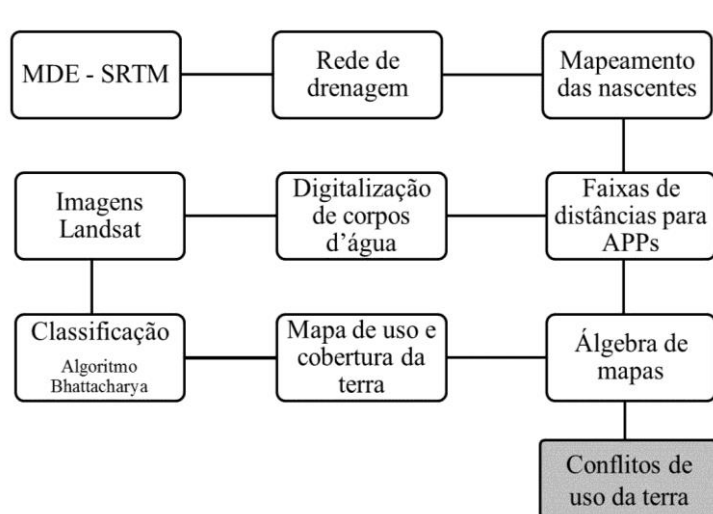


Figura 3. Fluxograma com etapas para obtenção das áreas de conflitos de uso da terra.
Figure 2. Flow chart and stages of conflict area recovery.

RESULTADOS

Delimitação das APPs

Foram identificadas três categorias de APPs no município de Manacapuru: I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente; II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais; e III - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes. Áreas de preservação permanente de encostas e terço superior de morro foram desconsiderados, pois não foram identificadas no decorrer deste estudo. Na Tabela 2 constam os valores das classes de APPs delimitadas e quantificadas quanto à faixa de distância.

As áreas correspondentes às nascentes estão estimadas em aproximadamente 0,2 % da área do município. Os cursos d'água (com faixas de 30 a 500 m) representam 12%.

Tabela 2. Quantificação das Áreas de Preservação Permanente.

Table 2. Quantification data for permanent preservation area.

Faixa	Tipo de APP	Área (km ²)	Área (%)
50 m	Nascentes	11	0,2
30 m	Cursos d'água menores que 10 m	169	2
50 m	Cursos d'água de 10 a 50 m e lagos/lagoas menores 20 ha de superfície	17	0,2
100 m	Cursos d'água de 50 a 200 m e lagos/lagoas maiores que 20 ha de superfície	321	4
200 m	Cursos d'água de 200 a 600 m	79	1
500 m	Cursos d'água maiores que 600 m	318	4
Total		915	13

Na Figura 3, pode ser visualizada a distribuição das áreas de preservação permanente mapeadas na área do município, com detalhamento das classes de APPs, previstas no Novo Código Florestal, Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

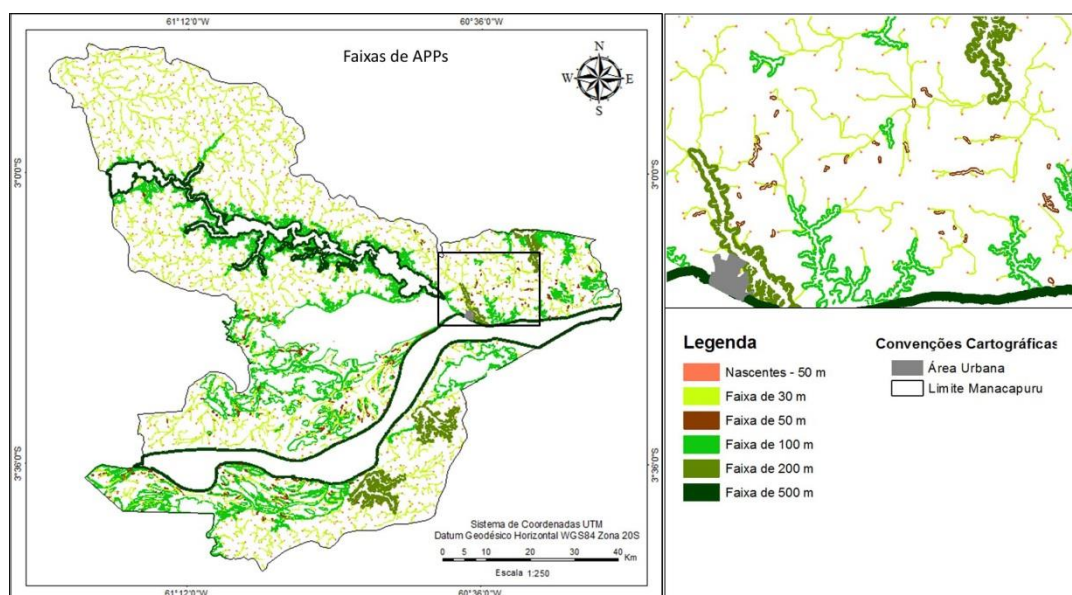


Figura 4. Mapa das áreas de preservação permanentes no município de Manacapuru com destaque as faixas de distância conforme o Código Florestal, Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

Figure 3. Map of permanent preservation area of Manacapuru, Amazonas Brazil. Distance boundaries highlighted according the Brazilian forestry legislation, law number 12.651/2012.

Mapeamento de uso do solo e conflitos em APPs

Com a classificação da imagem Landsat foram mapeados cinco diferentes tipos de uso e cobertura da terra presentes na área em estudo: floresta, floresta secundária, solo exposto, culturas agrícolas e água, como ilustra a Figura 4.

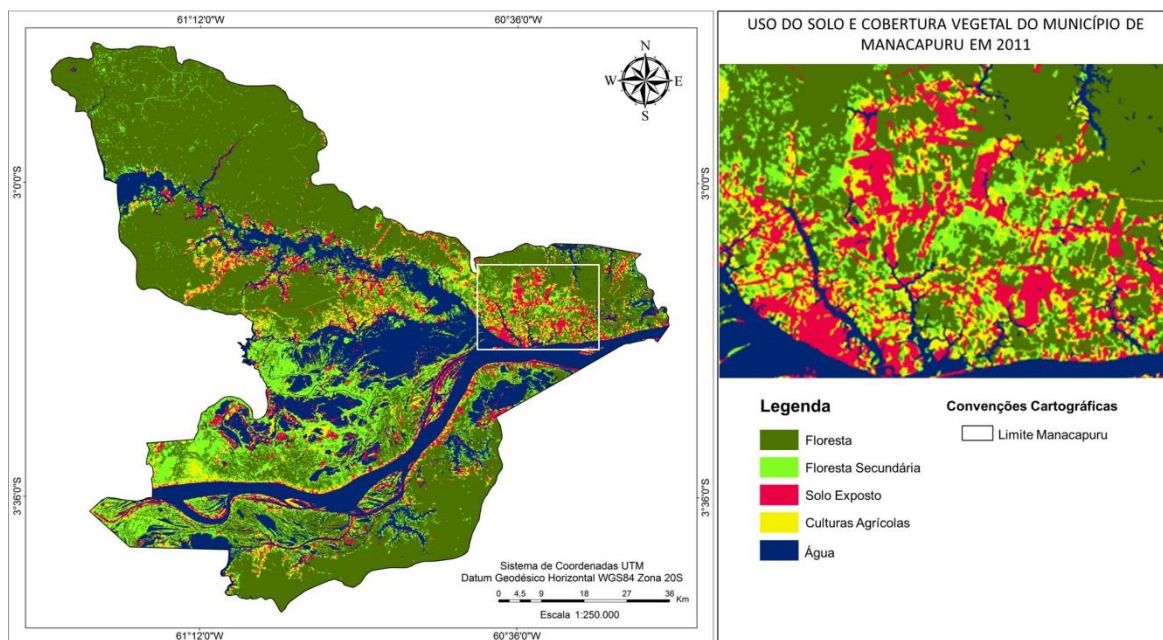


Figura 5. Mapa de uso e cobertura da terra para o município de Manacapuru em 2011.

Figure 4. The land cover & use map of Manacapuru municipality in 2011.

A álgebra de mapas foi realizada entre as classes de uso e cobertura da terra e as áreas de preservação permanente. O resultado foi o mapeamento e quantificação das áreas de uso da terra em conflito com a legislação ambiental, no que tange a áreas de preservação permanente. A Tabela 3 apresenta os valores obtidos na álgebra de mapas.

Tabela 3. Quantificação das áreas de uso e cobertura da terra e APPs no município de Manacapuru.

Table 3. Quantification of land use and PPA in Manacapuru, Amazonas Brazil.

Classes de uso da terra	Área Município		Área de APPs	
	km ²	%	km ²	%
Floresta	3.666	50	255	28
Floresta secundária	951	13	160	18
Culturas	470	6,4	118	13
Solo exposto	464	6,3	130	14
Água	1.774	24	252	28
Total	7.324	100	915	100

As APPs foram delimitadas de acordo com as orientações do Código Florestal, totalizando uma área mapeada de aproximadamente 7.324 km², indicando que 915 km² da área do município de Manacapuru é classificada como APP.

Foram avaliadas áreas de uso adequado e áreas de uso inadequado (conflito). Verificou-se que as áreas de uso adequado, pertencentes às classes de cobertura natural, incluindo floresta, floresta secundária e água, correspondem a um total de 73%, o que é de significativa importância para a conservação do solo e da água.

As áreas de conflito de uso (Figura 5) foram consideradas como áreas alteradas por ações antrópicas, sendo elas, as classes de culturas e solo exposto, estas correspondem a 13% e 14%, respectivamente.

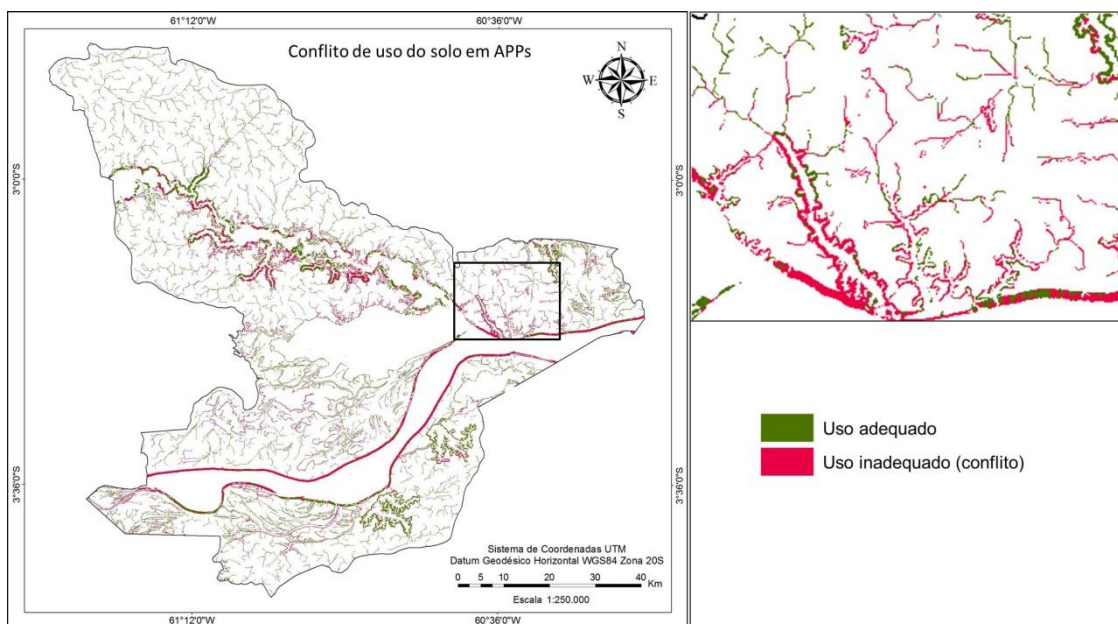


Figura 6. Mapa de conflito do uso da terra em APP.

Figure 5. Land use conflict map in PPAs.

Conforme apresentado nos mapas de uso e cobertura da terra e de conflito de uso em APP, verifica-se que grande parte da ocupação do solo são as áreas ao longo dos rios, principalmente os de grande extensão como é caso do rio Solimões. O regime fluvial do rio Amazonas apresenta uma característica peculiar e particularmente favorável ao uso agrícola da planície de inundação, pois as planícies de inundação de águas brancas ou “várzeas” da Amazônia Central representam ambientes muito produtivos e, historicamente, foi onde se concentraram as mais intensas atividades de pesca e de agricultura (FRAXE *et al.*, 2007). Além disso, a facilidade de escoamento de produtos cultivados está relacionada à proximidade dos rios, que servem como canal de transporte, sendo um fator que propicia a ocupação dessas áreas (SOUZA, 2009; FRAXE *et al.*, 2007).

O valor de *Kappa* encontrado foi 0,81, indicando que há uma boa concordância entre o classificador e a referência obtida em campo para a imagem TM. De acordo com Landis e Koch (1977) o coeficiente de concordância de *Kappa* apresentado, pode ser classificado como Excelente. A Exatidão Global resultante, indicou que 85% das amostras foram classificadas corretamente, mostrando um bom resultado obtido pelo método.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesta pesquisa mostram os conflitos entre o uso e ocupação e a necessidade de proteção das Áreas de Preservação Permanente.

As APPs mapeadas correspondem a 13% da área do município de Manacapuru, sendo definidas três categorias de APPs, conforme a legislação.

Áreas de preservação permanente de encostas e terço superior de morro não foram identificadas no decorrer do estudo.

O índice *Kappa* calculado para imagem classificada utilizando o algoritmo de Bathacharya, obteve um bom desempenho.

No estudo verificou-se que aproximadamente 27% das APPs estão ocupadas inadequadamente.

As áreas ocupadas por cobertura natural representam em torno de 73% da APP, considerado como significativa importância para a conservação do solo e da água.

Entretanto, é fundamental que sejam implementadas políticas públicas que se estabeleçam a preservação efetiva, capazes de amenizar os impactos causados com o processo de ocupação em APPs.

O uso das ferramentas geotecnológicas associadas aos dados provenientes do sensoriamento remoto mostraram-se eficientes no mapeamento de APPs em Manacapuru.

A metodologia aplicada no presente trabalho é passível de reaplicação para outras regiões do país, por se tratar de uma técnica simples, entretanto, de grande importância no auxílio do planejamento de políticas públicas e monitoramento ambiental.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, A.L.M. Indicadores de sustentabilidade na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Piranha, Manacapuru, Amazonas, Brasil. *Revista Acta Amazônica*, v. 37(3) 2007: 401 – 412.

ANDRADES FILHO, C.; HAYAKAWA, E.H.; Prado, B. R. 2009. Avaliação comparativa da qualidade da extração automática de drenagens a partir de dados SRTM provenientes de diferentes fontes. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, Viçosa. *Anais...* 2009. Disponível em: <www.geo.ufv.br/simpósio/index.htm>. Acesso em: 26 jan., 2013.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 01 nov., 2012.

CAETANO, C.A.; PACHECO, F.A. Caracterização de Bacias Hidrográficas para Fins de Aproveitamento Hídrico, no Concelho de Torre de Moncorvo, Utilizando SIG. In: 1º SEMINÁRIO SOBRE GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS “AS REGIÕES DO NORTE E AS PERSPECTIVAS FUTURAS DE GESTÃO, 2009. pp. ISBN 978-972-99991-8-5.

D’ANTONA, R. DE J.G.; REIS, N.J.; ARAÚJO, I. DE B.; MAIA, M.A.M.; ROSA, S.F.; NAVA, D.B. Projeto Materiais de Construção da Área Manacapuru – Iranduba – Manaus – Careiro: Domínio Baixo Solimões. *Informe de Recursos Minerais, Rochas e Minerais Industriais*. CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Manaus, 2007.

FRAXE, T.J.P.; PEREIRA, H.S.; WITKOSKI, A.C. Comunidades ribeirinhas amazônicas: modos de vida e uso dos recursos naturais. In: LIMA, H. N; TEIXEIRA, W. G; SOUZA, K. W. *Os solos da paisagem da várzea com ênfase no trecho entre Coari e Manaus*. Manaus: Editora EDUA, 2007. Cap. 2, p. 35-50. ISBN 8574012636.

GASPARINI, K.A.C.; LYRA, G.B.; FRANCELINO, M.R.; DELGADO, R.C.; OLIVEIRA JUNIOR, J.F. DE; FACCO, A.G. Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aplicadas na Identificação de Conflitos do Uso da Terra em Seropédica-RJ. *Floresta e Ambiente* vol. 20 / n. 3, 2013 2013ISSN 2179-8087 [online]. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/loram.2013.030>>. Acesso em: 17 jul, 2014.

INPE. Divisão de Geração de Imagens. Catálogo de Imagens. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CD_SR/>. Acesso em: 20 ago., 2013.

INPE. TOPODATA: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 05 jun., 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.hpg.gov.br>>. Acesso em: 02 mai., 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS/Divisão de Processamento de Imagens (INPE/DPI). Processamento digital de imagens e suas técnicas. [online].

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurements of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v. 33, p. 159-174, 1977.

MEDEIROS, L.C.; FERREIRA, N.C.; FERREIRA, L.G. Avaliação de Modelos Digitais de Elevação para delimitação Automática de Bacias Hidrográficas. In: *Revista Brasileira de Cartografia* nº 61. 2009. Disponível em http://www.rbc.ufrj.br/_pdf_61_2009/61_02_6.pdf. Acesso em: 20 mai., 2012.

RIBEIRO, C.A.A.S.; SOARES, P.V.; OLIVEIRA, A.M.S.; GLERIANI, J.M. O Desafio da Delimitação de Áreas de Preservação permanente. In: *Revista Árvore, Sociedade de Investigações Florestais*, v. 29, n. 2, p. 203-212, 2005.

SANTOS, A.R.; PELUZIO, T.M.O.; SAITO, N.S. Spring 5.1.2 Passo a passo: Aplicações práticas. Alegre: CAUFES, 2010. Disponível em: < <http://www.mundogeomatica.com.br/spring5x.htm>>. Acesso em: 03 ago. 2012.

SOUZA, K.W. de. Caracterização do uso do solo em comunidades de várzea do rio Solimões no trecho Coari - Manaus. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Sustentabilidade na Amazônia) - Curso de Pós-Graduação em Agricultura e Sustentabilidade na Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2009. 84 f.

ANÁLISE DO CONFLITO DE USO DO SOLO NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA BACIA DO RIO CAPIVARI

CONFLICT ANALYSIS OF LAND USE IN AREAS OF PERMANENT PRESERVATION OF CAPIVARI RIVER BASIN

Andréia Ayumi Fantan Une¹, Bernardo Lipski²

Institutos Lactec, Av. Cel Francisco H.dos Santos. Caixa Postal 19.067, Curitiba, PR, Brasil,
deia.ayumi@gmail.com ¹, bernardo.lipski@lactec.org.br ²

RESUMO

Este estudo teve como objetivos elaborar o mapa de uso da terra referente à bacia do Rio Capivari, definindo as áreas de preservação permanente e as áreas de ocorrências do conflito do uso da terra de acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei n° 12.651/2012) e a resolução n° 303 do CONAMA. Através do software SPRING 5.2, foi possível realizar o tratamento e o geoprocessamento das imagens IRS-P6 (ResourceSat-1) para em seguida determinar a classificação do uso da terra pelo método supervisionado denominado Máxima Verossemelhança. O mapeamento das áreas de preservação permanente resultou na identificação de 48,5 km² de área protegida, em um total de 960 km² da área da bacia, distribuídas nas seguintes categorias: ao longo de cursos d'água (45,5 km²), encostas com declividade superior a 45 graus (2,8 km²), nascentes (0,2 km²) e áreas localizadas acima de 1800 metros de altitude (0,01 km²). Identificou-se um conflito correspondente a 28,3km² para os cursos d'água, em que as maiores áreas se referem as classes de área urbana e solo exposto, com 1,2 e 7,9 km², respectivamente.

Palavras-chave: uso da terra, geoprocessamento, sensoriamento remoto, mapeamento.

ABSTRACT

The objective of this work was to produce a map of land use related to Capivari river basin, defining the permanent preservation areas and the instances of conflict of land use according the Brazilian Forest Cod (Law n° 12.651/2012) and the Resolution n° 303 of CONAMA. Through SPRING 5.2, it was possible to perform the treatment and geoprocessing of IRS-P6 (ResourceSat-1) images to then determinate the classification of land use by supervised method called Maximum-likelihood estimation. The mapping of permanent preservation areas result in the identification of 48.5km² protected area, a total of 960km² of basin area, distributed in the following categories: along watercourses (45.5km²), slopes with more than 45 degrees (2.8km²), headwater (0.2km²) and areas above 1800 meters altitude (0.01km²) slope. It was identified a conflict corresponding to 28.3km² to waterways, where large areas relate to classes of urban area and exposed soil, with 1.2 and 7.9km², respectively.

Keywords: land use, geoprocessing, remote sensing, mapping.

INTRODUÇÃO

O satélite IRS-P6 (ResourceSat-1) foi lançado em 2003 pela Organização Indiana de Pesquisa Espacial e tem por objetivo fornecer dados de sensoriamento remoto para a National Natural Resource Management System (NNRMS) e apoiar o desenvolvimento econômico indiano e de outros países como o Brasil.

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) tem por finalidade o tratamento de dados espaciais que estejam associados a um sistema de referencia geográfico. Assim, o manuseio de uma imagem de satélite auxilia nos estudos ambientais, principalmente relacionados á agricultura, levantamentos de uso e ocupação do solo, monitoramento de safras, etc. O uso do SIG e de imagens de satélite permitem ao usuário identificar

problemas de uso indevido da terra, verificando a vigência da legislação, como mostram muitos trabalhos mostram, exemplo de OLIVEIRA *et al* (2008), NASCIMENTO *et al* (2005), SOARES *et al* (2011) e VALLE JUNIOR (2012).

As Áreas de Preservação Permanente (APPs), previstas no Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) e na resolução CONAMA nº 303, tem por objetivo a preservação da água, solo, vegetação, assim como reafirmar a função estratégica da atividade agropecuária e o papel das florestas de modo sustentável, que possa contribuir para o crescimento econômico, na melhoria da qualidade de vida da população e na presença do país nos mercados nacional e internacional de alimentos e bioenergia (BRASIL, 2012). As APPs localizam-se nas margens de rios, córregos, lagos, topos de morros, encostas com declive superior a 45°, etc.

Este estudo teve por objetivo utilizar geotecnologias para fazer o mapeamento de uso e ocupação do solo e o conflito destes nas áreas preservação permanente (APPs) da bacia hidrográfica do Capivari (PR).

Característica da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Capivari ocupa uma área de 960 km² e está localizada no primeiro planalto paranaense. Abrange os municípios de Almirante Tamandaré, Rio Branco do Sul, Colombo, Bocaiúva do Sul, Quatro Barras, Campina Grande do Sul, Morretes, Antonina e Tunas do Paraná (Figura). Nesse rio está localizada a represa Capivari – Cachoeira, ocorrendo à transposição da água da bacia do rio Capivari para o rio Cachoeira, passando por um túnel que adentra a Serra do Mar até a planície Litorânea do Paraná.

A cobertura vegetal está sob o domínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM), Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Estepe Gramíneo Lenhosa. A primeira, também conhecida por Matas com Araucária, pertence a um clima subtropical pluvial, ocorrendo em altitudes superiores aos 800 metros. No estado esta vegetação ocorre nos três planaltos paranaenses, sendo que no primeiro planalto a FOM entra em contato com a FOD, caracterizando uma área de ecótono. A FOD ou Floresta Pluvial Tropical Atlântica ocorre na região da Serra do Mar, possuindo temperatura e alta precipitação, sem ocorrência de períodos secos.

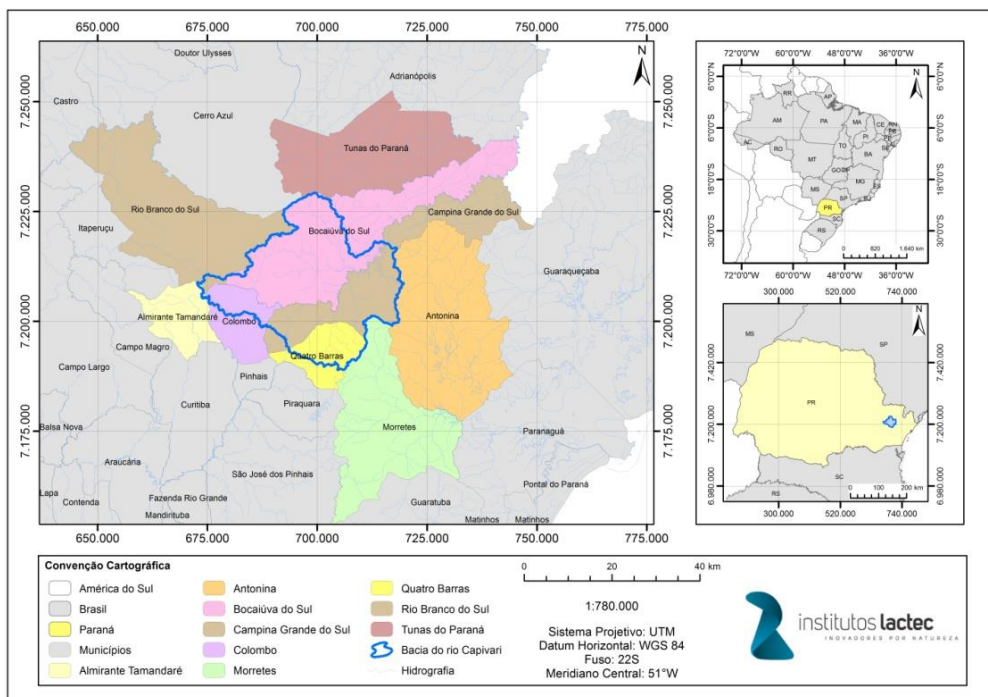


Figura 1. Mapa de localização.

Figure 3. Localization map.

MÉTODOS

Para realizar a confecção do uso e ocupação da terra em ambiente SIG, foi criado um banco de dados georreferenciado a partir de arquivos no formato *shapefile* e imagens do satélite IRS-P6 (ResourceSat-1), obtidos no site do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). As imagens referem-se às bandas 2 a 5 datando do dia 05/04/2012. Os softwares utilizados para esse estudo foram o ArcGIS 9.2 e o SPRING 5.2.

Após a criação de um plano de informação e adição das imagens no SPRING foi atribuídas às mesmas a estrutura BGR (falsa-cor) a propósito do tratamento através das ferramentas registro, filtragem, contraste; e posteriormente o fusionamento com a imagem infravermelha do satélite IRS-P6. Em seguida foi realizado o georreferenciamento das imagens com o auxílio dos *shapefiles* Rodovia Estadual e Rodovia Federal. Ao término do georreferenciamento foi atribuída a estrutura RGB e realizada a Classificação Supervisionada por Pixel, utilizando o classificador de Máxima Verossemelhança (Maxver). Foram localizadas áreas que serviram de amostras para realizar esta classificação, sendo auxiliadas através do software Google Earth, identificando as seguintes classes temáticas: área urbana, campo, floresta, hidrografia, reflorestamento e solo exposto. O resultado final foi o mapa de Uso e Ocupação do Solo, na escala 1:350.000.

Para a obtenção do plano de informação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) foi realizada a verificação da largura dos rios através do software Google Earth, de acordo com o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Foram delimitadas três classes de acordo com a largura dos rios: até 10 metros, 10 a 50 e 50 a 100 metros. Em seguida, inseriu-se a base hidrográfica no ArcGIS para a delimitação dos buffers, em que para rios até 10 metros foi gerado um buffer de 30 metros para cada margem do rio; para os rios de 10 a 50 metros um buffer de 50 metros; e para o reservatório um buffer de 100 metros.

O mapa de declividade foi construído no software ArcGIS através das curvas de nível de 10 em 10 metros, assim como do uso das ferramentas TIN e Slope, observando o grau percentual de elevação dentro da bacia. Para a identificação das áreas de conflito de foram realizadas a sobreposição dos mapas de uso e ocupação da terra, declividade e APPs recomendadas. Todos os mapas gerados adotaram o sistema UTM, fuso 22S, *Datum* planialtimétrico WGS 84 (World Geodesic System 1984).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram delimitadas, na bacia do Capivari, seis classificações de uso e ocupação da terra, sendo elas: campo, floresta, hidrografia, reflorestamento, solo exposto e área urbana, conforme Figura. Verificou-se que 50% do território são ocupados por florestas e 25% pela área urbana, como mostra a **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

Tabela 1. Uso da terra na bacia do rio Capivari.

Table 8. Land use on Capivari's basin.

Bacia	Uso do Solo	Área (km ²)	Área (%)
Capivari	Campo	246,68	25,70
	Floresta	487,38	50,77
	Reflorestamento	90,79	9,46
	Hidrografia	9,20	0,96
	Sem Classificação	1,32	0,14
	Solo Exposto	86,71	9,03
	Área Urbana	37,94	3,95
	Total	960,02	100,00

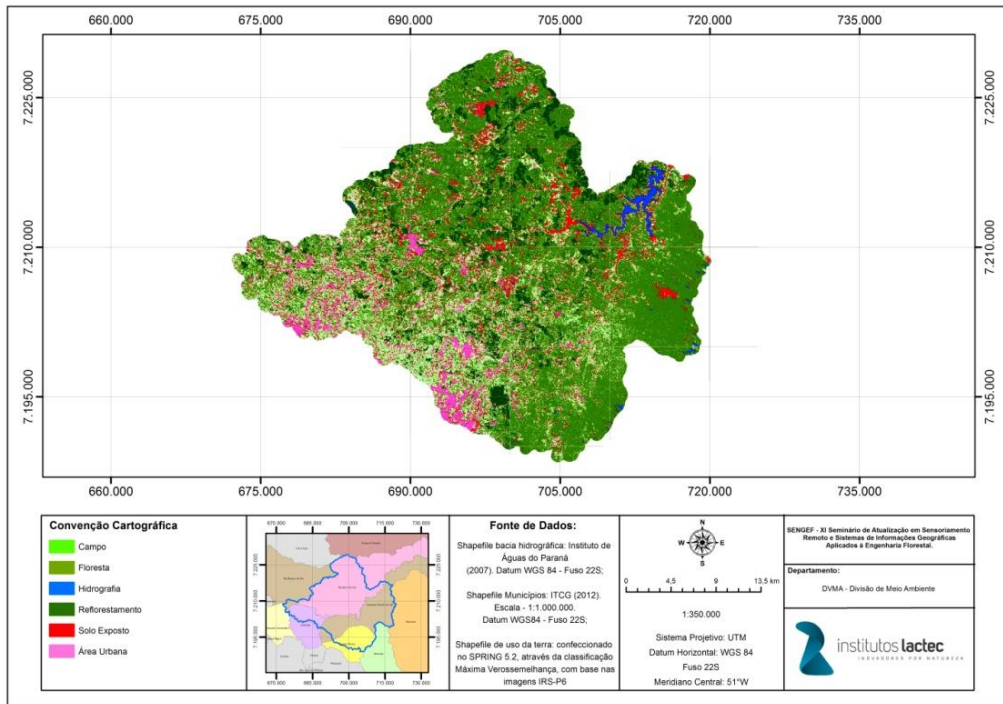


Figura 2. Mapa de uso da terra.
Figure 4. Land use map.

As áreas de preservação permanente foram delimitadas automaticamente pelo ArcGIS, em que foram observados os elementos vinculados á bacia, tais como: situadas acima de 1800 metros, nas encostas com declividade acima de 45°, nas nascentes e ao longo dos cursos d'água, conforme visto nas Figura e Figura e Tabela .

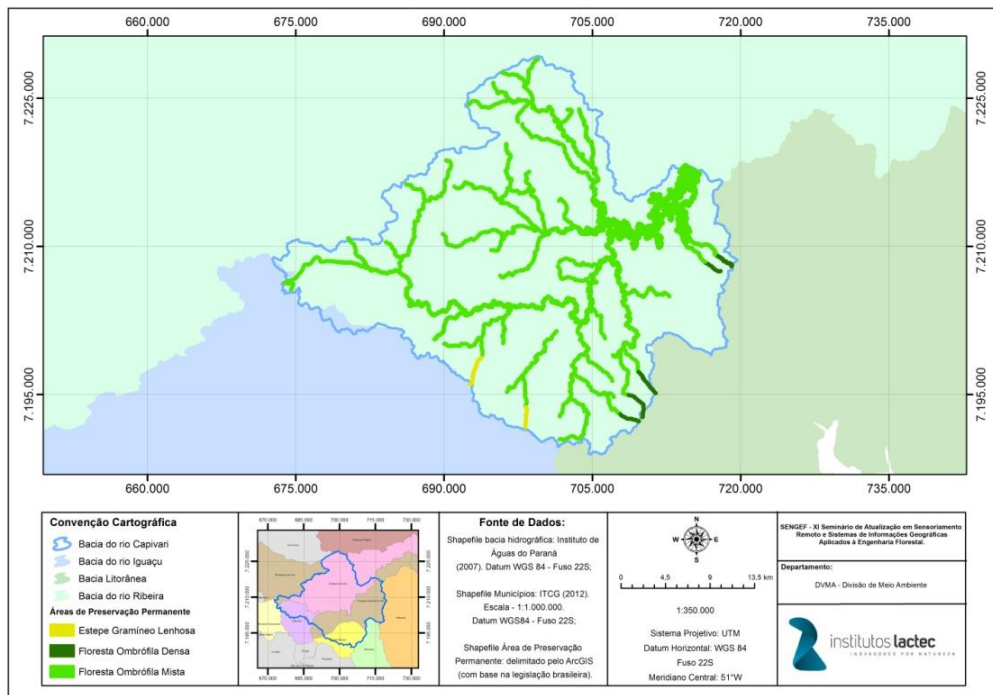


Figura 3. Mapa das áreas de preservação permanente.
Figure 5. Permanent preservation areas map.

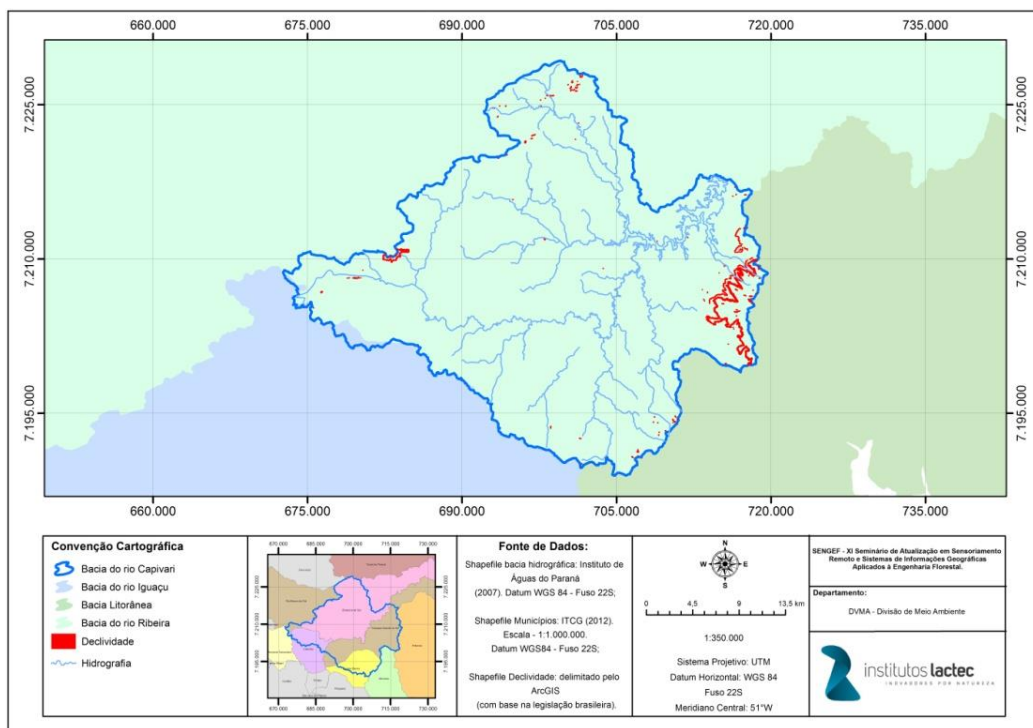


Figura 4. Mapa de declividade.

Figure 6. Slope map.

Tabela 2. Áreas de Preservação Permanente (APP).

Table 9. Permanent Preservation Areas (PPA).

Bacia	Declividade	Área (km ²)	Área (%)
Capivari	Acima de 1800m	0,01	0,02
	Declividade acima de 45°	2,8	5,7
	Nascentes	0,2	0,4
	Cursos d'água	45,5	93,6
	Total		48,5

De acordo com a Tabela e Figura 5. Declividade acima de 45 graus, a classe declividade maior de 45° mostra-se bastante preservada com 85% de sua área coberta por vegetação. As categorias de maior impacto em relação à declividade são compostas pelo campo e pelo solo exposto, com 7,4 e 2,9%, respectivamente. Os atributos de declividade acima de 1800 metros e as nascentes não serão comentados devido ao seu valor pequeno em relação ao total da área.

Tabela 3. Conflito de Uso do Solo nas áreas com declividade superior a 45°.

Table 10. Land use conflict on areas with slope above 45°.

Bacia	Uso do Solo >45°	Área (km ²)	Área (%)
Capivari	Campo	0,20	7,4
	Floresta	2,30	85
	Reflorestamento	0,05	1,8
	Hidrografia	0,03	1,1
	Sem Classificação	0,00	0
	Solo Exposto	0,08	2,9
	Área Urbana	0,04	1,4
Total		2,70	100,00

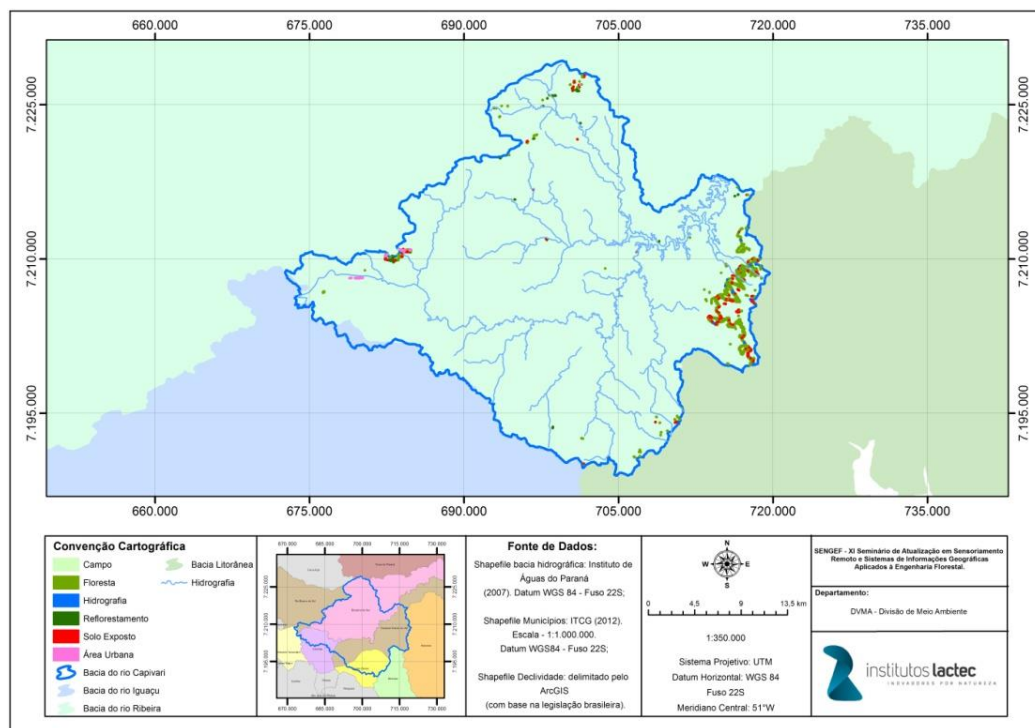


Figura 5. Declividade acima de 45 graus.
 Figure 7. Slopes above 45 degrees.

A área de preservação, ao longo dos cursos d’água, ocupa 37,8%, sendo que 62,2% estão ocupados de maneira irregular, desrespeitando a legislação. Dentre estes estão à área urbana e o solo exposto que ocupam as APPs com 2,4 e 17,1%, respectivamente, de acordo com a Tabela e Figura .

Tabela 4. Conflito de uso da terra nas áreas de APP.
 Table 11. Conflict of land use on PPA.

Bacia	Uso do Solo APPs	Área (km ²)	Área (%)
Capivari	Campo	11,3	24,8
	Floresta	17,2	37,8
	Reflorestamento	3,2	7,2
	Hidrografia	4,6	10,1
	Sem Classificação	0,3	0,6
	Solo Exposto	7,9	17,1
	Área Urbana	1,2	2,4
	Total	45,5	100,00

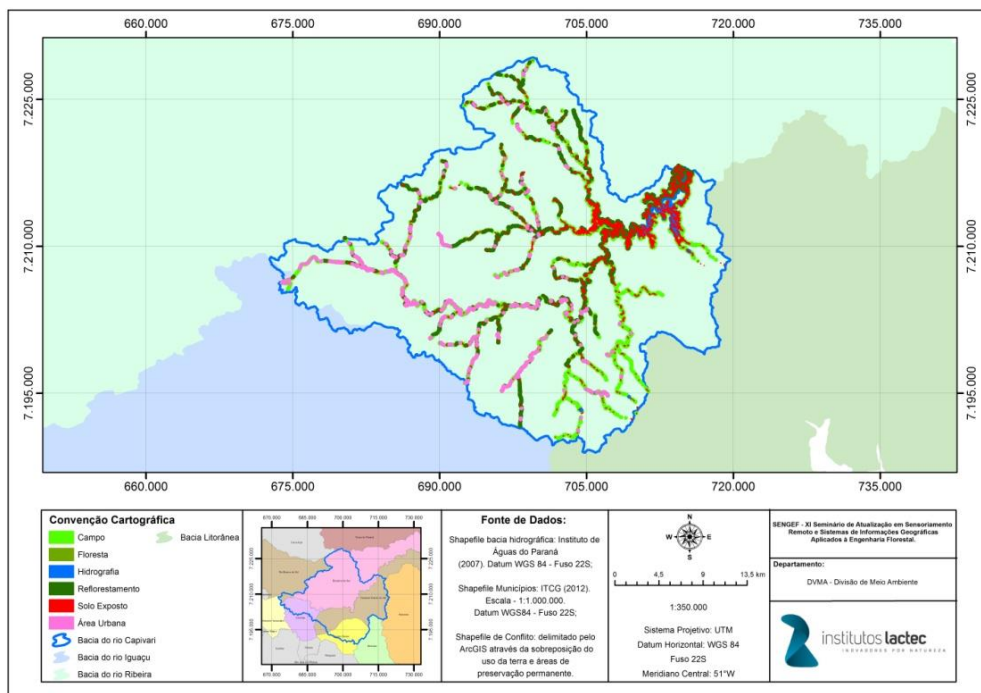


Figura 6. Conflito do uso da terra.
 Figure 8. Conflict land use.

CONCLUSÕES

A ferramenta SIG permitiu a delimitação automática das áreas de preservação permanente, mostrando a eficiência para estudos ambientais que possam ajudar a preservar os remanescentes florestais, assim como remanejar as áreas de uso indevido da terra. A utilização da imagem IRS-P6 e seu respectivo tratamento possibilitou a realização da classificação do uso e ocupação da terra, delimitando seis tipos de usos, dentre eles o solo exposto e as áreas urbanas; fatores que se mostraram muito evidentes nas áreas de APPs. A área de uso indevido corresponde a 28,3km², dentre os 45,5km² que deveria existir proteção. Este estudo permitiu demonstrar que existem ferramentas de SIG gratuitas que auxiliam na preservação do meio ambiente, fazendo-se cumprir o Código Florestal Brasileiro. Notou-se que a bacia do Capivari se encontra em um estágio de degradação avançado com mais de 50% de sua área com usos irregulares.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Leis e Decretos. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Código Florestal Brasileiro*. Brasília, 2012.
- VALLE JÚNIOR, R.F. *et al.* Diagnóstico das Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Tijuco, Ituitutaba – MG, Utilizando Tecnologia SIG. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 3, p. 495-503, 2012.
- NASCIMENTO, M.C. *et al.* Uso do Geoprocessamento na Identificação de Conflito de Uso da Terra em Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo. *Ciência Florestal*, v. 15, n. 2, p. 207-220, 2005.
- OLIVEIRA, F.S. *et al.* Identificação de Conflito de Uso da Terra em Áreas de Preservação Permanente no Entorno do Parque Nacional do Caparaó, Estado de Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 32, n. 5, p. 899-908, 2008.
- SOARES, V.C. *et al.* Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente e Identificação dos Conflitos Legais de Uso da Terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu – MG. *Revista Árvore*, v. 35, n. 3, p. 555-563, 2011.

ANÁLISE ESPECTRAL E TEMPORAL DA SAZONALIDADE DO CERRADO EM ÁREAS ANTROPIZADAS NO MUNICÍPIO DE SÃO ROMÃO, MINAS GERAIS

SPECTRAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF THE CERRADO BIOME SEASONALITY IN THE SÃO ROMÃO COUNTY, MINAS GERAIS

Inácio Thomaz Bueno¹, Fausto Weimar Acerbi Junior¹, Natália Alkmin Castro Silva¹, Alex Donizeti Sales¹, Ivy Mayara Sanches de Oliveira¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil, inaciotbueno@gmail.com; fausto@dcf.ufla.br; n.alkmin@hotmail.com, alex_sal20@yahoo.com, vivymay@engflorestal.ufla.br

RESUMO

A detecção de mudanças na cobertura do solo é uma ferramenta essencial no estudo da biodiversidade e na tentativa de mitigação de impactos ambientais. Quando se opta pela detecção de mudanças de forma automática com o auxílio de técnicas de sensoriamento remoto, essa é muitas vezes barrada pelo efeito da sazonalidade da vegetação, onde a homogeneidade de áreas antropizadas e áreas com influência sazonal é inevitável. Os índices de vegetação, que são normalmente calculados através de razões entre bandas, são muitas vezes úteis nesse tipo de análise, pois eles realçam as áreas vegetadas, sendo assim, captada pela diferença entre duas datas. Nesse estudo foram avaliadas as mudanças antrópicas na vegetação nativa através da análise do comportamento espectral das imagens diferença entre índices espectrais (NDVI, EVI, SAVI e MIRBI) em diferentes períodos. O índice que mostrou menor homogeneidade para os três períodos foi o MIRBI, porém ainda mostrou erros de inclusão acima de 50%, onde conclui que a sazonalidade é evidentemente um fator que afeta na detecção de mudanças, e mesmo em períodos e índices espectrais diferentes, ela influencia na análise.

Palavras-chave: Desmatamento, sazonalidade, índices espectrais, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Land cover change detection has been the main pursuit in the biodiversity studies and efforts to mitigate environmental issues. When the automatic change detection carried out by remote sense techniques is chosen, it is usually obstructed by the vegetation seasonal effect where the similarity in change and seasonal areas is inevitable. The vegetation indices, which are usually calculated by bands ratio, are very useful in this kind of analyze because they enhance the vegetation and its changed areas. In this study, anthropogenic changes in native vegetation were evaluated through analysis of the spectral behavior from spectral indices difference images (NDVI, EVI, SAVI and MIRBI) in different periods. The index which showed the lower homogeneity for the three periods analyzed was the MIRBI, but it still showed inclusion errors greater than 50%, where we could conclude that the seasonality is obviously a fact that disturbs the change detection and even in different periods and spectral indices, it has an influence on the analysis.

Keywords: Deforestation, seasonality, spectral indices, remote sensing.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é um dos principais biomas quando se trata de biodiversidade, sendo que possui a flora mais rica dentre as savanas do mundo, o que faz distinguir diferentes fisionomias com aspectos fenológicos distintos desde formações herbáceas a formações de espécies de alto dossel e florestas de galeria (KLINK e MACHADO, 2005).

Cerca de 60% do bioma esta em clima tropical com precipitação média anual entre 1200 e 1800 mm, e em

torno de 28% se encontra entre 800 e 1200 mm. Aproximadamente, 80 a 90% das chuvas estão concentradas durante os meses de outubro a março, o que resulta em dois períodos contradizentes: uma estação seca de abril a setembro com precipitação média mensal menor que 60 mm, podendo chegar à zero, e uma estação úmida com alta precipitação mensal (CASTRO *et al*, 1994).

Devido a essa instabilidade pluviométrica, a sazonalidade da vegetação é uma das principais barreiras quando o intuito é a automatização na detecção de atividades antrópicas em uma paisagem. Isso ocorre, pelo fato da queda das folhas mostrarem similaridade com a antropização da vegetação, quando esta é observada em diferentes períodos através de imagens de satélite, pois a folha constitui o principal elemento quando se considera o processo de interação entre radiação eletromagnética e a vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007), e que se tratando de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual, segundo Hermuche e Felfili (2011), estes podem apresentar uma alta taxa de perda de folhas em estações secas, chegando a 90% em áreas de rocha calcária.

No monitoramento da cobertura vegetal em imagens de satélite, os índices espectrais são uma medida radiométrica precisa dos padrões espaciais e temporais da atividade fotossintética da vegetação (HUETE *et al.*, 1997), pois eles combinam dois ou mais espectros de onda designados para realçar alguma propriedade da vegetação. Portanto, índices de vegetação são comumente utilizados para avaliar aspectos sazonais de fisionomias de biomas distintos em estudos regionais e globais (FRANCA e SETZER, 1998).

O objetivo deste estudo foi avaliar a detecção de mudanças antrópicas na vegetação nativa e sua homogeneidade com a diferença sazonal da vegetação, aplicando e testando índices espectrais: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Enhanced Vegetation Index* (EVI), *Soil-Adjusted Vegetation Index* (SAVI), e o *Mid-Infrared Burn Index* (MIRBI), em diferentes intervalos de tempo, analisando a sensibilidade de cada índice em relação à taxa de sazonalidade do período.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo esta localizada no nordeste do município de São Romão, Minas Gerais, próxima aos municípios de Pintópolis e Icarai de Minas (Figura 1). No que se refere à cobertura vegetal da área de estudo, é a caracterização de uma vegetação nativa típica de Cerrado, contendo também fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e Campo Cerrado (CARVALHO e SCOLFORO, 2008). O clima é temperado de savana (Aw) com alta sazonalidade (PEEL *et al*, 2007). O município de São Romão possui intensa atividade agropecuária, o que constitui sua principal economia, e a isso reflete grandes áreas de vegetação nativa desmatadas para atender a demanda de terra na região.

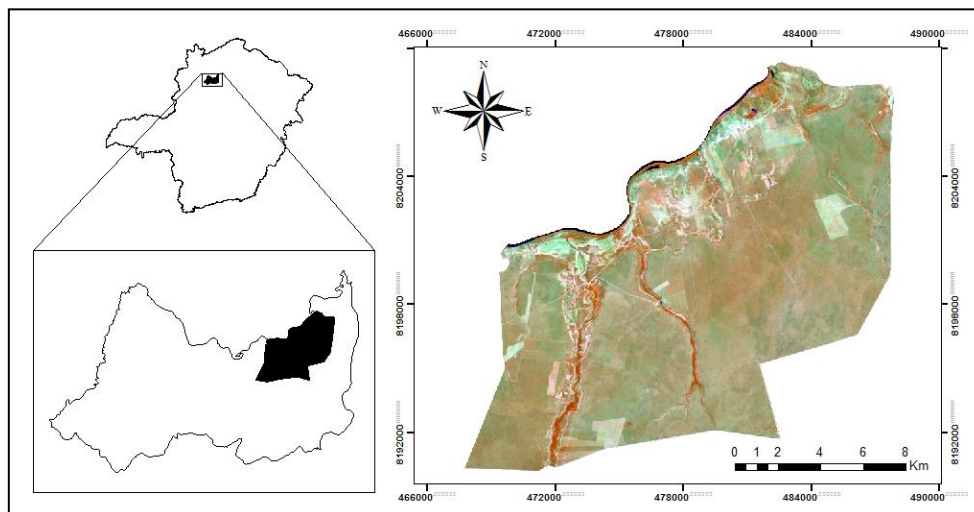


Figura 1. Área de estudo destacando o município de São Romão, Minas Gerais.

Figure 1. The study area enhancing the county of São Romão, Minas Gerais.

Utilizou-se cenas do satélite Landsat 5 TM (órbita 219 ponto 071) com resolução espacial de 30 metros e temporal de 16 dias, adquiridas gratuitamente da base de dados do *United States Geological Survey* (USGS). A seleção das imagens foi baseada na qualidade do produto e ausência de nuvens sob a área de estudo nas datas de passagem. As imagens provenientes dessa base de dados, já estão projetadas e corrigidas geometricamente, tendo sua projeção em UTM (*Universal Transversa de Mercator*) zona 23 sul, com datum WGS-84.

Foram estabelecidos três diferentes períodos de análise no ano agrícola 2010/2011, o qual se estende de julho de 2010 a junho de 2011. O primeiro período constitui-se dos desmatamentos detectados no intervalo de aproximadamente 1 mês, enquanto o segundo período compreende os desmatamentos detectados num intervalo de aproximadamente 6 meses e o terceiro período num intervalo de 1 ano, conforme pode-se observar nas datas das cenas utilizadas na detecção dos desmatamentos em cada período (Tabela 1).

Tabela 1. Data de passagem para as cenas Landsat adquiridas de acordo com o período de análise.

Table 1. Acquisition date for the Landsat scenes according to the analyzed period.

Período	Data Inicial	Data Final
Mensal	07/07/2010	24/08/2010
Semestral	07/07/2010	31/01/2011
Anual	07/07/2010	10/07/2011

Os índices espectrais foram calculados nas imagens de ambas as datas de passagem para cada período. O NDVI, descrito por Rouse JR *et al.* (1974), foi um dos índices utilizados, por apresentar grande variação nos valores de reflectância da cobertura vegetal entre as bandas do infravermelho próximo e vermelho em sua razão de bandas espectrais, fazendo com que a vegetação seja realçada dos demais tipos de cobertura do solo. Seus valores variam de -1 a 1. O EVI possui uma sensibilidade maior em regiões com alto índice de biomassa, descrito por Huete *et al.* (1999). O SAVI também possui a característica de realce da vegetação, porém minimiza a influencia do brilho do solo na vegetação (HUETE, 1988). O quarto e ultimo índice testado foi o MIRBI (TRIGG e FLASSE, 2001), que por ser destinado ao realce de queimadas na vegetação, também contabiliza mudanças, como remoção de vegetação por desmatamento (Tabela 2).

Tabela 2. Equações para o cálculo dos índices espectrais NDVI, EVI, SAVI e MIRBI.

Table 2. Equations for calculation of the spectral indices NDVI, EVI, SAVI and MIRBI.

Índice	Equação	Referência
NDVI	$(IVP - V) / (IVP + V)$	ROUSE JR <i>et al.</i> (1974)
EVI	$G*(IVP - V) / (L + IVP + C_1*V - C_2*B)$	HUETE <i>et al.</i> (1999)
SAVI	$(IVP - V) / (IVP + V + L)*(1 + L)$	HUETE (1988)
MIRBI	$(10 * IVM) - (9,8 * IVM) + 2$	TRIGG; FLASSE (2001)

Onde: IVP é o valor da reflectância na banda do infravermelho próximo; V é o valor da reflectância na banda do vermelho; B é o valor da reflectância na banda do azul; G, C₁, C₂ são constantes obtidas por Huete *et al.* (1999), sendo G=2,5; L=1; C₁=6; e C₂=7,5; L é a constante de fator de ajuste do índice, podendo assumir valores de 0 a 1 dependendo da cobertura do solo (HUETE, 1988), e que para este estudo, foi assumido um valor de 0,5 para essa constante; IVM é o valor da reflectância na banda do infravermelho médio.

Após os cálculos dos índices para ambas as datas de cada período, calculou-se a imagem diferença, por meio de uma simples subtração entre imagens. Essa imagem destaca as áreas de alteração na cobertura do solo, tanto para remoção de cobertura vegetal, quanto para revegetação de áreas com solo exposto.

A Figura 2 mostra os índices espectrais calculados e suas respectivas imagens diferença para uma área que ocorreu desmatamento no intervalo anual de detecção, sendo destacada por tons mais claros na imagem

diferença.

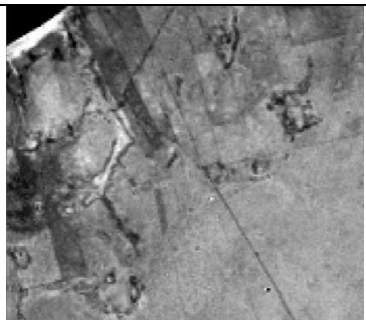


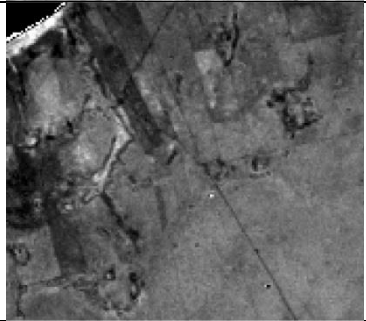
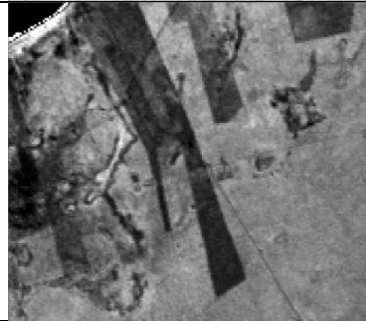
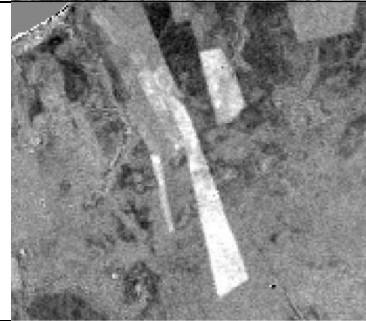
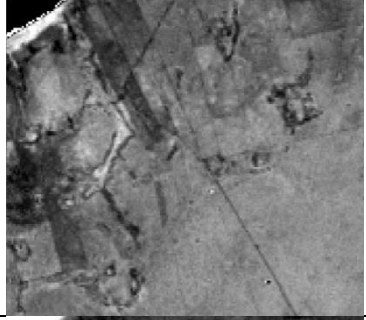


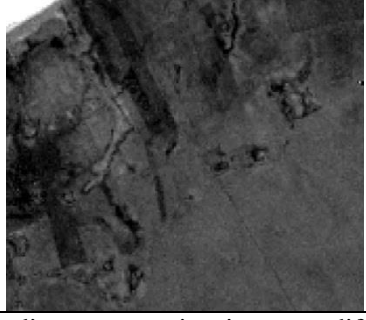
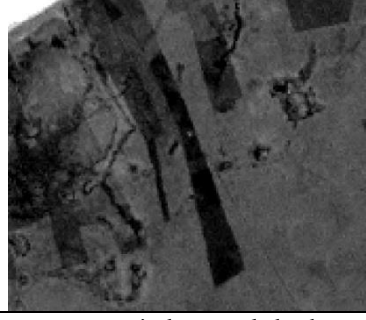

Índice	Data Inicial	Data Final	Imagem Diferença
NDVI			
EVI			
SAVI			
MIRBI			

Figura 2. Índices espectrais e imagens diferença no período anual de detecção.
 Figure 2. Spectral indices and its difference image in an annual detection.

Ao se fazer uma classificação ou gerar uma análise de acurácia de qualquer mapeamento, uma verdade de campo é sempre fundamental na análise. Neste trabalho, os polígonos de desmatamentos, que serviram como verdade de campo, foram detectados na área de estudo utilizando técnicas de interpretação visual nas imagens Landsat 5 com auxílio de imagens de alta resolução espacial sempre que necessário. Desta forma, gerou-se uma imagem verdade de campo, contendo todos os polígonos de mudança, para cada período de análise. Essa classificação manual detecta as áreas de mudanças de forma segura e com baixo índice de erros, porém é um método instável e oneroso, onde a experiência do observador irá determinar a qualidade do produto final. Assim, se justifica a tentativa de automatização na detecção de mudanças ao longo de uma paisagem.

Para o processo de detecção automática das mudanças nas imagens diferenças de cada índice espectral utilizou-se limiares baseados em critérios estatísticos extraídos dos polígonos de mudança. Assim utilizando valores de média, desvio padrão e valores mínimos e máximos dos polígonos de mudança, detectado nas imagens verdade de campo, definiu-se os limiares de mudança e não mudança para cada índice espectral em cada período de.

Em seguida, esses limiares foram estabelecidos na imagem a ser classificada, de modo que todos os pixels da imagem que apresentavam valores superiores aos limiares da classe não mudança foram classificados na classe mudança.

As classificações de mudança geradas para cada índice, em cada período de análise, foram então comparadas com a imagem verdade de campo objetivando quantificar os erros de omissão e comissão e consequentemente as acuracidades do Produtor e do Usuário.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na análise da acurácia, observou-se quatro situações: a) pixels de não mudança que foram corretamente classificados; b) pixels de não mudança que foram erroneamente classificados como mudança; c) pixels de mudança que foram corretamente classificados; e d) pixels de mudança que foram erroneamente classificados como não mudança (Figura 3).

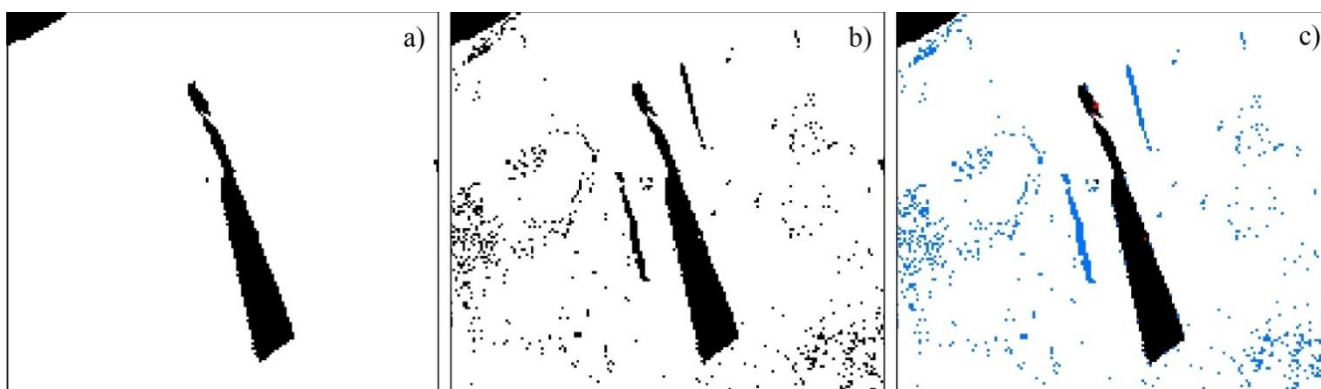


Figura 3. Comparação entre: a) verdade de campo, e b) classificação de mudança pela análise de limiares, onde os pixels de mudança são representados pelos valores em preto, e os pixels de não mudança em branco. c) representa a combinação desses valores, sendo preto para a os pixels de mudança, branco para os pixels de não mudança, azul para os pixels incluídos e vermelho os pixels omitidos.

Figure 3. Comparison between: a) ground truth and b) change classification by the threshold analysis, where the change pixels are the black values and the no change are the white one. c) shows the combination of these values, which is black for the change pixels, white for the no change pixels, blue for the included pixels and red for the omitted pixels.

Dentre os resultados obtidos através da matriz de confusão, se destacam a acurácia do produtor e do usuário para os pixels de mudança. A primeira descreve o quanto os pixels que realmente são mudança segundo a verdade de campo, foram corretamente classificados, sendo o erro dessa análise o erro de omissão. Já a acurácia do usuário mostra o quanto os pixels classificados como mudança são realmente mudança segundo a imagem verdade de campo, sendo o seu erro de comissão ou inclusão. Os resultados das acurácias do produtor e do usuário, bem como dos erros de omissão e inclusão, para cada índice espectral em cada período de análise são mostrados na Tabela 3.

Ao se analisar a acurácia do produtor, observa-se que o índice MIRBI obteve os maiores valores para os períodos semestral e anual. Exceção feita ao período mensal onde esse índice teve o menor valor, junto com o NDVI. Em geral, todos os índices em todos os períodos, mostraram erros de omissão em torno de 20% o que caracteriza uma boa margem de acerto dos pixels que realmente mudaram.

Tabela 3. Análise de acurácia do produtor e do usuário para os índices testados.

Table 3. Producer and user's accuracy analyses for the tested indices.

Período	Índice	Ac. Produtor (%)	Erro Omissão (%)	Ac. Usuário (%)	Erro Comissão (%)
Mensal	NDVI	77,19	22,81	1,03	98,97
	EVI	79,05	20,95	0,56	99,44
	SAVI	83,02	16,98	0,66	99,34
	MIRBI	77,19	22,81	2,80	97,20
Semestral	NDVI	76,05	23,95	15,85	84,15
	EVI	73,54	26,46	13,41	86,59
	SAVI	76,95	23,05	20,44	79,56
	MIRBI	93,57	6,43	36,77	63,23
Anual	NDVI	80,97	19,03	28,96	71,04
	EVI	76,18	23,82	22,31	77,69
	SAVI	81,92	18,08	25,53	74,47
	MIRBI	88,49	11,51	51,18	48,82

Contudo, os erros de inclusão juntamente com a acurácia do usuário são o ponto chave dessa análise, pois eles mostram o quanto a sazonalidade afetou na detecção de mudanças na imagem diferença, ou seja, o quanto os pixels da imagem foram incluídos na classe de mudança apesar de eles realmente não terem mudado. Com isso, observa-se que os maiores erros de inclusão foram para as análises mensais, devido a alta diferença sazonal entre os meses de julho a agosto de 2010, onde a reflectância da queda das folhas nesse período mostrou tamanha semelhança com os desmatamentos na área, onde torno de 99% dos pixels classificados, foram influenciados pela sazonalidade.

Quando o período é alterado para um intervalo de seis meses, na tentativa de amenizar a diferença sazonal, pois o intervalo vai de uma estação seca para uma estação úmida, e a análise de mudança é embasada em perda de vegetação, sendo assim contrária à tendência do intervalo, a inclusão de pixels de mudança diminui razoavelmente, porém não tanto quando se observa o intervalo anual, onde se teve a menor inclusão de pixels de não mudança na classe mudança. Isso se observa, em teoria, que se comparando imagens de mesma data, a tendência é que o regime pluviométrico seja semelhante, e assim, os pixels não sofram intervenções sazonais, porém não é que se percebe nas acurácias do usuário de classificação.

Dentre os índices analisados, o Índice de Queimada no Infravermelho Médio (MIRBI) foi o que mostrou melhor acurácia do usuário, ou seja, menores erros de inclusão, sendo o mais apropriado para detectar mudanças por meio de simples diferença em regiões que apresentam sazonalidade na vegetação. Uma explicação plausível para esse índice mostrar melhores resultados neste tipo de análise dentre os outros, como o NDVI, é a não utilização da banda do vermelho na sua razão de bandas, onde aumenta a reflectância de radiação emitida pelas folhas, pois utiliza faixas de ondas do infravermelho, porém minimiza o realce da vegetação devido à falta de faixas de ondas de alta absorbância no seu cálculo.

Uma alternativa para diminuir essa grande inclusão de pixels de não mudança na classe mudança, é o estreitamento dos limiares, restringindo valores extremos, e assim, incluindo menos pixels. Porém, a acurácia do usuário, nesse caso, esta totalmente relacionada com a do produtor, onde quando se aumenta uma, diminui a outra, no que se resume em que a classificação terá menos pixels incluídos na classe de mudança, porém terá mais pixels, que realmente são mudança, excluídos dessa classe. Assim, essa alternativa faz com que a detecção por diferença entre índices não esclareça a verdadeira variação nos pixels que sofreram mudança, e mascare a homogeneidade de seus valores com o restante da imagem devido a interferência sazonal.

CONCLUSÕES

A detecção de mudanças na vegetação em regiões que apresentam sazonalidade elevada é evidenciada por dificuldades, devido a esta, mostrar similaridade espectral com áreas antropizadas. Assim, a inclusão de áreas influenciadas pelo regime sazonal em uma classificação de mudanças torna-se notória.

A tentativa de mitigar essas dificuldades, classificando imagens em diferentes índices espectrais, e ainda relacionando com diferentes intervalos entre detecções, mostrou alguns bons resultados, como a detecção das mudanças pelo índice MIRBI em um intervalo anual. Porém, vale a ressalva de que quanto o maior o intervalo de tempo feito em uma detecção de mudanças, maior a probabilidade de áreas de mudanças sofrerem segundas alterações, como por exemplo, a regeneração natural, dificultando e mascarando sua detecção.

Assim, esse estudo demonstra a necessidade de um método que mostre eficiência na detecção automática de antropização e que não seja afetado pela sazonalidade do ambiente, pois este é um fenômeno que afeta diretamente a fenologia da vegetação a que nele esta envolvida.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam os seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO, L.; SCOLFORO, J. Inventário florestal de Minas Gerais: Monitoramento da Flora Nativa. *Lavras, Universidade Federal de Lavras*, 2008.
- CASTRO, L. *et al.* Definition and regionalization of pluviometric patterns in the Brazilian Cerrado. *Assad (Ed.), Chuva nos Cerrados: Análise e espacialização*, p. 13-23, 1994.
- FRANCA, H.; SETZER, A. AVHRR. temporal analysis of a savanna site in Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, v. 19, n. 16, p. 3127-3140, 1998.
- HERMUCHE, P.M.; FELFILI, J.M. Relação entre NDVI e florística em fragmentos de Floresta Estacional Decidua no Vale do Paranã, Goiás. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 1, 2011.
- HUETE, A. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment*, v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.
- HUETE, A. *et al.* MODIS vegetation index (MOD13). *Algorithm theoretical basis document*, 1999.
- HUETE, A. *et al.* A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote sensing of environment*, v. 59, n. 3, p. 440-451, 1997.
- KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.
- PEEL, M.C. *et al.* Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology & Earth System Sciences Discussions*, v. 4, n. 2, 2007.
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. *Parêntese*, 2007. ISBN.
- ROUSE JR, J. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication*, v. 351, p. 309, 1974.
- TRIGG, S.; FLASSE, S. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. *International Journal of Remote Sensing*, v. 22, n. 13, p. 2641-2647, 2001.

ANÁLISE MULTITEMPORAL DE QUEIMADAS DOS MUNICÍPIOS INSERIDOS NA REGIÃO DO ALTO-MÉDIO SÃO FRANCISCO

MULTITEMPORAL ANALYSIS OF FOREST FIRES AT MIDDLE-HIGH SÃO FRANCISCO COUNTIES

Júlia Vaz Tostes Miluzzi de Oliveira¹; Breno Roberto Dias Amorim¹; Athus de Oliveira Caputo¹; Júlia Salgado Zucal¹; Francielle Corrêa Neri¹; José Roberto de Almeida Filho¹; Fausto Weimar Acerbi Junior¹, Allan Arantes Pereira¹

¹Universidade Federal de Lavras - UFLA, C.P.3037, CEP 37200-000 - Lavras, MG, Brasil, juliaavaztostes@hotmail.com, brenoengflorestal@yahoo.com.br, athuscaputo@gmail.com, juliazucal@hotmail.com; fcneri@hotmail.com, bebets@outlook.com, fausto@dcf.ufla.br, allan.pereira@ifsuldeminas.edu.br

RESUMO

A discussão do tema incêndio no meio acadêmico, incentivou a produção de tecnologias que possibilitam monitorar e quantificar as queimadas ocorridas no nosso planeta. Atualmente, tanto a ciência quanto a sociedade conta com um grande aparato tecnológico no monitoramento dos incêndios florestais. Dessa forma, o objetivo deste trabalho é gerar uma base de dados espaciais dos incêndios ocorridos na sub bacia 9 da bacia do São Francisco durante o período de Julho a Setembro de 2010 através de técnicas de sensoriamento remoto. A imagem diferença do NDVI dos meses em estudo foram analisadas para detecção e quantificação de queimadas e desmatamentos e esses resultados foram cruzados com dados sócio-econômicos e ambientais dos municípios. Através dos resultados, concluímos que para análises espaciais de desmatamentos e queimadas é necessário monitoramento contínuo, com maior período de monitoramento e maior frequência de dados adquiridos.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, cobertura do solo, SIG, engenharia florestal, incêndios florestais.

ABSTRACT

The debate of theme Forest fire at the academic ground has encouraged the creation is technologies that can monitor and quantify the burns that occurred in our planet. Nowadays, both Science and society counts with a great number of technological devices to monitor forest fires. Therefore, the objective/aim/goal of this work is to generate a spatial database of (forest) fires that occurred at the sub basin 9 of the Sao Francisco watershed between July and September of 2010 through remote sensing techniques. The NDVI's difference image of the months of the study were analysed for detection and quantification of the burns and deforestation and these results were crossed with the socioeconomic and the environmental data from the counties. Through these results, we conclude that for the spatial analysis of deforestation and burns, a continued monitoring is needed, with a larger period of monitoring and and greater frequency of acquired data.

Keywords: Remote sensing, GIS, forestry engineering, forest fires.

INTRODUÇÃO

A vegetação é um elemento de primeira importância do quadro natural, e contribuí sobremaneira para a manutenção da vida na terra. É essencial para a manutenção do ciclo hidrológico, além de participar ativamente da dinâmica dos processos geomorfológicos e pedogenéticos e ser importante indicador de qualidade ambiental (THORNES, 1990; citado por BUENO *et al.* 2009).

O Brasil, detentor da maior floresta tropical do mundo, é responsável por garantir a proteção da sua biodiversidade e a preservação de seus serviços ambientais, primordiais para a manutenção da vida. Desta

maneira, as geotecnologias podem ser muito úteis para prever as tendências de expansão do desmatamento, bem como para monitorar e garantir a proteção da biodiversidade (MARTINS, 2007).

A causa mais comum de incêndios florestais são aquelas resultantes da ação humana sendo resposta do uso indevido do fogo como forma de manejo do solo (SOARES e BATISTA, 2002). A melhor forma para atenuar as perdas causadas pelo fogo é gerar um conhecimento do grau de risco e elaboração de metodologias específicas de previsão, prevenção e controle.

Os incêndios são uma das mais importantes fontes de danos aos ecossistemas florestais nas regiões em desenvolvimento. As pressões que estas áreas florestais sofrem devido à necessidade de novas áreas destinadas às atividades agropecuárias têm aumentado consideravelmente o número de incêndios e a extensão das áreas queimadas (BATISTA, 2004).

Atualmente em Minas Gerais as florestas nativas são transformadas em carvão vegetal e posteriormente os solos são preparados para a expansão das atividades agropecuárias (CARVALHO *et al.*, 2009). Este preparo do solo consiste em derrubar os remanescentes da vegetação nativa e atear fogo para limpeza da área.

Entende-se por pressão antrópica qualquer atividade humana que de alguma forma interfira nos mecanismos naturais de funcionamento de uma unidade ecológica ou sistema (SUHOGUSOFF e PILIACKAS, 2007). Considerar os aspectos socioeconômicos dos principais atores envolvidos na transformação das diferentes fitofisionomias, juntamente com os fatores ambientais de riscos de incêndios florestais, possibilita gerar estratégias adequadas de prevenção.

A vegetação é um dos elementos do quadro natural de maior susceptibilidade à intervenção antrópica. Desde os primórdios até a atualidade, as ocupações humanas no espaço são invariavelmente precedidas pela retirada da cobertura vegetal (CHRISTOFOLETTI, 1995; GUERRA e MARÇAL, 2006 citados por FELIPPE *et al.* 2009).

A pressão antrópica pode ser medida através de informações socioeconômicas disponibilizadas por órgãos públicos competentes, pois segundo Monteiro e Sawyer (2001), os dados censitários fornecidos pelo IBGE ou por instituições municipais são fontes seguras de informações sociais e econômicas que contribuem para a análise da pressão antrópica sobre o ambiente. De acordo com Ricklefs (2003) o nível de pressão antrópica sobre determinado sistema depende do tipo de ação humana aplicada, bem como da capacidade de suporte do ambiente em responder de forma positiva ou negativa, ou ainda de forma rápida ou lenta aos diferentes tipos de intervenção humana em seu funcionamento. Diante desse cenário, torna-se importante conhecer e caracterizar as queimadas de um local para que se possam tomar medidas de precauções aos incêndios com base em informações confiáveis.

No âmbito não só das ações fiscalizatórias, mas também da análise do padrão dos desmatamentos em Minas Gerais, o setor de Geoprocessamento do Laboratório de Estudos e Projetos em Manejo Florestal (LEMAF) da Universidade Federal de Lavras, com o apoio do Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG), através do Projeto de Monitoramento Contínuo da Flora Nativa de Minas Gerais, vem realizando desde 2010 o monitoramento mensal da vegetação nativa do estado, no qual a detecção de queimadas e análise espacial é realizada.

A partir desses dados e de dados auxiliares adquiridos junto ao Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais e ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística objetivou-se inferir tendências relacionadas as incêndios e desmatamentos, ou seja, analisar a dinâmica dos desmatamentos e incêndios, em uma escala regional e verificar a relação destes eventos com dados socioeconômicos, como percentual de população urbana, PIB, Renda Per Capita, IDH, Incidência da pobreza, Condições Sociais e Índice de escolaridade, que nos remete a situação econômica dos municípios; dados institucionais como a presença de departamentos ou similares de meio ambiente (EMATER, IEF e IMA); e produtivos do município como quantidade de madeira em geral produzida, de carvão, produção pecuária e lavouras temporárias e permanentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada no extremo norte do estado de Minas Gerais, é restrita a sub bacia 9, que corresponde ao sul da bacia do Rio São Francisco e engloba 25 municípios, inseridos na Região Alto Médio São Francisco (Figura 1). No presente estudo foram analisados apenas 9 desses municípios, que foram selecionados por apresentarem um ou mais polígonos de queimada e/ou incêndio no período estudado, que foi compreendido entre Julho e Setembro de 2010. São os municípios: Arinos, Bonito de Minas, Chapada Gaúcha, Cônego Marinho, Formoso, Januária, Miravânia, Pintópolis e São João das Missões (Figuras 2 e 3).

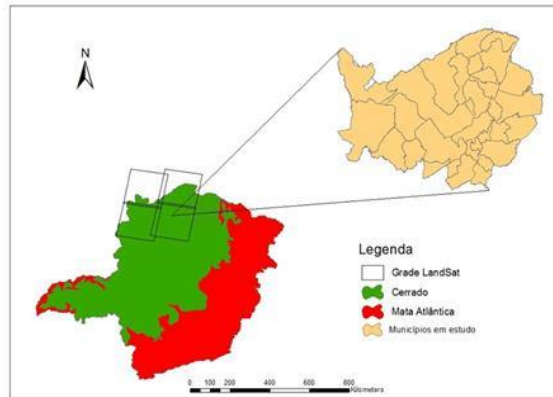


Figura 1. Área de estudo.
Figure 1. Study area.

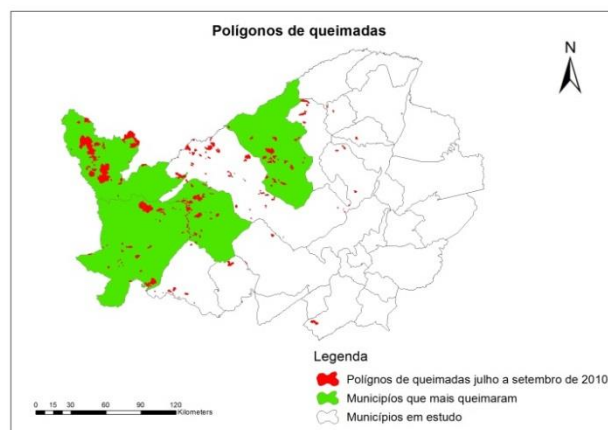


Figura 2. Polígonos de queimadas e municípios que mais queimaram.
Figure 2. Forest fires polygons and the most burned counties.



Figura 3. Polígonos de desmatamento e municípios que mais desmataram.
Figure 3. Deforestation polygons and the most deforested counties.

A área é considerada uma área de transição entre os biomas da Mata Atlântica e Cerrado, com predomínio do Cerrado e suas variações. Segundo o mapeamento da cobertura vegetal de Minas Gerais, Carvalho e Scolforo (2007), a área de estudo tem ocorrência de cerrado típico, campo, campo cerrado, floresta decidual, floresta Semidecidual e veredas. Apresenta áreas densamente povoadas e de acentuada riqueza, como também áreas de pobreza crítica e baixa densidade demográfica, demonstrando assim vários paradoxos socioeconômicos e uma grande vulnerabilidade ambiental.

Imagens e focos de calor:

A detecção foi realizada através de uma análise multitemporal das imagens do satélite Landsat 5 TM, que apresenta resolução espacial de 30m. As imagens foram georreferenciadas, utilizando-se pontos de controle terrestres e erro máximo admissível de 0,5 pixel. Em seguida, foram geradas as imagens NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada).

Logo após, uma imagem diferença entre os índices das duas imagens foi gerada para destacar mudanças na vegetação. Na imagem diferença, valores próximos de zero indicam áreas onde não ocorreram mudanças na vegetação. Valores positivos indicam áreas onde houve diminuição de cobertura vegetal e valores negativos indicam áreas onde houve crescimento expressivo da cobertura vegetal no período em consideração (CARVALHO, 2008). Após a comparação visual entre as imagens NDVI e imagens diferença, foram demarcadas, via regiões de interesse (ROI), as áreas realmente queimadas. A ferramenta crescimento de região foi utilizada para obter um melhor delineamento das regiões de interesse. Este método se baseia na similaridade dos pixels demarcados inicialmente ("pixel semente"), com seus vizinhos. O crescimento é realizado automaticamente, porém a intensidade do crescimento é supervisionada (GONTIJO, 2011).

Os polígonos foram somados totalizando a área queimada ocorrida no ano. Para isso foram carregados no ArcGis e passaram por alguns processos, dentre eles o *Merge* que é o processo que une todos os polígonos. Porém, só este processo não foi suficiente, pois houveram polígonos sobrepostos devido à faixa comum de passagem do satélite e a natureza temporal dos mesmos, o que acarretaria em superestimação de áreas queimadas, que foi resolvido com outro processo, o *Dissolve* que funde todos os polígonos sobrepostos em um único bloco de polígonos, após esse passo utilizamos a função *Multipart to singlepart* para individualizar os polígonos. Em seguida, outra ferramenta, o *Identity*, é utilizada para individualizar os polígonos, e assim resgatarmos seus atributos iniciais, por municípios e regiões.

Os dados de focos de calor serviram como base na orientação no mapeamento das queimadas. As imagens utilizadas na metodologia de detecção desses focos são provenientes dos satélites polares da série NOAA, EOS (TERRA / AQUA) e dos satélites de órbita geostacionária GOES E METEOSAT.

Dados auxiliares:

Os dados da área e da população dos municípios utilizados para as análises social, ambiental, econômica e de produção rural e florestal foram obtidos junto ao IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e ao ZEE MG- Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais (Tabelas de 1 a 8).

Tabela 1. Informações gerais dos municípios.

Table 1. Counties's general information.

Municípios	Área total (ha)	População total 2010	Densidade demográfica (hab./km ²)
Arinos	527941,9	17674	3,35
Bonito de Minas	390491,1	9763	2,48
Chapada Gaúcha	325518,7	10805	3,32
Cônego Marinho	164199,8	7101	4,32
Formoso	368570,2	8177	2,22
Januária	666166,6	65463	9,83
Miravânia	60212,8	4549	7,55
Pintópolis	122873,6	7211	5,87

São João das Missões

67827,4

11715

17,27

Tabela 2. Informações sociais dos municípios.

Table 2. Counties's social information.

Municípios	IDH	Incidência de pobreza 2003 (%)	Condições sociais	Índice de escolaridade (%)
Arinos	0,66	48,60	Muito precário	85,50
Bonito de Minas	0,54	70,92	Muito precário	95,82
Chapada Gaúcha	0,63	53,65	Muito precário	86,23
Cônego Marinho	0,62	58,17	Muito precário	89,91
Formoso	0,64	48,02	Muito precário	88,37
Januária	0,66	50,17	Precário	75,79
Miravânia	0,59	56,59	Muito precário	90,61
Pintópolis	0,59	57,33	Muito precário	89,67
São João das Missões	0,53	69,09	Muito precário	93,83

Tabela 3. Informações econômicas dos municípios.

Table 3. Counties's economical informations.

Municípios	População Urbana 2010 (%)	PIB (2010)	Renda per capita
Arinos	61,41	R\$ 139.307,00	Precário
Bonito de Minas	22,63	R\$ 38.044,00	Muito precário
Chapada Gaúcha	53,32	R\$ 64.942,00	Muito precário
Cônego Marinho	73,03	R\$ 34.298,00	Muito precário
Formoso	63,26	R\$ 95.974,00	Precário
Januária	63,12	R\$ 358.309,00	Precário
Miravânia	23,72	R\$ 31.098,00	Muito precário
Pintópolis	35,11	R\$ 36.214,00	Muito precário
São João das Missões	20,88	R\$ 42.105,00	Muito precário

Tabela 4. Informações ambientais dos municípios.

Table 4. Counties's environmental informations.

Municípios	Vulnerabilidade	Risco	Unidade	Unidade	Unidade
	Natural	Ambiental	EMATER	IEF	IMA
Arinos	Alta	Baixa	Sim	Sim	Sim
Bonito de Minas	Baixa	Alta	Sim	Sim	Sim
Chapada Gaúcha	Baixa	Alta	Sim	Não	Não
Cônego Marinho	Baixa	Alta	Sim	Não	Não
Formoso	Média	Muito Alta	Sim	Não	Não
Januária	Alta	Alta	Sim	Sim	Sim
Miravânia	Baixa	Alta	Sim	Não	Não
Pintópolis	Baixa	Alta	Sim	Sim	Não
São João das Missões	Baixa	Alta	Sim	Não	Não

Tabela 5. Produção rural dos municípios.

Table 5. Counties's rural production.

Municípios	Pecuária (litros)	Lavoura Permanente		Lavoura Temporária (kg/ha)
		Coco-da-Bahia (frutos/ha)	Demais culturas (kg/ha)	
Bonito de Minas	2480	27000	7466	41134
Chapada Gaúcha	1228	0	8450	48103
Cônego Marinho	625	0	0	65600

Formoso	2500	2000	32397	87669
Januária	11617	15000	55000	55095
Miravânia	541	0	0	26900
Pintópolis	1013	0	0	64761
São João das Missões	630	0	15000	146558

Tabela 6. Produção florestal dos municípios.

Table 6. Counties's forest production.

Municípios	Carvão (ton)	Madeira em geral (m ³)
Arinos	11836	2484
Bonito de Minas	0	0
Chapada Gaúcha	0	0
Cônego Marinho	0	0
Formoso	0	10650
Januária	0	0
Miravânia	112	0
Pintópolis	0	0
São João das Missões	0	0

Tabela 7. Informações dos polígonos de queimadas.

Table 7. Informations from forest fire polygons.

Municípios	Nº de Polígonos de queimadas	Área queimada %	Nº de focos de Calor
Arinos	86	1,92	0
Bonito de Minas	33	1,38	446
Chapada Gaúcha	50	1,65	158
Cônego Marinho	10	0,84	53
Formoso	35	8,79	69
Januária	71	1,12	709
Miravânia	3	0,09	20
Pintópolis	5	0,65	39
São João das Missões	1	0,26	93

Tabela 8. Informações dos polígonos de desmatamentos.

Table 8. Informations from deforestation polygons.

Municípios	Nº de Polígonos de desmatamento	Área desmatada %
Arinos	16	0,04
Bonito de Minas	2	0,04
Chapada Gaúcha	8	0,02
Cônego Marinho	1	0,01
Formoso	5	0,06
Januária	13	0,04
Miravânia	3	0,07
Pintópolis	15	0,2
São João das Missões	0	0

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os municípios que mais queimaram a vegetação no período analisado foram aqueles com maior extensão territorial. Os 4 municípios que apresentaram maior porcentagem da área queimada (Tabela 7) foram por ordem: Formoso, Arinos, Chapada Gaúcha e Bonito de Minas, e os municípios que tiveram maior porcentagem da área desmatada (Tabela 8) foram por ordem: Pintópolis, Miravânia, Formoso e Arinos. Destacando Arinos e Formoso (Figuras 2 e 3) que apresentaram maior porcentagem de área queimada e desmatada. Essa informação junto com a informação da existência de órgãos de fiscalização ambiental pode indicar carência de pessoal dentro destes órgãos ambientais, o que dificultaria as ações de fomento e

fiscalização nos maiores municípios.

A densidade demográfica (Tabela 1) pode ser dividida, de acordo com o Censo Demográfico de 2010, em 10 classes: Até 1; de 1,1 a 5; de 5,1 a 10; de 10,1 a 15; de 15,1 a 20; de 20,1 a 50; de 50,1 a 100; de 100,1 a 250; de 250,1 a 500 e acima de 500. Os 4 municípios com maior densidade demográfica foram, São João das Missões, Januária, Miravânia e Pintópolis. Com relação aos desmatamentos, percebemos que dois dos municípios que tiveram maiores Densidades demográficas, tiveram também maiores áreas desmatadas, mas os outros dois tiveram, em relação a região, pequena porcentagem da área desmatada.

O Índice de desenvolvimento humano (IDH) (Tabela 2) pode ser dividido, de acordo com o ZEE-MG, em três classes: Baixo (até 0,499), Médio (de 0,5 a 0,799) e Alto (acima de 0,8). Estando todos os municípios analisados enquadrados na classe médio.

O Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios (Tabela 3) nos mostra que três dos municípios que apresentaram maiores áreas queimadas apresentaram também maiores PIBs.

Com relação aos fatores ambientais (Tabela 4), nenhum dos quatro municípios que apresentaram maior risco ambiental apresentaram maiores áreas queimadas. Por outro lado, dois dos municípios com maior risco ambiental apresentaram maiores áreas desmatadas. Dos municípios que apresentaram maior área queimada, apenas dois possuem os três órgãos ambientais em questão. Os outros dois, possuem apenas Unidade da EMATER, que é classificado como órgão de assistência técnica e extensão rural. Isso pode ser observada também nos dados de desmatamentos.

Em relação ao componente produtivo rural dos municípios foram analisados a pecuária leiteira, lavouras permanentes e lavouras temporárias (Tabela 5). Januária e Arinos foram os municípios que mais produziram leite, destacando Arinos, que foi um dos municípios que mais tiveram área queimada e desmatada. Na área, o que mais se destacou foi a produção de leite e as lavouras temporárias.

Em relação ao componente produtivo florestal dos municípios (Tabela 6) foi levantada a quantidade de carvão vegetal produzida e a produção de madeira em geral. Pode-se observar que na área a produção florestal é restrita a Arinos Formoso e Miravânia. Podemos destacar Arinos e Formoso pois estão entre os municípios que tiveram maior porcentagem de área queimada e desmatada. Foi verificado em Arinos a maior produção de carvão vegetal com pequena produção de madeira e em Formoso a maior produção de madeira em geral e nenhuma produção de carvão vegetal.

CONCLUSÕES

Concluí-se que para análises espaciais de desmatamentos e queimadas é necessário monitoramento contínuo, com maior período de monitoramento e maior frequência de dados adquiridos, para que possam ser inferidas tendências desses fenômenos com fatores espaciais, socioeconômicos, ambientais e de produção rural e florestal.

Podemos observar que há uma certa tendência entre a presença de unidades do IEF e do IMA, como órgãos de fiscalização, e porcentagem da área queimada e desmatada. Assim como o tamanho do município na incidência de queimadas.

Através dos dados não detectamos nenhuma tendência, relacionada ao desmatamento, que fizesse referência a influência da densidade demográfica no nº de focos de calor, área queimada e nº de polígonos de queimadas (Tabela 6). Os nove municípios analisados no presente trabalho se enquadram na classe médio, então segundo essa classificação, não podemos também inferir nenhum padrão relacionado a influência do IDH, como principal variável social, em queimadas.

Através da análise do PIB podemos concluir que a produção dos municípios pode afetar a porcentagem de área queimada.

As fazendas de produção de lavoura permanente não influenciaram muito na ocorrência de queimadas e

desmatamentos, pois pouco ocorrem na região.

É verificada uma tendência entre o tamanho dos municípios e imprudência com relação a queimadas e desmatamentos. Podemos concluir também que a produção florestal pode interferir diretamente na porcentagem de área queimada e desmatada.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam os seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- BATISTA, A.C. Detecção de incêndios florestais por satélite, Revista Floresta, 2004, v. 34, n. 2, p. 237-241, Curitiba, Pr.
- CARVALHO, L.M.T. de. Ocupação das Áreas Desflorestadas no Estado de Minas Gerais: Atores e Causas da Modificação do Uso do Solo; XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Natal, Brasil, 25-30 de abril de 2009, INPE p. 5687-5694.
- CARVALHO, L.M.T.; SCOLFORO, J.R.S. Inventário Florestal de Minas Gerais: Monitoramento da Flora Nativa 2005-2007. Lavras: Editora UFLA. 2008. 318 p.
- FELIPPE, M.F.; BUENO, J. Desmatamento na Bacia do Rio Mucuri (MG), Brasil no período de 1989 a 2008: uso de imagens Cbers e Landsat na espacialização dos remanescentes florestais. In: anais XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Natal, 25-30 abril 2009, INPE, p. 2713-2720.
- GONTIJO, G.A.B. Detecção de queimadas e validação de focos de calor utilizando produtos de Sensoriamento Remoto; XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 7966.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Acesso em: 27 de maio. 2014.
- MARTINS, L.K.P.; ZANON, P.C.F. Uso de geotecnologias na proteção da biodiversidade. In: Anais XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis, Brasil 21-26 abril 2007, INPE, p. 4029-4036.
- RICKLEFS, R.E. Economia da natureza. 5ª edição. Guanabara Koogan, São Paulo, 2003. 542 p.
- SOARES, R.V.; BATISTA A.C. Curso de especialização de tutoria a distância controle de incêndios florestais: O problema do fogo na floresta e meteorologia aplicada aos incêndios florestais. ABEAS, Brasília, DF. Módulo 2, 2002. 120 p.
- SUHOGUSOFF, V.G.; PILIACKAS, J.M. 2. Breve histórico da ação antrópica sobre os ecossistemas costeiros do Brasil, com ênfase nos manguezais do estado de São Paulo. Integração. Ano XIII. Nº 51. 2007. p 343-351.
- ZEE-MG. Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais. Disponível em: Acesso: 27 de maio. 2014.

ANÁLISE SOBRE A VARIAÇÃO NO QUADRO VEGETACIONAL EM PONTAL DO PARANÁ ENTRE OS ANOS DE 1996 E 2012

ANALYSIS OF THE VARIATION IN THE FRAMEWORK VEGETATION IN PONTAL OF PARANÁ BETWEEN THE YEARS 1996 AND 2012

Jean Jesus Ilsuk da Silva¹, Sony Cortese Caneparo¹, Maria do Carmo Sousa Mora¹, Otacílio de Lopes Souza da Paz¹

¹ Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Cel. Francisco H. dos Santos, s/n, 81530-900, Curitiba, PR, Brasil, jeansilva02@hotmail.com; sony@ufpr.br; mariadocarmosmoura@gmail.com; otacilio.paz@gmail.com

RESUMO

O crescimento econômico e populacional brasileiro levou a profundas alterações no uso da terra e no quadro de vegetação natural no território nacional. Nesse contexto a análise dessas variações pode colaborar para o entendimento da dinâmica dessas mudanças. Esse trabalho tem como objetivo identificar e analisar as mudanças no quadro vegetacional que ocorreram no município de Pontal do Paraná entre 1996 e 2012. Para que tal objetivo pudesse ser alcançado, foram utilizados softwares de SIG, os quais permitiram a elaboração e a manipulação de uma base de dados que serviu de suporte a esse estudo. Os resultados mostraram que a variação na vegetação natural de Pontal do Paraná, não apresentou grandes modificações durante o recorte temporal escolhido, apresentado uma leve redução passando de 84,81 % da área total do município em 1996, para 84,29 % em 2012.

Palavras-chave: Vegetação natural, sistemas de informações geográficas.

ABSTRACT

The Brazilian economic and population growth led to profound changes in land use and natural vegetation in the national territory. In this context the analysis of these variations may contribute to the understanding of the dynamics of these changes. This study aims to identify and analyze changes in vegetation framework that occurred in the city of Pontal of Paraná between 1996 and 2012. For this goal to be achieved, GIS softwares were used to allowed the preparation and handling of a base of data, which provided support to this study. The results show that about the variation in natural vegetation Pontal of Paraná, no major changes during the time frame chosen, presented only a slight decrease from 84,81% of the total area of the municipality in 1996 to 84,29% in 2012.

Keywords: Natural vegetation, geographic information systems.

INTRODUÇÃO

As últimas duas décadas marcaram para a economia brasileira um período de estabilidade e crescimento econômico. Tal fator esteve associado também a expansão populacional, a título de comparação o IBGE aponta que entre 1996 e 2012 a população brasileira saltou de 157,0 milhões para 194,0 milhões.

Ambos os fenômenos colaboraram para mudanças importantes na configuração territorial brasileira, havendo expansão das atividades antrópicas e como consequência a redução de áreas com vegetação natural. Nesse contexto a identificação e a análise dessas mudanças se faz importante para o melhor entendimento da realidade presente.

O litoral do estado do Paraná, apresentando grande potencial para atividades portuárias e turísticas foi alvo também dessas mudanças. Dessa forma o presente estudo busca analisar as mudanças que ocorreram no quadro de vegetação natural no município de Pontal do Paraná em específico, durante o período de 1996 a 2012.

Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo é o município Pontal do Paraná, que está localizado no litoral do Paraná na região sul do Brasil, distante 115 Km da capital do estado, Curitiba, entre os paralelos 25°32' e 25°42' de latitude sul e os meridianos 48°20' a 48°35' de longitude oeste de Greenwich.

O Município de Pontal do Paraná se localiza em uma área formada basicamente pela presença de sedimentos inconsolidados com origem marinha, os quais compreendem areias quartzosas, sedimentos de Baía, coluviões e aluviões. Nas áreas de mangue ocorrem lamas e lodos argilosos e nas margens da Baía e ao longo dos pequenos córregos ocorrem terrenos areno-silticos-argilosos ricos em matéria orgânica. (FIORI, 1997).

Quanto à geomorfologia, Pontal do Paraná está localizado na Planície Litorânea do Estado do Paraná, em uma região onde são predominantes altitudes inferiores a 200 m e a ocorrência de planícies de restinga e fluvio-marinhas, terraços arenosos, dunas e praias. (MINEROPAR, 2006)

Os principais rios encontrados em Pontal do Paraná são os rios Guaraguaçu, Maciel, Biguaçu, Penedo, Perequê, Perequê Mirim, Barrancos, Olho d'Água, Pai Antônio, Peri, Caruçu e Rio das Pombas. Complementa também o desenho hidrográfico do município uma série de intervenções antrópicas para fins de saneamento e para a navegação, como por exemplo a abertura de canais realizada pelo Departamento Nacional de Obras de Saneamento – DNOS. (COLIT, 2004).

Baseado no sistema de classificação climática proposto por Koppen, que considera em seus estudos características como vegetação, umidade, temperatura e pluviosidade, o município de Pontal do Paraná possui um clima Subtropical (Cfa), o qual apresenta temperatura no mês mais frio inferior a 18° C (mesotérmico), e temperatura média do mês mais quente acima de 22 °C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração de chuvas nos meses de verão. (IAPAR, 1994).

Conforme a Carta de Solos do Estado do Paraná (EMBRAPA, 2008) na área de estudo se fazem presente dois tipos de solos, os Espodossolos e os Gleissolos. Os Espodossolos ocupam a maior parte da área de estudo, se estendendo pela área costeira, central e sul da mesma. Os Gleissolos por sua vez, estão geral concentrados na parte norte e nas margens do rio Guaraguaçu, estando dessa forma associadas as ocorrências de manguezais na região.

Segundo Veloso *et al* (1991 citado por COLIT,2004) em Pontal do Paraná a vegetação se divide em dois grandes grupos : o Sistema de Vegetação Primária e o Sistema de Vegetação Secundária.

O Primeiro é composto por formações pioneiras de influência fluvio - marinha, como por exemplo os manguezais e os campos salinos, de influência marinha como as restingas, e de influência fluvial ,como caxetais , maricais , taboais e várzeas. Ainda nesse grupo se encontram formações florestais como a floresta ombrófila mista fluvial e a floresta ombrófila densa de terras baixas. O segundo grupo é composto por áreas que sofreram algum tipo de intervenção humana, como por exemplo para as práticas agrícolas, e se encontram portanto em estágio de sucessão vegetacional variados.

Segundo o censo realizado pelo IBGE em 2010 o município de Pontal do Paraná possui uma população de 20.920 habitantes, sendo desse total 16.793 eleitores. O Índice de população urbana é de 99,15%.

O PIB apresenta o valor de R\$ 220,144 milhões (IBGE, 2013). De modo geral as atividades agrícolas tem baixa importância econômica devido a fatores como a presença de solos de composição arenosa e a existência de áreas de preservação permanente como restingas e manguezais, que ocupam parte expressiva

do município. As atividades industriais também são limitadas devido a pequena população do município. Representando 82,44 % as atividades de comércio e prestação de serviços se constituem na principal fonte de renda do município. Sendo localizada no litoral, Pontal do Paraná recebe anualmente expressiva quantidade de turistas nos meses de alta temporada. Nos outros meses festas tradicionais como a Camacho (Festa do Chopp e do Camarão) e a Festa da Tainha, também movimentam a economia local.

MATERIAIS E MÉTODOS

Materiais Utilizados

Para a realização desse trabalho foram utilizados os seguintes materiais cartográficos:

- Imagens de Satélite: obtidas através do Google Earth Versão Pró – Digital Globe , Escala 1:50.000 , Ano 2012.
- Ortofotos Aéreas: obtidas através do Instituto de Terras, Cartografia e Geociências, Escala 1:50.000, Ano 1996.

As imagens de satélite foram utilizadas para a vetorização dos usos da terra dos anos de 1996 e 2012 respectivamente.

Para a realização desse estudo foram utilizados também os seguintes softwares computacionais:

Carta Linx: Constitui-se em um software de apoio ao IDRISI TAIGA, sendo um aplicativo com interface gráfica bastante simples voltada a digitalização de dados vetoriais. O software suporta a digitalização de vetores em pontos, linhas e polígonos além da possibilidade de se incluir dados alfanuméricos paralelamente aos mesmos. Nesse estudo o mesmo foi utilizado para a vetorização de dados espaciais.

Idrisi Taiga: Trata-se de um software desenvolvido pela Clark Labs, um centro de pesquisa que faz parte do Instituto George Parkins Marsh, que está localizado no Interior da Universidade de Clark, no município de Worcester, Massachusetts, Estados Unidos. O IDRISI TAIGA se constitui em um SIG completo, possuindo módulos específicos para a análise espacial (como por exemplo análises estatísticas, análises de superfícies, suporte a decisões e séries temporais) para o processamento de imagens digitais e para a modelagem ambiental. Nesse estudo foi utilizado para a manipulação das Cartas de Uso da Terra e Cobertura Vegetal de Pontal do Paraná, com vistas a obtenção de novas informações.

Procedimentos Metodológicos

Para a realização desse estudo, o mesmo foi dividido em partes menores, as quais foram realizadas em sequência até a sua conclusão.

Etapa 1 – Levantamento e formatação dos materiais cartográficos

Durante essa etapa as imagens de Satélite previamente obtidas foram formatadas de forma a possuírem as mesmas características técnicas (escala, projeção, entre outros) de forma a se constituírem em um material padronizado, que permitisse assim a sua manipulação posteriormente.

Etapa 2 – Produção dos mapas de uso da terra e cobertura vegetal

Para a elaboração dos mapas para uso da terra e cobertura vegetal, fez-se necessário em primeiro lugar a determinação de uma legenda, a qual seria o suporte que nortearia o processo de digitalização das imagens de satélite.

Quadro 1. Classes para a cobertura vegetal e uso da terra.

ID*	Classes de Uso
1	Urbanização
2	Corpos D'Água
3	Manguezais
4	Floresta Ombrófila Densa
5	Restinga
6	Agricultura/Pecuária
7	Sucessão Inicial (Capoeiras/Capoeirões)
8	Reflorestamento
9	Solo Exposto

ID* Identificadores de Polígonos

Elaboração: Os Autores

É válido ressaltar que devido a escala das imagens de satélites utilizadas nesse trabalho (1:50.000), algumas generalizações tiveram que ser implantadas quanto aos tipos de uso da terra. O resultado dessa etapa foram os MAPA 1 – USO DA TERRA E COBERTURA VEGETAL EM PONTAL DO PARANA-PR EM 1996, e o MAPA 2 – USO DA TERRA E COBERTURA VEGETAL EM PONTAL DO PARANA-PR EM 2012. (em anexo ao final do trabalho)

Etapa 3 – Manipulação dos mapas e tabulação dos dados

A partir dos mapas gerados anteriormente referentes ao uso da terra e cobertura vegetal em Pontal do Paraná em 1996 e 2012, foram tabuladas as porcentagens que cada uso possuía em cada um deles, de modo a identificar a proporção entre as áreas de vegetação natural e as áreas antropizadas na área de estudo. O resultado desse processo pode ser verificado nos Quadros 2 e 3.

Quadro 2. Proporções das classes de uso da terra e cobertura vegetal em Pontal do Paraná-PR em 1996.

Categoria	Uso	Hectares	% da Área Total
1	Urbanização	1525,86 ha	7,55 %
2	Corpos D'Água	467,97 ha	2,32 %
3	Manguezais	839,67 ha	4,15 %
4	Floresta Ombrófila do Tipo Densa	15789,67 ha	78,16 %
5	Restinga	506,84 ha	2,50 %
6	Agricultura/Pecuária	45,16 ha	0,22 %
7	Sucessão Inicial (Capoeiras/Capoeirões)	976,42 ha	4,83 %
8	Reflorestamento	4,52 ha	0,02 %
9	Solo Exposto	47,31 ha	0,25 %
TOTAL	Nenhuma	20203,42 ha	100,00 %

Elaboração: Os Autores

Quadro 3. Proporções das classes de uso da terra e cobertura vegetal em Pontal do Paraná-PR em 2012.

Categoria	Uso	Hectares	% da Área Total
1	Urbanização	1823,10 ha	9,01 %
2	Corpos D'Água	473,32 ha	2,33 %
3	Manguezais	833,05 ha	4,12 %
4	Floresta Ombrófila do Tipo Densa	15694,74 ha	77,69 %
5	Restinga	501,71 ha	2,48 %

6	Agricultura/Pecuária	123,18 ha	0,61 %
7	Sucessão Inicial (Capoeiras/Capoeirões)	707,65 ha	3,53 %
8	Reflorestamento	4,42 ha	0,02 %
9	Solo Exposto	42,25 ha	0,21 %
TOTAL	Nenhuma	20203,42 ha	100,00 %

Elaboração: Os Autores

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As classes de uso da terra foram divididas em dois grupos específicos:

- Áreas Antropizadas: incluem a urbanização, agricultura/pecuária, reflorestamento, sucessão inicial (capoeira/capoeirões) e solo exposto.
- Áreas com Vegetação Natural; incluem as áreas com Floresta Ombrófila Densa, Manguezais e Restinga.

O primeiro grupo representa dessa forma porções do espaço no quais houve intervenção humana. Na área de estudo em específico as áreas com sucessão inicial de vegetação, não se constituem em áreas naturais e sim porções do espaço onde a vegetal natural foi derrubada (Floresta Ombrófila Densa) com vistas a permitir novos loteamentos para a expansão urbana ou para novas áreas agrícolas.

O segundo grupo representa área no qual a vegetação natural (floresta ombrófila densa, manguezais e restingas) permaneceu intacta, não sofrendo assim intervenção de atividades antrópicas.

Nesse contexto a vegetação natural de Pontal do Paraná apresentou um leve declínio passando de 84,81% da área total do município em 1996 para 84,29 % em 2012. Mais especificamente as áreas de manguezais (com variação de 4,15% em 1996 para 4,12% em 2012), e as áreas com restingas (com variação de 2,50% para 2,48%) apresentaram-se estáveis.

A redução na vegetação natural aconteceu principalmente na classe de Floresta Ombrófila Densa com variação de 78,16 % em 1996 para 77,69 % em 2012, representando uma redução total de 94,93 há.

Na contramão as áreas urbanas e agrícolas apresentaram expansão, tendo a primeira variação de 7,55 % em 1996 para 9,01 % em 2012, e a segunda de 0,21 % em 1996 para 0,60 % em 2012.

A redução maior nas áreas florestais pode ser atribuída entre outros fatores a questões legais, uma vez que através da Lei 12.651 de 25 de Maio de 2012 manguezais e restingas se encontram como áreas de preservação. Nesse contexto na área de estudo em questão a expansão das atividades antrópicas se concentrou nas áreas florestais.

CONCLUSÕES

A área de estudo apresentou mudanças de menor escala, não sofrendo alterações drásticas em sua configuração territorial. Fatores legais colaboraram para a preservação de áreas de fragilidade ambiental (manguezais e restingas). A expansão das atividades antrópicas ocorreu de forma pontual não gerando no recorte temporal analisado grandes perdas na vegetação natural do município de Pontal do Paraná.

REFERÊNCIAS

COLIT – Conselho de Desenvolvimento Territorial do Litoral. **Diagnóstico do Plano Diretor do Município de Pontal do Paraná.** Disponível em : <http://www.colit.pr.gov.br/arquivos/File/pontal_diagnostico.pdf>. Acessado em 10 de mar. de 2014.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Espodossolos.** Disponível em: <<http://hotsites.cnps.embrapa.br/blogs/sibcs/wp-content/uploads/2006/10/blog-espodossolos-2.pdf>>. Acessado em 10 de mar. de 2014.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Gleissolos.** Disponível em: <<http://hotsites.cnps.embrapa.br/blogs/sibcs/wp-content/uploads/2006/10/blog-gleissolos-2.pdf>>. Acessado em 10 de mar. de 2014.

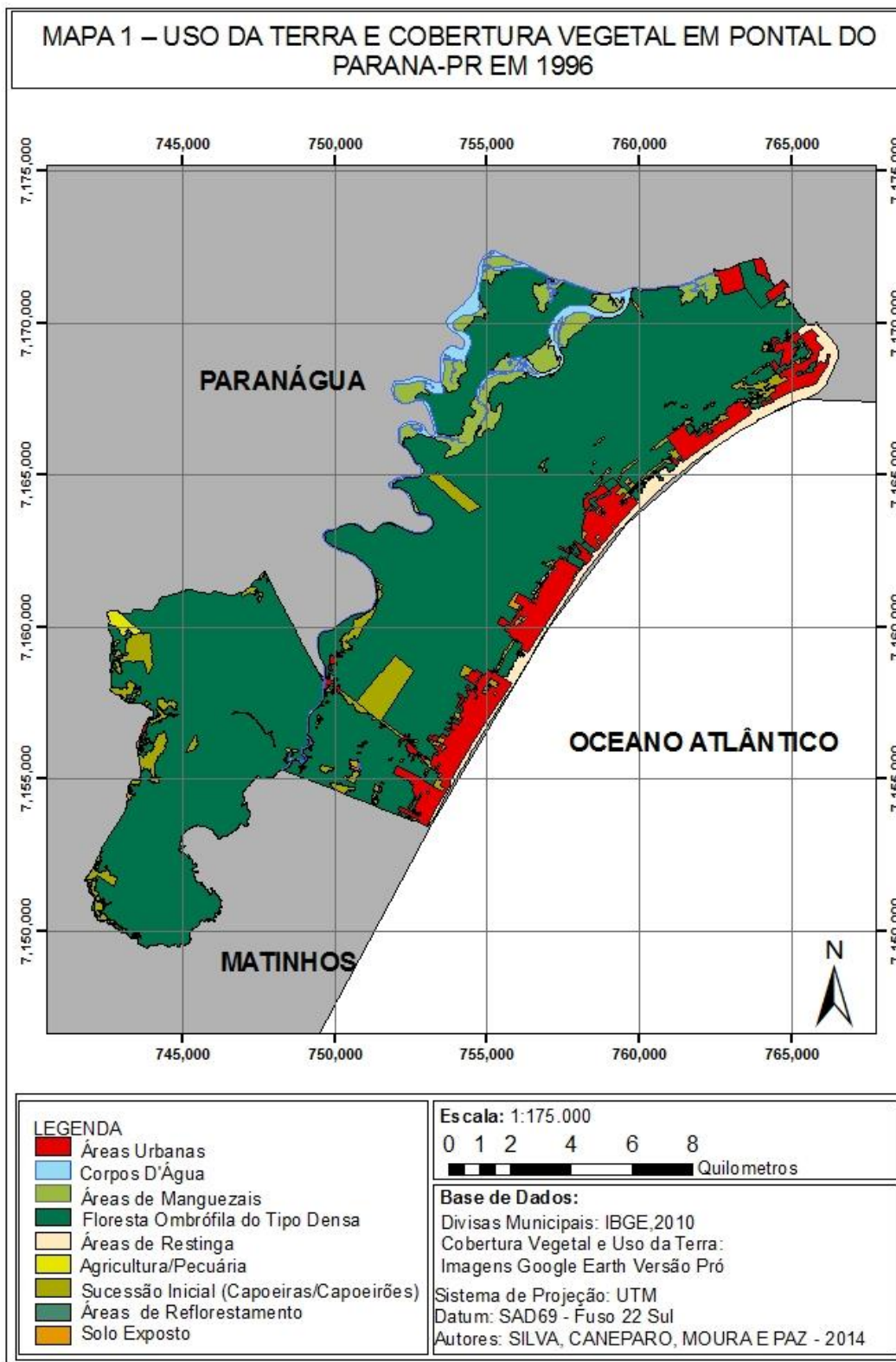
FIORI, C.O; CANALI, N.E; KOSZIACK,S. **Geomorfologia do Litoral Paranaense.** In: 6º Congresso Internacional de Geógrafos Latino-Americanos, 1997,Buenos Aires. Anais do 6º Congresso Internacional de Geógrafos Latino-Americano, v. 1, Buenos Aires, p. 89, 1997.

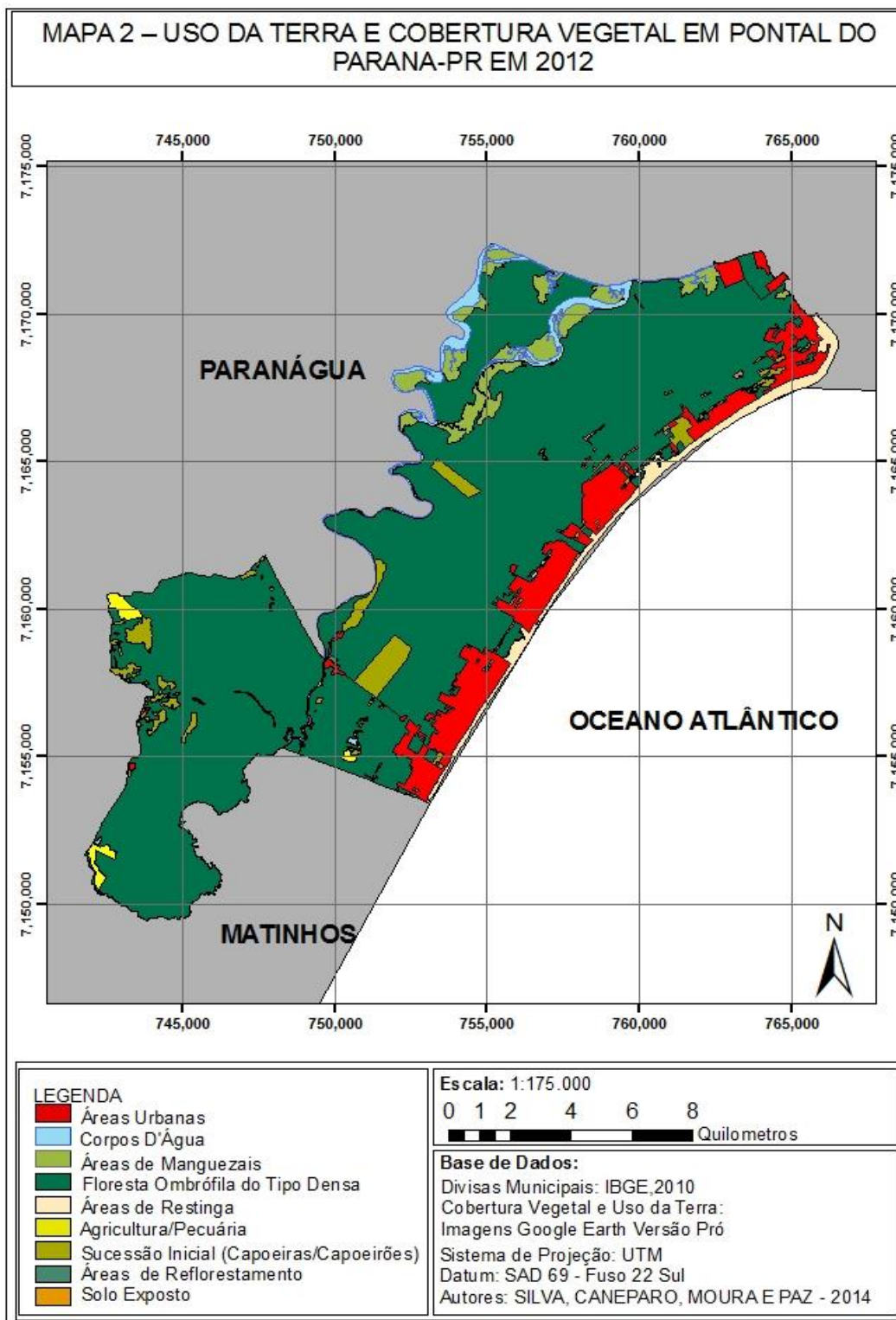
IAPAR – Instituto Agrônomo do Paraná. **Cartas climáticas do Estado do Paraná.** IAPAR, 1ºEd, Londrina-PR, p. 49,1994.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pontal do Paraná.** Disponível em : <<http://cod.ibge.gov.br/1DGS>>. Acessado em 18 de mar. de 2014.

MINEROPAR – Minérios do Paraná S/A. **Atlas Geomorfológico do Paraná.** Disponível em: <http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geomorfologia/Atlas_Geomorforlogico_Parana_2006.pdf>. Acessado em 24 de fev. de 2014.

ANEXOS





ANÁLISE TEMPORAL do DESMATAMENTO E CORTE SELETIVO EM FLORESTA PÚBLICA NÃO DESTINADA da GLEBA CURUQUETÊ/AM ATRAVÉS DE IMAGENS DE SATÉLITES

TEMPORAL ANALYSIS OF DEFORESTATION AND SELECTIVE LOGGING ON A PUBLIC NON DESIGNATED FOREST – CURUQUETÊ AREA/AM, WITH SATELLITE IMAGERY

Eliane Hirata¹, Liliana Sayuri Osako¹, Ekena Rangel Pinagé, Leandro Meneguelli Biondo¹, Humberto Navarro de Mesquita Junior¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
eliane.hirata@florestal.gov.br, liliana.osako@florestal.gov.br, ekenapinage@hotmail.com,
leandro.biondo@florestal.gov.br, humberto.mesquita-junior@florestal.gov.br

RESUMO

O desmatamento e o corte seletivo de espécies florestais ainda ocorrem em áreas de florestas públicas na Amazônia. O presente artigo teve como objetivo verificar as possíveis ocorrências de ações desta natureza, na Floresta Pública Não Destinada (FPND) localizada na porção sudoeste da gleba Curuquetê, através da análise das alterações na cobertura da terra no período de 2003 a 2013. Para tanto, foram utilizadas imagens da série Landsat, além da aplicação da técnica do Modelo Linear de Mistura Espectral. Através da análise das imagens foram verificados polígonos de desmatamento no interior da FPND, bem como na sua área de entorno. A fração solo derivada da aplicação do modelo linear de mistura espectral realçou indícios de extração seletiva de espécies madeireiras no interior da FPND nos anos de 2006, 2009 e 2013. De maneira geral, a análise demonstrou que a floresta apresenta uma razoável integridade de sua cobertura, com poucas evidências de ocupações permanentes. No entanto, os dados apresentados nesta análise indicam que a dinâmica territorial na região ainda não se consolidou e que há possibilidade de extração ilegal de espécies madeireiras na floresta, caso não haja uma destinação para a área.

Palavras-chave: Desmatamento, corte seletivo, Landsat, Curuquetê.

ABSTRACT

The deforestation and selective logging of forest species still occur in public areas of the Amazon region. The present study aimed on verifying the possible occurrence of these activities on the Non Designated Public Forest (NDPF) located on the southwestern portion of Curuquetê glebe, through the analysis of change in land cover for the period 2003-2013. Landsat series images were used, in addition to application of the Linear Spectral Mixture Model technique. Through this analysis the Landsat deforestation polygons within the NDPF and its surrounding area have been checked. The soil fraction derived from the application of the linear spectral mixing model highlighted evidence of selective timber species extraction within the NDPF in the years 2006, 2009 and 2013. Overall, the analysis showed that the area presents a reasonable integrity of forest coverage with little evidence of permanent occupation. However, the presented data indicates that territorial dynamics in the region have not yet been consolidated and there is the possibility of illegal extraction of timber species in the forest, that increases if there is no allocation for the area.

Keywords: Deforestation, selective logging, Landsat, Curuquetê.

INTRODUÇÃO

Florestas públicas são consideradas florestas naturais ou plantadas, localizadas nos biomas brasileiros, em bens sob o domínio da União, dos Estados, dos Municípios, do Distrito Federal ou das entidades da

administração indireta (BRASIL, 2006). De acordo com o Cadastro Nacional de Florestas Públicas (CNFP), realizado pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), foram cadastradas 313 milhões de hectares de florestas públicas no Brasil em 2013. Do CNFP, aproximadamente 80 milhões de hectares são consideradas florestas não destinadas, que são aquelas localizadas em áreas arrecadadas pelo Poder Público sem destinação específica. Enquanto as florestas destinadas tem uso público definido, como Unidades de Conservação, Terras Indígenas, Assentamentos Rurais Públicos sem alienação (Projetos de Assentamento Florestal, Agroextrativistas ou de Desenvolvimento Sustentável) ou áreas militares (SFB, 2013).

O bioma Amazônia compreende mais de 90% das florestas públicas não destinadas (FPND) do país, com mais de 70 milhões de hectares sem destinação. Cerca de 60% deste total, que correspondem a 53 milhões de hectares de FPND, estão localizadas no Estado do Amazonas (SFB, 2013). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2013), o processo de desmatamento na Amazônia não é homogêneo e a quantidade de área desmatada varia nas diferentes regiões do bioma e ao longo do tempo. Dados de 2013 do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES) evidenciam um aumento da taxa de desmatamento no Estado correspondente a 7% em relação ao ano anterior.

O SFB possui a competência de atuar na gestão das florestas públicas por meio da realização de atividades de manejo florestal sustentável, dentre outras maneiras (BRASIL, 2006). As terras não destinadas são alvo de possíveis grilagens e violência no campo (SANTOS et al., 2013). Na FPND situada na porção sudoeste da gleba Curuquetê, no Estado do Amazonas, não ocorrem ocupações legítimas a serem regularizadas pelo Programa Terra Legal, bem como não existem outros interesses imediatos para outras destinações públicas. Assim, a área remanescente não destinada desta gleba é considerada uma área com potencial para destinação específica de atividades com manejo florestal sustentável.

No ano de 2011, o SFB realizou uma vistoria técnica no local com o objetivo de avaliar preliminarmente seu potencial de alocação a uma concessão florestal federal. O resultado do trabalho de campo demonstrou que a área apresentava razoável integridade de sua cobertura florestal e poucas evidências de ocupações permanentes, embora tenha sido detectada a presença de áreas com corte seletivo.

Diante do contexto exposto, o presente artigo tem como objetivo verificar possíveis ocorrências de desmatamento e corte seletivo nesta porção da gleba Curuquetê através da análise das alterações na cobertura da terra no período de 2003 a 2013. Para tanto, foram utilizadas imagens da série Landsat, além da aplicação da técnica do Modelo Linear de Mistura Espectral.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A gleba federal Curuquetê localiza-se no município de Lábrea, sul do Estado do Amazonas, próxima à divisa com o Estado de Rondônia. A maior parte da gleba está destinada como Parque Nacional do Mapinguari, outras porções menores para a Reserva Extrativista (RESEX) do Ituxi, Terra Indígena (TI) Jacareúba/Katauixi e ao Projeto de Assentamento Florestal (PAF) Curuquetê. A porção remanescente, a sudoeste da gleba, consta no CNFP como floresta pública não destinada. Para efeito de análise foi delineado um *buffer* com raio de 5 km no entorno da FPND. A área abrangida pelo *buffer* (83.237 hectares) corresponde ao objeto de estudo do presente artigo, como pode ser visualizado através da Figura 1.

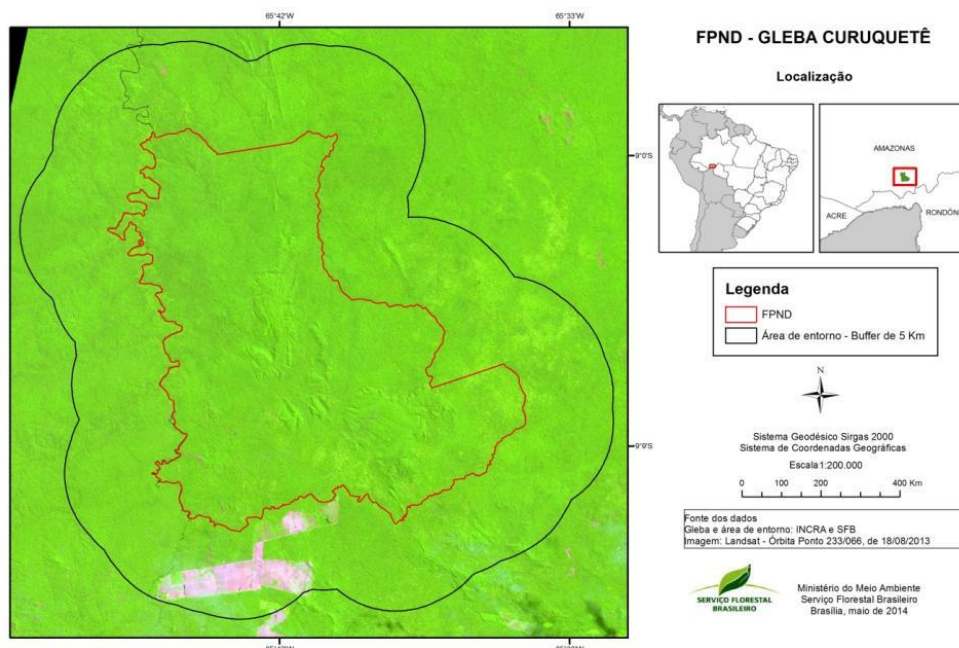


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Location of the study area. The red contour is relative to the Non Designated Public Forest (NDPF) at Curuquetê and the black contour limits a 5km buffer that covers the interest region.

Dados utilizados

Para a análise do desmatamento e do corte seletivo foram utilizadas quatro imagens Landsat, órbita ponto 233/066, do sensor TM do satélite Landsat 5 dos anos de 2003, 2006 e 2009, e uma imagem do sensor OLI do satélite Landsat 8 de 2013, bem como dados vetoriais da classe de desmatamento para a órbita ponto 233/066. Além destes, foram utilizados os dados de campo adquiridos pelo SFB em sobrevoo e visita técnica realizados na FPND no ano de 2011. Também foram utilizados os dados correspondentes à série histórica de 2003 a 2013 do Programa PRODES do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2013) para a análise do desmatamento.

Processamento dos dados

As cenas foram processadas para a geração de modelos de mistura espectral por meio do software Envi. O modelo linear de mistura espectral estima a proporção dos componentes de solo, vegetação e sombra para cada pixel nas diferentes bandas (Shimabukuro e Smith, 1991). Após análises das frações solo, vegetação e sombra, a fração solo foi utilizada para a extração dos polígonos de desmatamento e corte seletivo. Esta imagem permite o realce e a detecção de feições associadas à exploração madeireira, como estradas e ramais de transporte e pátios de estocagem de madeira. Já os dados do PRODES foram recortados com a área de estudo para identificar possíveis ocorrências de desmatamento na FPND e entorno.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise do desmatamento na FPND da Gleba Curuquetê

Através da análise das imagens Landsat verificou-se a existência de estradas, identificadas como polígonos de desmatamento, no interior da FPND, bem como na sua área de entorno. Em 2003 foram registrados 44 hectares de desmatamento. O ano de 2006 apresentou a maior área desmatada do período, com um total de 2.145 hectares. Já em 2009 foram detectados 4 hectares e em 2013, uma área de 66 hectares. A Figura 2 apresenta estes resultados.

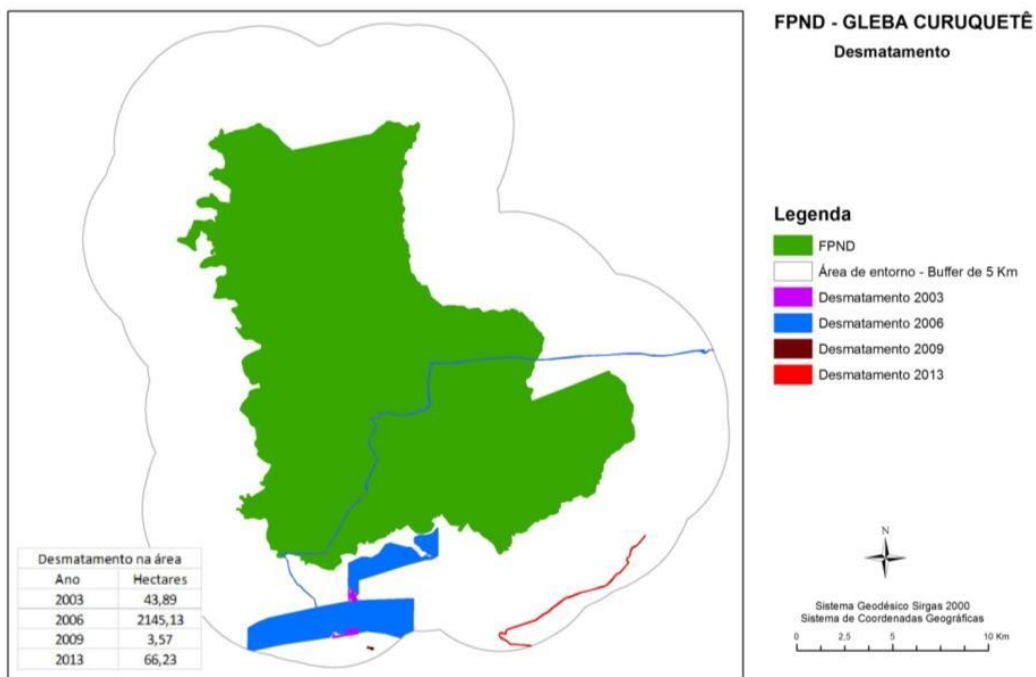


Figura 2. Desmatamento na área de estudo.

Figure 2. Deforestation in the study area, limited by the black contour. Being the NDPF in green and the deforastation for the years 2003 thru 2013 in the other colors according to the legend.

O trabalho de campo realizado em 2011 pelo SFB valida essa análise, na medida em que apresenta fotos com identificação da estrada no interior da FPND. Também foi identificadoum pátio de estocagem abandonado ao longo da estrada, como pode ser observado na Foto 3 da Figura 3.

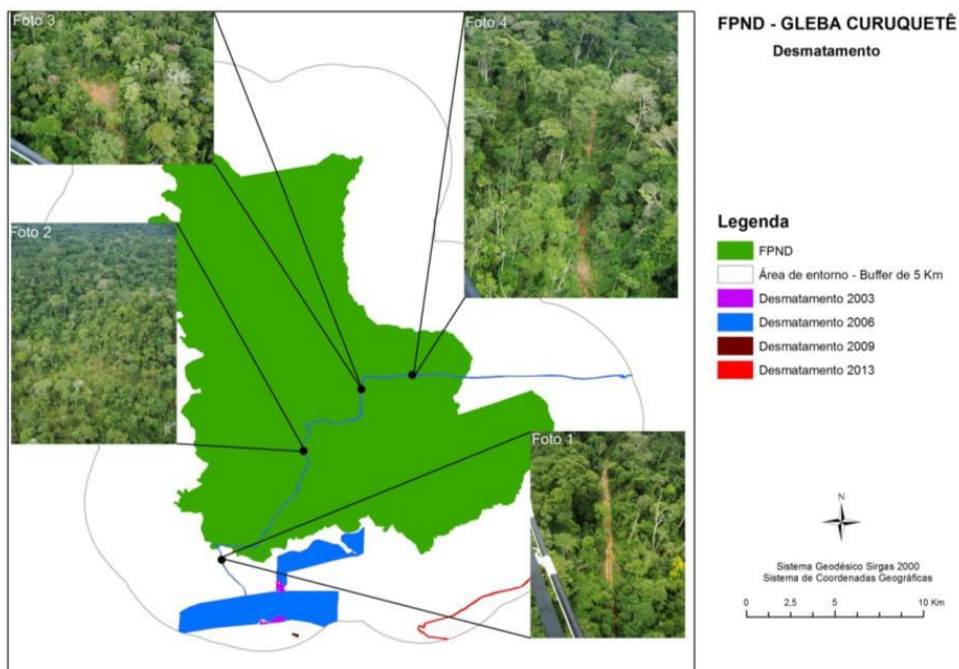


Figura 3. Fotografias de pontos com desmatamento observados em campo.

Figure 3. Field pictures of deforestation observed on the area.

De acordo com os dados do PRODES utilizados, verificou-se que não há desmatamentos dentro dos limites da floresta presente na gleba Curuquetê. No entanto, em sua área de entorno correspondente à distância de 5 Km foram encontrados registros de desmatamento, conforme a Figura 4. A observação do entorno é vetor de alteração do uso do solo na região e de que pode afetar a qualidade do remanescente.

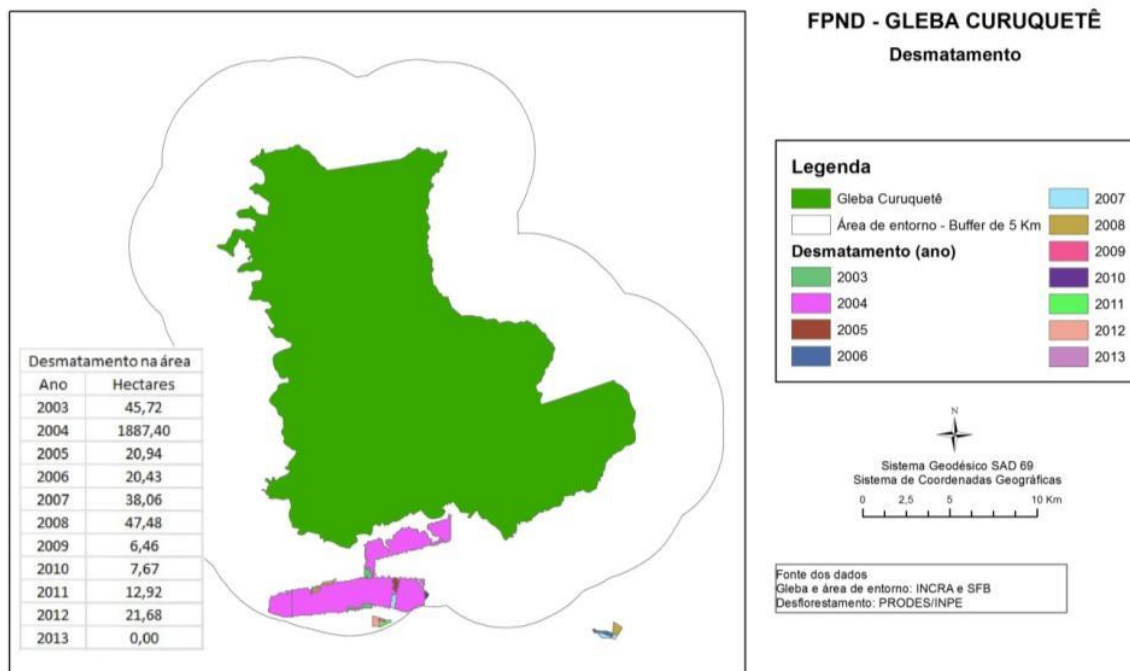


Figura 4. Desmatamento na área de estudo de acordo com o PRODES.

Figure 4. Deforestation in the study area according to a national project on the Amazon region for deforestation monitoring with usage of satellite imagery. The total areas are shown on the left table.

A maior parte do desmatamento ocorreu até o ano de 2004, com um total de aproximadamente 1.930 hectares acumulados. No entanto, desmatamentos menores continuaram a ocorrer na área após 2004, com média de 21 hectares anuais até 2012. No ano de 2013 não foram verificados registros de desmatamento através do PRODES.

Segundo o MMA (2013), atualmente o padrão do desmatamento na Amazônia mudou. A área dos polígonos desmatados foi reduzida em relação aos primeiros anos da década passada, cujo pico ocorreu em 2004, enquanto em anos recentes são observados mais dispersos ou pulverizados. Este fato pode explicar a ausência de registros de desmatamentos no ano de 2013, pois os dados do PRODES são produzidos para utilização em escala regional e possuem área mínima mapeável de 6,25 hectares. Sendo assim, há a possibilidade de ocorrerem desmatamentos dentro do polígono da floresta ou na região de entorno em pequenas áreas, não detectáveis nesta escala de mapeamento.

Análise do corte seletivo na floresta pública não destinada da Gleba Curuquetê

A ocorrência de corte seletivo na área é outro ponto a ser destacado. A fração solo derivada da aplicação do modelo linear de mistura espectral realçou indícios de extração seletiva de espécies madeireiras no interior da FPND no ano de 2006, próximo à estrada que acessa a área, conforme destacado na Figura 5. Na imagem deste ano foram detectados dois polígonos com indícios de corte seletivo: um dentro da área da FPND com 96 hectares, e outro no seu entorno, com aproximadamente 500 hectares.

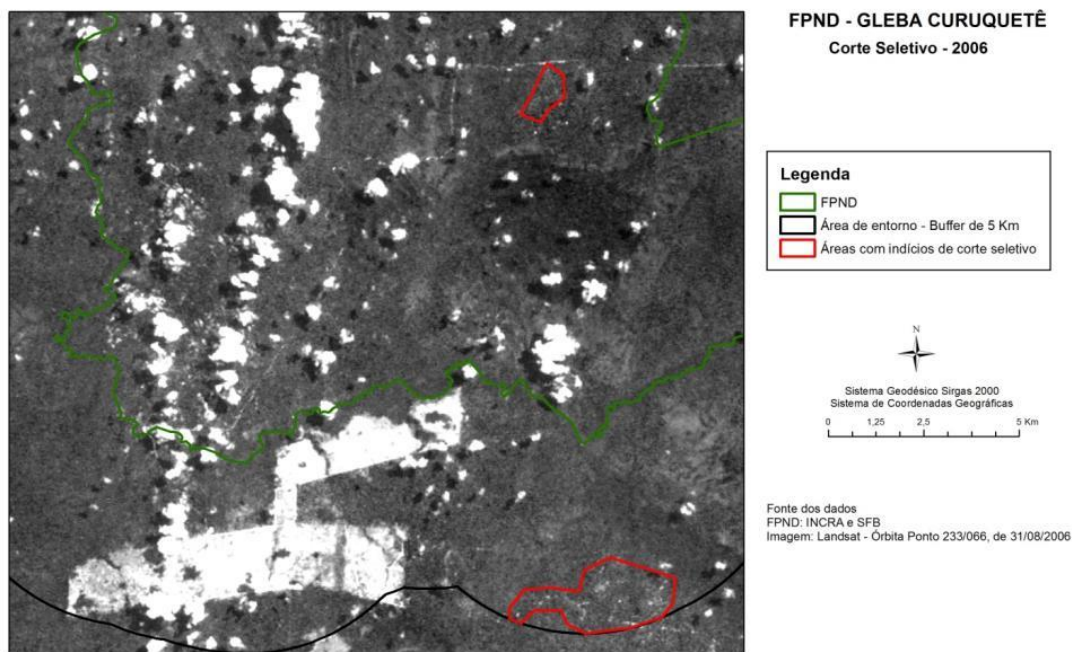


Figura 5. Indícios de corte seletivo na área de estudo em 2006.

Figure 5. Indication of selective logging occurrences in the study area in 2006, with red contour.

Nos anos de 2009 (Figura 6) e 2013 (Figura 7) foi encontrada a presença de pontos representativos de corte seletivo apenas na área do entorno, fora dos limites da FPND. Em 2009 a área com indícios de corte seletivo corresponde a 150 hectares e no ano de 2013 corresponde a aproximadamente 660 hectares. No ano de 2003 não foram encontradas áreas com indícios de extração seletiva. O gráfico apresentado na Figura 8 representa a distribuição dos valores de áreas com corte seletivo no período analisado.

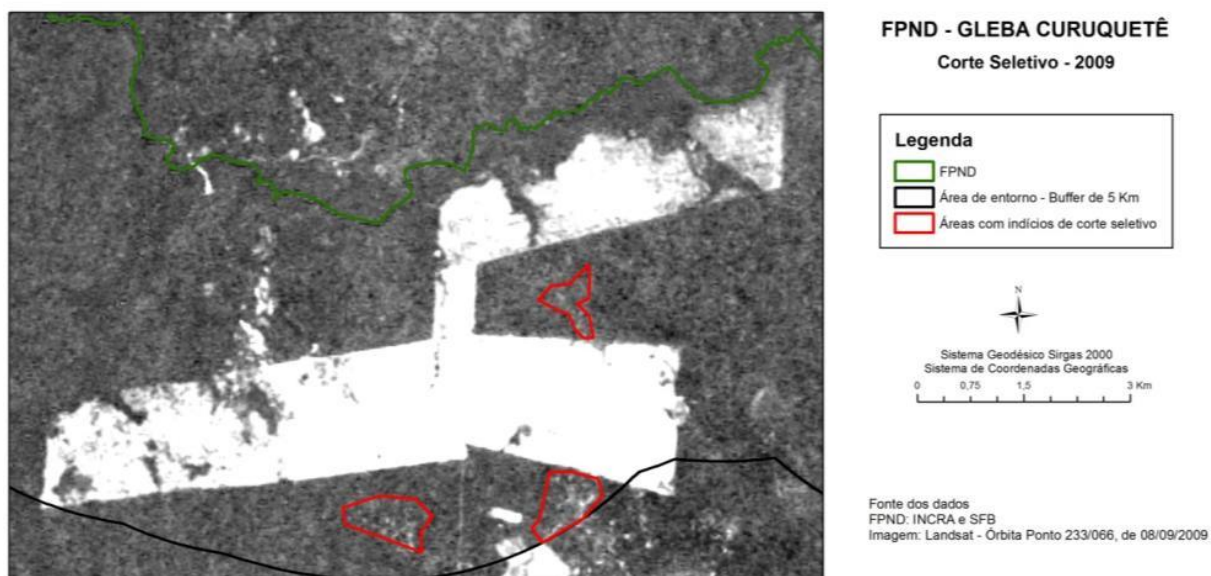


Figura 6. Indícios de corte seletivo na área de estudo em 2009.

Figure 6. Indication of selective logging occurrences on the study area in 2009.

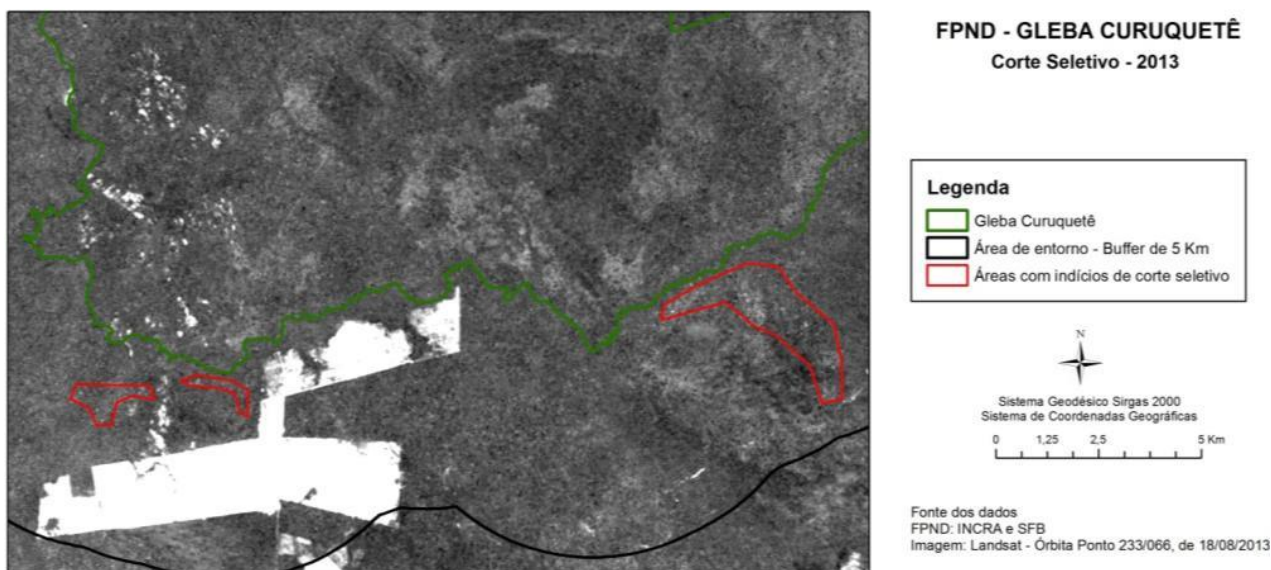


Figura 7. Indícios de corte seletivo na área de estudo em 2013.
 Figure 7. Indication of selective logging occurrences on the study area in 2013.

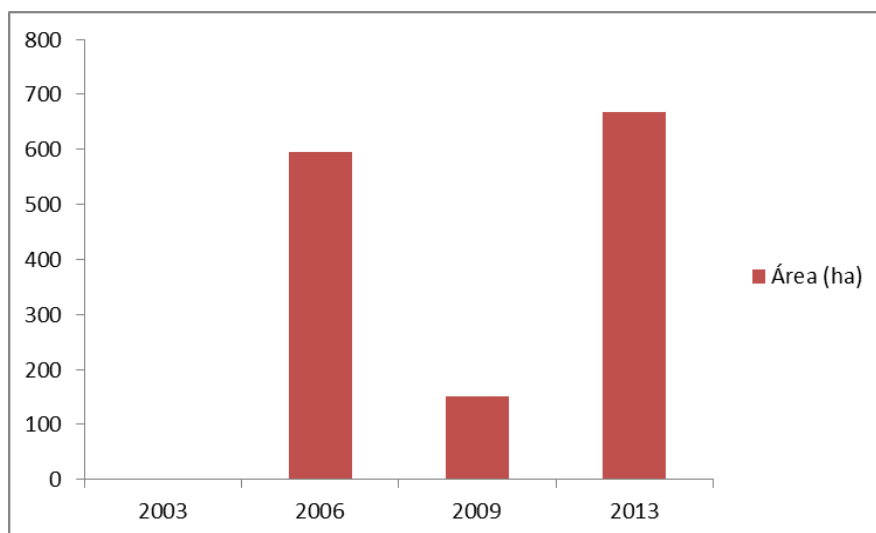


Figura 8. Área com indícios de corte seletivo nos anos de 2003, 2006, 2009 e 2013.
 Figure 8. Area with evidence of selective logging in the years 2003, 2006, 2009 and 2013.

De acordo com trabalho de campo realizado pelo SFB, foram detectados alguns indícios de extração seletiva pretérita, como áreas com vegetação secundária, e outras evidências mais concretas, como pequenas aberturas na floresta com toras derrubadas no chão.

CONCLUSÕES

A utilização de imagens de satélite é uma importante ferramenta para a análise de uso e cobertura da terra. De forma a auxiliar a interpretação dos dados, o modelo linear de mistura espectral se faz adequado para estudos de desmatamento e corte seletivo em áreas de florestas. As áreas de solo exposto foram realçadas na imagem fração solo, fato que permitiu a detecção do corte seletivo a partir da identificação de um padrão espacial, onde se pode identificar áreas com solo exposto decorrente de abertura de pátio de estocagem de madeira, estradas primárias e secundárias, clareiras, entre outros.

A análise demonstrou que a FPND, localizada na porção sudoeste da Gleba Curuquetê, apresenta uma razoável integridade de sua cobertura florestal, com poucas evidências de ocupações permanentes. No entanto, os dados apresentados nesta análise indicam que a dinâmica territorial na região ainda não se consolidou e apresenta movimentação de produtos florestais nos anos cobertos por este estudo. O estabelecimento de concessões florestais federais é uma alternativa para controlar o uso de seus recursos naturais.

O conhecimento das condições de conservação de floresta na região auxilia no estabelecimento e aplicação de políticas públicas para gerenciamento da área. Sugere-se o acompanhamento da região no futuro e também a realização de análises semelhantes de uso e cobertura da terra em outras áreas de florestas da Amazônia, principalmente aquelas que possam ser destinadas às concessões florestais.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei Nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 02/03/2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111284.htm. Acesso em 15 de abril de 2014

INPE. Projeto PRODES - Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. PRODES, 2014. Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes/index.php>. Acesso em: 16 de abril de 2014.

MMA. Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). 3ª Fase (2012-2015). Disponível em: http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCDAm/_FINAL_PPCDAM.PDF. Acesso em: 07 de maio de 2014.

SFB. Cadastro Nacional de Florestas Públicas. Atualização 2013. Disponível em: http://www.florestal.gov.br/informacoes-florestais/cadastro-nacional-de-florestas-publicas/index.php?option=com_k2&view=item&layout=item&id=1913&Itemid=439. Acesso em: 07 de maio de 2014.

SANTOS, I. V. Conflitos e violência na Amazônia Legal. In *Conflitos no Campo no Brasil*. CPT Nacional. 198 pp. Brasil, 2013. Disponível em: <http://cptnacional.org.br/index.php/component/jdownloads/finish/43-conflitos-no-campo-brasil-publicacao/344-conflitos-no-campo-brasil-2013?Itemid=23>. Acesso em: 08 de maio de 2014.

SHIMABUKURO, E. Y; SMITH, A. The Least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived From Remote Sensing Multispectral Data. *IEEE*. Vol. 29, n. 1, Janeiro de 1991.

ANÁLISE TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NUMA MICROBACIA ATRAVÉS DE IMAGENS DIGITAIS

Talita Teixeira Azevedo Gobbi¹, Sérgio Campos¹, Fernanda Leite Ribeiro¹, Daniela Polizeli Traficante¹, Aline Minarelli Reche¹, Felipe de Souza Nogueira Tagliarini¹, Gustavo Nicoletti¹, Tadeu Zinslypoli¹

¹ UNESP, Departamento de Engenharia Rural, Rua José Barbosa de Barros, 1780, Vila dos Lavradores, 18610-307 - Botucatu, São Paulo, Brasil, seca@fca.unesp.br

RESUMO

O conhecimento da ocupação do solo quanto à sua natureza, localização, forma de ocorrência, mudanças ocorridas em determinados períodos, são de grande valia para a programação de atividades que visam ao desenvolvimento agrícola, econômico e social da região. Este trabalho objetivou identificar e quantificar a ocupação de solo da Microbacia do Córrego Petiço – Botucatu (SP), através do Sistema de Informações Geográficas IDRISI e dados do sensor Landsat 5 TM de 09/06/97 e 23/10/2006. Os resultados permitiram constatar que o eucalipto, devido a existência de grandes empresas reflorestadoras na microbacia, juntamente com as florestas eram predominantes na área, sendo o restante da área ocupada por pastagens, comprovando a vocação da região para agrosilvopastoril.

Palavras-chave: Ocupação, solo, culturas, reflorestamento.

ABSTRACT

The knowledge of the occupation of the soil as for his/her nature, location, occurrence form, changes happened in certain periods, they are valuable for the programming of activities that you seek to the development agricultural, economical and social of the area. This work aimed at to identify and to quantify the soil occupation of Stream Petiço Watershed - Botucatu (SP), through the Geographical Information System IDRISI and data of sensor Landsat 5 TM of 09/06/97 and 23/10/2006. The results allowed to verify that the eucalyptus, due to existence of great reforestation companies in the watershed, together with the forests they were predominant in the area, being the remaining of the busy area for pastures, proving the vocation of the area for agriculture, forestry and cattle.

Keywords: Soil occupation, cultures, reforestation.

INTRODUÇÃO

Durante os últimos anos, devido ao agravamento da crise econômica principalmente no meio rural, urge a necessidade de obter-se informações atualizadas e precisas sobre recursos naturais existentes nas propriedades agrícolas para fins de planejamento e controle das atividades desenvolvidas nas mesmas, tornando-se assim imprescindível para o manejo e gerenciamento dos recursos naturais. (HUMMES *et al.*, 1999)

A grande demanda pelos derivados de madeira, como o papel e a celulose, tem acelerado a expansão de áreas para implantação de reflorestamentos, tanto de eucalipto como de pinus. O estado de São Paulo, possuidor de modernas indústrias de transformação da madeira em celulose, chapas e aglomerados apresentou um aumento considerável na área de cultivo, principalmente na sua porção sudoeste. Vale lembrar que nesta região encontram-se grande parte dos solos ocupados por campos sujos e cerrados, solos estes que suportam perfeitamente a eucaliptocultura e os custos de investimentos são menores que em terras mais férteis. Aliado à essas considerações podemos afirmar, que o município de Botucatu continua como um pólo de atração para reflorestamento e implantação de grandes indústrias no setor, visto que, possui estradas estaduais de primeira qualidade, água em abundância e mão de obra. (BARROS e CARDOSO, 1997)

O conhecimento do uso do solo em um determinado local propicia um grande volume de informações sobre as ocupações de solo naquele momento, estas informações permitem o planejamento de atividades agrícolas e estruturação de obras, quer por entidades governamentais ou por instituições privadas. Podendo servir também para análises futuras para avaliar expansões de culturas.

As técnicas de classificação de dados de sensoriamento remoto, conjugadas com SIGs, têm-se consolidado como ferramentas primordiais na obtenção e manipulação de informações espaciais e não-espaciais, gerando cartas temáticas como por exemplo a de ocupação de solo.

As cartas temáticas geradas podem ser úteis no planejamento de amostragem de campo, no acompanhamento de propriedades agrícolas e florestais ou na avaliação de impacto ambiental resultante da instalação da agricultura e da silvicultura. No entanto, o usuário deve entender o significado deste ou daquele tratamento digital de imagens orbitais, refletindo sobre o tempo computacional, a complexidade e o nível de estratificação dos temas envolvidos na análise, a facilidade do manuseio de algoritmos e a oportunidade de transmitir conhecimentos, fazendo chegar na comunidade o retorno científico esperado e aplicável. (ASSAD e SANO, 1998)

Dentro deste contexto, neste trabalho objetivou-se identificar e quantificar a ocupação de solo da Microbacia do Córrego Petiço – Botucatu (SP), através do uso do Sistema de Informações Geográficas IDRISI.

MATERIAL E MÉTODOS

Esta região está localizada no município de Botucatu-SP entre as coordenadas UTM 772,5 Km e 781,5 Km E, e 7.469 e 7.478 Km N, com uma área de 3.833,82 ha.

Os materiais empregados foram: Imagem digital do satélite Landsat 5 – TM, órbita ponto 220/076 quadrante A, passagem de 09/06/97 e 23/10/2006, adquirida junto ao Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) – São José dos Campos – SP, em CD-ROM e carta topográfica de Botucatu (folha SF-22-R-IV-3) em escala 1:50.000.

O clima da microbacia, segundo a classificação de Köppen, tipo Cfa, com clima temperado chuvoso e com a direção dos ventos predominantes Sudeste/Noroeste (SE/NW). De acordo com Martins (1989), a temperatura média anual na região é de 20,2 °C, sendo as temperaturas médias dos meses mais quentes de 23,2 °C e dos meses mais frios de 16,9 °C.

A precipitação média anual é de 1.447 mm, ocorrendo uma precipitação média nos meses mais chuvosos de 223,4 mm e no mês mais seco de 37,8 mm. As temperaturas máximas absolutas não assumem valores excessivamente altos, privilegiando a região com verão ameno.

Os Solos do Município (PIROLI, 2002) são derivados do arenito e do basalto, com o predomínio dos arenitos. Os principais são:

- Neossolos Quartzarênicos (RQ): são solos de baixa fertilidade com baixa capacidade de retenção de água, são derivados do arenito Botucatu, são muito susceptíveis à erosão e localizam-se ao norte do Município. A sua ocupação atual tem predominância de pastagens e de reflorestamento com eucalipto. Nessas áreas a ocorrência de voçorocas é frequente.

- Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA): são solos profundos de textura leve, bem drenados, com fertilidade baixa e alta suscetibilidade à erosão. No Município aparecem em ampla faixa ao sul, pequena faixa ao norte da parte frontal da “Cuesta”; ocorrem em áreas de relevo suave a ondulado e a cobertura vegetal tem predominância de campo e cerrado. A ocupação atual é composta predominantemente por eucaliptos, pastagens e frutíferas diversas.

- Neossolos Litólicos (RL): apresentam textura argilosa, ocorrem em relevo montanhoso, são solos pouco desenvolvidos e, no Município, aparecem em toda a extensão da “Cuesta”. A profundidade é mínima, com vertentes dos vales muito íngremes e de forma convexa. A vegetação nativa tem predominância da fisionomia latifoliada tropical. São solos com abundantes afloramentos de rochas e pouco adequados para agricultura.

- Latossolos Vermelhos (LV): com textura argilosa, são solos profundos, bem drenados, formados a partir de rochas basálticas. No Município, aparecem ao longo da Bacia do Rio Pardo e Rio Lavapés. A vegetação original é de Mata Atlântica, da qual restam pequenos fragmentos. São solos adequados para a cultura do café e culturas anuais (feijão, milho, olerícolas e pastagens).

Como fonte de dados foi utilizada a imagem de satélite nas bandas 3, 4 e 5, correspondentes às regiões do espectro visível, do infravermelho próximo e médio do Sensor TM, do LANDSAT 5, órbita 220, ponto 76, quadrante A, passagem de 9 de junho de 1997 e 23 de outubro de 2006, para elaboração da carta de uso da terra do Município de Botucatu. O Sistema de Informações Geográficas - IDRISI Selva foi usado para as análises, sendo a coleta e a confirmação das coordenadas dos pontos de controle a campo realizada por um GPS de Navegação Garmin XL 45.

Inicialmente, uma composição falsa cor foi elaborada com a combinação das bandas 3, 4 e 5, nas cores azul, verde e vermelho, respectivamente, pois esta apresenta uma boa discriminação visual dos alvos, possibilitando a identificação dos padrões de uso da terra de maneira lógica. Esta composição apresenta os corpos d'água em tons azulados, as florestas e outras formas de vegetações em tons esverdeados e os solos expostos em tons avermelhados.

O georreferenciamento da composição falsa cor foi realizado através do módulo *Reformat/Resample* do SIG – IDRISI. Os pontos de controle para o georreferenciamento foram obtidos nas cartas topográficas e confirmados “in loco” no campo com o GPS. Após o georreferenciamento, foi feito o recorte da área e demarcadas as áreas de treinamento sobre a imagem com o cursor e o mouse em vários locais, procurando-se abranger todas as variações de cada ocupação do solo.

Para o georreferenciamento das imagens digitais, utilizaram-se dois arquivos de pontos de controle. O primeiro foi criado usando a imagem digital e o outro, a carta topográfica. Os pontos de controle foram escolhidos de forma que cada um deles fosse facilmente identificado, tanto na imagem digital, como na carta topográfica. Foram determinadas as coordenadas de cada ponto e com estes dados foi feito um arquivo de correspondência, sendo colocado inicialmente as antigas coordenadas (carta topográfica) e em seguida, as novas coordenadas (imagem) para cada ponto escolhido, através do comando *Edit* do menu *Database Query*, presente no módulo *Analysis*. Para escolher a equação de melhor ajuste entre os dois sistemas de referência foi utilizado o menu *Resample* do módulo *Reformat*, o qual faz a reamostragem e a correção geométrica dos pontos de controle.

Em seguida, foram criadas as assinaturas pelo módulo *Makesig* e depois, a classificação supervisionada propriamente dita pelo método de Máxima Verossimilhança, através do módulo *Maxlike*.

Na classificação supervisionada, as classes de uso da terra foram identificadas e diferenciadas em 4 classes de usos das terras representadas por eucalipto, floresta, pastagem e solo exposto. Nesta fase usaram-se seus padrões de resposta espectral. As áreas de treinamento foram delimitadas por polígonos desenhados sobre cada classe de uso da terra na imagem. Em seguida, foram indicadas as assinaturas para cada classe de uso da terra, criando-se um arquivo de assinaturas para todas as categorias. A imagem foi classificada com base nesses dados e as amostras de usos das terras duvidosas foram confirmadas a campo com uso do GPS.

A verificação do resultado da classificação foi avaliado estatisticamente através do Índice Kappa. O procedimento sugerido por Eastmann (1999) e por Simões (2001), inicialmente consistiu na geração de pontos aleatoriamente estratificados. O uso da terra no píxel referente à cada ponto foi identificado, sendo criado a seguir um arquivo de valores relacionado aos pontos amostrais da verdade terrestre. Estes dois arquivos foram associados e em seguida rasterizados, gerando uma imagem raster com a verdade terrestre. A seguir, através do módulo *Ermat* analisou-se estatisticamente a classificação supervisionada confrontando-a com a imagem contendo a verdade terrestre com a imagem classificada do uso da terra. O resultado desta confrontação é uma matriz de erros e o Índice Kappa geral e por categoria.

As áreas dos usos das terras foram determinadas utilizando o comando *Area* do menu *Database Query*, pertencente ao módulo *Analysis*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapa de classificação digital supervisionada (Figura 1), obtido da imagem de satélite do LANDSAT em 1997, permitiu constatar a existência de 4 classes de uso representativas: Eucalipto, floresta, pastagens e solo exposto.

Os usos da terra (Figura 1 e Tabela 1), observados na imagem de satélite indicam que aproximadamente 3/5 da área de estudo era coberta por Eucalipto em 1997, comprovando a vocação regional para silvicultura (CAMPOS, 1993).

As florestas (Figura 2) predominantes em 2006 com 17,84% da área são formadas por vegetações arbóreas, ou seja, matas ciliares, cerrados e florestas propriamente ditas. Segundo o Código Florestal (1965) a reserva mínima de florestas deve ser de 20%. Assim, nota-se uma deficiência de florestamento da ordem de 2,16%. Estas, em sua grande maioria são representadas por matas ciliares. Isto permite inferir que não houve intervenção humana nestes locais devido à proteção dada pela Legislação Florestal vigente, pois o Código Florestal define essas áreas situadas às margens de cursos d' água, rios e ao redor de nascentes como sendo áreas de preservação permanente.

Os reflorestamentos por eucalipto em 2006, decresceram no período 18,17%, ou seja, passaram a cobrir quase 50% da área. Estes apresentam grande importância econômica, fornecendo matéria-prima para as indústrias de beneficiamento de madeiras e de produtos derivados, como chapas de fibra, aglomerados e compensados. Esse uso da terra e as atividades derivadas vêm gerando muitos empregos e contribuindo para o desenvolvimento econômico e social dos municípios da região. O reflorestamento, além de ser eficiente na proteção da rede de drenagem em regiões com processos erosivos (CARDOSO, 1988), tem grande influência no mecanismo hidrológico, retardando e desviando o escoamento superficial e conseqüentemente o processo erosivo (VIEIRA, 1978), além de atender às necessidades econômicas na substituição das derrubadas das matas naturais que não são impedidas e cuja regeneração é lenta.

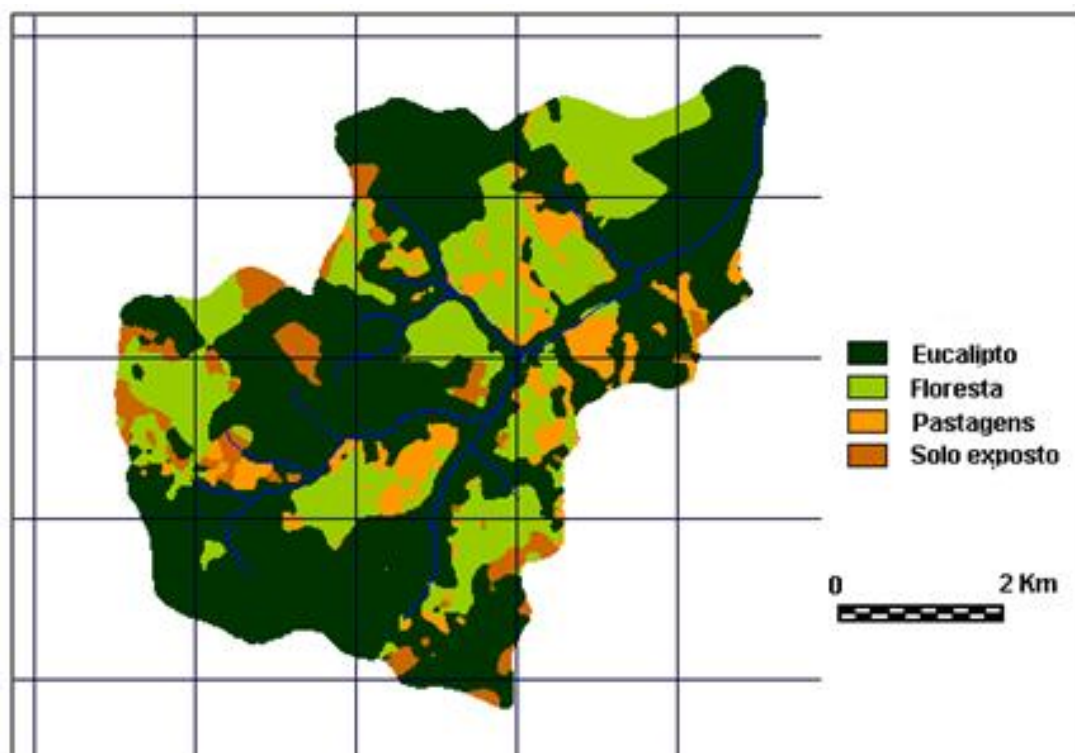


Figura 1. Ocupação do Solo da Microbacia do Córrego Petiço - Botucatu (SP) em 1997.

Figure 1. Soil occupation of Stream Petiço Watershed - Botucatu (SP) in 1997.

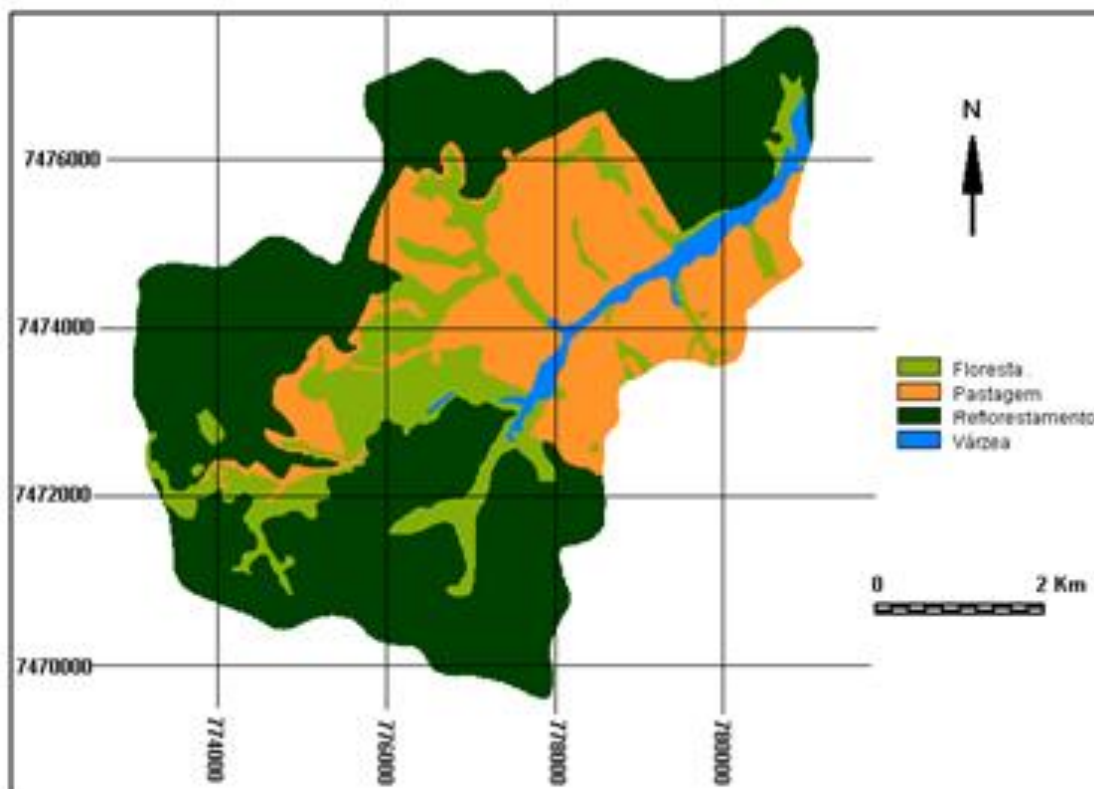


Figura 2. Ocupação do Solo da Microbacia do Córrego Petiço - Botucatu (SP) em 2006.
 Figure 2. Soil occupation of Stream Petiço Watershed - Botucatu (SP) in 2006.

Tabela 1. Ocupações do solo na Microbacia do Córrego Petiço Botucatu(SP), no período de 1997 a 2006.
 Table 1. Soil occupation of Stream Petiço Watershed - Botucatu (SP) in the period from 1997 to 2006.

Uso da Terra	Área e % de ocupação				% de redução (R) ou ampliação (A)
	1997		2006		
	ha	%	ha	%	
Reflorestamento	2056,71	60,34	1683,06	49,38	18,17 (R)
Florestas	811,56	23,80	608,16	17,84	25,06 (R)
Pastagens	360,47	10,58	1007,44	29,56	12,47 (A)
Solos expostos	179,81	5,28	-	-	100 (R)
Várzea	-	-	109,89	3,22	100 (A)
Total	3408,55	100	3408,55	100	

A cultura do eucalipto apresenta grande tendência de evolução na área de estudo (Figura 2 e Tabela 1), visto que encontram-se instaladas duas empresas de grande porte quais sejam Duratex e Eucatex, além de outras que utilizam áreas do município para o cultivo de reflorestamento. Com o crescimento desse setor e o aumento da procura pelos produtos produzidos por estas empresas, torna-se necessário à expansão das áreas de reflorestamento, pois devido a proximidade às empresas, torna a expansão interessante pela redução de custos em tarifas de transporte, devido as menores distâncias percorridas da floresta a empresa, bem como pelas por vias de acesso em boas condições de tráfego, reduzindo os custos com manutenção de veículos, tornando a região atrativa a novos investimentos.

A cobertura vegetal sofre modificações constantes com a ação do ser humano, sendo mais intensa essa dinâmica nos solos com melhor fertilidade e de condições ecológicas mais propícias para a exploração agrícola. Contudo, com o aumento da densidade demográfica e o aperfeiçoamento das técnicas agrônômicas, os solos mais pobres também vêm sendo utilizados para atividades agropecuárias.

Este fato já está ocorrendo na região de Botucatu, onde áreas ocupadas, em épocas remotas com florestas vem sendo substituídas por pastagens e reflorestamentos desde a década de 70, bem como mais recentemente por culturas de rápido retorno econômico para o produtor rural, como é o caso da cana-de-açúcar e citros.

A ocupação do solo (Tabela 1) no período estudado permitiu inferir que as pastagens que ocupavam quase 11% da área em 1997, sofreram uma ampliação de 12,47%, passando a ocupar aproximadamente 30%, em 2006, mostrando a importância da pecuária na região. Essa ampliação vem acontecendo por causa da redução das florestas e reflorestamento por eucalipto.

As coberturas vegetais, reflorestamento e florestas, sofreram uma redução, respectivamente, de 18,17% e 25,06% em relação à área total.

As pastagens, mesmo sendo mal conduzidas, foi a segunda cobertura vegetal mais predominante na área (29,56%), pois a pecuária bovina de leite tem uma certa predominância na região. De maneira geral, a pecuária na região é desenvolvida de forma extensiva com pastagens de baixa produtividade, pois os produtores não costumam efetuar correções de pH e adubação de manutenção nessa cobertura vegetal para melhorar a qualidade desse alimento animal. Como a conservação do solo é uma prática agrônômica mal utilizada pelos pecuaristas, os solos, que, por natureza, são pobres, acabam sofrendo com a ação das intempéries, acarretando em assoreamentos da microbacia, a diminuição da capacidade de suporte da vegetação para o gado e a conseqüente queda da produção leiteira.

As florestas, muito importantes em termos de preservação ambiental (ROCHA, 1991), são fundamentais no controle de erosão e de enchentes, pois quando estão situadas em locais adequados são fundamentais na recarga do lençol freático. Essa classe de uso, composta por florestas primárias e secundárias e matas de galeria (matas ciliares), de maneira geral, ocorrem em pequenas áreas por toda a extensão do município, porém, com maior concentração nas áreas com relevo acentuado, onde as condições para mecanização são dificultadas porque o acesso é difícil. As florestas nativas apresentaram um decréscimo de 25,06% no período, passando de 23,80% em 1997 para 17,84% em 2006.

As florestas ocorrentes na área de estudo, permitiu inferir que houve intervenção humana nestes locais, com exceção das áreas protegidas pela Legislação Florestal vigente, pois o Código Florestal define essas áreas situadas às margens de cursos d' água, rios e ao redor de nascentes como sendo áreas de preservação permanente. O mesmo Código determina serem áreas protegidas, todos aqueles locais de alta declividade. De acordo com Barros (1988) e Campos (1993), a topografia também é um fator limitante à ocupação das terras da região, pois as altas declividades dificultam ou impedem a mecanização, o que contribui para a manutenção da cobertura florestal nestas áreas, pois os desmatamentos agridem o solo, deixando-o descoberto e sob a ação das chuvas, aparecendo, em conseqüência, as erosões e a lixiviação dos elementos nutritivos essenciais para a sobrevivência das plantas. Desta maneira, o uso do solo deve se realizado de forma racional, adequado e não agressivo ao meio ambiente.

As imagens de satélites têm condições de oferecer uma visão clara, abrangente e atual do uso da terra. A discriminação, o mapeamento e a quantificação das áreas de uso da terra através da classificação supervisionada pelo Sistema de Informações Geográficas permitiu obter resultados com maior agilidade quanto á integração e manipulação das áreas.

A avaliação da exatidão para a classificação supervisionada realizada pelo índice Kappa foi de 0,43, cuja qualidade foi classificada como boa, segundo Landis e Koch (1977). Como foi possível analisar somente 4 classes de uso, pode-se concluir que é necessário a aplicação de uma classificação supervisionada mais rigorosa para mapeamentos futuros nessa área.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com a metodologia utilizada no presente estudo da Microbacia do Córrego Petiço - Botucatu (SP), permitiram as seguintes conclusões: as imagens do sensor Thematic Mapper do Landsat 5 TM forneceram uma boa base de dados para a classificação digital da ocupação do solo; o Sistema de Informação Geográfica Idrisi, permitiu determinar a ocupação do solo da microbacia de maneira rápida; as informações geradas por este trabalho poderão servir de fonte para novos estudos, planejamentos de novas atividades relacionadas a ocupação do solo e também para reavaliações da ocupação atual; as análises mostram que a área tem predominância de atividades tecnificadas e rentáveis economicamente, devido vantagens ambientais, topográficas e geográficas tornando-a atrativa à novos investimentos.

REFERÊNCIAS

- ASSAD, E.D.; SANO, E.E. **Sistema de Informações Geográficas aplicações na agricultura** - 2^a.ed. ver. E ampl. - Brasília/DF - Embrapa - SPI/ Embrapa - CPAC, 1998. 434 p.
- BARROS, Z.X. de. **Caracterização de bacias hidrográficas no mapeamento de solos mediante o uso de análise multivariada**. Botucatu: UNESP, 1988. 113 p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 1988.
- CAMPOS, S. **Fotointerpretação da ocupação do solo e suas influências sobre a rede de drenagem da bacia do rio Capivara - Botucatu (SP), no período de 1962 a 1977**. Botucatu: UNESP, 1993. 164p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 1993.
- CAMPOS, S. **Diagnóstico físico conservacionista da bacia do rio Lavapés - Botucatu (SP)**. Botucatu: UNESP, 1997. 140 p. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 1997.
- CARDOSO, L.G. **Comportamento das redes de drenagem em solos com cana-de-açúcar e com eucalipto**. Botucatu: UNESP, 1988. 139 p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 1988.
- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal.
- EASTMAN, J.R. **Guide to GIS and image processing**. Massachusettes, Clark University. v. 2, 1999. 169 p.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159 - 174, 1977.
- MARTINS, D. Clima da região de Botucatu. In: ENCONTRO DE ESTUDOS SOBRE A AGROPECUÁRIA NA REGIÃO DE BOTUCATU, 1, 1989, Botucatu. **Anais...** Botucatu, UNESP, 1989, p. 08-19.
- PIROLI, E.L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu-SP**. 2002. 108 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.
- ROCHA, J.S.M. da. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. ed. UFSM, Santa Maria, RS. 1991. 181 p.
- SIMÕES, L.B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e Sistema de Informação Geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. Botucatu, 2001.171 p. Tese (Doutorado), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2001.
- VIEIRA, N.M. **Estudo geomorfológico das voçorocas de Franca, SP**. Franca: UNESP, 1978. 255 p. Tese (Doutorado em História) - Instituto de História e Serviço Social, Universidade Estadual Paulista, 1977.

ANÁLISIS DE LA OCURRENCIA DE DESMONTES AUTORIZADOS Y NO AUTORIZADOS EN ENTRE RÍOS, ARGENTINA

ANALYSIS OF OCCURRENCE OF AUTHORIZED AND UNAUTHORIZED CLEAR-CUT IN ENTRE RIOS, ARGENTINE

Lorna Sacks², Carlos Fortini², Francisco Darío Maldonado¹, Pablo Aceñolaza¹

¹ Facultad de Ciencia y Tecnología. Universidad Autónoma de Entre Ríos, Oro Verde, km 12,5. Entre Ríos. email: francisco.dario.maldonado@uader.edu.ar ; pabloacenolaza@gmail.com

² Dirección General de Recursos Naturales. Ministerio de Producción. Gob. Entre Ríos. Echague 746. Paraná- Entre Ríos. email: lornasacks@gmail.com ; carlosfortini@hotmail.com

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo analizar la eficacia de la aplicación de la norma que regula el desmonte en la Provincia de Entre Ríos. Evaluando la relación entre solicitudes de desmonte y las superficies efectivamente desmontadas, para los años previos a la prohibición de los desmontes en 2008 por la Ley 26331. El área de estudio fue el Departamento Feliciano, norte de la provincia de Entre Ríos, con una superficie de 3143 km², la actividad predominante es la ganadería bovina de cría. El método inició relevando las inscripciones en el registro de bosques provincial, posteriormente el mapeo de la información de las solicitudes en el SIG e Imágenes satelitales para evaluación de las superficies, el mapeo de los desmontes autorizados y no autorizado, finalmente un análisis comparativo de los desmontes autorizados y no autorizados. Algunos resultados muestran que el 85 % de los solicitantes no respetó el permiso otorgado y desmontó una superficie mayor. Concluyendo que las infracciones se cometen aun teniendo conocimiento de las mismas, como en aquellas propiedades inscriptas en el registro provincial de solicitudes para desmontes en las que se desmontó más superficie de la autorizada o se desmontó a pesar de no obtener la autorización.

ABSTRACT

This study was objective analyze the effectiveness of implementation the governing rules for regulation of clear-cut activities in the Entre Rios Province, Argentina. Evaluating the relationship between applications and effectively clearing before prohibition of 2008 for Law 26331. The study area was the Feliciano Department north of the province of Entre Rios, with a 3143 km² of extension; the principal activity is cattle breeding. The method began with a survey of entries into the register of provincial forests, then the mapping information in the GIS applications and satellite images for evaluation of the areas, then mapping of authorized and unauthorized clear-cuts, finally comparative analysis of authorized and unauthorized clear-cuts. Some results show that 85% of applicants did not comply with your permission and clearing a larger area than authorized. Concluding that the offenses were committed while having knowledge like occur with properties in the provincial registry, in that cases was requests for more clear-cuts authorization and despite was not authorized removed the forested areas.

INTRODUCCIÓN

El Censo Forestal Nacional de 1915 consignó para la Provincia de Entre Ríos una superficie boscosa de 4.930.000 ha, el 56 % de la superficie provincial, incluyendo tierras forestales sin monte (KLEINERMAN e PEREZ, 1997). En el año 2010, un relevamiento de Monte Nativo en la Provincia de Entre Ríos, realizado por la Subsecretaría de Planificación del Desarrollo y la Producción, dependiente del Ministerio de Producción de Entre Ríos, basado en un sistema de cartografía digital, confeccionado a partir de imágenes LANDSAT, asignó una superficie de monte nativo de 1.819.412 ha, señalando una conversión del 63% a uso agrícola en 90 años.

Actualmente, en la provincia de Entre Ríos, la Dirección General de Recursos Naturales (DGRN) es la

Autoridad de Aplicación de la Ley Nacional 13273 de Defensa de la Riqueza Forestal que regula la protección de los bosques y otorga permisos de desmonte. Ante el incremento de la tasa de deforestación a nivel nacional y provincial, se sancionó la Ley 26331 o ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. A partir del año 2008, la Provincia de Entre Ríos, no otorgó permisos de extracción de bosques hasta tanto se aprobase el ordenamiento territorial solicitado por la ley nacional. Si bien, la prohibición fue total, se estima que la actividad de deforestación continuó con el mismo ritmo con posterioridad a la misma.

Previo a la prohibición de desmontes en 2008, algunos productores informaban y solicitaban autorización para los desmontes en sus campos. En base a estos pedidos se estimó que, al no estar previsto un sistema de control de la relación autorizado/desmontado, pudo haberse desmontado una superficie mayor a la autorizada por autoridad provincial.

El presente trabajo tuvo como objetivo principal analizar la eficacia de la aplicación de la norma que regula el desmonte en la Provincia de Entre Ríos. Evaluando la relación entre solicitudes de desmonte y las superficies efectivamente desmontadas, para los años previos a la prohibición de la Ley 26331.

MATERIALES Y MÉTODO

El Area de estudio fué el Departamento Feliciano al norte de la provincia de Entre Ríos. Este tiene una superficie de 3143 km², una población de 15.150 habitantes y limita al norte con la Provincia de Corrientes, al sur con el Departamento Federal, al oeste con el departamento La Paz y al este con el Departamento Federación. Corresponde al clima subtropical sin estación seca. La temperatura media del mes más cálido es de 26°C y la del mes más frío es de 12 °C. En Entre Ríos las precipitaciones disminuyen en forma gradual de NE a SO, por ello la parte norte de la provincia es la que recibe las precipitaciones más abundantes superando los 1100 mm anuales, presentándose las mayores entre octubre y abril (Plan Mapa de Suelos, 1998).

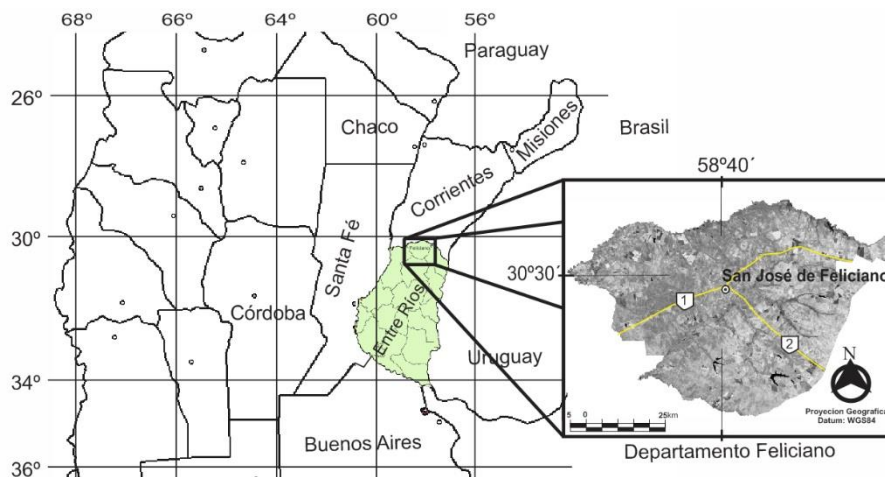


Figura 1. Mapa del área de estudio, Departamento Feliciano, ubicado al Norte de la Provincia de Entre Ríos, República Argentina.

Figure 1. Map of Study area, Feliciano Department at north of Entre Rios Province.

Los suelos predominantes corresponden a los órdenes Molisol, Alfisol y Vertisol. La principal unidad cartográfica corresponde al Complejo Arroyo Feliciano, la que ocupa 37.967 ha, que representan el 12,7 % de la superficie de la subzona. En esta la actividad predominante es la ganadería bovina (Figura 2) representando la zona de cría más tradicional de la provincia y ovinos, aunque en los últimos años se observa un importante avance de la agricultura (ENGLER *et al.*, 2006).

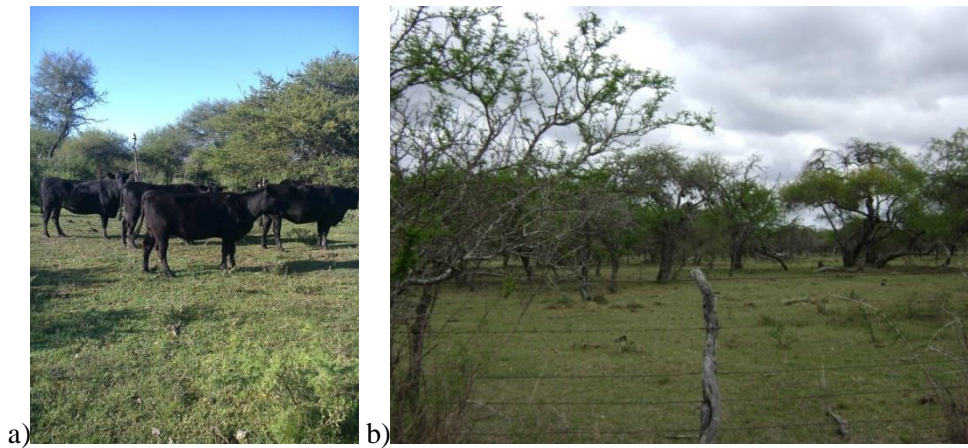


Figura 2. Ganadería bovina en bosque nativo, al Norte del departamento Feliciano (a). Aspecto típico del bosque abierto de los campos de pastoreo.

Figure 2. Cattle in Native forest at north of Feliciano. Open forest typical aspect in pasture lands.

En los últimos años se han incorporado importantes áreas a la agricultura, actividad favorecida por su rentabilidad, registrándose de esta forma cambios en el uso de la tierra (TASSI *et al.*, 2011).

Los bosques nativos del departamento Feliciano corresponden a la Provincia Fitogeográfica del Espinal (CABRERA, 1976), Distrito del Ñandubay, y los bañados con monte selva y monte selva a la Provincia Fitogeográfica Paranense. Esta denominación corresponde a aquellos bosques que por su conjunción y transición se ubican en las adyacencias de ríos y arroyos e incluyen elementos de las dos provincias fitogeográficas, Espinal y Paranense (LEDESMA *et al.*, 2007). Otras áreas que caracterizan al departamento son las sabanas, consideradas como zonas de ecotono entre el pastizal y el bosque, y además presenta un mosaico de áreas con monte bajo abierto y sabanas (SABATTINI, 2009).

Software, material cartográfico y de referencia: Los software utilizados fueron QGIS 2.0 Dufour y ArcGis 10. Los datos fueron obtenidos a partir 553 inscripciones con solicitudes de desmonte y/o entresaca del monte correspondientes a los años 2005, 2006 y 2007 del Mapa Parcelario del Registro Provincial de Bosques (Figura 3), de la Dirección General de Recursos Naturales (D.G.R.N.), Área Monte Nativo, Provincia de Entre Ríos. Los datos utilizados corresponden al registro de solicitudes para desmontes en áreas con bosques nativos a los fines de un mejor ordenamiento y control de desmontes (Resolución 344 DGRNF y EA).

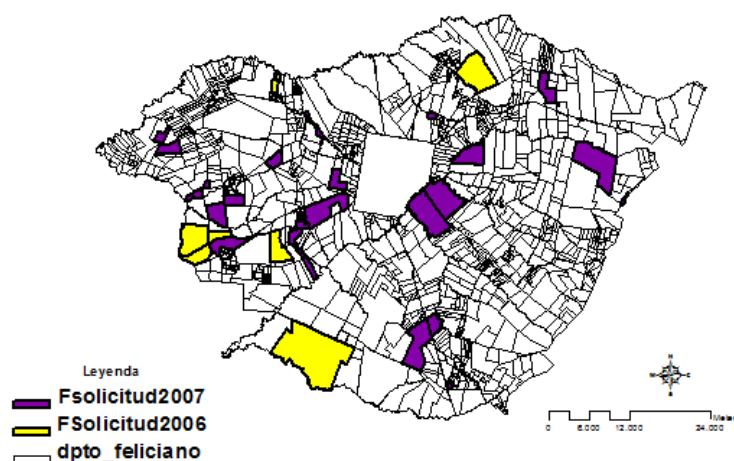


Figura 3. Mapa parcelario de Feliciano, con los establecimientos inscriptos en el Registro Provincial de Bosques, que solicitaron permisos de extracción de monte nativo en 2006 (amarillo) y 2007 (violeta).

Figure 3. Predial map of Feliciano district with inscribed sites in the provincial register of Forest, allowed for clear-cut in 2006 (yellow) and 2007 (violet).

La información contenida en el registro provincial de bosques, datos referidos al establecimiento rural y al propietario, plan de manejo del bosque y superficie solicitada para extracción de monte natural o entresaca del mismo fue la base de datos que se utilizó para el análisis de desmontes. Las imágenes satelitales usadas para la delimitación de los desmontes corresponden a las escenas Landsat MSS, TM y OLI path 226 row 081, entre las fechas 1980 y junio de 2013. El mapa de bosques naturales del departamento Feliciano, presentado para el informe de zonificación al gobierno de Entre Ríos (SABATTINI, 2009), se tomó como preliminar en formato raster del Mapa de bosques naturales del departamento Feliciano.

El método comprende los siguientes pasos:

Relevamiento de inscripciones en el registro de bosques: A partir del Relevamiento de Inscripciones en el registro de Bosques, se confeccionaron fichas de solicitudes y autorizaciones de desmonte y entresaca de toda la Provincia de Entre Ríos. Se agruparon las fichas para el análisis y se determinó la superficie desmontada en toda la provincia en los tres años estudiados mediante tablas y gráficos, luego por año y por departamento. Esta comparación permitió discernir si efectivamente coincidió lo solicitado con lo otorgado o se efectuaron desmontes que no estuvieran autorizados y se graficó el resultado en tres categorías; solicitado, autorizado y realmente desmontado.

Mapeo de la información de las solicitudes en el SIG e Imágenes satelitales para evaluación de las superficies: Con la información obtenida y el mapa parcelario del departamento Feliciano se construyó un mapa de desmontes para determinar las áreas deforestadas por teledetección. Se completó el mapa de desmontes autorizados y no autorizados con imágenes Landsat TM y OLI desde el año 2004 hasta el 2013 en el resto del departamento Feliciano utilizando la técnica de “segmentación de imágenes por crecimiento de regiones” con semillado manual (MALDONADO *et al.*, 2012) y se evaluó la superficie por teledetección.

Mapeo de los desmontes autorizados y no autorizados: Para determinar las áreas deforestadas en el departamento Feliciano se usaron imágenes Landsat TM para formar un paquete multitemporal formado por tres bandas espectrales de la imagen de la segunda fecha y una banda intensidad del cambio con la fecha anterior. Esta banda intensidad de cambio fue obtenida por la técnica RCEN, Rotación Radiométrica Controlada por Eje de No Cambio. (MALDONADO *et al.*, 2007). Sobre este paquete se aplicó una técnica de “segmentación de imágenes por crecimiento de regiones” con sembrado manual. Esta técnica permite diferenciar las texturas características de los desmontes. Finalmente, se realizó el agrupamiento temático basado en la interpretación visual.

Levantamiento de campo: Con el mapa obtenido se efectuó una constatación a campo para detectar errores de omisión y comisión, y ajustar lo observado en las imágenes satelitales.

Análisis comparativo de los desmontes autorizados y no autorizados: Se actualizó el mapa parcelario del departamento Feliciano para localizar cada establecimiento y analizar visualmente cada uno por superposición de capas con las imágenes Landsat para un análisis comparativo de los desmontes mediante tablas y gráficos a partir de las fichas de solicitudes y autorizaciones en la Provincia de Entre Ríos. En el departamento Feliciano se determinó la superficie desmontada por interpretación visual en cada establecimiento que solicitó autorización para desmonte y se comparó con lo que se autorizó y se desmontó efectivamente.

Análisis y discusión de los desmontes autorizados y no autorizados: Partiendo de las solicitudes para desmontar y los permisos otorgados en los años 2005, 2006 y 2007 y con el resultado que arrojó el mapeo, se determinó 4 categorías de actores, los que desmontaron respetando los permisos otorgados, aquellos que se excedieron y desmontaron mayor superficie que la autorizada, los que solicitaron permiso y desmontaron sin el mismo y los que desmontaron sin estar en el registro de Provincial de Bosques.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el año 2006 se autorizó el 97 % de los pedidos de extracción de monte nativo en el Departamento Feliciano. Se solicitaron 718 ha y se autorizaron 700 ha durante este año. En la Figura 4 se compara la superficie en ha que se solicitó desmontar en el año 2006, con la superficie que efectivamente se desmontó respecto de la autorizada. De las siete autorizaciones para extracción de bosque natural que se otorgaron en ese año, el 85 % no respetó el permiso otorgado y desmontó una superficie mayor. En la Figura 4 se muestra la dinámica de los desmontes desde el año 2006 hasta el 2012, en los ocho campos que solicitaron autorización, es decir, las superficies solicitadas, autorizadas y realmente desmontadas en cada establecimiento.

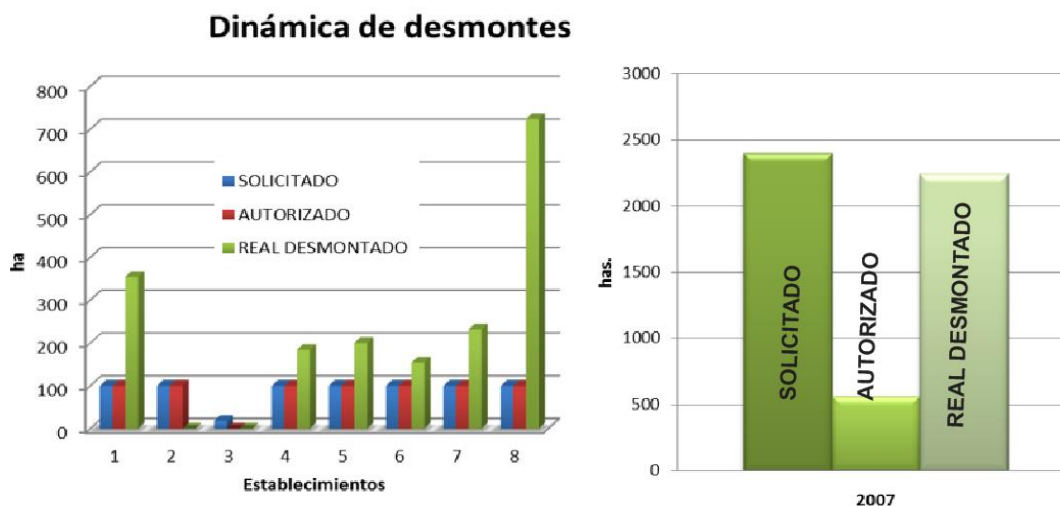


Figura 4. Dinámica de los desmontes en los establecimientos analizados desde el 2006 al 2012 (a). Superficie solicitada y autorizada para desmonte en el año 2007 en el Departamento Feliciano, y la superficie realmente desmontada al año 2012(b).

Figure 4. Dynamics of deforestation in establishments analyzed from 2006 to 2012 (a). Requested and authorized to remove clear-cut in 2007 in Feliciano Department, and the area actually cleared by 2012 (b).

En el año 2006 en los Establecimientos que solicitaron autorización se desmontaron 1850 ha, cuando deberían haber sido 700 ha. El área deforestada fue muy superior a la permitida por el Organismo de control forestal, aun suponiendo que las 350 ha autorizadas para entresaca fueron también desmontadas, al evaluar las imágenes satelitales año a año se observó que los desmontes no fueron realizados en el año que se otorgó el permiso. En el año 2007 las solicitudes de desmonte aumentaron un 330 % respecto del año anterior, pasando de 718 ha a 2396 ha, aunque las autorizaciones disminuyeran un 19 %, de 700 ha en 2006 a 565 ha en 2007.

En éste año se presentaron 21 solicitudes para extracción de bosque nativo y fueron autorizadas 6. Se detectaron cuatro situaciones, en el 33 % de los casos, no se autorizó la solicitud de extracción de bosque y se desmontó de todos modos. En el otro 33 % no se autorizó la solicitud de extracción de bosque y esta se respetó. En el 9,5% de los casos se autorizó la solicitud de extracción de bosque y no se desmontó. En el 24 % de los casos se autorizó la solicitud de extracción de bosque y se desmontó una superficie mayor. En el año 2008, se desmontaron 970 ha dentro de los establecimientos que se analizan, 229 ha entre 2009 y 2011, y 1004 ha entre 2012 y 2013. A pesar de que se autorizó desmontar 565 ha, el desmonte real fue de 2239 ha. Esta superficie es prácticamente igual a la superficie solicitada para extracción de bosque natural en el año 2007.

Al igual que en el año anterior, se analizó la temporalidad de los desmontes de los establecimientos que solicitaron autorización en el año 2007. La situación fue similar, la mayor superficie no se desmontó en el año correspondiente a la autorización. Los permisos solicitados para desmonte en el año 2007 se llevaron a cabo mayormente en el año 2008 y en el período 2012 y 2013, incluso quienes no obtuvieron la autorización correspondiente. De los 21 establecimientos inscriptos en el Registro de solicitudes para desmontes en Área de Bosques Nativos, en 12 de ellos se cometió infracción a las Leyes Nacionales 13273 y 26331, ya sea porque se desmontó una superficie mayor a la autorizada, o porque se desmontó sin haber obtenido el permiso solicitado.

En la Figuras 5 se ilustra un caso de un establecimiento rural que solicitó permiso de extracción de bosque nativo. A la derecha de ambas imágenes el programa muestra información sobre el polígono seleccionado sobre una imagen Landsat del 2006 la presencia de bosque nativo. En ese polígono la información que el programa arroja del mismo es que se solicitaron 100 ha para extracción de bosque, 50 ha de entresaca y se autorizó el 25/07/2006 a realizar el desmonte, donde las especies predominantes eran ñandubay y algarrobo.

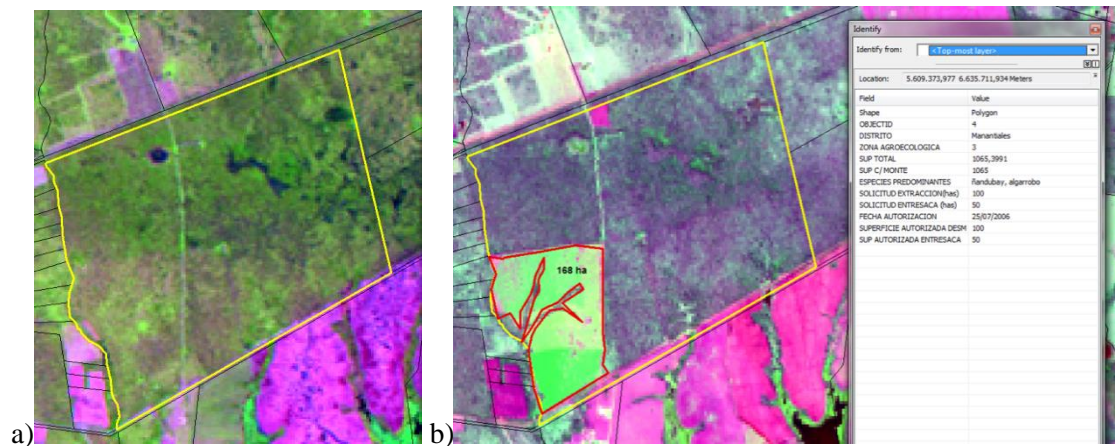


Figura 5. Imagen satelital del año 2006, con bosque nativo (a). En el año 2013, sin bosque nativo, con su ficha catastral (b).

Figure 5. Satellite image of 2006, with native forest (a) and without native forest in 2013, with its cadastral record (b).

En la Figura 5 (b) en el mismo establecimiento seleccionado en la Figura 5 (a) pero sobre una imagen satelital Landsat 8 del 2013, se aprecia el cambio de uso del suelo producto del desmonte realizado. Como se ve se realizó extracción de bosque sobre una superficie mayor a la autorizada. Además de evaluar el cambio de uso de suelo, en los establecimientos que solicitaron autorización para realizar algún tipo de explotación del bosque, se completó el estudio en todo el departamento Feliciano, y se determinó la superficie y distribución de los desmontes realizados sin la autorización de la autoridad de aplicación de las Leyes 13273 y 26331.

Mapeo y Análisis de los desmontes autorizados y no autorizados en Feliciano: A continuación en la Figura 6 se presenta el mapeo de desmontes autorizados y no autorizados en el departamento Feliciano desde el año 2003 hasta el 2013. En la leyenda cada color representa el año en que se produjo la extracción de bosque nativo y el bosque nativo existente. Con el mapeo de los desmontes autorizados y no autorizados, se determinó la superficie que se desmontó hasta el año 2003 y desde el año 2004 hasta septiembre de 2013. Así en la Figura 6, el color violeta del mapa representa la extracción de bosques nativos hasta el año 2003, cuya superficie fue de 28360 ha. En el Año 2004, (color azul del mapa), se desmontaron 13741 ha. y en el año 2005, (color celeste del mapa), el desmonte fue de 3023 ha. A pesar de que no hubo autorizaciones para desmontes en áreas con bosques nativos en el año 2005 en Feliciano.

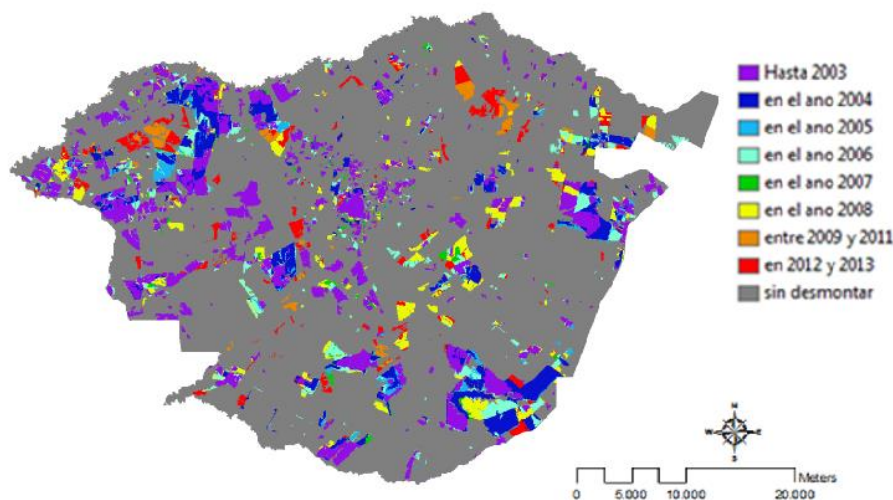


Figura 6. Mapa de los desmontes autorizados y no autorizados en el departamento Feliciano.

Figure 6. Map of authorized and unauthorized clear-cut in Feliciano Department.

En color verde claro y oscuro, se muestra los desmontes del año 2006, y 2007 respectivamente; en color amarillo los desmontes del año 2008, y en naranja y rojo, todos los desmontes que se realizaron en los períodos 2009 -2011 y 2012 - 2013. El gris del mapa indica la superficie que nunca se desmontó desde el año 1980, cuya superficie es de 242490 ha. Siguiendo con el mismo ejemplo de la Figura 5 (a) y 5 (b), en la imagen siguiente en la Figura 7, se evidencia que el permiso de desmonte otorgado en el año 2006 en ese establecimiento, se llevó a cabo en 2007 y 2008 mayormente y se desmontó más superficie que la autorizada según la información a la derecha del polígono. En este caso el desmonte en exceso fue de 79 ha. En base a la información generada por el mapa de desmontes autorizados y no autorizados, se comparó la superficie con los desmontes Autorizados, desde los años analizados en el presente trabajo hasta el 2013. A continuación en la Tabla 1 se compara la superficie solicitada para extracción de bosque en Feliciano, con la superficie que se Autorizó a desmontar desde el Área de Montes Nativos de la provincia de Entre Ríos, y el desmonte desde el año 2006 hasta el 2013.

Tabla 1. Area y distribución de los desmontes realizados con y sin autorización desde el año 2006 hasta el período 2012- 2013.

Table 1. Area and distribution of clearings made with and without authorization from the year 2006 to the period 2012 to 2013.

		2006		2007		2008		2009 al 2011		2012-2013		TOTAL	
		has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%	has.	%
SUP. SOLICITADA		718		2396								3114	
SUP. AUTORIZADA		700		565								1265	
SUPERFICIE	AUTORIZADA	44	0,5	294	19,9	532	6,6	65	2,5	65	0,9	1030	3,7
DESMONTADA	NO AUTORIZADA	8073	99,5	1186	80,1	7526	93,4	2521	97,5	7274	99,1	26950	96,3
TOTAL		8117	100,0	1480	100,0	8058	100,0	2586	100,0	7339	100,0	27980	100,0

En el año 2006 en el departamento Feliciano la superficie desmontada legalmente fue de 44 ha, el 0,5% de la totalidad de bosque nativo talado, que en fue de 8.117 ha. En el año 2007, el área deforestada fue de 1186 ha, sin embargo solo 294 ha. se realizaron con autorización.

En el año 2008 la superficie desmontada fue de 8058 ha., solo el 6,6 % fue con permisos de años anteriores.

Entre los años 2006 y 2013 se desmontaron en el departamento Feliciano 27.980 ha. Considerando una superficie departamental de 315.195 ha., el desmonte para este período representó el 8,88% de la superficie.

Por otra parte el desmonte autorizado, fue de 1.030 ha. Comparado con el desmonte total realizado en el departamento, que fue de 26.950 ha., el desmonte legal fue de solo el 3.7% del total realizado en este período.

CONCLUSIONES

La superficie autorizada a desmontar en la provincia de Entre Ríos, fue de 23629 ha, de las cuales 4939 ha se autorizaron en el año 2005, 10264 ha en 2006 y 8426 ha en 2007. A través de teledetección se demostró que en el Departamento Feliciano el cambio de uso de suelo por agriculturización fue de 27580 ha desde el 2006 hasta la fecha. De estas, las áreas deforestadas entre los años 2005 y 2007 sumaron 12620 ha, sólo el 10 % de esa superficie se realizó con autorización, confirmando una diferencia notoria entre la superficie desmontada de manera legal y los desmontes sin autorización. Desde 2005 a la fecha en Felciano, se desmontaron 29973 has. sin la autorización de la autoridad de aplicación. De la distribución de los desmontes evaluada, el año 2006 y 2008 fueron los de mayor impacto.

Con respecto a las solicitudes de desmonte analizadas en el año 2006, el 75 %, de los solicitantes, no respetó las autorizaciones otorgadas por la Autoridad de Aplicación de las leyes vigentes, y desmontaron una superficie mayor a la autorizada. Del mismo modo ocurrió en el año 2007, y a pesar de que el porcentaje de permisos para extraer especies forestales nativas fue mucho menor, el 57 %, de los solicitantes, no respetó las leyes vigentes.

El cambio de uso de suelo no se condice con las autorizaciones de desmonte, solo el 3,7% de la superficie desmontada fue realizada de forma legal, si bien puede haber cierto desconocimiento de las normas que regulan la protección de los bosques nativos, las infracciones se cometen aun teniendo pleno conocimiento de las mismas, tal es el caso de aquellas propiedades inscriptas en el registro provincial de solicitudes para desmontes en las que se desmontó más superficie de la autorizada o se desmontó a pesar de no obtener la autorización, que alcanza al 62% de las solicitudes elevadas para el período de estudio en el departamento Feliciano.

Agradecimientos

Los trabajos contaron con el apoyo de la Proyecto anual PIDA y PIDT/UADER. UNER - Universidad Nacional de Entre Ríos.

BIBLIOGRAFÍA

- ENGLER *et al.* Zonas Agroecológicas Homogéneas Entre Ríos. Paraná: INTA, 2006, 150 p.
- KLEINERMAN, R.; PEREZ, J. Estimación del área cubierta por monte nativo en la Provincia de Entre Ríos. Subsecretaría de desarrollo agropecuario, economías regionales y recursos naturales. Gobierno de Entre Ríos. Paraná, Entre Ríos. 1997. 15 p.
- LEDESMA, S.G. *et al.* 2007. Caracterización estructural de montes nativos de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria*, n. 11, v. 2, p. 129-139, 2007.
- MALDONADO, F.D. *et al.* Change detection technique based on the radiometric rotation controlled by no-change axis, applied on a semi-arid landscape. *International Journal of Remote Sensing*. v. 28, n. 8, p. 1789-1804, 2007.
- MALDONADO, F.D. *et al.* Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ambiencia*, v. 8. Ed. Especial, p. 523-532, 2012.
- TASSI, H. *et al.* Usos de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos. Proyecto de investigación "Factibilidad del uso Agrícola y Ganadero de tierras incorporadas a partir del desmonte", Acuerdo de cooperación técnica entre la Secretaría de la Producción del Gobierno de la provincia de Entre Ríos y el Centro Regional de Entre Ríos del INTA. 2006.

APLICAÇÃO DE DADOS LIDAR NA AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES NO SUB-BOSQUE FLORESTAL EM CONCESSÕES FLORESTAIS

APPLICATION OF LIDAR DATA FOR ASSESSING FOREST UNDERSTORY DISTURBANCES AT FOREST CONCESSION AREAS

Ekena Rangel Pinagé¹, Charton Jahn Locks¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
ekenapinage@hotmail.com, charton.locks@florestal.gov.br

RESUMO

O LiDAR é uma tecnologia relativamente nova, mas com grande potencial de aplicação nas ciências florestais, por permitir avaliações quantitativas da estrutura da vegetação. Este trabalho teve como objetivo mensurar as alterações na estrutura da floresta decorrentes do manejo florestal sustentável em duas áreas de concessão florestal na Floresta Nacional do Jamari, Estado de Rondônia, com a utilização de dados LiDAR. A análise realizada estimou as alterações no sub-bosque florestal, até a altura de 5 metros, consideradas como a diferença de densidade relativa do sub-bosque entre as áreas exploradas e áreas de florestas primárias adjacentes. Os resultados indicaram alterações da ordem de 6% das duas áreas analisadas. Este estudo mostrou que dados LiDAR tem grande potencial para o monitoramento florestal, desde que haja cobertura de dados adequada.

Palavras-chave: LiDAR, monitoramento florestal, concessões florestais, Floresta Nacional do Jamari.

ABSTRACT

LiDAR is a relatively new technology, but with great potential for application in forest sciences, by enabling quantitative assessments of vegetation structure. This work aimed to assess changes in forest structure caused by sustainable forest management in two areas of forest concession in Jamari National Forest, State of Rondônia, using LiDAR data. The conducted analyses estimated changes in forest understory, until height of 5 meters, considered as the difference of understory relative density between logged areas and adjacent areas of primary forests. Results indicated changes in the order of 6% in the understory of the two areas analyzed. This study showed that LiDAR data has great potential for forest monitoring, given appropriate data coverage.

Keywords: LiDAR, forest monitoring, forest concessions, Jamari National Forest.

INTRODUÇÃO

O LiDAR, acrônimo para *Light Detection and Ranging*, é uma tecnologia relativamente nova nas área de sensoriamento remoto, baseada na medição precisa do tempo que o pulso de luz enviado leva do transmissor ao alvo e de volta ao receptor. Sua capacidade de obter informações tanto da vegetação quanto da superfície do terreno permite a sua aplicação em medições da estrutura da vegetação (JENSEN, 2009).

Uma grande quantidade de trabalhos utilizou LiDAR em florestas, especialmente na quantificação de biomassa e estoques de carbono (ANDERSEN, et al., 2011; ASNER, et al., 2010; Næsset e Gobakken, 2008), demonstrando seu potencial para aplicações florestais. Entretanto, esta tecnologia apresenta custo elevado quando comparada a outras opções de sensoriamento remoto, o que limita sua aplicação em monitoramento com múltiplas aquisições de dados ou em extensas áreas.

As imagens de satélite multiespectrais possibilitam a detecção da ocorrência do corte seletivo, baseada em uma série de elementos de contexto que constituem seu padrão espacial, mas são limitadas em sua capacidade de distinguir as mudanças estruturais que ocorrem abaixo do dossel (COOPS *et al.*, 2007). As alterações causadas pelo manejo florestal ocorrem em grande parte no sub-bosque, ocasionadas pela abertura da infraestrutura para exploração florestal. Sendo assim, o LiDAR tem potencial para quantificar estas mudanças.

Este trabalho tem como objetivo mensurar as alterações no sub-bosque da floresta decorrentes do manejo florestal sustentável em duas áreas de concessão florestal na Floresta Nacional (Flona) do Jamari, Estado de Rondônia, com a utilização de dados LiDAR.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Flona do Jamari foi criada em 1984 e situa-se nos municípios de Itapuã do Oeste, Cujubim e Candeias do Jamari, no estado de Rondônia. Tem área de 220 mil hectares e, segundo a classificação fisionômica-ecológica do IBGE (2012), prevalece na unidade a Floresta Ombrófila Densa com porções de Floresta Ombrófila Aberta, que podem se apresentar com predominância de palmeiras ou com cipós.

Em 2008 o Serviço Florestal Brasileiro concedeu 96 mil hectares da área para exploração florestal, divididos em três Unidades de Manejo Florestal (UMF). No mês de setembro de 2010 foi iniciada a exploração nas primeiras Unidades de Produção Anual (UPA), interrompida no período de embargo (15 de dezembro a 15 de maio) e finalizada no ano de 2011. O volume médio de madeira retirado foi de 14,8m³/ha na área da UMF 1 e de 9,6m³/ha na área da UMF 2.

Dados utilizados

Os dados Lidar utilizados consistiram em duas coberturas de 500 ha cada nas UMF 1 e 2, adquiridas em novembro de 2011. Parte dos dados cobriu áreas recém-exploradas e outra parte cobriu áreas de floresta primária. A Figura 1 mostra a localização da Flona do Jamari e as áreas cobertas pelos dados LiDAR.

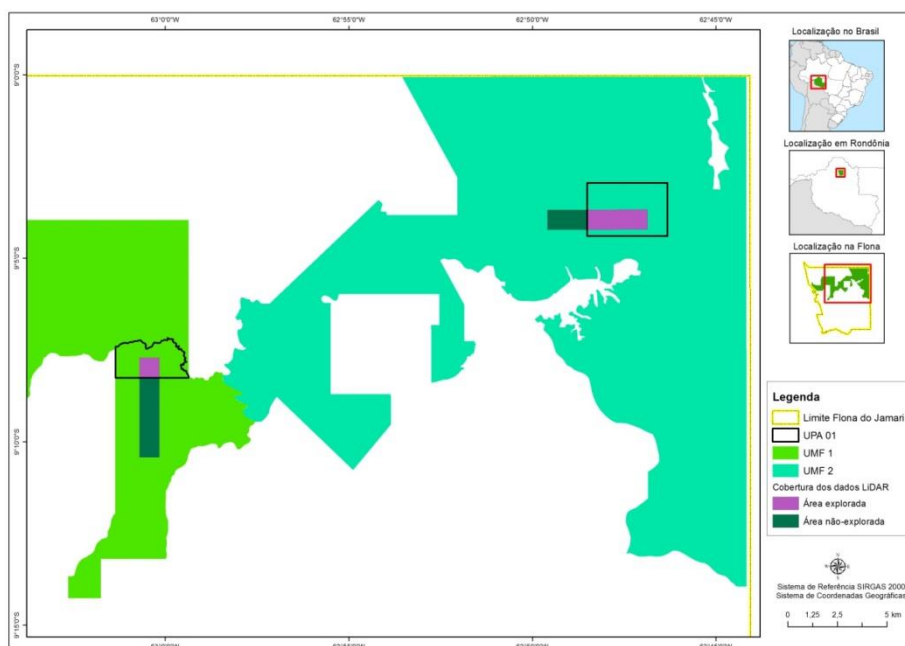


Figura 1. Localização das áreas de estudo e das coberturas de dados LiDAR.

Figure 1. Location of study areas and LiDAR data coverage.

Os dados foram disponibilizados na forma de nuvem de pontos com extensão *.las e acompanhados do Modelo Digital do Terreno (MDT) dela derivado, com um metro de resolução espacial. A projeção e sistema de referência adotados foram a UTM, fuso 20 S e Datum SIRGAS 2000. A densidade de pontos mínima exigida na aquisição foi de 4 retornos por m², sendo que 98,04% e 100% dos dados atingiram essa especificação na área da UMF 1 e na área da UMF 2, respectivamente.

Processamento dos dados

Para atingir os objetivos deste estudo, foi realizada a comparação entre as áreas exploradas e florestas primárias dentro do mesmo conjunto de dados LiDAR. Esta decisão foi tomada considerando que não havia cobertura prévia de dados para a área explorada, ou seja, dados LiDAR coletados antes do início das atividades de manejo florestal na Flona do Jamari. Também foi assumida a premissa de que a proximidade entre a área explorada e a área não explorada dentro do mesmo conjunto de dados permite considerar como similar suas estruturas florestais.

O processamento das nuvens de pontos e dos modelos de terreno foi executado no pacote FUSION (McGAUGHEY, 2010), e o processamento das métricas derivadas foi realizado no pacote ArcGIS (ESRI, 2011). Os arquivos do MDT foram convertidos do formato *grid* para o formato *ascii* e em seguida, para o formato *dtm*, nativo do pacote FUSION. A altura do terreno derivada do MDT foi subtraída de cada retorno para remover a influência da topografia sobre a altitude da floresta.

O processador LTK Processor do FUSION foi utilizado para processar o conjunto de múltiplos *tiles* (no formato .las) de cada área de estudo. O resultado de cada processamento do LTK consiste em 81 superfícies matriciais em resolução espacial definida pelo usuário, contendo métricas de cobertura, elevação e intensidade (McGAUGHEY, 2010).

Foi avaliado o impacto da exploração no estrato inferior da floresta (sub-bosque), causado por trilhas de arraste, estradas secundárias e primárias, pátios de estocagem e queda de árvores. Para calcular a densidade da vegetação neste estrato, foram considerados somente os retornos com altitudes entre 1 e 5 metros, evitando assim a contabilização de pontos referentes ao terreno (com 0 metro de altura) e acima da altura definida (5 metros). Em dados LiDAR, a densidade de cobertura vegetal em um determinado estrato é obtida pela razão entre os retornos acima de um limiar de altura específico e os retornos totais (USFS, 2014), conforme descreve a equação genérica 1:

$$Densidade = \left(\frac{\# \text{ de retornos } > \text{ limiar}}{\# \text{ total de retornos}} \right) * 100 \quad (1)$$

A Figura 2 apresenta o esquema de estratificação adotado, mostrado em um exemplo de nuvem de pontos na área de estudo à esquerda, onde a coloração do ponto se refere ao seu valor de altitude, e um diagrama que explica de forma gráfica o cálculo da densidade relativa no sub-bosque, à direita.

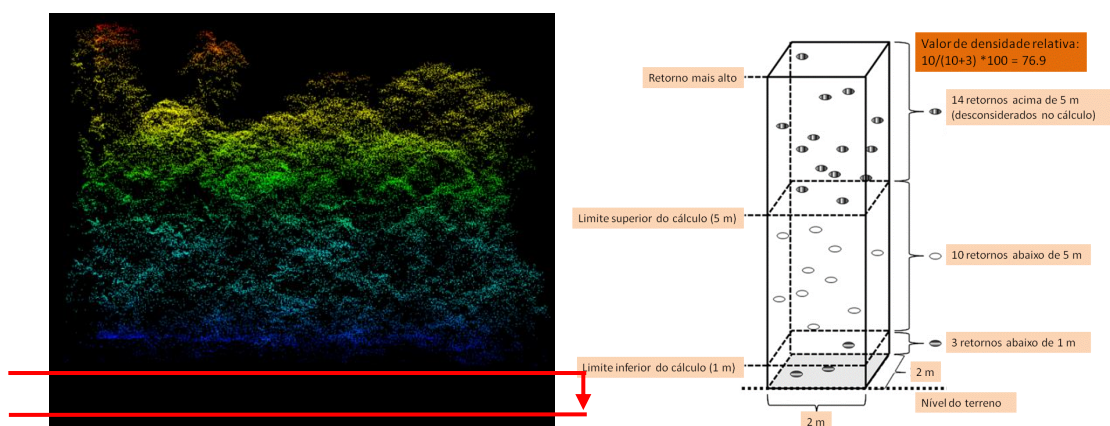


Figura 2. Estratificação das nuvens de pontos para análise das alterações no sub-bosque (adaptado de d'OLIVEIRA *et al.* (2012)).

Figure 2. Forest stratification for the analysis of understory changes (adapted from d'OLIVEIRA *et al.* (2012)).

Após o processamento das métricas, foram sobrepostos os planos de informação de pátios de estocagens, estradas e trilhas de arraste disponíveis para as áreas de estudo, e por meio de inspeção visual foi selecionada aquela que melhor evidenciou estas feições associadas à exploração florestal, conforme exemplifica a Figura 3.

A superfície matricial da métrica selecionada foi reclassificada em 10 classes de densidade de cobertura com intervalos iguais. Em seguida, a superfície foi recortada tomando como base polígonos das áreas exploradas e das áreas não exploradas. As Áreas de Preservação Permanente (APP) existentes nas áreas de estudo foram excluídas destes polígonos. A partir das superfícies recortadas, foi computado o percentual de células que atenderam ao critério de seleção assumido. A diferença deste valor entre a área explorada e a não explorada foi considerada alteração associada à exploração florestal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após testes com diferentes resoluções espaciais, a resolução de 2 metros apresentou melhor custo benefício para a detecção das evidências da exploração madeireira, com boa aderência aos dados de trilhas de arraste, pátios de estocagem e estradas florestais e tempo razoável de processamento.

A métrica que mais evidenciou os impactos da exploração madeireira no sub-bosque foi uma métrica de densidade que representa a porcentagem de cobertura florestal (ou densidade), oriunda de todos os retornos de pulsos LiDAR de 1 a 5 metros (arquivo all_cover_above1_2METERS gerado pelo aplicativo FUSION). A Figura 3 mostra esta métrica e os pátios, estradas e trilhas de arraste em uma porção da UPA 1 da UMF 1.

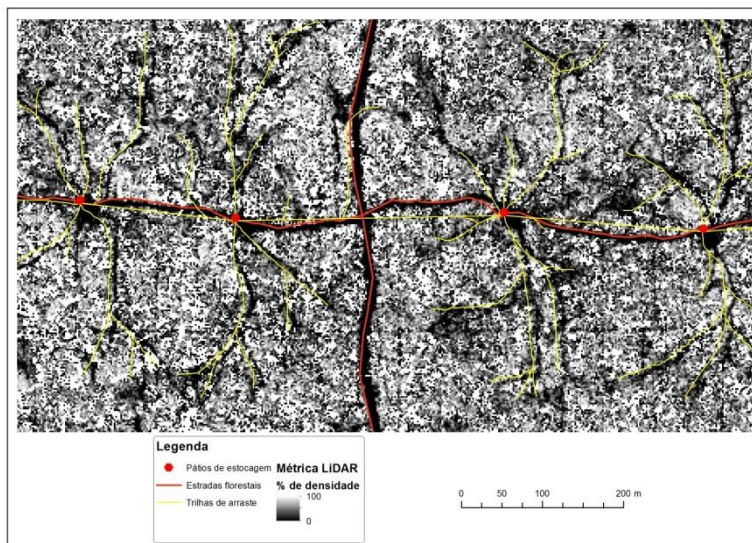


Figura 3. Métrica de densidade selecionada, sobreposta com dados mapeados em campo.

Figure 3. Selected density metric, overlapped with field data.

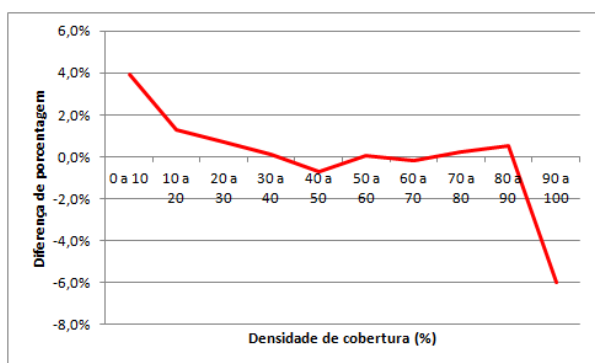
Foi considerada área de sub-bosque alterada pela exploração florestal a diferença dos percentuais de células com valor igual ou inferior a 40% de densidade de cobertura entre a área explorada e não explorada. Esse limiar foi adotado porque até a densidade de 40% a diferença entre área explorada e a não explorada é positiva, sugerindo maior quantidade de células de baixo valor de densidade na área explorada. A partir de 40% a relação se inverte, com uma maior quantidade de células de maior valor predominantemente ocorrendo na área não explorada. Estes dados são apresentados na Tabela 1, que mostra as quantidades absolutas e relativas de células em cada intervalo de densidade de cobertura para as duas áreas de estudo, bem como a diferença entre a área explorada e a área não explorada dos respectivos intervalos. A Figura 4 apresenta de forma gráfica o comportamento da diferença calculada entre as porcentagens das áreas exploradas e não exploradas.

Tabela 1. Quantidade de células em cada classe de densidade de cobertura no sub-bosque das duas áreas de estudo.

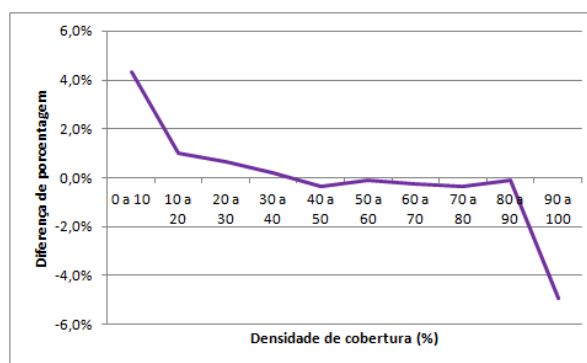
Table 1. Quantity of pixels in each density class range in the understory of the two study areas.

UMF 1						
Área explorada			Área não explorada			Diferença
Classe de densidade (%)	Quantidade de células	%	Classe de densidade (%)	Quantidade de células	%	
0 a 10	38.813	15,30	0 a 10	28.423	11,30	3,90%
10 a 20	13.710	5,40	10 a 20	10.243	4,10	1,30%
20 a 30	14.290	5,60	20 a 30	12.345	4,90	0,70%
30 a 40	19.433	7,60	30 a 40	18.912	7,50	0,10%
40 a 50	24.898	9,80	40 a 50	26.261	10,50	-0,70%
50 a 60	17.069	6,70	50 a 60	16.669	6,60	0,10%
60 a 70	20.226	8,00	60 a 70	20.350	8,10	-0,20%
70 a 80	20.083	7,90	70 a 80	19.238	7,70	0,20%
80 a 90	14.167	5,60	80 a 90	12.661	5,00	0,50%
90 a 100	71.676	28,20	90 a 100	85.724	34,20	-6,00%

UMF 2						
Área explorada			Área não explorada			Diferença
Classe de densidade (%)	Quantidade de células	%	Classe de densidade (%)	Quantidade de células	%	
0 a 10	146.365	19,50	0 a 10	55.996	15,20	4,30%
10 a 20	46.482	6,20	10 a 20	19.143	5,20	1,00%
20 a 30	47.041	6,30	20 a 30	20.752	5,60	0,60%
30 a 40	60.247	8,00	30 a 40	28.929	7,80	0,20%
40 a 50	73.223	9,80	40 a 50	37.339	10,10	-0,40%
50 a 60	39.800	5,30	50 a 60	19.963	5,40	-0,10%
60 a 70	45.551	6,10	60 a 70	23.257	6,30	-0,20%
70 a 80	39.120	5,20	70 a 80	20.614	5,60	-0,40%
80 a 90	24.913	3,30	80 a 90	12.629	3,40	-0,10%
90 a 100	228.060	30,40	90 a 100	130.324	35,30	-4,90%



(a)



(b)

Figura 4. Diferença, para cada faixa de densidade de cobertura, entre a porcentagem de células da área explorada e a área não explorada para UMF 1 (a) e UMF 2 (b).

Figure 4. Difference, for each cover density range, between UMF 2 logged and unlogged areas pixel percentage.

O cálculo da área alterada em decorrência da exploração florestal apontou que o impacto no sub-bosque foi bastante similar nas duas áreas, consistindo em 6,11% na UPA1 da UMF 1 e 6,12% na UPA1 da UMF 2. Entretanto, as diferentes intensidades de exploração para um grau de impacto similar indicam que a o manejo florestal executado na área de UMF 1 foi mais eficiente. A Figura 5 apresenta a métrica selecionada e sua

reclassificação para o limiar de 40% de densidade de cobertura para as duas áreas de estudo, onde é possível visualizar as alterações decorrentes da exploração florestal no sub-bosque da área explorada (porção norte e leste das imagens) em contraste com a área não explorada (porção sul e oeste das imagens). A Tabela 2 detalha o cálculo executado.

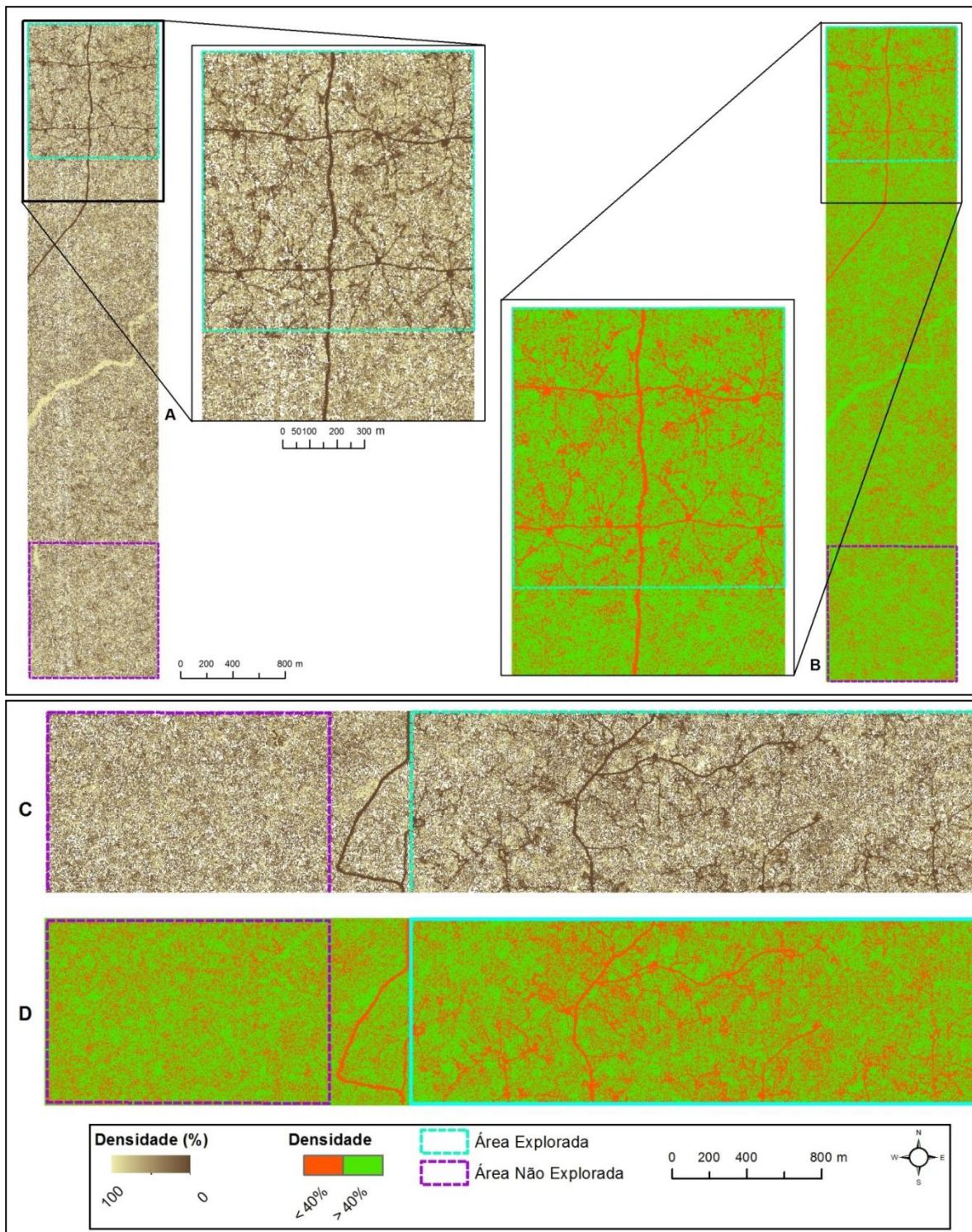


Figura 5. Métrica de densidade original (A e C) e reclassificada (B e D) para a UMF 1 (acima) e UMF 2 (abaixo) da Flona do Jamari.

Figure 5. Original (A and C) and reclassified (B and D) density metric for UMF 1 (above) and UMF 2 (below) at Jamari National Forest.

Tabela 2. Resultado da análise de impacto da exploração florestal no sub-bosque (retornos de 1 a 5 metros).
 Table 2. Results of the analysis of selective logging impacts at understory level (returns from 1 to 5 meters).

UMF 1				UMF 2			
Área explorada				Área explorada			
Densidade de cobertura	Quantidade de células	Área (ha)	%	Densidade de cobertura	Quantidade de células	Área (ha)	%
< 40%	86.976	34,79	34,19	< 40%	299.601	119,84	39,96
0% a 100%	254.365	101,75	100,00	0% a 100%	749.760	299,90	100,0
Área não explorada				Área não explorada			
Densidade de cobertura	Quantidade de células	Área (ha)	%	Densidade de cobertura	Quantidade de células	Área (ha)	%
< 40%	70.443	28,18	28,08	< 40%	125.875	50,35	33,84
0% a 100%	250.826	100,33	100,0	0% a 100%	372.012	148,80	100,0
Alteração associada à exploração florestal			6,11	Alteração associada à exploração florestal			6,12

CONCLUSÕES

As alterações no sub-bosque foram estimadas em aproximadamente 6% para as duas áreas de concessão florestal. Ainda que não tenha sido possível individualizar o impacto de cada um dos componentes das áreas exploradas (trilhas de arraste, estradas, clareiras, pátios, etc) por meio desta análise, os resultados obtidos representam as estimativas de impactos das concessões florestais obtidas remotamente mais precisas até o momento.

A premissa assumida aqui, de que as áreas adjacentes são similares, pode não ser verdadeira em todos os casos, dada a diversidade de tipologias florestais existentes na Amazônia. Este fato reforça a necessidade de coberturas multitemporais com dados LiDAR. Da mesma forma, é essencial a continuidade das pesquisas sobre a aplicação deste tipo de dado no monitoramento da exploração florestal, para que se consolide uma metodologia que assegure maior uniformidade às estimativas existentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a parceria do Projeto Paisagens Sustentáveis, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), que cedeu os dados Lidar utilizados neste estudo. Estes dados foram adquiridos com apoio financeiro da Agência para o Desenvolvimento Internacional norte americana (USAID) e do Departamento de Estado norte americano (USDS), com apoio técnico da EMBRAPA e dos Programas Internacionais do Serviço Florestal norte americano (USFS).

Agradecem também à equipe da Gerência de Monitoramento e Auditorias (GEMAF) e Humberto Mesquita e Liliana Osako do Serviço Florestal Brasileiro pelas valiosas contribuições a esta análise.

REFERÊNCIAS

- ANDERSEN, H.E. *et al.* Using Airborne Light Detection and Ranging as a Sampling Tool for Estimating Forest Biomass Resources in the Upper Tanana Valley of Interior Alaska. *Western Journal of Applied Forestry*, n. 26, p. 157-164, 2011.
- ASNER, G.P. *et al.* High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 38, p. 16738–16742, 2010.
- COOPS, N.C. *et al.* Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LIDAR. *Trees*, v. 3, n. 21, p. 295-310, 2007.

D'OLIVEIRA, M.V.N. *et al.* Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, v. 124, p. 479-491, 2012.

ESRI. *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Redlands, CA: ESRI, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 271 p., 2012.

JENSEN, J.R. *Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres*. Tradução da 2ª ed. EPIPHANIO, J. C. N. (org.). São José dos Campos: Parêntese Editora, 672 p., 2009.

McGAUGHEY, R.J. *FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization*. Seattle, WA: USFS, 167 p., 2012.

NÆSSET, E.; GOBAKKEN, T. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 6, p. 3079-3090, 2008.

US FOREST SERVICE. *First Order Lidar Metrics: A supporting document for lidar deliverables*. FUSION supporting material, 13 p, 2014.

APLICAÇÃO DE DADOS LIDAR NA AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES NO DOSEL FLORESTAL EM CONCESSÕES FLORESTAIS

APPLICATION OF LIDAR DATA FOR ASSESSING FOREST CANOPY DISTURBANCES AT FOREST CONCESSION AREAS

Charton Jahn Locks¹, Ekena Rangel Pinagé¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
charton.locks@florestal.gov.br, ekenapinage@hotmail.com

RESUMO

O LiDAR é uma tecnologia relativamente nova, mas com grande potencial de aplicação nas ciências florestais, por permitir avaliações quantitativas da estrutura da vegetação. Este trabalho teve como objetivo mensurar as alterações no dossel florestal decorrentes do manejo florestal sustentável em duas áreas de concessão florestal na Floresta Nacional do Jamari, Estado de Rondônia, com a utilização de dados LiDAR. A alteração foi considerada como a diferença no modelo de dossel das áreas exploradas e áreas de florestas primárias adjacentes. Os resultados indicaram alterações da ordem de 9% e 2% no dossel das duas áreas analisadas, mas a inexistência de dados multitemporais das duas áreas limitou a obtenção de estimativas precisas, pois uma das regiões apresentou estrutura florestal distinta entre a área explorada e não explorada. Este estudo mostrou que dados LiDAR tem grande potencial para o monitoramento florestal, desde que haja adequada cobertura de dados.

Palavras-chave: LiDAR, monitoramento florestal, concessões florestais, Floresta Nacional do Jamari.

ABSTRACT

LiDAR is a relatively new technology, but with great potential for application in forest sciences, by enabling quantitative assessments of vegetation structure. This work aimed to assess changes in forest structure caused by sustainable forest management in two areas of forest concession in Jamari National Forest, State of Rondônia, using LiDAR data. The analysis conducted estimated changes in the forest canopy, considering total height of the forest. Differences between logged areas and adjacent areas of primary forests were considered changes. Results indicated changes in the order of 9% and 2% in the canopy of the two study areas, but lack of multitemporal data limited accurate estimates of canopy changes, because one area exhibited distinct forest structure between logged and unlogged areas. This study showed that LiDAR data has great potential for forest monitoring, given appropriate data coverage.

Keywords: LiDAR, forest monitoring, forest concessions, Jamari National Forest.

INTRODUÇÃO

O LiDAR, acrônimo para *Light Detection and Ranging*, é uma tecnologia baseada na medição precisa do tempo que o pulso de luz enviado leva do transmissor ao alvo e de volta ao receptor. Sua capacidade de obter informações tanto da vegetação quanto da superfície do terreno permite a sua aplicação em medições da estrutura da vegetação (JENSEN, 2009).

Uma grande quantidade de trabalhos utilizou LiDAR em florestas, especialmente na quantificação de biomassa e estoques de carbono (ANDERSEN, *et al.*, 2011; ASNER, *et al.*, 2010; NÆSSET e GOBAKKEN, 2008). Entretanto, esta tecnologia apresenta custo elevado quando comparada a outras opções de sensoriamento remoto, o que limita sua aplicação em monitoramento com múltiplas aquisições de dados.

As imagens de satélite multiespectrais possibilitam a detecção da ocorrência do corte seletivo, baseada em uma série de elementos de contexto que constituem seu padrão espacial, mas são limitadas em sua capacidade de distinguir as mudanças estruturais que ocorrem na floresta (COOPS *et al.*, 2007). As alterações causadas pelo manejo florestal no que concerne o seu impacto no dossel tem como importante característica alterações na estrutura da floresta, característica essa que o LiDAR tem potencial para quantificar.

Este trabalho tem como objetivo mensurar as alterações no dossel da floresta decorrentes do manejo florestal sustentável em duas áreas de concessão florestal na Floresta Nacional do Jamari, Estado de Rondônia, com a utilização de dados LiDAR.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Floresta Nacional (Flona) do Jamari situa-se nos municípios de Itapuã do Oeste, Cujubim e Candeias do Jamari, no estado de Rondônia. Tem área de 220 mil hectares e, segundo a classificação fisionômica-ecológica do IBGE (2012), prevalece na unidade a Floresta Ombrófila Densa com porções de Floresta Ombrófila Aberta, que podem se apresentar com predominância de palmeiras ou com cipós.

Em 2008 o Serviço Florestal Brasileiro concedeu 96 mil hectares da Flona do Jamari para exploração florestal, área que foi dividida em três Unidades de Manejo Florestal (UMF). No mês de setembro de 2010 foi iniciada a exploração nas primeiras Unidades de Produção Anual (UPA), interrompida no período de embargo (15 de dezembro a 15 de maio) e finalizada no ano de 2011. O volume médio de madeira retirado foi de 14,8m³/ha na área da UMF 1 e de 9,6m³/ha na área da UMF 2.

Dados utilizados

Os dados Lidar utilizados consistiram de duas coberturas de 500 ha cada nas UMF 1 e 2, adquiridas em novembro de 2011. Parte dos dados cobriu áreas recém-exploradas e outra parte cobriu áreas de floresta primária. A Figura 1 mostra a localização da Flona do Jamari e as áreas cobertas pelos dados LiDAR.



Figura 1. Localização das áreas de estudo e das coberturas de dados LiDAR.

Figure 1. Location of study areas and LiDAR data coverage.

Os dados foram disponibilizados na forma de nuvem de pontos com extensão *.las e acompanhados do Modelo Digital do Terreno (MDT) dela derivado, com um metro de resolução espacial. A projeção e sistema de referência adotados foram a UTM, fuso 20 S e Datum SIRGAS 2000. A densidade de pontos mínima exigida na aquisição foi de 4 retornos por m², sendo que 98,04% e 100% dos dados atingiram essa especificação na área da UMF 1 e na área da UMF 2, respectivamente.

Processamento dos dados

Para atingir os objetivos deste estudo, foi realizada a comparação entre as áreas exploradas e florestas primárias dentro do mesmo conjunto de dados LiDAR. Essa decisão foi tomada considerando que não havia cobertura prévia de dados para a área explorada, ou seja, dados LiDAR coletados antes do início das atividades de manejo florestal na Flona do Jamari. Também foi assumida a premissa de que a proximidade entre a área explorada e a área não explorada dentro do mesmo conjunto de dados permite considerar como similar suas estruturas florestais.

O processamento das nuvens de pontos e dos modelos de terreno foi executado no pacote FUSION (McGAUGHEY, 2010), e o processamento das métricas derivadas foi realizado no pacote ArcGIS (ESRI, 2011). Os arquivos do MDT foram convertidos do formato *grid* para o formato *ascii* e em seguida, para o formato *dtm*, nativo do pacote FUSION. A altura do terreno derivada do MDT foi subtraída de cada retorno para remover a influência da topografia sobre os valores de elevação da floresta.

O processador LTK Processor do FUSION foi utilizado para processar o conjunto de múltiplos *tiles* (no formato .las) de cada área de estudo. O resultado de cada processamento do LTK consiste em 81 superfícies matriciais em resolução espacial definida pelo usuário, contendo métricas de cobertura, elevação e intensidade.

A análise de impacto da exploração florestal foi realizada avaliando o impacto do corte seletivo no dossel da floresta, a uma altura superior a 25 metros em relação à superfície, decorrente da derrubada e remoção de árvores.

Para detectar perturbações no dossel, foi processado todo o conjunto de dados, considerando a altura total da floresta. Após o processamento, foi utilizada a métrica de elevação que contém o retorno mais alto para cada célula, semelhante a um modelo de elevação de superfície do dossel. A Figura 2 apresenta de maneira esquemática tal métrica.

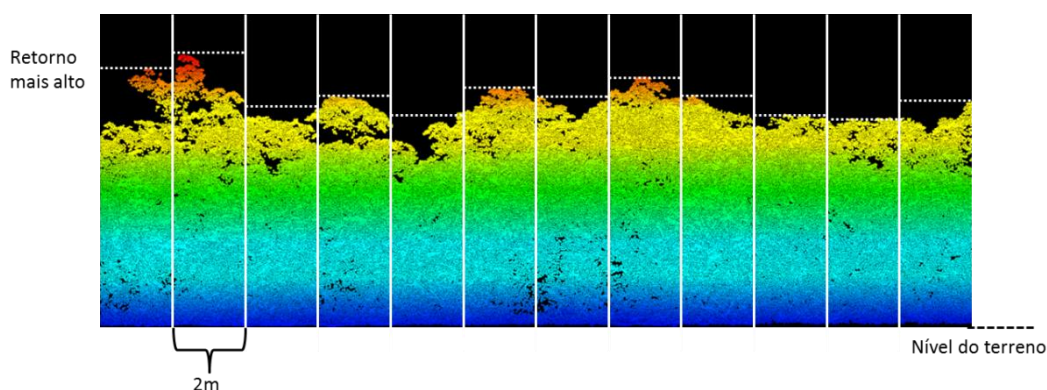


Figura 2. Modelo de dossel considerando o valor do retorno mais alto dentro de cada célula com resolução espacial de 2 metros. Os pontos representam retornos de pulsos LiDAR e sua coloração faz referência a altura em relação a superfície.

Figure 2. Canopy model considering the value of the highest return for each cell with a spatial resolution of 2 meters. The dots represent LiDAR pulses returns and their coloring refers to the elevation value.

A superfície matricial da métrica selecionada foi reclassificada em 2 classes de altura: até 25 e mais de 25 metros. A superfície matricial foi recortada a partir de polígonos das áreas exploradas e das áreas não exploradas. As APP não foram consideradas. A partir das superfícies recortadas, foi computado o percentual de células que apresentavam valor superior ao limiar definido. A diferença deste valor entre a área explorada e a não explorada foi considerada alteração no dossel causada pela exploração florestal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após testes com diferentes resoluções espaciais, a resolução de 2 metros apresentou melhor custo benefício para a detecção das evidências da exploração madeireira e tempo razoável de processamento.

A métrica de elevação selecionada representa o valor máximo de elevação de todos os retornos na célula considerada (arquivo elev_max_2plus_2METERS gerado pelo aplicativo FUSION). Considerando a distribuição da altura na UMF 1, foi constatado que até o limiar de 25 metros a diferença entre área explorada e a não explorada apresenta resultado positivo, sugerindo uma maior quantidade de células de menor altura na área explorada. A partir de 25 metros a relação se inverte, e a predominância de células de maior valor ocorre na área não explorada. Esta mesma relação não foi encontrada na UMF 2, que apresentou uma diferença menor entre a área explorada e a não explorada (Figura 3).

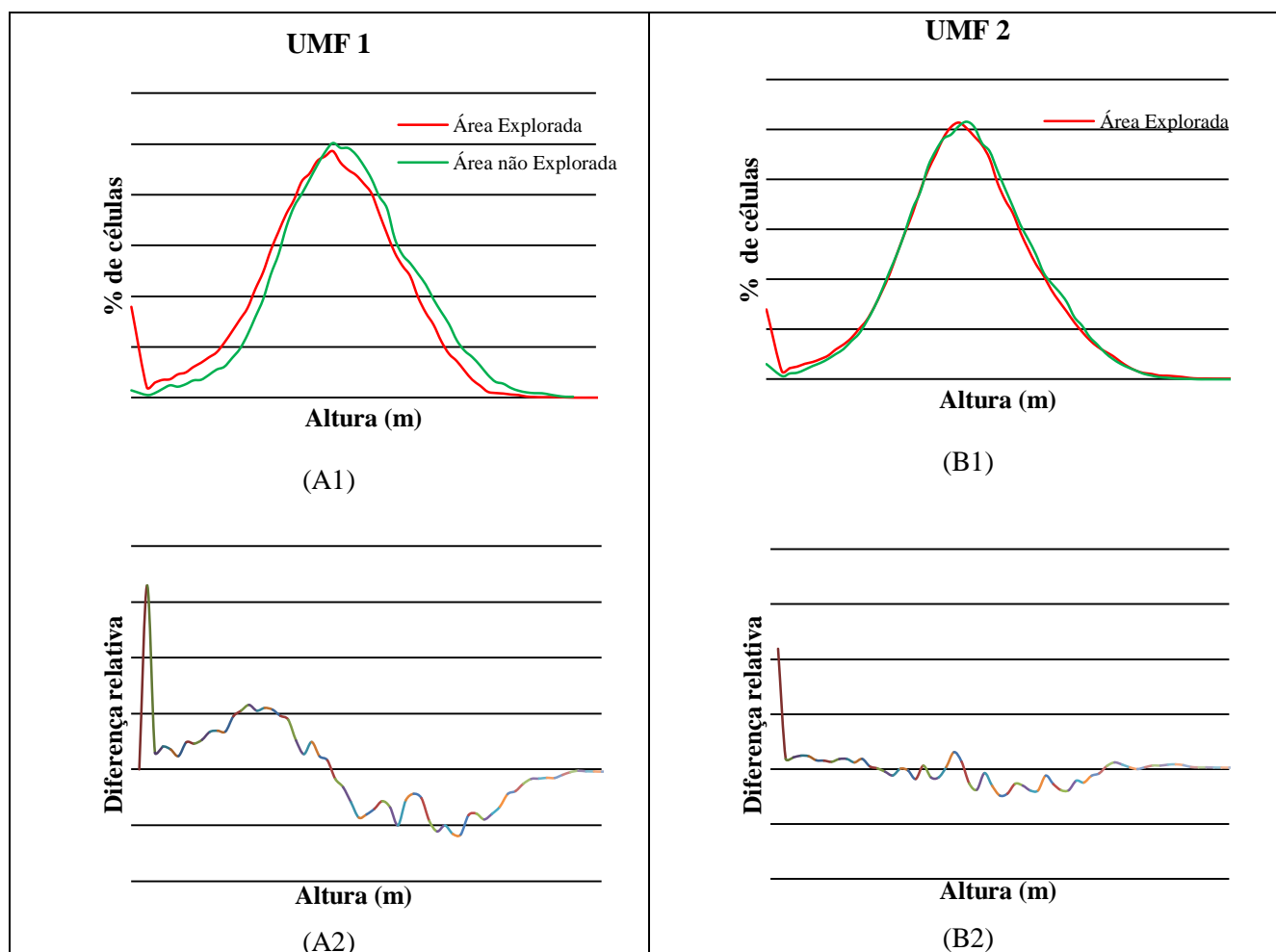


Figura 3. Distribuição relativa, para cada faixa de altura, da área explorada e não explorada (A1 e B1). Diferença, para cada faixa de altura, entre a área explorada e a área não explorada (A2 e B2).

Figure 3. Relative distribution, for each height range, between logged and unlogged area (A1 and B1). Difference, for each height range, between logged and unlogged areas (A2 and B2).

É importante destacar que a premissa de que a cobertura florestal é similar para as áreas avaliadas dentro do mesmo conjunto de dados LiDAR não se mostrou confiável para a área da UMF 2. A Figura 4 mostra o Modelo Digital de Superfície do dossel na área da UMF 2, onde é possível identificar uma região onde o dossel apresenta menor porte, na porção oeste da imagem, em área não explorada, bem como na porção leste, explorada. A ausência de diferenças estruturais entre as áreas explorada e não explorada, esperadas após a execução do manejo florestal, limitou as estimativas do impacto da exploração para esta área.

Foi também observado que o sub-bosque da floresta na área da UMF 2 não apresentou sinais de exploração o que sugere que ela não foi explorada anteriormente. Fica evidente então que a área não explorada deste conjunto de dados LiDAR é naturalmente diferente da área adjacente que foi explorada, mesmo se localizando a menos de 1 km de distância uma da outra.

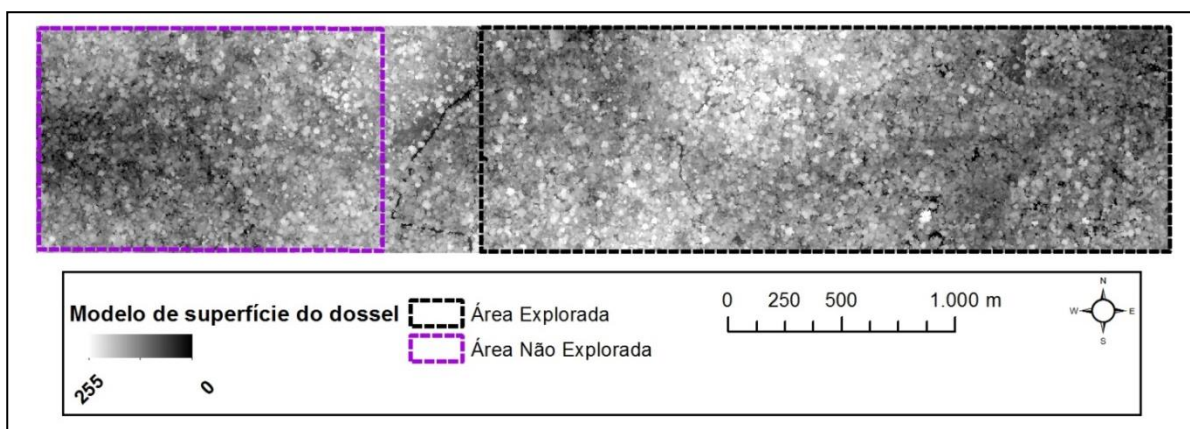


Figura 4. Modelo de superfície do dossel para a UMF 2 da Flona do Jamari. As regiões claras indicam dossel mais alto e as regiões escuras, dossel mais baixo.

Figure 4. Canopy Surface Model for UMF 2 of Jamari National Forest. Brighter pixels indicate higher canopy and darker pixels, lower canopy.

A Figura 5 apresenta a métrica de elevação utilizada e sua reclassificação para o limiar de 25 metros de altura para as duas áreas de estudo, é possível identificar a densidade superior de árvores com altura superior a 25 metros de altura da área não explorada quando comparada com a área explorada nas Figuras 5A e 5B, mas nas Figuras 5C e 5D essa diferença não é aparente, a diferença da densidade de árvores mais altas que 25 metros é semelhante entre a área explorada e a não explorada. A Tabela 1 detalha o cálculo da alteração ocasionada pelas atividades de exploração florestal no dossel. O impacto no dossel, considerando o limiar de 25 metros, foi de 8,94% na UPA1 da UMF 1 e de 2,06% na UPA1 da UMF 2.

Em um dos recentes trabalhos que empregaram a tecnologia LiDAR para avaliação do impacto do manejo na estrutura da floresta, Andersen *et al.* (2013) realizaram a comparação de alteração no dossel da Floresta Estadual do Antimary, localizada no estado do Acre, utilizando dados obtidos antes e após a exploração florestal. Eles identificaram que a porção de floresta onde o dossel possuía mais de 30 metros de altura, inicialmente cobrindo 22,8% da área, foi reduzida para 18,7% após a exploração, um decréscimo de 4,1%.

Analisando os dados LiDAR para quantificação do impacto da exploração na altura da floresta, foi identificada uma redução de 2,29 metros na altura média da floresta na área da UMF 1, considerando a subtração da altura média da área não explorada (27,71 metros) pela altura média da área explorada (24,42 metros). Já a área da UMF 2 apresentou redução de apenas 0,54 metros, pois apesar de ter altura média da área explorada similar à área da UMF 1 (25,63 metros), sua área não explorada apresentou altura inferior à outra área de estudo (26,17 metros).

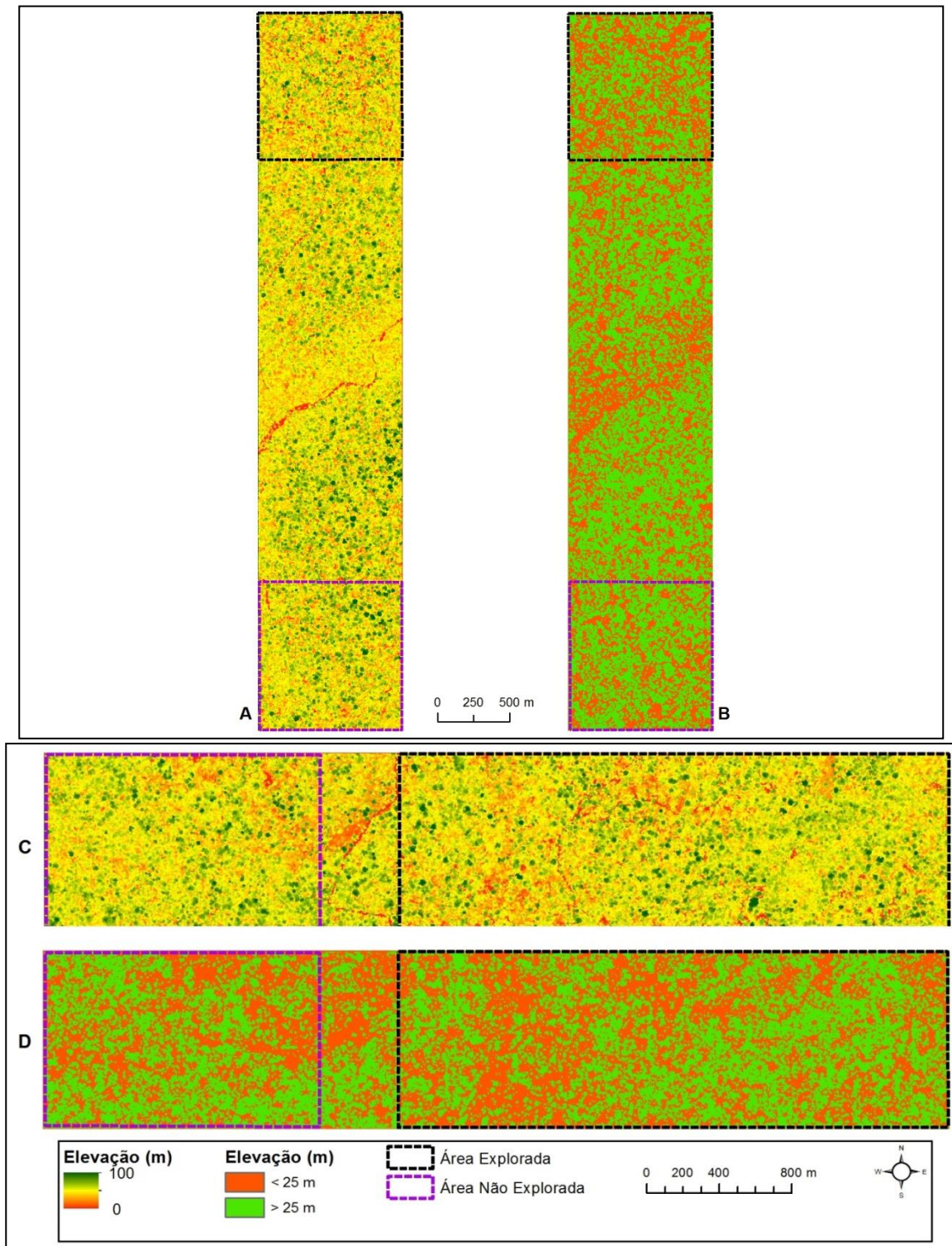


Figura 5. Métrica de elevação original (A e C) e reclassificada (B e D) para a UMF 1 (acima) e UMF 2 (abaixo) da Flona do Jamari.

Figure 5. Original (A and C) and reclassified (B and D) elevation metric for UMF 1 (above) and UMF 2 (below) at Jamari National Forest.

Tabela 1. Resultado da análise de impacto da exploração florestal no dossel (altura total da floresta).
Table 1. Results of the analysis of selective logging impacts at canopy level (total height of the forest).

UMF 1				UMF 2			
Área explorada				Área explorada			
Altura	#células	Área (ha)	%	Altura	#células	Área (ha)	%
< 25 m	126.055	50,42	49,05	< 25 m	373.793	149,52	49,52
> 25 m	130.945	52,38	50,95	> 25 m	381.039	152,42	50,48
Área não explorada				Área não explorada			
Altura	#células	Área (ha)	%	Altura	#células	Área (ha)	%
< 25 m	100.605	40,24	40,11	< 25 m	176.539	70,62	47,46
> 25 m	150.221	60,09	59,89	> 25 m	195.473	78,19	52,54
Alteração associada à exploração florestal			8,94	Alteração associada à exploração florestal			2,06

CONCLUSÕES

O manejo florestal ocasiona alterações no dossel da floresta explorada, a altura média da floresta é reduzida devido à exploração das árvores de maior porte. As alterações no dossel foram estimadas em aproximadamente 9% para a UPA 1 da UMF 1 e 2% para a UPA 1 da UMF 2, diferença que pode ser atribuída à diferenças estruturais entre florestas adjacentes. A premissa assumida aqui, de que as áreas adjacentes são similares, pode não ser verdadeira em todos os casos, dada a diversidade de tipologias florestais existentes na Amazônia.

As diferentes metodologias adotadas neste trabalho e no estudo realizado por Andersen *et al.* (2013), para avaliação das alterações no dossel florestal após um evento de exploração, não permitem uma comparação entre os seus resultados. A busca por uma padronização na metodologia de interpretação de dados LiDAR permitirá a avaliação da qualidade da execução dos manejos florestais e comparação dos resultado de maneira mais consistente.

A limitação para obtenção de estimativas de danos no dossel para uma das áreas, devido às diferenças estruturais entre áreas adjacentes de floresta, reforça a necessidade de coberturas multitemporais com dados LiDAR. Dessa forma seria possível comparar as áreas exploradas com elas mesmas em diferentes momentos, ao invés de comparações de áreas próximas no mesmo momento, conferindo maior confiabilidade às estimativas. Mas há que se considerar que o alto custo dos serviços de perfilamento a laser aerotransportado ainda representa fator limitante para o monitoramento das áreas sob concessão florestal no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a parceria do Projeto Paisagens Sustentáveis, da EMBRAPA, que cedeu as nuvens de pontos LiDAR utilizados neste estudo. Os dados foram adquiridos com apoio financeiro da Agência para o Desenvolvimento Internacional norte americana (USAID) e do Departamento de Estado norte americano (USDS), com apoio técnico da EMBRAPA e dos Programas Internacionais do Serviço Florestal norte americano (USFS). Agradecemos também à equipe da Gerência Executiva de Monitoramento e Auditoria Florestal (GEMAF), ao Humberto Mesquita e a Liliana Osako do Serviço Florestal Brasileiro pelas valiosas contribuições a esta análise.

REFERÊNCIAS

ANDERSEN, H.E. *et al.* Monitoring selective logging in western Amazonia with repeat lidar flights. *Remote*

Sensing of Environment, in press, 2013.

ANDERSEN, H.E. *et al.* Using Airborne Light Detection and Ranging as a Sampling Tool for Estimating Forest Biomass Resources in the Upper Tanana Valley of Interior Alaska. *Western Journal of Applied Forestry*, n. 26, p. 157-164, 2011.

ASNER, G.P. *et al.* High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 38, p. 16738-16742, 2010.

COOPS, N.C. *et al.* Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LIDAR. *Trees*, v. 3, n. 21, p. 295-310, 2007.

ESRI. *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Redlands, CA: ESRI, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 271 p., 2012.

JENSEN, J.R. *Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres*. Tradução da 2ª ed. EPIPHANIO, J. C. N. (org.). São José dos Campos: Parêntese Editora, 672 p., 2009.

NÆSSET, E.; GOBAKKEN, T. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 6, p. 3079-3090, 2008.

APLICAÇÃO DO QGIS® E AVALIAÇÃO DE UMA ÁREA ÚMIDA COM BASE NA RESOLUÇÃO CONJUNTA IBAMA/SEMA/IAP Nº005

APPLICATION OF QGIS® AND EVALUATION OF A WETLAND BASED ON JOINT RESOLUTION IBAMA/SEMA/IAP Nº005

Jayson Pereira Godinho ¹, Nathalia S. D. da Costa ², Yara Campos Miranda ³, Renan W. Loureiro ⁴, Marcelo Galeazzi Caxambú ⁵, Edivando Vitor do Couto ⁶

^{1, 2, 3, 4, 5, 6} Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Campo Mourão - UTFPR, Via Rosalina Maria dos Santos, 1233, CEP. 87301-899, Campo Mourão, PR, Brasil, ¹ jayson.godinho.eng@gmail.com, ² nathy_rhcp@hotmail.com, ³ yaracmiranda@hotmail.com, ⁴ renan_loureiro15@hotmail.com, ⁵ mcaxambu@utfpr.edu.br, ⁶ edivandocouto@utfpr.edu.br

RESUMO

O presente trabalho aplica um procedimento metodológico para a avaliação ambiental de uma área úmida e de seu entorno protetivo, aliada ao estudo de ecologia de paisagem, da nascente do Rio Km 119 que situa-se na cidade de Campo Mourão, Paraná, Brasil. Para o reconhecimento e caracterização da área de estudo, utilizou-se imagens de satélite e levantamento de campo, onde foram feitas coletas de espécimes da flora por meio de levantamento florístico aleatório, e coletas de solos de acordo com a metodologia proposta em na Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005. Em ambiente SIG, utilizando-se o Quantum GIS® (QGIS®) foram gerados dados morfométricos do terreno, carta de declividade da área, derivada dos dados SRTM DEM 30 metros e um mapa dos fragmentos florestais, obtido por vetorização. Com as informações das cartas geradas e os resultados de solo foi possível determinar zonas de entorno protetivo da área úmida na qual o entorno protetivo determinado para esse área deve ser de 50 m. Deste modo recomenda-se a recomposição vegetal da área de estudo, bem como do seu entorno protetivo, uma vez que essa área está em meio a culturas agrícolas temporárias.

Palavras chave: manejo Ambiental, geoprocessamento, entorno protetivo, solos hidromórficos.

ABSTRACT

This paper applies a methodological procedure for environmental assessment of a wetland and its protective surroundings, jointly the study of landscape ecology, the source of the River Km 119 which is located in Campo Mourão, Paraná, Brazil. To recognize and describe the area of study, we used satellite images and field survey, where collections of specimens of flora were made by random floristic survey and soil samples according to the methodology proposed in the Joint Resolution IBAMA/SEMA/IAP Nº 005. GIS environment, utilizing the Quantum GIS® (QGIS®) morphometric terrain data, slope area chart, derived from SRTM DEM data 30 meters and forest fragments map, obtained by vectorization were generated. With the information from the charts generated and the results of soil was possible to determine the protective zones around the wetland in which the protective environment for that particular area should be 50 m. Thus it is recommended the plant recomposition of the study area, as well as their protective environment, since this area is in the midst of temporary agricultural crops.

Keywords: Environmental management, geoprocessing, protective surroundings, hydromorphic soils.

INTRODUÇÃO

O uso e ocupação do espaço de forma sustentável, com o mínimo de degradação, exigem o conhecimento das limitações e potencialidades das terras, o planejamento das atividades produtivas e informações detalhadas para subsidiar o correto manejo dos recursos naturais (CALDERANO FILHO, 2003).

Seguindo esse raciocínio, o homem começou sua preocupação com áreas úmidas, pois os primeiros estudos mostravam que elas são essenciais para a manutenção de ecossistemas aquáticos e terrestres. Porém, ainda há muito a ser feito, já que é um ecossistema muito frágil e frequentemente é aterrado e drenado para dar lugar a agricultura (ODUM e BARRETT, 2007).

O crescimento desenfreado da população urbana juntamente com atividades poluidoras e sem nenhum estudo ambiental impulsionou a fragmentação florestal, nos dias atuais, a maior parte da biodiversidade do Brasil está nos fragmentos. Devido a inúmeros fatores, dentre eles o efeito de borda e a fragmentação de habitats, ocasionam um dos problemas mais discutidos na atualidade, que é a perda da biodiversidade (PIROVANI, 2010).

Neste contexto, se torna importante o conhecimento das condições originais e atuais dos fragmentos florestais para que se possa entender sua dinâmica natural e planejar ações por meio de técnicas conservacionistas que visem à manutenção e funcionalidade de habitats, podendo assim minimizar os efeitos da fragmentação dos ecossistemas (MUCHAILH *et al.*, 2009).

Deste modo o geoprocessamento auxilia o mapeamento ambiental desses fragmentos, permitindo não somente maior rigor e precisão dos levantamentos e caracterizações, mas também a atualização periódica desses dados, num intervalo de tempo cada vez menor e podendo gerar uma dinâmica contínua do monitoramento da área a ser estudada (CALHEIROS e CANTARINO, 2005).

Com o intuito da preservação destes ecossistemas delicados, no Paraná, foi criada a Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº005 que se baseou em vários tratados internacionais, como o de Ramsar em 1971 e definiu as principais funções das zonas úmidas, além de estabelecer os critérios fundamentais para a caracterização destes locais. Esta resolução também prevê a aplicação de multas para os proprietários rurais que não respeitarem a delimitação das áreas úmidas e seus entornos protetivos. Baseado na legislação brasileira vigente e outros trabalhos realizados, pretende-se analisar a nascente do rio km 119 e delimitar seu entorno protetivo, comparando os resultados obtidos com a realidade para verificar se a resolução está sendo cumprida.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo (Figura 1) está localizada próximo a BR- 272 em um fragmento de vegetação ciliar da nascente do rio Km 119, em meio a uma propriedade rural de culturas rotativas, sendo esta área de estudo inserida no município de Campo Mourão - Paraná. Predominam para a região os solos do tipo LATOSSOLO VERMELHO DISTROFÉRRICO de textura argilosa, NEOSSOLO LITÓLICO EUTROFÉRRICO em declividades mais acentuadas e NITOSSOLO VERMELHO DISTROFÉRRICO de textura argilosa (EMBRAPA, 2007) bem como ocorrem GLEYSSOLOS HÁPLICOS nas baixas vertentes em locais próximos as várzeas. A vegetação do município é bastante variada, pois é uma área de ecótono entre a Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Ombrófila Mista Montana e pequenos fragmentos de Cerrado (RODERJAN *et al.*, 2002). O clima é subtropical úmido mesotérmico com tendência de concentração de chuva nos meses de verão, não possuindo estação seca definida. A média anual de precipitação fica entre 1600 e 1800 mm (CAVIGLIONE *et al.*, 2000).

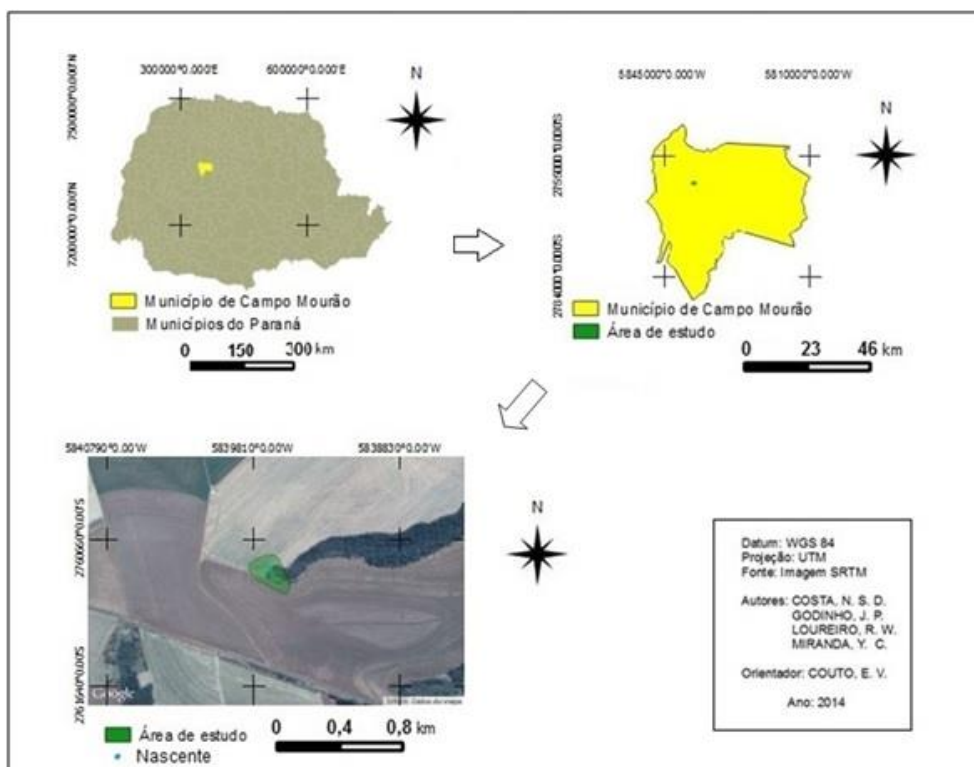


Figura 1. Localização da área de estudo no município de Campo Mourão, PR, Brasil.
 Figure 1. Location of the study area in Campo Mourão, PR, Brazil.

Esboço metodológico

Para a determinação das características bióticas e abióticas da área de estudo, foram feitos levantamentos de campo com observações e anotações das características da área, bem como a coleta de espécimes vegetais, para posterior identificação a nível de espécie; essas coletas ocorreram em pontos distando 10 m um do outro em 3 transectos delimitados ao longo da área.

Para o mapeamento de solos, foram determinados pontos amostrais utilizando as imagens de satélite *Google Earth*®, por meio da ferramenta *open layer plugin* no software *Quantum Gis*® versão 2.0.1, considerando-se a composição da paisagem como o relevo e a distância do corpo hídrico para a delimitação amostral das coletas de solo e posteriormente coleta em campo e a caracterização física dos constituintes do solo; por fim foram feitas análises granulométricas das frações areia, silte e argila.

As informações das cartas geradas, tanto do uso da terra, quanto de declividade, foram analisadas de forma conjunta, a fim de cruzar os dados e determinar a delimitação da área úmida e seu entorno protetivo para a área estudada utilizando os parâmetros da Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005, de 28 de março de 2008. Os critérios para essa avaliação levam em conta o solo ser hidromórfico, a textura do solo e declividade do terreno analisado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área de estudo encontra-se em um fragmento isolado em meio à agricultura, na qual a vegetação ciliar da nascente do Rio Km 119 é interrompida pela urbanização da cidade de Campo Mourão no seu trecho a montante, não permitindo assim, que espécies tanto vegetais, quanto animais, tenham uma livre circulação por fragmentos ao longo do mesmo rio (Figura 2). O entorno da área é composto, em sua maioria, por culturas temporárias como milho, soja, trigo e aveia. Deste modo a área é bastante influenciada pelo cultivo

agrícola, compactação do solo pela movimentação das máquinas, entre outras atividades. Isto interfere na recuperação natural da área, uma vez que dificulta que as espécies vegetais atinjam uma maior área de cobertura do solo, e também pelo fato da possível contaminação desse solo e do corpo hídrico por produtos químicos utilizados.

Outro aspecto que pode ser observado é que a matriz é a agricultura, e os fragmentos em sua maioria possuem formatos propícios a um elevado efeito de borda, o que proporciona a adaptação de espécies generalistas, causando aumento de sua população fazendo com que haja um desequilíbrio no ecossistema.

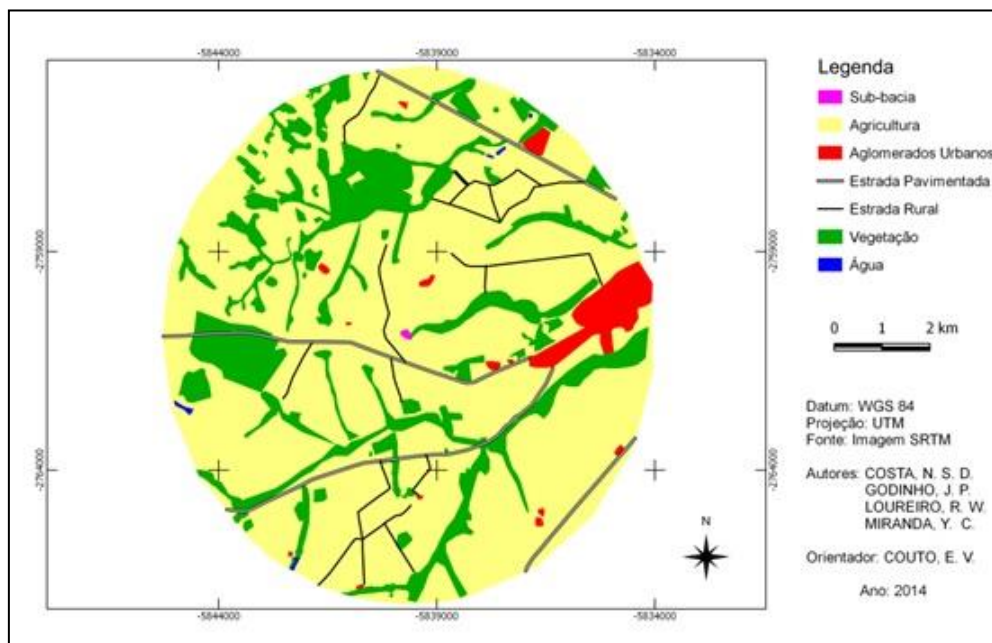


Figura 2. Uso da terra do entorno da área de estudo no município de Campo Mourão, PR, Brasil.
 Figure 2. Land use around the area of study in Campo Mourão, PR, Brazil.

No levantamento realizado em campo, percebeu-se que a extensão da área úmida é maior do que se esperava com base nas informações do banco de dados, considerando-se a composição da paisagem como o relevo e a distância do corpo hídrico, desta forma, foi necessário realizar dois transectos, um com 5 pontos de tradagem e outro com 7 pontos, na qual foi observado o limite da área úmida com o seu entorno.

Os resultados das tradagens, confirmados pelas análises granulométricas (Tabela 1), apontaram que o tipo de solo da área de estudo é o GLEISSOLO HÁPLICO com uma textura argilosa, possuindo em média 70 % de argila. O fato de se encontrar este solo em uma área que está sendo utilizada para agricultura mecanizada, nos remete a um problema ambiental, visto que os GLEISSOLOS são encontrados em locais onde o lençol freático é oscilante, e a utilização de pesticidas e corretores de solo podem contaminá-los diretamente.

Tabela 1. Resultado granulométrico do Horizonte B (diagnóstico) dos dois pontos de tradagens nos limites da área úmida.

Table 1. Grading result of Horizon B (diagnosis) of the two points of auger in the limits of wetland.

Granulometria	1º Transecto (%)	2º Transecto (%)
Areia Grossa	0,05	0,08
Areia Fina	0,95	0,97
Silte	28,85	29,78
Argila	70,15	69,17

Fonte: Autoria própria.
 Source: By the author.

O relevo suave ondulado permite que não haja processos intensos de erosão, que são controladas pelas curvas de nível. A declividade apresenta relação direta com o tipo de solo encontrado na sub-bacia do Rio Km 119. A área possui uma baixa declividade, que não ultrapassa 20%, e isso indica solos caracterizados por relevos levemente ondulados (Figura 3), como o GLEISSOLO HÁPLICO que é predominante na área úmida, e o LATOSSOLO que também foi encontrado no terço superior da vertente.

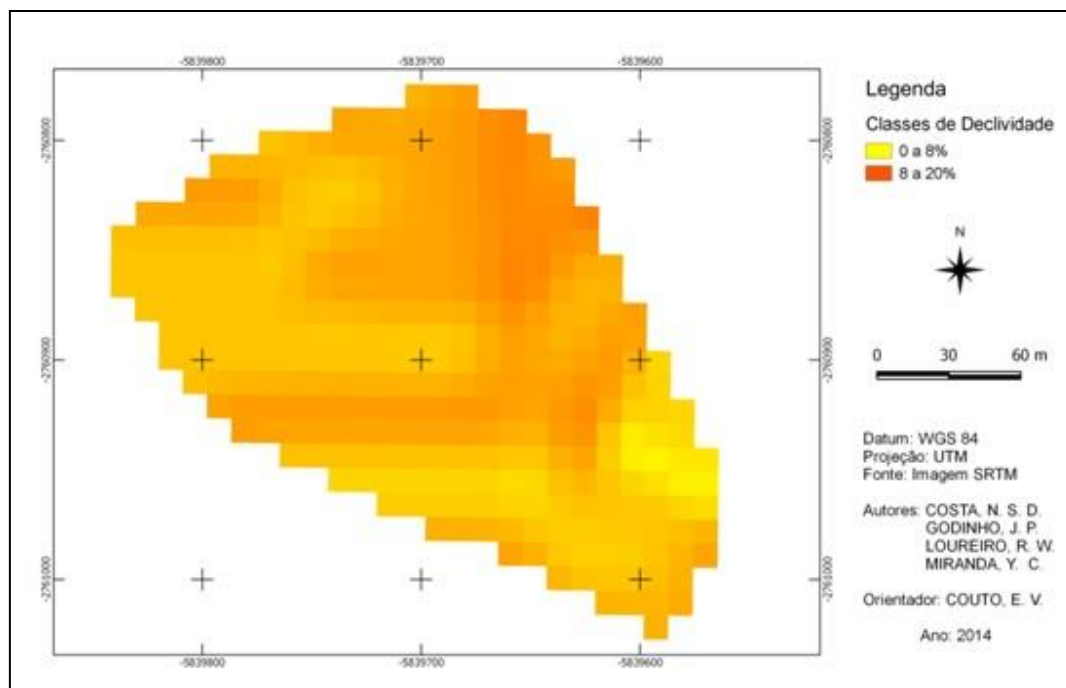


Figura 3. Declividade da área úmida de estudo no município de Campo Mourão, PR, Brasil.
 Figure 3. Slope of the wetland of study in Campo Mourão, PR, Brazil.

Como a declividade da área de estudo é em média de 8,5% e sendo o tipo de solo com uma textura média (franco-arenosa), temos que segundo a Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005, de 28 de março de 2008 a largura do entorno protetivo da área úmida, deve ser de 50 metros (Tabela 2), o que não está sendo cumprido, pois, tanto grande parte da área úmida como o seu entorno protetivo, estão sendo utilizadas como área para cultivo de culturas temporárias como soja, milho e aveia.

Tabela 2. Dados de textura do solo e declividade do terreno para determinação do entorno protetivo.
 Table 2. Data of soil texture and slope of the terrain to determine the protective surroundings.

Declividade (%)	Largura do entorno protetivo (m)		
	Textura Argilosa	Textura Média	Textura Arenosa
0 – 8	50	50	50
8 – 20	50	60	70
20 – 45	70	80	90
> 45	Área de preservação permanente		

Fonte: Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005, de 28 de março de 2008.
 Source: Joint Resolution IBAMA / SEMA / IAP nº 005, of 28 March 2008.

Com base em todos os critérios previsto na Resolução Conjunta IBAMA/SEMA 2008 foi elaborado o mapa do que deveria ser o entorno protetivo do Rio Km 119 (Figura 4), porém observa-se que a área prevista para a recuperação é maior, visto que a agricultura está sobre uma área de GLEISSOLO HÁPLICO que

provavelmente foi soterrado para que fosse possível a realização de agricultura mecanizada. O proprietário do local já havia feito uma recuperação na nascente, e o fato de se encontrar solos característicos de áreas úmidas em um local não recuperado permite supor que o início da nascente é na área subjacente à vegetação atual, o que faz com que se tenha que preservar uma maior área do que a prevista pela legislação vigente na época em que se foi feita a recuperação.

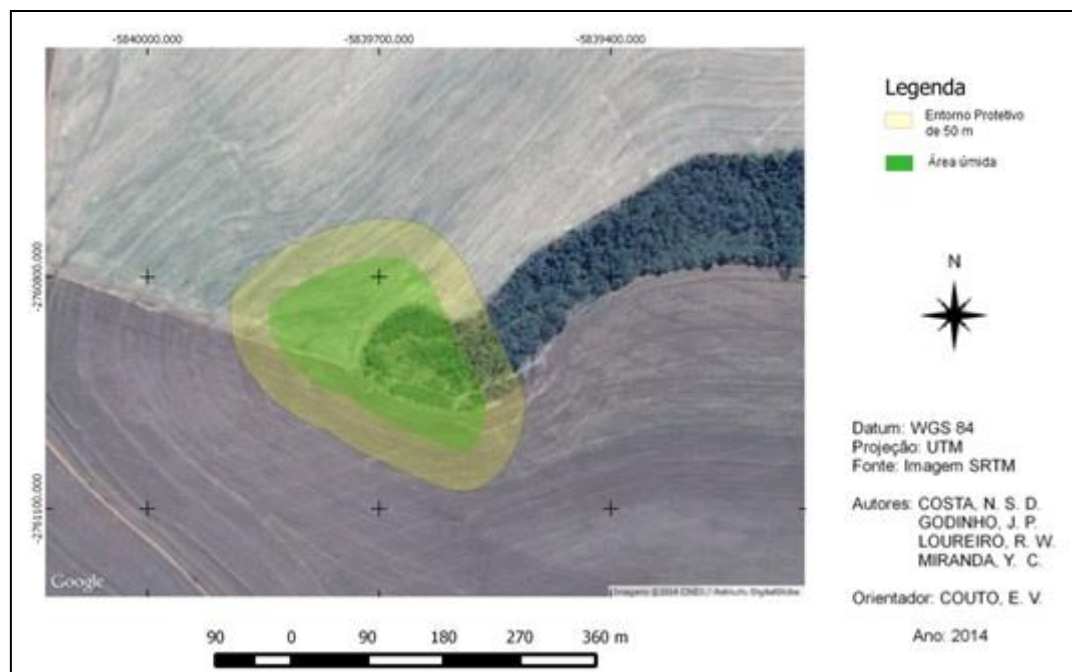


Figura 4. Entorno protetivo da área úmida de estudo no município de Campo Mourão, PR, Brasil.
 Figure 4. Protective surroundings of the wetland of study in Campo Mourão, PR, Brazil.

Na área de estudo foram realizados transectos para a coleta e identificação da vegetação presente no local. A identificação de algumas amostras se deu em campo e para outras foi necessário ir ao Herbário HCF da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, para que estas fossem devidamente identificadas.

O intuito desta coleta foi à obtenção de um panorama geral dos tipos de espécies ali presentes, para que fosse possível fazer o levantamento de suas características e assim verificar se o ambiente estudado apresenta características naturais relevantes e que têm a função de assegurar a representatividade de amostras ecologicamente positivas de espécies. Nestes transectos foram encontradas 50 espécies distintas, dentre elas 5 exóticas invasoras, 3 exóticas e 42 nativas.

Após as observações realizadas em campo, a identificação e a pesquisa realizada sobre as espécies presentes na local de estudo no município de Campo Mourão - PR foi constatado, que apesar deste fragmento florestal estar sofrendo uma pressão realizada pela agricultura presente, ele abriga alguns exemplares importantes da flora brasileira.

CONCLUSÃO

A vegetação predominante da área de estudo é nativa da região, indicando assim certa preservação da flora. Entretanto, visto que inúmeras espécies coletadas são descritas na literatura como importantes recuperadoras de áreas degradadas, caracteriza-se assim, uma área que passa por um processo de recuperação.

O uso do solo no entorno da sub-bacia é restrito a vegetação e a agricultura. O tipo de solo é o Gleissolo Háptico, que compreende a classe de solos minerais, poucos desenvolvidos e hidromórficos. O que é

confirmado pelo grande número de espécies vegetais que são adaptadas a essas condições, como é o caso da *Mimosa flocculosa* Burkart e *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) Raven, entre outras.

A área úmida, por ser um ambiente frágil e importante para o ecossistema necessita ser preservada, ainda mais por se tratar de um local que abriga importantes exemplares florestais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Campo Mourão - UTPFR, em especial ao Laboratório de Ecologia (C-101), Herbário HCF (E-005) e Laboratório de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto (F-006).

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei nº9.985, de 18 de julho de 2000. **Regulamenta o Art.225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm> Acesso em: 06 de fev. de 2014.

BRASIL. **Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005**, mar. 2008.

CALHEIROS, D.P.; CANTARINO, A. **Uma proposta para o uso do geoprocessamento como ferramenta para o manejo sustentável de unidade de conservação.** In: SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 2, 2005, Resende. Anais do II Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, Resende, 2005. p. 954-968.

CALDERANO FILHO, B. **Visão sistêmica como subsídios para o planejamento ambiental da microbacia do Córrego Fonseca.** 2003. 240 p. Tese - Mestrado em Geografia. Departamento de pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CAVIGLIONE, J.H. *et al.* **Cartas climáticas do Paraná.** Londrina: IAPAR, 2000. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>>. Acesso em 07 de fev. de 2014.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Mapas de solo do estado do Paraná: escala 1:250.000.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa n. 4 de 13 de abril de 2011.** Disponível em: <www.ibama.gov.br/phocadownload/supes_go/in_04_11_prad.doc>. Acesso em 04 fev. 2014.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação.** Brasília: MMA, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/240_publicacao/240_publicacao06072011055602.pdf>. Acesso em: 07 de fev. de 2014.

MUCHAILH, M.C. *et al.* Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Revista Floresta**, v. 40, n. 1, p. 147-162, 2010.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de ecologia.** São Paulo, SP; 5 editora Cengage Learning, 2007. Cap. 14, p. 612.

PIROVANI, D.B.; **Fragmentação Florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim ES.** Dissertação de Mestrado em ciências florestais. Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010. Disponível em: <http://www.mundogeomatica.com.br/TesesMonografias/Tese_Site/Tese_%20Daiani.pdf> Acesso em: 07 fev. 2014.

RODERJAN, C.V. *et al.* As regiões fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, v. 24, p. 75-92, 2002.

ASPECTOS MERCADOLÓGICOS DA TECNOLOGIA ALS PARA APLICAÇÕES FLORESTAIS NO BRASIL

MARKET ASPECTS REGARDING THE ALS TECHNOLOGY FOR FORESTRY APPLICATIONS IN BRAZIL

André Gracioso Peres da Silva¹, Eric Bastos Gorgens¹, Danitiele Cristina França Laranja¹, Julianne de Castro Oliveira¹, Tiago de Conto¹, Luiz Carlos Estraviz Rodriguez¹

¹Universidade de São Paulo – USP, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Avenida Pádua Dias, 11, 13418-900 - Piracicaba, SP, Brasil, andregracioso@gmail.com, gorgens@usp.br, danitiele.laranja@usp.br, julianneoliveira@usp.br, tiagodc@usp.br, lcer@usp.br

RESUMO

Os estudos de viabilidade econômica do uso da tecnologia de escaneamento a laser aerotransportado (ALS) para aplicações florestais ainda são incipientes no Brasil. No entanto, o assunto tem ganhado importância à medida que a oferta de produtos ALS no mercado aumenta. Aplicou-se um questionário com possibilidade de respostas em aberto a sete prestadores de serviços ALS. A pesquisa visou explorar aspectos mercadológicos e econômicos da tecnologia no contexto do setor florestal brasileiro. Entre os tópicos abordados, perguntou-se sobre as principais dificuldades encontradas para prestação de serviços ALS no Brasil e também quais seriam os componentes de maior contribuição para a formação de preços. As respostas foram processadas, e quando possível, os resultados foram comparados com estudos envolvendo a tecnologia ALS em países onde ela já é consolidada. Como principal barreira à prestação de serviços ALS citou-se a falta de entendimento por usuários finais na forma de utilização e do potencial das informações disponibilizadas pela tecnologia ALS. O tamanho de área sobrevoada foi o item considerado mais importante para a composição dos preços de aerolevantamento e processamento de dados ALS. Mais estudos são necessários para compreender os principais aspectos mercadológicos da tecnologia ALS no Brasil.

Palavras-chave: LiDAR, viabilidade econômica, florestas plantadas, setor florestal.

ABSTRACT

In Brazil, economic feasibility assessments relating airborne laser scanning (ALS) and forestry are still incipient. Yet, ALS technology has gained importance with increasing of products available in the market. We applied a questionnaire with five open-ended responses to seven ALS service providers. The research aimed to explore market and economic concerns about the use of ALS technology in Brazilian forests. Among the covered topics in the interview, there were the difficulties and barriers faced by contractors to provide ALS services in Brazil and what would be the principal components considered for pricing of the aerial survey and data processing. The answers were processed, and when it was possible, results were compared with foreign researches, in places where the technology is established. Lack of understanding by end users about how to use ALS data and its potential products was the main barrier cited by contractors. The area size surveyed was the main component considered for pricing ALS services regarding forestry purposes. More studies are necessary to investigate broader market aspects involving the use of ALS technology in Brazil.

Keywords: LiDAR, economic feasibility, fast-growing forest plantations, forestry

INTRODUÇÃO

A análise da viabilidade econômica do escaneamento à laser aerotransportado (ALS – *Airborne Laser Scanning*) é fundamental para o setor florestal, uma vez que a diversidade de produtos derivados dessa tecnologia tem se ampliado cada vez mais (BEHRENDT, 2012). No Brasil, tais estudos ainda são incipientes. De acordo com Rodriguez *et al.* (2010), o mercado atual encontra-se em desenvolvimento e grande parte dos procedimentos está migrando da fase de pesquisa para a fase operacional.

Flood (2001), na década passada, observou situação semelhante nos Estados Unidos, onde analisar e quantificar a viabilidade de uso da tecnologia ALS era considerado uma tarefa difícil devido à: ausência de informações para comparação de resultados (*benchmarking*), diferença entre as estratégias de composição de preços por parte dos prestadores de serviço e ampla variação de produtos e sensores disponíveis no mercado.

Vários são os produtos que podem ser extraídos de dados ALS para aplicações florestais. Entre eles destacam-se: os derivados de Modelos Digitais de Terreno (DTM) (GORGENS *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012) e os derivados de métricas que podem ser relacionadas com atributos florestais como área basal, biomassa ou carbono (GORGENS *et al.*, 2013; MACEDO, 2009; OLIVEIRA, 2011; d'OLIVEIRA *et al.*, 2012; SILVA, 2013; ZONETE *et al.*, 2010).

No Brasil, empresas do setor de celulose e papel têm tido sucesso em justificar a aquisição de dados ALS em extensas áreas com plantios florestais. Como exemplo, utilizou-se um MDT resultante de uma nuvem de pontos ALS na melhoria das práticas de silvicultura de precisão, redução de custos de colheita e transporte e delimitação do uso e ocupação do solo (BERNARDI, 2012; VENTURI, 2012).

Por outro lado, ainda há incertezas se a tecnologia ALS poderá complementar ou substituir os métodos convencionais de quantificação e qualificação da biomassa com razão benefício/custo favorável. Enquanto que para a geração do MDT é necessário apenas uma única base de dados ALS, para monitorar o estoque da biomassa florestal são necessários múltiplos sobrevoos (STEPHENS *et al.*, 2012).

De acordo com Naesset (2009), o principal obstáculo ao uso operacional da tecnologia ALS em inventários florestais se deve aos altos custos relativos com aquisição de dados no campo e aquisição de dados ALS. Este trabalho teve como objetivo explorar os aspectos comerciais, operacionais e econômicos da tecnologia ALS para aplicações florestais no Brasil, sob o ponto de vista dos prestadores de serviço.

MATERIAL E MÉTODOS

No segundo semestre de 2012, aplicou-se um questionário para sete empresas prestadoras de serviço especializadas em aerolevantamentos e processamento de dados ALS. O questionário foi composto por cinco perguntas com possibilidade de respostas em aberto. Elas foram as seguintes:

- 1 - Em sua opinião, quais são as principais dificuldades para se prestar serviços envolvendo a tecnologia ALS no Brasil? Quais seriam essas dificuldades, se considerássemos como clientes, apenas o setor florestal brasileiro (qualquer tipo de floresta, qualquer tipo de empreendimento)? E se considerássemos apenas o setor de florestas plantadas (Pinus e Eucalipto)?
- 2 - Do total de serviços ALS prestados em sua empresa, qual a participação (%) do grupo de florestas (eucalipto, pinus, nativas e parques urbanos)? Qual o segmento de mercado (mineração, urbanismo, estradas, florestas, outros) que mais tem demandado o uso da tecnologia ALS? Por que (se existir, um motivo)?
- 3 - Considerando-se apenas o segmento de florestas, quais características de um sobrevoo ALS mais contribuem para a formação do preço? Liste pelo menos cinco itens, começando pelos mais relevantes. - exemplos: densidade de pontos, tamanho da área a ser sobrevoada, distância da área de sobrevoo, integração entre dados ALS e ortofotos e/ou imagens multiespectrais, nível de processamento dos dados (de acordo com os produtos), escala temporal dos serviços contratados (pontual versus dois ou mais sobrevoos), entre outras.
- 4 - Em sua opinião, o aumento da difusão e uso da tecnologia ALS no Brasil nos últimos 5 anos, tem contribuído para a redução do preço de aquisição desse serviço? Se sim, essa tendência tende a se manter?
- 5 - No seu ponto de vista, qual o papel da pesquisa e da Universidade para o desenvolvimento do uso da tecnologia ALS no Brasil?

As respostas para a primeira pergunta foram contabilizadas em uma tabela de frequência (com base no número de citações) e classificadas de acordo com o setor demandante: setor de florestas plantadas, setor florestal como um todo (plantações e florestas naturais) e todos os setores (incluindo o segmento florestal). As respostas foram agrupadas em três blocos: i) respostas citadas mais do que uma vez (independentemente do setor demandante) ou que foram direcionadas especificamente para o setor de florestas plantadas; ii) respostas citadas uma única vez e que refletiram dificuldades quanto ao setor florestal como um todo; iii) tópicos citados uma única vez e que foram comuns a diversos tipos de clientes.

Para a pergunta de número 3, somou-se o número de respostas (n) que cada item i foi mencionado na posição j como mais importante para composição do preço de prestação de serviço ALS. Então, os itens foram ranqueados de acordo com uma classificação ponderada onde o total de respostas n de cada item citado em primeiro lugar foi multiplicado por uma nota sete (7), o número de citações (n) em cada item citado em segundo lugar foi multiplicado por seis (6), e assim por diante, até que o número de citações n dos itens colocados como menos importante (sétima colocação) foi multiplicado por uma nota igual a um (1) (Equação 1).

$$\text{Pontuacao}_i = \sum_{j=1}^7 n_{ij} \times \text{nota}_j$$

onde: Pontuacao_i = pontuação do item i ; n_{ij} = número de citações do item i na posição j ; nota_j = peso atribuído na posição j .

A pontuação de cada item poderia variar de zero (nenhuma citação) até um máximo de 49 pontos (7 citações em 1º lugar vezes nota 7). A pontuação total foi normalizada para uma escala entre zero e um. As respostas às perguntas de número 2, 4 e 5 foram processadas e sumarizadas na forma de texto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 expressa as principais dificuldades, desafios e barreiras para prestação de serviços ALS no Brasil. O principal tópico mencionado por prestadores de serviço foi a de que os usuários finais ainda não estão totalmente preparados para lidar com a tecnologia ALS. Esse resultado está de acordo com trabalho publicado por Cary (2005) citado por Cary (2009), que identificou, por meio de pesquisas online e entrevistas, que a falta de entendimento pelos clientes das potencialidades e benefícios da tecnologia LiDAR¹ (*Light Detection and Ranging*) era uma fraqueza de mercado.

O segundo ponto mais citado foi a limitação de orçamento das companhias florestais para aquisição de dados ALS. No setor de florestas plantadas, comentou-se que os métodos convencionais de inventário florestal já estão consolidados e, por isso, os empreendimentos têm pouco interesse em tecnologias alternativas.

Outro tópico que foi lembrado por mais de um prestador de serviço foi a burocracia e complexidade das regulamentações aeronáuticas no Brasil. A Tabela 2 cita as leis e decretos mais importantes da aviação brasileira.

¹ LiDAR (*Light Detection and Ranging*) é um termo mais abrangente do que escaneamento a laser aerotransportado (ALS), pois engloba outras formas de varredura a laser, como por exemplo, o LiDAR terrestre.

Tabela 1. Dificuldades, desafios e barreiras para prestação de serviços ALS no Brasil, de acordo com prestadores de serviço.

Table 1. Issues, challenges and barriers relying on the activity of providing ALS service in Brazil, according to contractors.

Dificuldades, desafios e barreiras	Nº (*)	Setor
Falta de entendimento por usuários finais na forma de utilização e do potencial das informações disponibilizadas pela tecnologia ALS (retorno do investimento)	4	Florestal e outros
Orçamento restrito para aquisição de produtos ALS	3	Florestal e outros
Não aceitação de uma nova tecnologia em função da existência de um método local já consolidado (e.g. inventário florestal convencional)	2	Florestas plantadas
Necessidade de planejamento acurado em função de restrições legais e burocráticas para realização de aerolevantamentos	2	Florestal e outros
No setor florestal privado, algumas empresas estão satisfeitas com o seu negócio e não carecem de melhorias e inovações tecnológicas nos processos de produção	1	Florestas plantadas
Embora companhias de reflorestamento trabalhem em extensas áreas, não há interesse pela tecnologia ALS	1	Florestas plantadas
Existência de barreiras de comunicação entre setores de uma corporação para melhor utilização e aproveitamento de produtos derivados da tecnologia ALS	1	Florestal
Parece não haver demanda significativa da tecnologia ALS pelo setor florestal	1	Florestal
Em áreas com declividade acentuada, há necessidade de maior cuidado com a calibração do equipamento escaneador	1	Florestal
Poucas opções de <i>hardware</i> e <i>software</i> para processamento avançado de dados ALS	1	Florestal
Concorrência com prestadores de serviço que estão em desconformidade com legislação aeronáutica	1	Florestal e outros
Inexperiência dos usuários finais em especificar as demandas	1	Florestal e outros
Dias inaptos para realização de sobrevoos devido às condições climáticas. Por exemplo: chuvas, cobertura por nuvens e por fumaça (incêndios/queimadas)	1	Florestal e outros
Falta de mão de obra especializada no mercado para executar projetos com a tecnologia ALS e também para gerenciamento e utilização dos produtos derivados	1	Florestal e outros
Necessidade de pistas de pouso com boa iluminação	1	Florestal e outros
Restrição de acesso terrestre para posicionamento de GPS de solo	1	Florestal e outros
Em algumas ocasiões, disponibilidade ou geometria de satélites não são favoráveis	1	Florestal e outros
Alta especificidade demandada para calibração do equipamento escaneador	1	Florestal e outros
Ausência ou baixa disponibilidade de peças de reposição do sensor ALS, no mercado nacional	1	Florestal e outros
Manutenção corretiva do sensor ALS precisa ser realizada no exterior ou por mão de obra importada	1	Florestal e outros
Alto custo de importação do escaneador laser	1	Florestal e outros
Realização de sobrevoos em áreas de alto tráfego aéreo	1	Florestal e outros

Nº = número de citações (*cited n times*).

Tabela 2. Regulamentações e leis brasileiras relacionadas à atividade de aerolevanteamento.
 Table 2. Brazilian laws and regulations related to aerial surveying.

Tipo de lei	Nº	Data	Objetivo	Referência
Decreto-lei	1177	21/Jun/71	Dispõe sobre aerolevanteamentos no território nacional	Senado.gov.br
Lei	7565	19/Dez/86	Dispõe sobre o código brasileiro de aeronáutica	Planalto.gov.br
Decreto	2278	17/Jul/97	Regulamenta atividades de aerolevanteamento	Planalto.gov.br
Portaria	637	6/Mar/98	Aprova as Instruções Reguladoras de Aerolevanteamento (IRA)	Defesa.gov.br
Decreto	4553	27/Dez/02	Dispõe sobre dados confidenciais inerentes à segurança nacional	Planalto.gov.br

Com relação à segunda questão, as respostas mostraram que a fração de serviços ALS prestados para aplicações florestais ainda não é expressiva, e, portanto, existiria uma oportunidade para desenvolvimento desse segmento de mercado. Uma das empresas entrevistadas reportou que os aerolevanteamentos a laser em áreas florestais correspondiam ao equivalente entre 5 e 25% do montante de área levantada, e outras cinco empresas reportaram um montante abaixo de 5%. Os principais mercados no Brasil para serviços ALS foram os de petróleo e gás, eletricidade e infraestrutura (construção de rodovias e ferrovias); nos quais os Modelos Digitais de Terreno são os principais produtos.

De acordo com a pesquisa conduzida por Cary (2009) abrangendo a comunidade LiDAR internacional (28 países, 6 continentes), os resultados mostraram que o levantamento topográfico foi a principal atividade de aplicação ALS. De um total de 17 tópicos mencionados pelos participantes da pesquisa, a análise de dossel (*canopy analysis*) foi a quarta colocada e a aplicação florestal (*forestry*) ficou na décima primeira posição.

A Tabela 3 apresenta o ranqueamento dos itens mais importantes para composição de preços ALS, de acordo com as respostas dos prestadores de serviço.

Tabela 3. Lista dos itens mais importantes para composição de preço de aerolevanteamentos ALS, sob o ponto de vista dos prestadores de serviço.

Table 3. Relevant items to ALS pricing, according to Brazilian service providers.

Item (i)	Citado n vezes na posição j:							Rank
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	
Tamanho da área sobrevoada	6	0	1	0	0	0	0	0.96
Densidade nominal de retornos	1	2	4	0	0	0	0	0.80
Distância para a área de sobrevoos	1	2	1	1	1	0	0	0.63
Mesma área sobrevoada mais de uma vez (componente temporal)	1	1	0	1	2	1	0	0.51
Complexidade de processamento dos dados	0	1	1	1	3	0	1	0.51
Frequência de eventos climáticos adversos	1	0	0	4	0	0	0	0.47
Integração de dados ALS com outros tipos de imageamento	0	2	0	2	0	1	0	0.45

Seis participantes citaram o item tamanho de área sobrevoada como componente mais importante para composição de preços. Esse é um indicador interessante uma vez que as florestas naturais e plantadas no Brasil ocupam extensas áreas de forma contígua. Hummel *et al.* (2011) estudaram a viabilidade econômica de uso da tecnologia ALS para estimação de volume em uma floresta temperada no Estado de Oregon, EUA. Eles concluíram que os custos unitários com o aerolevanteamento ALS e coleta de dados no campo diminuiram com o aumento da área inventariada.

O segundo item mais relevante foi a densidade nominal de retornos. Se o objetivo do aerolevanteamento for obter o Modelo Digital de Terreno, em áreas florestais demanda-se uma maior densidade nominal de retornos do que em solos descobertos (HODGSON e BRESNAHAN, 2004). Por exemplo, plantações florestais demandam menor densidade de pontos do que coberturas vegetais mais densas como a floresta tropical Amazônica (d'OLIVEIRA, 2012; REUTEBUCH *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2012).

A distância entre a base aérea do prestador de serviço e a área alvo do aerolevanteamento foi o terceiro tópico no ranking da Tabela 3. Dessa forma, seria interessante estudar a distribuição espacial entre demanda e oferta de serviços ALS para aplicações florestais no Brasil.

Mais de um prestador de serviço relatou que poucas informações podem ser reaproveitadas entre diferentes voos ALS sobre uma mesma área. Uma das exceções é a informação da referência geográfica de solo. Devido à característica multitemporal de inventários em plantios florestais (de frequência anual ou bianual), esperava-se que o componente temporal fosse um fator mais influente para a formação de preços, mas não foi possível corroborar essa hipótese.

A integração entre dados ALS e outros tipos de sensores aéreos (fotografia aérea) pode ser interessante do ponto de vista mercadológico. No entanto, o custo de sobrevoos aumentaria já que a jornada de trabalho ficaria limitada a certos períodos do dia devido a restrições operacionais.

Não foi possível obter um consenso em como a difusão e aumento da demanda da tecnologia ALS tem afetado os preços de aquisição desse tipo de serviço no Brasil. Seis em sete participantes da pesquisa responderam que os preços de dados ALS diminuíram nos últimos cinco anos sob o efeito da competição no mercado, mas eles enfatizaram que a qualidade do serviço nem sempre é garantida.

Metade dos respondentes acredita que existe um potencial de redução sob a perspectiva de aumento da demanda. Por outro lado, a outra metade acredita que os preços aumentarão como consequência de custos inerentes a aquisição de equipamentos mais atualizados, manutenção, atualização de *software* e devido à burocracia aeronáutica brasileira.

Como uma sugestão para disseminar o uso da tecnologia LiDAR, Reutebuch *et al.* (2005) enfatizam a necessidade de se garantir a disponibilidade de certos produtos ALS independente da demanda do contratante, principalmente aerolevanteamentos contratados por iniciativa pública. Como principais produtos eles citam: MDT com 1 a 5 metros de resolução, modelos digitais de altura de copa (MDAC); mapas de cobertura da vegetação, imagens de intensidade (energia refletida nos alvos) e nuvem de pontos com todos os retornos. Os autores indicam que o conjunto de dados ALS deve incluir as informações de número do pulso, número do retorno (primeiro, segundo,..., último), coordenadas leste, coordenadas norte, elevação e intensidade do retorno para cada retorno gravado, além de metadados documentando os parâmetros da missão de voo, tipo de sensor utilizado e configurações, controle de GPS, datum horizontal e vertical, unidades do sistema de coordenada e projeção adotadas, data e horário de realização do aerolevanteamento. Os arquivos devem ser fornecidos no formato da Sociedade Americana para Fotogrametria e Sensoriamento Remoto (ASPRS, 2013). Eles comentam que muitas vezes perde-se a oportunidade de aproveitar uma mesma base de dados para aplicações multiuso. Por exemplo, na área florestal os retornos ALS de vegetação representam uma parte importante da informação, mas em aplicações que o MDT é o principal produto os pontos não pertencentes ao solo são considerados ruído.

Quanto ao papel da pesquisa no desenvolvimento e difusão da tecnologia ALS, os entrevistados citaram como principais atividades, o desenvolvimento de novos produtos, qualificação de mão de obra, e fornecimento de garantias técnicas a respeito da tecnologia ALS.

CONCLUSÕES

Os usuários finais devem estar preparados para entender e demandar os serviços que atendam as suas necessidades e que maximizem a razão benefício/custo do investimento. Sob o ponto de vista dos prestadores de serviço, o componente de área sobrevoada é um dos principais quesitos para composição de preços ALS em aplicações florestais. Mais estudos são necessários para compreender os principais aspectos mercadológicos da tecnologia de escaneamento a laser aerotransportado no setor florestal brasileiro.

REFERÊNCIAS

- ASPRS. LAS specification. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 2013. Disponível em: http://asprs.org/a/society/committees/standards/LAS_1_4_r13.pdf. Acesso em 18 dez. 2013.
- BEHRENDT, R. Introduction to LiDAR and forestry, part 2: practical forest applications. *The Forestry Source*, p. 12-13, 2012.
- BERNARDI, D. Utilização de ortofotos e dados LiDAR para o planejamento florestal na Fibria Celulose S.A. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 10, 2012. Curitiba. *Palestra do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal*, Curitiba, Editado por Christel Lingnau, João Roberto dos Santos e Eduardo da Silva Lopes, 2012.
- CARY, T. Lidar Market: Status and Growth Trends. In: INTERNATIONAL LIDAR MAPPING FORUM, 2002. New Orleans. *Anais do International Mapping Forum*, New Orleans, Editado por J.L. Colomer, 2009. p. 1-10. Disponível em: http://www.caryandassociates.com/downloads/cary_lidar_market_status_and_growth_trends.pdf
- FLOOD, M. Laser Altimetry: from science to commercial LiDAR mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 67, n. 11, 2001.
- GORGENS, E.B. *et al.* Influence of LiDAR data projection in DTM generation. In: SILVILASER, 2012. Vancouver. *Anais do Silvilaser*, Vancouver, Editado por Nicholas Coops, Michael Wulder, 2012. Disponível em: <http://silvilaser2012.com/program-3/>
- GORGENS, E.B. *et al.* LiDAR metrics selection and neural network estimation performance. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 16, 2013. Foz do Iguaçu. *Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, Editado por J. C. N. Epiphanyo e L. S. Galvão, 2013. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0443.pdf>
- HODGSON, M.E.; BRESNAHAN, P. Accuracy of Airborne Lidar-Derived Elevation: Empirical Assessment and Error Budget. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 70, n. 3, p. 331–339, 2004.
- HUMMEL, S. *et al.* A Comparison of Accuracy and Cost of LiDAR versus Stand Exam Data for Landscape Management on the Malheur National Forest. *Journal of Forestry*, p. 267-273, 2011.
- MACEDO, R.C. Estimativa volumétrica de povoamento clonal de Eucalyptus sp. através de laserscanner aerotransportado. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2009.
- NÆSSET, E. Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, v. 113, n. 1, p. 148-159, 2009.
- OLIVEIRA, L.T. Aplicação do LiDAR no inventário de florestas plantadas. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras - UFLA, 2011.
- d'OLIVEIRA, M.V.N. *et al.* Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, v. 124, p. 479-491, set. 2012.
- REUTEBUCH, S.E. *et al.* Light detection and ranging (LIDAR): an emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of Forestry*, v. 103, n. 6, p. 286-292, 2005.
- RODRIGUEZ, L.C.E. *et al.* Inventário florestal com tecnologia laser aerotransportada de plantios de Eucalyptus spp no Brasil. *Ambiência*, v. 6, p. 67-80, 2010.
- SILVA, A.G.P. *et al.* Influência da janela do filtro de terreno em dados LiDAR sob duas coberturas florestais. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 10, 2012. Curitiba.

Anais do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal, Curitiba, Editado por Christel Lingnau, João Roberto dos Santos e Eduardo da Silva Lopes, 2012.

SILVA, C.A. Carbono na parte aérea de plantios de *Eucalyptus spp.* - em nível de árvore por amostragem destrutiva e para talhões inteiros após o ajuste de métricas LiDAR. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2013.

STEPHENS, P.R. *et al.* Airborne scanning LiDAR in a double sampling forest carbon inventory. *Remote Sensing of Environment*, v. 117, p. 348-357, fev. 2012.

VENTURI, N.L. Atualização cartográfica e cadastral com dados LIDAR na Klabin S.A. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 10, 2012. Curitiba. *Palestra do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal*, Curitiba, Editado por Christel Lingnau, João Roberto dos Santos e Eduardo da Silva Lopes, 2012.

ZONETE, M.F. *et al.* Estimação de parâmetros biométricos de plantios clonais de eucalipto no sul da Bahia : uma aplicação da tecnologia laser aerotransportada. *Scientia Florestalis*, v. 38, n. 86, p. 225-235, 2010.

AVALIAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CRISSIUMAL-RS COM USO DE IMAGENS LANDSAT-5 TM

EVALUATION OF THE FOREST COVERAGE IN THE MUNICIPALITY OF CRISSIUMAL-RS USING LANDSAT-5 TM IMAGES

Priscila Simon¹; Bruna Gelain¹; Fabio Marcelo Breunig¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM

Caixa Postal 54, 98400-000; I. sete de setembro, s/n. km 40 BR386 – Frederico Westphalen – RS, Brasil
priscila_simon@hotmail.com; bru_gelain@hotmail.com; breunig@ufsm.br

RESUMO

Nas regiões norte e noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, têm-se verificado uma tendência aumento da sua cobertura florestal, diferente do que é reportado para a floresta tropical brasileira. Para estas avaliações, uma das técnicas mais utilizadas tem sido o sensoriamento remoto, que apresenta vantagens quanto ao monitoramento de áreas florestais, devido seu custo-benefício e abrangência espacial. O presente estudo teve o objetivo de mapear e avaliar as áreas de floresta e agropecuária do Município de Crissiumal –RS. Um total de seis imagens do satélite Landsat-5 *Thematic Mapper* (TM) das seguintes datas foram utilizadas: 1985, 1989, 1996, 2004, 2010 e 2011, cobrindo aproximadamente três décadas. Os classes de cobertura (floresta, áreas urbanas, água e agropecuária) foram mapeados manualmente, com base na interpretação visual dos alvos. Para a análise, os resultados foram avaliados quantitativamente (gráficos e tabelas) e espacialmente (mapas). Avaliando os resultados do mapeamento foi possível verificar que o município apresentou um aumento da cobertura florestal ao longo do período estudado. Este fato pode estar diretamente relacionado ao abandono de áreas não aptas para a agricultura mecanizada, ao êxodo rural, ao aumento de plantios comerciais, e ainda influenciados pelo cumprimento da legislação ambiental vigente, como processo de recuperação de áreas de preservação permanentes. Verificou-se um incremento de aproximadamente 2.500 hectares de floresta de 1985 até 2011. Um padrão inverso foi encontrado para a classe agropecuária. Em parte, esse incremento da área florestal ocorreu nas margens dos rios e em plantios florestais. Novos estudos, com base em imagens de melhor resolução espacial, como por exemplo, as do Rapideye, devem ser conduzidos para validar os resultados.

Palavras-chave: SPRING, satélite, Landsat-5 TM, sensoriamento remoto, monitoramento.

ABSTRACT

In the North and Northwest of the State of Rio Grande do Sul (RS), Brazil, an increasing forest coverage trend has been verified, disagreeing to results reported for Brazilian tropical forest. For such evaluations, one of the most used technique relate to remote sensing, which has advantages to forest monitoring due to its cost-effectiveness and spatial extent. The present study aims to mapping and evaluate the forest and agricultural coverage in the municipality of Crissiumal - RS. A total of six satellite images of Landsat-5 *Thematic Mapper* (TM) of the following dates were used: 1985, 1989, 1996, 2004, 2010 and 2011, covering around three decades. The land use classes (forest, urban areas, water and agriculture) were manually mapped, based on the visual image interpretation. For the analysis, the results were quantitatively evaluated (graphs and tables) and spatially (maps). Evaluating the results we found that the municipality presented an increase of the forest coverage along the studied period. This fact can be related to the land abandonment in not suitable mechanized agriculture areas, rural exodus, increase of the commercial plantations, as well due to the environmental regulatory laws, such those which relate to the permanent preservation areas recovery. Was verified an increase of about 2,500 hectares of forest areas from 1985 to 2011. An inverse pattern was observed to agriculture area. In part, this increment of forest areas became from riparian areas and commercial plantations. New studies, based on better spatial resolution images, for example such Rapideye, may be conducted to validate our results.

Keywords: SPRING, satellite, Landsat-5 TM, remote sensing, monitoring.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o segundo país com a maior cobertura vegetal do mundo, ficando atrás apenas da Rússia. Entretanto, o desmatamento está reduzindo de forma significativa a cobertura vegetal do país, a um ritmo de aproximadamente 20 mil km²/ano de vegetação nativa desmatada em consequência do desmatamento ilegal e dos incêndios. (ARRAES *et al.*, 2012). Porém, a realidade da região norte e noroeste do Rio Grande do Sul é outra. Estas regiões vêm experimentando novos sistemas de aproveitamento de terras, e ao contrário das regiões da Amazônia tropical do Brasil, constata-se um aumento das áreas florestais. Entre as justificativas para esse processo se baseiam no aumento do êxodo rural, a dificuldade de mecanização e para o estabelecimento de plantios florestais comerciais. Contribuiu também para esse cenário, a maior conscientização sobre as áreas de preservação permanente (APP) e a intensificação da fiscalização. Contudo, para conhecer o padrão de uso e cobertura da terra, imagens de satélite têm sido fundamentais.

Para analisar estas mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas em um período de tempo em uma região, produtos derivados de imagens de satélite têm sido amplamente utilizados, de forma combinada com as técnicas de geoprocessamento e o auxílio de Sistema de Informações Geográficas (SIG) (JENSEN, 2009). Assim, é possível avaliar as alterações provocadas pela ação do homem, bem como fornecer informações essenciais para o manejo eficiente dos recursos naturais no espaço. Através destas fontes de informações, as diferentes esferas do poder, podem sustentar robustamente planos de ação a fim de minimizar problemas relacionados ao meio ambiente (PONSSONI *et al.*, 2012).

O satélite Landsat 5 com o sensor *Thematic Mapper* (TM) permitiu adquirir dados de boa qualidade desde a década de 80 (ASNER *et al.*, 2009; VERBESSELT *et al.*, 2010). Assim, é possível hoje avaliar as mudanças em escala municipal ou de bacia hidrográfica. O banco de dados do Landsat 5 TM é único em termos de disponibilidade de cenas e cobertura temporal, devendo ser explorado exaustivamente. Porém a exploração desses dados com foco em municípios brasileiros ainda está em fase inicial. Essa é a realidade para o município de Crissiumal, onde poucos estudos têm abordado a questão do uso e ocupação da terra.

Além disso, a utilização das informações de uso e ocupação da terra vem se tornando uma alternativa viável e confiável para reduzir consideravelmente as deficiências relativas ao cumprimento das leis, baseado nas metodologias de aquisição de dados e classificação de imagens (NASCIMENTO *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2005). Como exemplo, podemos citar o Cadastro Ambiental Rural, regulamentado recentemente.

Nesse contexto de escassez de dados sobre o uso e cobertura do solo, o objetivo do trabalho foi realizar o mapeamento das áreas florestais do município de Crissiumal - RS através da utilização de imagens do satélite Landsat-5 TM de três décadas, de forma a identificar a tendência da cobertura florestal nesse município.

METODOLOGIA

A figura 1 detalha os principais passos do desenvolvimento do trabalho (Figura 1).

A área de estudo compreende o município de Crissiumal, localizado no noroeste do Rio Grande do Sul, limitado a noroeste pelo alto Uruguai, que o separa da Argentina. É uma região de povoamento recente no RS (IBGE, 2007), tendo grande parte de sua população com descendência alemã e italiana. Devido ao caráter exploratório, na década de 50 a área foi intensamente desmatada. Atualmente a região experimenta uma retomada das áreas florestais. A área de estudo localiza-se entre as coordenadas geográficas 27°24'04" e 27°34'50" de latitude sul e 54°17'10" e 53°58'40" de longitude oeste e compreende uma área territorial de aproximadamente 399,5 km² (Figura 2). Pertence a zona fisiográfica do Alto Uruguai, que integra a unidade geomorfológica do Planalto Meridional Brasileiro.

O clima é subtropical úmido tipo Cfa (de acordo com a classificação de Köppen), com temperatura média mensal superior a 22 °C. Segundo a literatura, vegetação nativa ocupa de 10 a 20% da área do município e pertence à floresta estacional decidual, sendo o restante ocupado por lavouras anuais e pastagens. Contudo, não se tem estimativas das variações ocorridas nas últimas três décadas. Com bastante diversidade de espécies. Atualmente a formação florestal encontra-se fragmentada em pequenas parcelas esparsas.

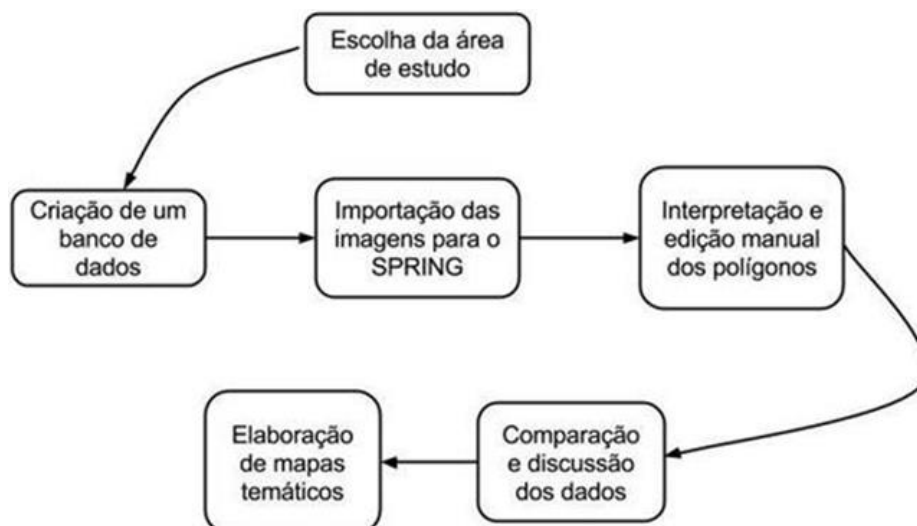


Figura 1. Fluxograma geral com as principais fases da preparação do trabalho.
 Figure 1. General flowchart with the key stages of work preparation.

A economia do município é baseada no setor primário, onde as atividades agrícolas são responsáveis pela maior geração de renda do município. O sistema de minifúndio é predominante no município, sendo que a grande maioria das propriedades rurais tem áreas em torno de 20 hectares. A agricultura é diversificada, destacando-se os cultivos de soja, milho, trigo, mandioca e fumo e ainda pastagens plantadas para a criação intensiva de gado leiteiro.

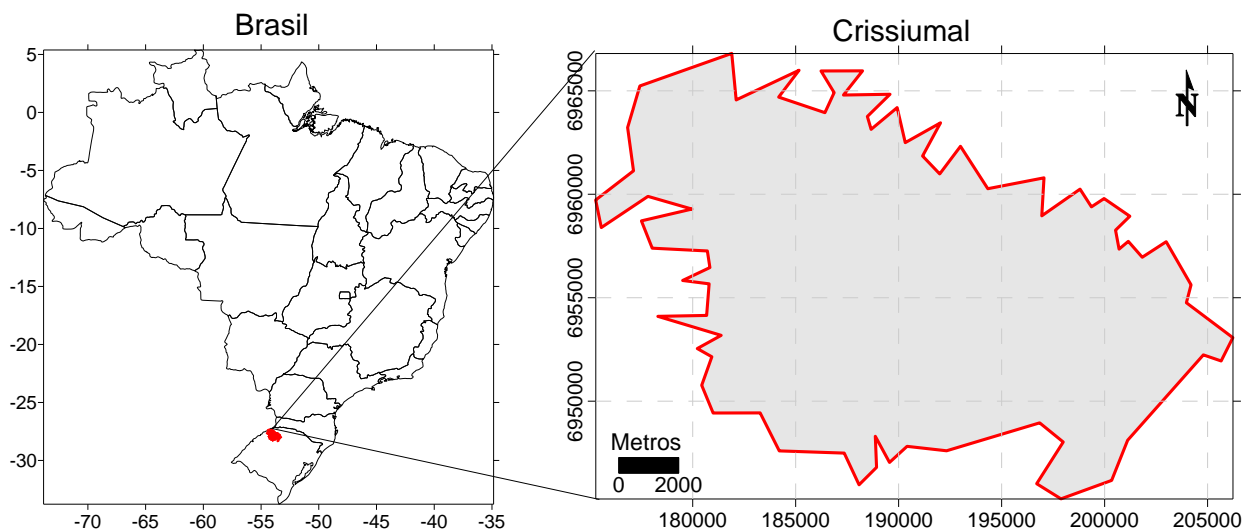


Figura 2. Localização da área de estudo (município de Crissiumal) no noroeste do Rio Grande do Sul.
 Figure 2. Location of the study area (municipality of Crissiumal) in Northwestern of Rio Grande do Sul.

Para a elaboração do mapeamento da cobertura florestal do município utilizou-se o Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas (SPRING 5.2.3) desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para a entrada, organização, manipulação e saída das informações pertencentes à área de estudo (Câmara *et al.*, 1996) e com auxílio do aplicativo ENVI© (EXCELIS VIS 2013).

As imagens de satélite do Landsat 5 - TM referentes aos anos de 1985, 1989, 1996, 2004, 2010 e 2011 foram adquiridas do repositório do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens foram georreferenciadas utilizando a base ortorretificada Geocover 2000, com um RMS inferior a um (menos de 30 metros de erro).

As imagens foram importadas para o SPRING e em seguida contrastadas com a finalidade de obter uma melhor qualidade da imagem para o processo de interpretação visual das cenas. Após este procedimento efetuou-se a classificação visual das imagens, através da edição vetorial destas, contornando os fragmentos florestais e atribuindo classes aos alvos identificados, com base em composições coloridas do tipo cor verdadeira das imagens Landsat 5 TM. As classes de uso do solo foram definidas por fotointerpretação da imagem, sendo identificados quatro principais tipos: Água, Mata-Floresta, Agricultura (pastagem, solo, plantio) e a área urbana.

Após a finalização dos mapeamentos, foram extraídas as medidas de cada classe e os resultados tabulados ou representados na forma de gráficos para facilitar a interpretação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os resultados dos mapeamentos das áreas de agricultura e floresta no município de Crissiumal para as diferentes datas, observa-se um aumento da cobertura florestal, porém a partir do ano de 2010 pode-se observar que houve uma estabilização das áreas de florestas, conforme a Tabela 1. Comparando os resultados da série de mapeamentos de quase três décadas, verifica-se que houve um aumento de aproximadamente 2.500 hectares de 1985 para 2011.

Tabela 1. Variação do uso e cobertura da terra no município de Crissiumal de 1985 a 2011 com base na classificação visual das imagens Landsat-5 TM.

Table 1. Variantion of land use and cover in the municipality of Crissiumal from 1985 to 2011 based on the visual classification of Landsat-5 TM images.

<i>Classes</i>	<i>1985(ha)</i>	<i>1989 (ha)</i>	<i>1996(ha)</i>	<i>2004(ha)</i>	<i>2010(ha)</i>	<i>2011 (ha)</i>
Área urbana	306,13	298,10	218,34	278,16	279,37	275,45
Água	589,40	973,85	612,04	640,75	675,84	872,06
Mata – Floresta	8.093,24	8.934,16	9.330,84	9.300,88	10.685,48	10.509,02
Agropecuária	28.576,73	27.359,39	27.404, 28	27.355,71	25.924,79	25.908,97
<i>Total</i>	<i>37.565,50</i>	<i>37.565,50</i>	<i>37.565,50</i>	<i>37.565,50</i>	<i>37.565,50</i>	<i>37.565,50</i>

A Figura 3 mostra claramente que ocorre um aumento quase linear da cobertura florestal ao longo das três décadas. Avaliando a Figura 3, verifica-se que a cobertura florestal no município de Crissiumal parece ter apresentado um crescimento de área, concordando com outros autores que trabalharam na região norte do RS (ROSA et al., 2012, JUNG, et al., 2012, KERKHOFF, et al., 2012). Esse aumento da cobertura florestal, possivelmente foi motivado pelo abandono de áreas agrícolas e por uma maior conscientização das áreas de preservação permanente. Porém, grande parte das áreas de florestas é composta por pequenos fragmentos que não possuem conexão entre si, interrompendo assim os corredores ecológicos e sua biodiversidade.

Com base no conhecimento de campo e na distribuição espacial nota-se que algumas das áreas agrícolas se encontram nas regiões próximas a estradas e nas áreas mais planas. Já as áreas de pecuária, estão presentes predominantemente nas encostas ou regiões com solos mais pobres para uso agrícola (Figura 4). A Figura 4 ilustra a distribuição espacial das classes de uso ao longo do período estudado.

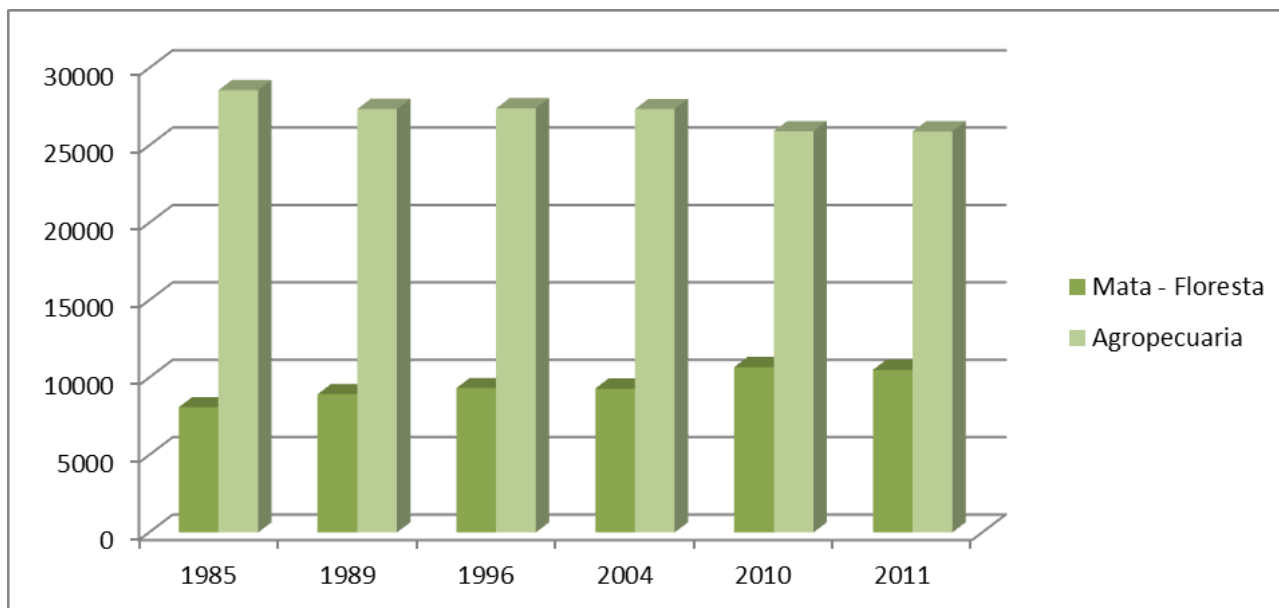
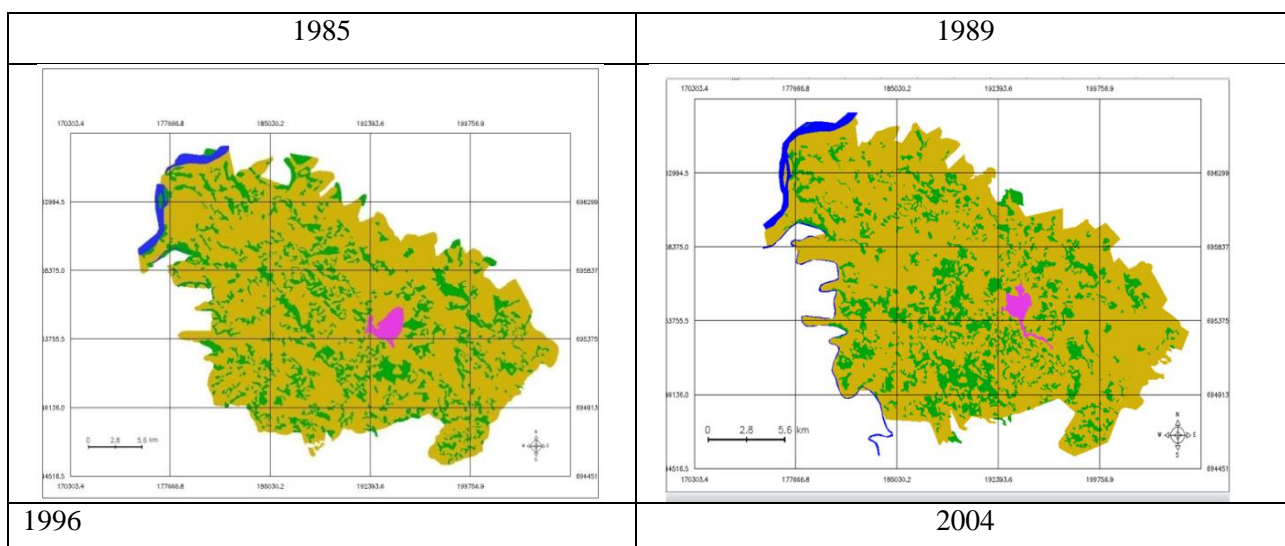


Figura 3. Evolução do uso e cobertura da terra para as classes “mata-floresta” e “agricultura e pecuária” no município de Crissiumal-RS de 1985 até 2011.

Figure 3. Evolution of the land use and cover for the classes “forest” and “agriculture and livestock” in the municipality of Crissiumal-RS from 1985 to 2011.

Claramente percebe-se um aumento da cobertura florestal nos mapas apresentados na Figura 4. A avaliação conjunta dos mapas e da tabela mostra que o município apresentou uma distribuição espacial superior em todo o município, o acréscimo em área florestal dá-se pelo aumento do tamanho dos fragmentos florestais remanescentes observados e também pelo surgimento de vegetação em espaços anteriormente agrícolas, bem como ao longo dos rios e nas áreas de maior declividade. Parte desta cobertura florestal deve-se ao plantio de florestas comerciais, principalmente dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, o qual vem aumentando na região em função da demanda de tal matéria prima.



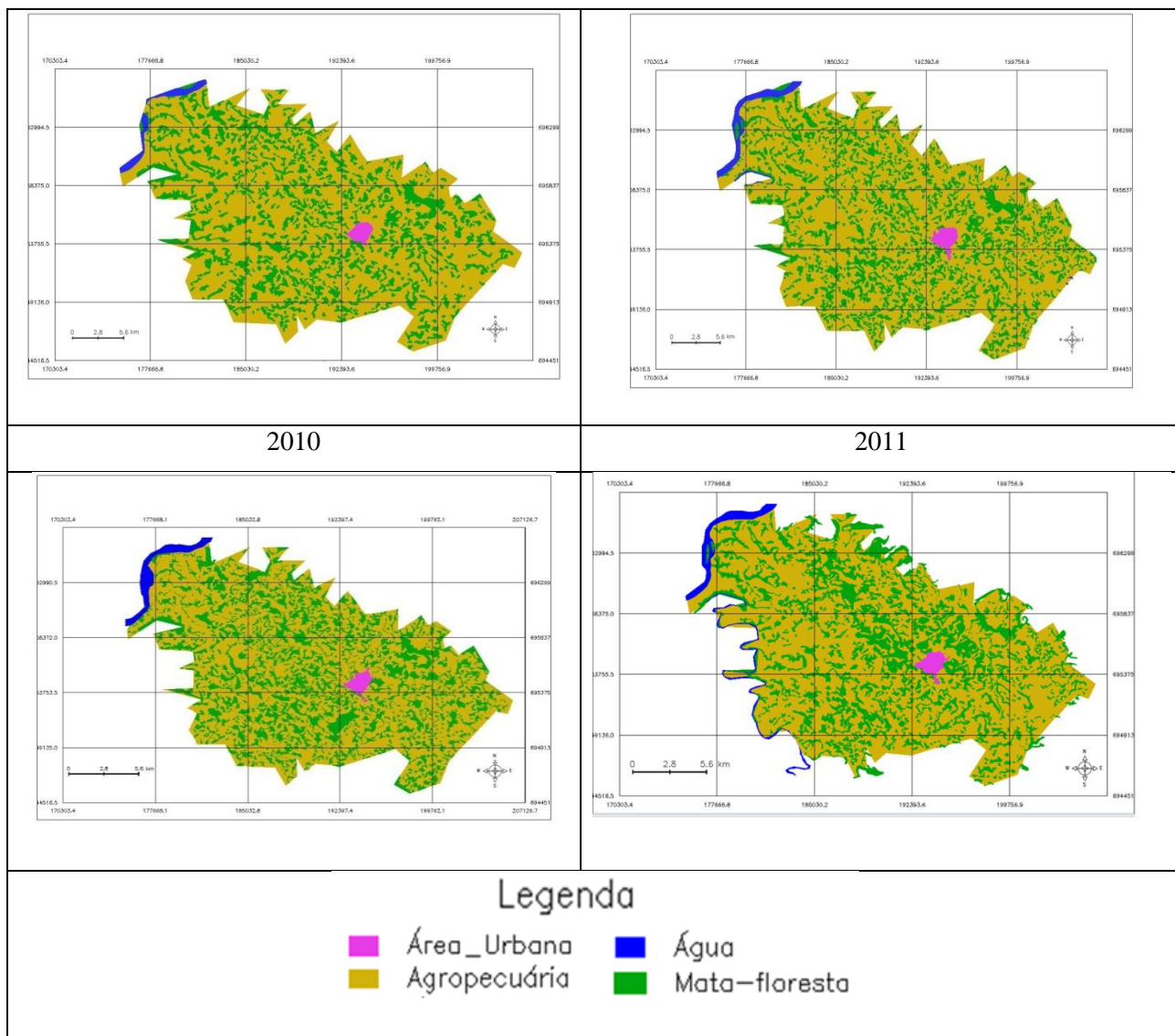


Figura 4. Distribuição espacial as classes de uso e cobertura do solo no município de Crissiumal-RS de 1985 a 2011 com base nos mapeamentos visuais das imagens Landsat-5 TM.

Figure 4. Spatial distribution of the land use and cover in the municipality of Crissiumal-RS from 1985 to 2011 based on the visual mapping of Landsat-5 TM images.

CONCLUSÕES

Os resultados desse estudo confirmaram a tendência de aumento das áreas de mata-florestas e consequente redução das áreas agrícolas no município de Crissiumal - RS. No município observou-se um aumento de aproximadamente 2.500 hectares de floresta de 1985 a 2011.

Esse fato pode estar diretamente relacionado ao abandono de áreas não aptas para a agricultura mecanizada, ao êxodo rural, ao aumento de plantios comerciais ou até mesmo podem estar influenciados pelo cumprimento da legislação ambiental vigente, como processo de recuperação de áreas de preservação permanentes (APP).

Cabe destacar que o presente estudo foi conduzido com imagem de média resolução espacial, o que limita a acurácia dos resultados. Assim, recomenda-se que novos estudos sejam realizados utilizando dados de sensores com resolução espacial com cinco metros ou menos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul - FAPERGS (Processo nº 12/0383-5 de 2012) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq (processo nº 478085/2013-3) pelo apoio financeiro e ao CNPq pela bolsa de Iniciação Científica (PROBIC).

REFERÊNCIAS

- ARRAES, R.A. de. *et al.* Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. *Rev. Econ. Sociol. Rural*. Brasília. v. 50. n. 1, 2012.
- ASNER, G.P. *et al.* Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing*, v. 3, n. 1, p. 033543, 2009.
- BERTANI, G. *et al.* Análise de crescimento da mancha urbana do município de Frederico Westphalen, RS-Brasil através de imagens Landsat 5 TM. *Revista Geografar*. Curitiba, v.7, n.1, p. 68-83, jun./2012.
- CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS, U.M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.
- DALLABRIDA, J.P. *et al.* Alterações na cobertura do solo de uma bacia hidrográfica identificadas em 1985, 1996 e 2010. In: X seminário de atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados à engenharia florestal – SENGEF, 2012, Curitiba. *Anais do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal - SenGeF*. Curitiba: IEP, 2012. v. 1. p. 198-204.
- EXELIS. **ENVI versão 5.0**. Boulder, Colorado: Exelis Visual Information Solutions, 2013.
- JENSEN, J.R. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos Parêntese Editora, 2009. p. 598.
- JUNG, A.P. *et al.* Mapeamento multitemporal do uso e ocupação do solo de uma microbacia em Frederico Westphalen - RS. In: X seminário de atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados à engenharia florestal - SENGEF, 2012, Curitiba. *Anais do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal - SenGeF*. Curitiba: IEP, 2012. v. 1. p. 743-749.
- KERKHOFF, D.T.; RIL, F.L.; BREUNIG, F.M. Análise temporal do uso do solo da microbacia do Lajeado Perau, Frederico Westphalen, RS. Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal - SenGeF. *Anais...* Curitiba, PR, Brasil: IEP. , 2012.
- PONSSONI, *et al.* Alterações da cobertura florestal em relação à declividade na microbacia hidrográfica do lajeado Amadeu / RS. In: X seminário de atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados à engenharia florestal - SENGEF, 2012, Curitiba. *Anais do X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal - SenGeF*. Curitiba: IEP, 2012. v. 1. p. 190-197.
- ROSA, P.A. da; BREUNIG, F.M.; BALBINOT, R. Avaliação da dinâmica da cobertura florestal no município de Taquaruçu do Sul – RS. X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal. *Anais...* Curitiba, PR, Brasil,: INPE e UFPR. , 2012.
- SIGNORI, A.; BREUNIG, F.M.; BALBINOT, R.; OLIVEIRA, E.C.M. de. Remanescentes florestais da região Noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal. *Anais...* Curitiba, PR, Brasil: INPE e UFPR. , 2012.
- VERBESSELT, J.; HYNDMAN, R.; ZEILEIS, A.; CULVENOR, D. Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, n. 12, p. 10, set 2010.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DO USO DA TERRA UTILIZANDO IMAGENS RAPIDEYE

EFFICIENCY EVALUATION BETWEEN LAND USAGE CLASSIFICATION METHODS WITH RAPIDEYE IMAGES

Cristina Tabarelli ¹, Elisiane Alba ¹, Emanuel Araújo Silva¹, Matheus Mesquita da Costa Nunes ¹, Juliana Marchesan ¹, Rudiney Soares Pereira¹

¹Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima 97.105-900 – Santa Maria, RS, Brasil
cristinatabarelli@gmail.com, emanuelmadster@gmail.com, rudiney.s.pereira@gmail.com
lisi_alba@hotmail.com, matheusnunes_florestal@hotmail.com, juliana_marchesan@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar diferentes métodos de classificação para o mapeamento de Uso e da Cobertura da Terra utilizando imagens do satélite RapidEye. A área de estudo é referente ao município de Segredo, RS, Brasil. Utilizando o aplicativo SPRING 5.1.8, foram testados dois métodos diferentes de classificação de imagem: a classificação supervisionada *Bhattacharya* e a classificação do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). As classificações foram submetidas a testes de validação estatística por meio dos parâmetros Kappa e Desempenho Global. Com base nos testes estatísticos observou-se que a classificação *Bhattacharya* apresentou maior precisão nos resultados em relação a classificação NDVI, obtendo assim, uma imagem temática de melhor qualidade.

Palavras-chave: *Bhattacharya*, NDVI, validação estatística.

ABSTRACT

This work aimed to compare different classification methods applied to RapidEye images using maps of Use and Land Cover. The studied of the area is in Segredo, RS, Brazil. The SPRING 5.1.8 applicative was used to test two different images classification methods: the supervised classification *Batthacharya* and the classification of NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). The classifications were submitted to different statistical validation tests through Kappa and Global Parameters. Based on the statistical tests, the classification *Batthacharya* presented more accurate results than the NDVI classification, generating a better thematic image.

Keywords: *Bhattacharya*, NDVI, statistical validation.

INTRODUÇÃO

Devido a rápida evolução tecnológica dos sensores remotos que nos permitem a obtenção de imagens digitais com uma resolução e agilidade espacial cada vez maior, o uso do sensoriamento remoto vem sendo empregado com grande frequência em trabalhos de pesquisas, estando presente praticamente em todos os ramos da ciência, entre uma delas, na ciência florestal. O sensoriamento remoto dispõe de características temporais e multiespectrais favoráveis ao monitoramento, identificação e mapeamento das feições de forma rápida, confiável e repetitiva (SANTOS, 2007). As imagens obtidas por sensores a bordo de satélites orbitais, destinados à observação da Terra, se destacam como um meio econômico, rápido e eficiente na aquisição de dados em grande escala, sendo utilizadas para avaliação da cobertura vegetal, áreas urbanas, e de áreas agrícolas (FELIX *et al.*, 2009).

A utilização dessas imagens obtidas por sensores remotos nos permitem a elaboração de mapas de uso e cobertura da terra, sendo uma ótima ferramenta de interpretação, análise e registro de informações no que concerne a observação das tipologias da paisagem (IBGE, 2006). A classificação supervisionada é um dos métodos de classificações utilizadas para a construção de mapas de uso e cobertura, ela depende da aquisição de amostras de treinamentos que sejam representativas da classe, e o desempenho desta classificação depende da capacidade de reconhecer as feições e do intérprete (PELUZIO *et al.*, 2011). Um desses métodos é a classificação *Bhattacharya*, trabalha com a distância que é utilizada para medir a separabilidade estatística entre um par de classes, ou seja, mede a distância média entre as distribuições de probabilidade dessas classes (INPE, 2006).

Outro método também possível de ser utilizado na classificação do Uso e Cobertura da Terra consiste no uso de Índice de Vegetação, de acordo com Huete (1988), os mesmos relacionam as características da vegetação com seus vários parâmetros biofísicos, ou seja, possibilita estimar parâmetros como o Índice de Área Foliar (IAF), biomassa vegetal, produtividade e atividade fotossintética. Estes Índices de Vegetação podem ser definidos como a combinação de dados de duas ou mais bandas espectrais, selecionadas com o objetivo de melhorar a relação desses dados com os parâmetros da vegetação. Para isso, podem ser utilizados os valores de dados espectrais de voltagem de saída do sensor, da radiância, do número digital e reflectância (MOREIRA, 2000).

O NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) é um dos Índices de Vegetação mais utilizados para a identificação da presença de vegetação verde na superfície, foi desenvolvido por Rouse *et al.* (1973), apresentando um intervalo de -1 a +1. Áreas com vegetação mais vigorosa tendem a apresentar valores positivos próximos de 1, já vegetações esparsas possuem valores mais baixos, seguido do Solo Exposto com valores próximos de 0, e por fim os corpos de água apresentam valores negativos. A resposta espectral da cobertura vegetal na banda vermelha (aproximadamente entre 0,6 e 0,7 μm) é baixa, aparecendo nas imagens em tons de cinza escuros, devido à absorção da clorofila existente nas folhas. Entretanto, no infravermelho próximo (aproximadamente entre 0,8 e 0,9 μm) apresenta resposta alta com tons de cinza claros, devido à dispersão causada pela estrutura das folhas (LILLESAND e KIEFER, 1994).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência das diferentes classificações: supervisionada *Bhattacharya* e a classificação do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), utilizando imagens RapidEye para o mapeamento do Uso e Cobertura da Terra.

METODOLOGIA

Localização e Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo é referente ao município de Segredo, RS, Brasil, possuindo uma área de 247,49 Km², estando inserido na mesorregião Centro Oriental Rio-Grandense (Figura 1). Situa-se nas coordenadas geográficas 29°20'3" latitude Sul e 52°58'47" longitude Oeste, com altitude de aproximadamente 330 metros acima do nível do mar. Conforme a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Cfa, subtropical úmido. Segundo dados fornecidos pelo IBGE (2010), o solo desta região é do tipo Podzólico Bruno- Acinzentado Planossólico Álico e Distrófico.

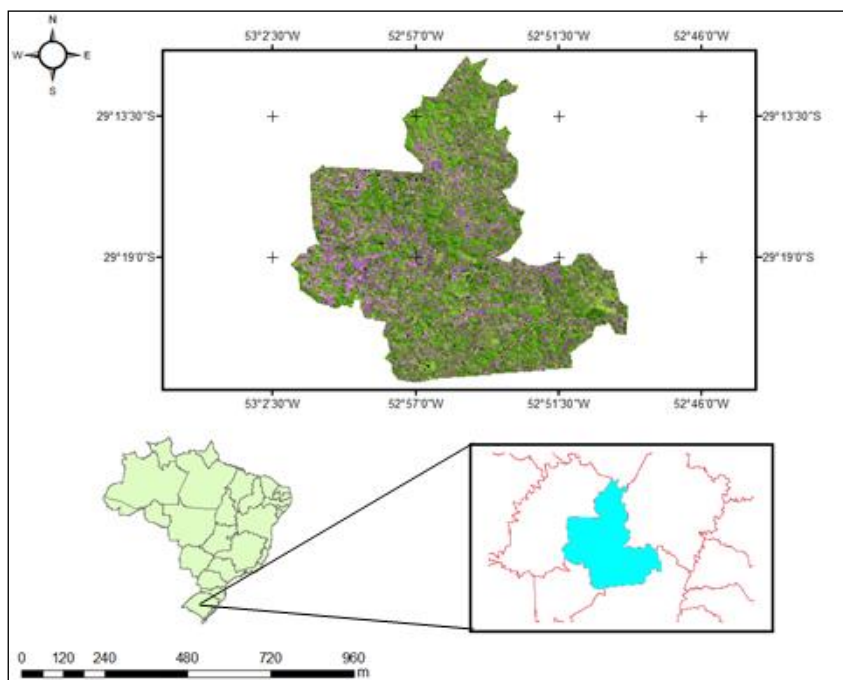


Figura1. Mapa de localização da área de estudo.
Figure1. Location map of the study area.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para realização do presente trabalho foram utilizadas as bandas espectrais 3, 4 e 5, das imagens digitais do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*), essas imagens são oriundas do Projeto Sinditabaco, convênio UFSM/SINDITABACO iniciado em 2011. A imagem é datada em 09 de setembro de 2012.

A obtenção da imagem temática com o mapeamento do uso da terra utilizou-se o algoritmo de classificação supervisionada *Bhattacharya* usando como base nas técnicas de segmentação pelo processo de “crescimento de regiões”, que é uma técnica de agrupamento de dados onde apenas as regiões espacialmente adjacentes podem ser agrupadas. Nesta etapa, dois parâmetros foram definidos: similaridade e área, optando-se pela similaridade 100 e área 10, pois foram os parâmetros que melhor se adaptaram à área de estudo. Em seguida foi realizado o processo de aquisição de amostras para cada classe estabelecida: Floresta Nativa, Floresta Plantada, Campo, Agricultura, Solo Exposto e Água, para posterior classificação *Bhattacharya*.

A imagem NDVI foi obtida através da linguagem LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) no *Software Spring 5.1.8*, utilizando a banda 5 que corresponde ao Infravermelho próximo e a banda 3 da faixa do vermelho (Equação 1).

$$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V} \quad (1)$$

Onde:

IVP= Faixa do infravermelho próximo (0,75 – 0,90 μm);
V= Faixa do vermelho (0,63 – 0,70 μm).

Na sequência foi realizado o fatiamento do NDVI em classes de acordo com os valores situados dentro do intervalo de -1 a 1 (Tabela1).

Tabela 1. Fatiamento de NDVI.

Table 1. Slicing NDVI.

Fatiamento de NDVI	
-1.0 – 0.0	Água
0.1 – 0.2	Solo Exposto
0.21 – 0.35	Agricultura
0.36 – 0.54	Campo
0.55 – 0.57	Floresta Plantada
0.58 – 1.0	Floresta Nativa

Para avaliar e comparar as medidas quantitativas e de exatidão das classificações, foi utilizado o método de Desempenho Global (DG) e Kappa. A matriz de erro necessária para a avaliação foi obtida através da interpretação de pontos amostrais coletados na imagem sintética e adotada como verdade terrestre, sendo esta comparando com as duas classificações. O método DG é obtido através da relação entre os elementos da diagonal principal e o número de amostras (Equação 2).

$$DG = \frac{D}{T} \tag{2}$$

Onde:

- DG: Desempenho Global;
- D: elementos da diagonal principal;
- T: número total de amostras.

De acordo com Colgaton (1991) relata que o uso do coeficiente Kappa (K) é satisfatório na avaliação de precisão temática, pois leva em consideração toda a matriz de confusão (Equação 3 e 4). Sendo este, uma medida de precisão para a categoria individual do levantamento de Uso da Terra e considerado um índice de acurácia, este índice pode indicar onde está ocorrendo o erro.

$$K = \frac{D - Q}{T - Q} \tag{3}$$

Onde:

$$Q = \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i} \tag{4}$$

Em que:

- X_{i+}: total de linhas para a categoria;
- X_{+i}: total de colunas para a categoria;
- T: número total de amostras.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após a classificação do NDVI e a classificação supervisionada *Bhattacharya*, foram elaborados os mapas de Uso e Cobertura da Terra do município de Segredo, RS (Figura 2).

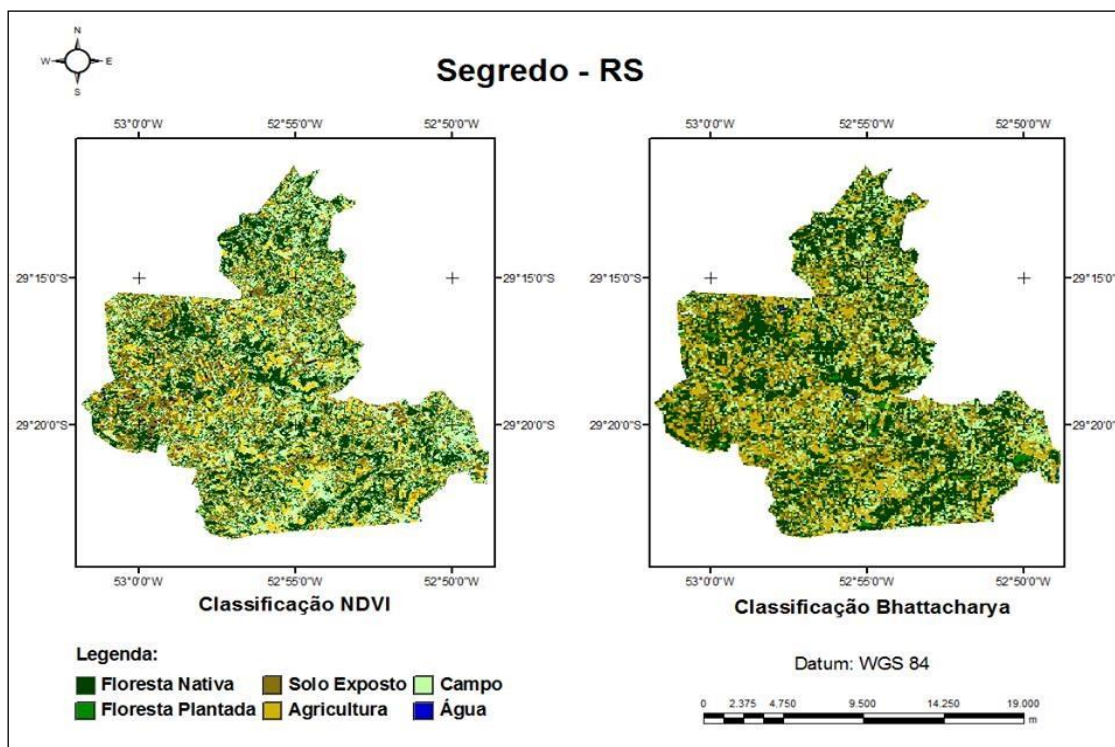


Figura 2. Mapas de Uso e Cobertura da Terra das duas classificações testas: NDVI e Bhattacharya.
 Figure 2. Use maps and land cover foreheads of the two ratings: NDVI and Bhattacharya.

O algoritmo de classificação *Bhattacharya* foi o que melhor discriminou as classes de Uso e Cobertura da Terra, gerando uma imagem temática melhor da área de estudo que a classificação NDVI. Pode-se verificar que a classificação NDVI apresentou diferenças significativas nos mapas de Uso e Cobertura da Terra em relação à classificação *Bhattacharya*, destacando-se os valores apresentados pelas classes Campo, Agricultura e Floresta Nativa (Tabela 2).

Tabela 2. Quantificação das classes de Uso e Cobertura da Terra para as diferentes classificações.
 Table 2. Quantification of the Use and Land Cover classes for the different classifications.

Classes de Uso e Ocupação da Terra	Classificação <i>Bhattacharya</i>		Classificação NDVI	
	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%
Floresta Nativa	110,96	38,9	86,62	32,4
Floresta Plantada	8,38	2,9	11,36	4,2
Solo Exposto	38,16	13,4	48,96	18,3
Agricultura	73,08	25,6	44,50	16,6
Campo	52,65	18,5	70,42	26,3
Água	1,68	0,6	5,56	2,1

A diferença entre as duas classificações para a Agricultura e Campo pode ser explicada devido a estas vegetações apresentarem respostas espectrais semelhantes no intervalo do NDVI, ficando próximas de 0,3 a 0,5, dificultando a separação das mesmas.

A classificação NDVI superestimou áreas de Floresta Plantada, Solo Exposto e Campo pelo conflito entre os valores dos Números Digitais apresentados por estas classes. Já a Floresta Nativa e a Agricultura apresentaram 32,4 % e 16,6% respectivamente, obtendo áreas menores em relação à classificação *Bhattacharya*.

Através da matriz de erros da classificação *Bhattacharya* apresentada na Tabela 3, pode-se verificar que a classe Floresta Nativa apresentou menor conflito se comparada com as demais com 73% da imagem classificada corretamente, e o menor desempenho foi observado na classe Campo, sendo este confundido com a Agricultura apresentando 33% de acerto.

Tabela 3. Matriz com os erros da classificação *Bhattacharya* referentes às classes de uso e ocupação da Terra.

Table 3. Matrix with *Bhattacharya* classification errors concerning the classes of use and occupation of Earth.

		Referência						
Classificação <i>Bhattacharya</i>		Floresta Nativa	Floresta Plantada	Campo	Agricultura	Solo Exposto	Água	Total
	Floresta Nativa	11	3	3	0	1	1	19
	Floresta Plantada	0	9	0	0	0	0	9
	Campo	1	1	5	5	2	4	18
	Agricultura	3	1	6	7	3	0	20
	Solo Exposto	0	1	1	3	9	1	15
	Água	0	0	0	0	0	9	9
	Total	15	15	15	15	15	15	90

Na avaliação da matriz do erro da classificação NDVI percebe-se maior confusão na classe de uso compreendida pela Floresta Plantada apresentando um percentual de acerto de apenas 27%, gerando conflito com as classes Floresta Nativa e Campo. O Solo Exposto está na seqüência com apenas 40 % de acerto na classificação (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz com os erros da classificação NDVI referentes às classes de uso e ocupação da Terra.

Table 4. Matrix with errors of classification NDVI classes concerning the use and occupation of the Earth.

		Referência						
Classificação NDVI		Floresta Nativa	Floresta Plantada	Campo	Agricultura	Solo Exposto	Água	Total
	Floresta Nativa	9	6	3	3	0	0	21
	Floresta Plantada	5	4	1	0	0	0	10
	Campo	1	5	9	3	3	0	21
	Agricultura	0	0	2	9	2	0	13
	Solo Exposto	0	0	0	0	6	3	9
	Água	0	0	0	0	4	12	16
	Total	15	15	15	15	15	15	90

Ambas as classificações foram submetidas ao teste de validação estatística utilizando os índices de Desempenho Global e o índice de Kappa (Tabela 5). Para a classificação *Bhattacharya* o índice Kappa e Desempenho Global apresentaram valores de 0,47 e 56,0% respectivamente, possuindo valores mais precisos do que os obtidos com a classificação NDVI, que tiveram os valores do índice de Kappa de 0,45 e desempenho Global 54,0%. Valores de Kappa semelhantes foram encontrados por Fonseca *et al.* (2009) ao analisar diferentes classificadores com imagem SPOT-5.

Tabela 5. Índices de exatidão das classificações analisadas.
 Table 5. Indices analyzed accuracy of ratings.

Índices de exatidão	<i>Bhattacharya</i>	NDVI
Kappa	0,47	0,45
Desempenho Global	56,0%	54,0%

Os baixos valores apresentados pelo índice de Kappa e Desempenho Global para os dois métodos de obtenção do Uso e Cobertura da Terra podem ser atribuídos a confusão na classificação entre as classes Agricultura, Solo Exposto e Campo, deste modo, aumentando o erro e conseqüentemente diminuindo a precisão destas classificações.

Segundo Landis e Koch (1977), valores do índice de concordância Kappa situados entre 0,41 a 0,6 indicam uma classificação de boa qualidade. De acordo com Guptill e Morrison (1995), para a classificação ser aceitável o valor mínimo necessário do Desempenho Global é de 85%, sendo neste estudo o valor encontrado inferior ao estabelecido.

CONCLUSÃO

De acordo com os índices de precisão de classificação pode-se observar que o método de classificação *Bhattacharya* apresentou resultados superiores comparado com a classificação NDVI, a qual apresentou confusão no fatiamento da resposta espectral dos alvos e conseqüentemente na classificação dos usos. Com base nas amostras selecionadas, as duas classificações não foram precisas quando submetidas ao teste de desempenho global, contudo, ao analisar as variações entre as classes de uso através do índice de Kappa, as classificações se mostraram de boa qualidade.

REFERÊNCIAS

- COLGATON, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, v. 49, n. 12, p. 1671-1678, 1991.
- FELIX *et al.* RapidEye: uma nova geração de satélites de observação da terra. In: SIMPÓSIO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Natal, 2009. *Anais do XIV Simpósio de Sensoriamento Remoto*. INPE: São José dos Campos-SP, 2009, p. 7619- 7622.
- FONSECA, F.R. *et al.* Comparação entre classificadores por pixel e por região com imagem SPOT-5 para o estado de Minas Gerais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, Natal 2009. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE: São José dos Campos-SP, 2009, p. 959-966.
- GUPTILL, S.C.; MORRISON, J.L. *Elements of Spatial Data Quality*. Elsevier Sci., U.K. 78p. II. 1995.
- HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2006. Manual Técnico de Uso da Terra. 2ª edição, Manuais Técnicos em Geociências nº 7, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2010. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/pedologia/cartas_escala_250mil/sh22ya_ped.pdf. Acesso em: 17 abr., 2014.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (INPE), SPRING: Tutorial de Geoprocessamento. 2006. Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/index.html>>. Acesso em: 01/03/2014.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*,

Arlington, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LILLESAND, T.M.; KIEFER R.W. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, 3^a ed., New York, 750 p, 1994.

MOREIRA, R.C. Influência do posicionamento e da largura de bandas de sensores remotos e dos efeitos atmosféricos na determinação de índices de vegetação. São José dos Campos, SP: INPE, 2000. 181 p. Dissertação (Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000.

PELUZIO, *et al.* Utilização de algoritmos de classificação supervisionada no mapeamento do uso e cobertura da terra no aplicativo computacional Spring 5.1.6. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Curitiba-PR, 2011. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, SBSR, Curitiba-PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 7808.

ROUSE, *et al.* Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE - 1 Symposium, 3, 1973. Proceedings. Washington, 1973, v. 1, Sec. A, p. 309-317.

SANTOS, J.C. Extração de atributos de forma e seleção de atributos usando algoritmos genéticos para classificação de regiões. 2007. 99 f. DISSERTAÇÃO (Computação aplicada) – INPE, São José dos Campos-SP, 2007.

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA RESOLUÇÃO ESPACIAL E DO MÉTODO NO MAPEAMENTO DE USO E COBERTURA DO SOLO

EVALUATION OF THE INFLUENCE OF SPATIAL RESOLUTION AND MÉTODO IN MAPPING OF USE AND LAND COVER

Daniele Arndt Erthal¹, Fábio Marcelo Breunig¹, Tarik Cuchi¹, Paulo Afonso da Rosa¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM

Caixa Postal 54, 98400-000; 1. Sete de setembro, s/n. km 40 BR386 – Frederico Westphalen – RS, Brasil
dani.a.erthal@hotmail.com; breunig@ufsm.br; tcuchi@outlook.com; efl_paulo@yahoo.com.br

RESUMO

O presente trabalho teve o objetivo de avaliar a influência da resolução espacial nominal no mapeamento a partir da interpretação visual e posteriormente comparar seus resultados com mapeamentos gerados pelo classificador máxima verossimilhança (Maxver). O estudo foi conduzido com base em uma imagem World View2 (WV2) de 0,5 m de Frederico Westphalen, RS, Brasil. A imagem WV2 foi reamostrada para 2,5, 10, 30 e 50m e depois foi feito o mapeamento manual das classes Florestas, Água, Nuvens e Agropecuária iniciando da imagem mais pobre para a de melhor resolução espacial. Posteriormente foram feitos treinamentos e geraram-se mapas com o classificador e realizou-se a tabulação cruzada comparando-se os resultados dos mapeamentos. Os resultados mostraram que o classificador não é eficiente para imagens de alta resolução, conforme esperado. À medida que a resolução fica mais grosseira, o classificador apresentou melhores índices de acerto. Verificou-se que à medida que a resolução espacial diminuiu, a quantidade de áreas florestais mapeadas se modifica para menos. Isso mostra a importância do uso de imagens de alta resolução espacial para o mapeamento florestal.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, reamostragem, engenharia florestal, mapeamento, resolução.

ABSTRACT

The objective of the present work was to evaluate the influence of the nominal spatial resolution in mapping from the visual interpretation and then compare their results to mappings generated by the maximum likelihood classifier (Maxver). The study was conducted based on an image View2 World (WV2) 0.5 m Frederick, RS, Brazil. The WV2 image was resampled to 2.5, 10, 30 and 50m and then done the manual mapping of Forests, Water, Clouds and Agricultural classes starting from the lowest image for better spatial resolution. Later trainings were made and questions were generated with the classifier and held the cross tabulation comparing the results of the mappings. The results showed that the classifier is not efficient for high resolution images, as expected. As the resolution becomes coarser, the classifier had the best hit rates. It was found that as the spatial resolution decreases, the amount of forest areas mapped changes less. This shows the importance of the use of high spatial resolution for mapping forest.

Palavras-chave: Remote Sensing, Resample, Forest Science, Mapping, Resolution.

INTRODUÇÃO

O planejamento de espaços agrários é uma peça chave para elaboração de um plano de desenvolvimento e escala local, regional e nacional. A falta de informações espaciais em grandes escalas tem causado prejuízos nos processos da tomada de decisões, tornando-os demorados e onerosos (PORTES, 2011). Nesse contexto, imagens de satélite podem contribuir significativamente, em diferentes escalas, de acordo com as características geométricas das imagens. As imagens geradas por sensores orbitais permitem a aquisição de cenas com distintas resoluções espaciais e diferentes larguras das faixas de imageamento. Assim, a seleção da cena adequada depende do delineamento do objetivo dos estudos (McCOY, 2005).

O uso de imagens de alta resolução espacial permite a identificação e mapeamento de pequenos objetos na superfície terrestre. Isto torna o uso dessas cenas úteis no mapeamento de uso e cobertura do solo em paisagens fragmentadas (PORTES, 2011), permitindo avanços no processo de planejamento e monitoramento em diferentes escalas de análise. A área de cada classe de cobertura do solo em uma região pode ser estimada a partir de levantamentos por sensoriamento remoto, nos quais a cobertura do solo é interpretada em fotografias aéreas ou em imagens de satélite (LUIZ *et al.*, 2002).

A análise de uso e cobertura da terra emprega técnicas de processamento de imagens digitais, cálculo de índices de vegetação, principais componentes, segmentação de imagens, entre muitas outras técnicas, com a finalidade de gerar classificações temáticas e/ou monitoramento do uso e da cobertura do solo (ALMEIDA e SOUZA, 2011). Esse grupo de técnicas, geralmente está integrado nos aplicativos de Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Cabe colocar que na técnica de interpretação visual de imagens ocorre a extração de informações de alvos da superfície terrestre com base nas suas respostas espectrais, que segundo Moreira (2005), utiliza alguns dos elementos foto interpretativos empregados na técnica de fotografias aéreas, como textura, forma, tamanho, tonalidade ou cor.

Devido ao grande uso e as diversas aplicações das imagens de sensoriamento remoto, um grande número de satélite gera ou gerou imagens com diferentes resoluções espaciais nominais. A resolução espacial de imagens orbitais é um dos principais fatores na definição das feições a serem mapeadas, pois interfere tanto na determinação da área mínima a ser mapeada de uma determinada classe, quanto na sua identificação (FRANÇA *et al.*, 2005). Quanto melhor (menor o tamanho dos alvos discrimináveis) a resolução espacial de uma imagem maior sua capacidade de registrar detalhes dessas feições. Os SIG's fazem amplo uso de produtos do sensoriamento remoto, como as imagens de satélite, que são uma rica fonte de dados variados da superfície terrestre. Entre as aplicações mais comuns, destaca-se o mapeamento do uso e cobertura da terra através da classificação manual baseada na interpretação visual ou através do uso de classificadores automáticos que simulam a ação do foto-interprete (PORTES, 2011).

No Brasil as técnicas de classificação digital, para levantamentos de grandes áreas têm sido relativamente pouco utilizadas. Esse fato se deve a diversas razões, como os requisitos de capacidade de processamento e armazenamento de grandes volumes de dados, a necessidade de treinamento de equipes e o desempenho geral dessas técnicas, que sempre requerem a organização de rotinas de correção dos erros de classificação.

O método de classificação por máxima verossimilhança (Maxver) é uma das técnicas de classificação supervisionada mais populares para tratamento de dados de satélites. O método pressupõe normalidade dos dados de entrada (SHIBA *et al.*, 2005). O usuário determina a significância nos erros de atributos especificados para uma classe em comparação a outras. A eficácia principalmente de uma precisão razoável da estimativa do vetor médio e da matriz de covariância de toda classe. Isso depende da quantidade e qualidade dos pixels incluídos nas amostras de treinamento (SHIBA *et al.*, 2005).

Nesse contexto, o trabalho teve o objetivo de avaliar o efeito da resolução espacial sobre o mapeamento do uso e cobertura da terra em uma região localizada no município de Frederico Westphalen, RS, utilizando imagens do Worldview-2. Paralelamente, uma comparação entre classificação manual e Maxver será conduzida.

METODOLOGIA

A Figura 1 ilustra um fluxograma com as principais etapas para a realização do trabalho.

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Pardinho e seu entorno, localizado entre os municípios de Frederico Westphalen, Taquaruçu do Sul, Vista Alegre e Seberi, no extremo norte/noroeste do Rio Grande do Sul (Figura 2). A região é conhecida como Médio Alto Uruguai e a área de estudo abrange cerca de 6746,11 ha e é representativa das características gerais região.

A região apresenta clima do tipo Cfa (classificação de Köppen), denominado subtropical, com temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) superiores a 22 °C e no mês mais frio (julho) oscilando entre -3 °C e 18 °C. A precipitação anual é de aproximadamente 1.665 mm, bem distribuída ao longo do ano (SEMA, 2005).



Figura 1. Fluxograma geral com os principais estágios do trabalho.
 Figure 1. General flowchart of the main stages of the work.

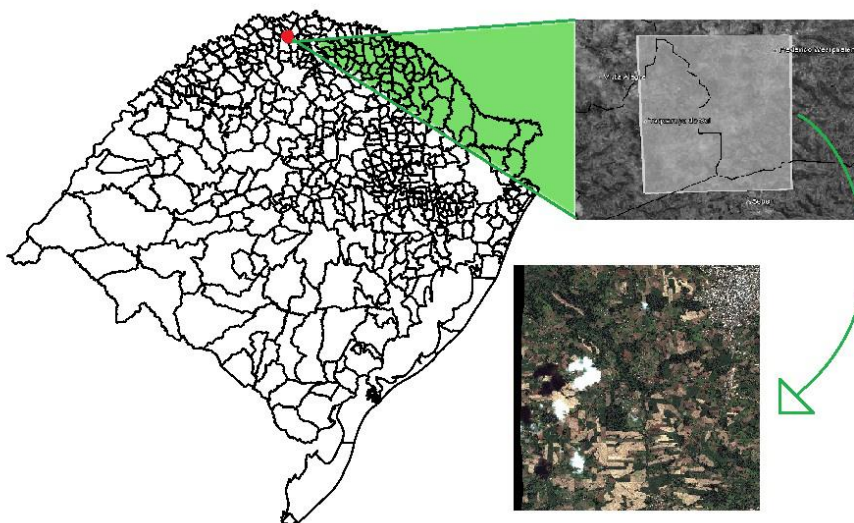


Figura 2. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Destaque para a imagem composição colorida cor-verdadeira do World View2 de novembro de 2011.
 Figure 2. Study area localization in the Rio Grande do Sul State, Brazil. A World View 2 true color composite from November 2011 is highlighted.

A imagem ortorretificada do World View2 de novembro de 2011, adquirida com resolução espacial de 0,5 metros foi utilizada como ponto de partida para o estudo. As três bandas da composição cor-verdadeira originais foram reamostradas no aplicativo ENVI© (EXCELIS, 2013) para as resoluções espaciais nominais de 2,5 m, 10 m, 30 m e de 50 m simulando distintos sensores com resoluções espaciais diferenciadas (Ikonos, HRC, SPOT, SPOT, CBERS, TM, DMC, MODIS, entre outros sensores/satélites). Cabe lembrar que a perda de informação vai depender, no entanto, do método de reamostragem e do padrão, tamanho e dispersão das feições (FRANÇA *et al.*, 2005).

Com base nas imagens reamostradas, foi elaborado um banco de dados no aplicativo SPRING (CÂMARA *et al.*, 1996). Cada imagem foi associada a um plano de informações específico. A partir das imagens, passou-se para a etapa de mapeamento manual, baseado na interpretação visual, dos polígonos de floresta (fragmentos florestais). As classes mapeadas tanto manualmente quanto com o classificador automático foram: florestas, água, urbano, nuvem/sombra e agropecuária. Após foram feitos treinamentos e gerou-se os mapas com a utilização de classificadores automáticos MaxVer.

Para evitar mapeamentos tendenciosos, inicialmente foram elaborados os mapas de fragmentos florestais gerados com base na interpretação da imagem de 50 m. Na sequência a de 30 m, 10 m, 2,5 m, sucessivamente. Essa estratégia ajudou a evitar um possível enviesamento por parte do foto interprete.

Para auxiliar a interpretação dos resultados, foram elaborados mapas no módulo SCarta do SPRING feitas as medidas dos fragmentos florestais dos mapas gerados. A partir dessas medidas, foram elaboradas tabelas e gráficos comparando os métodos utilizados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Considerando a classificação manual, erros relacionados a pequenas feições espaciais na imagem devem ser considerados. Esse tipo de erro é comum quando se opera sobre áreas de alta frequência espacial. Um exemplo encontrado relaciona-se aos açudes e lagos, que apresentaram maior dificuldade a medida que a resolução espacial foi degradada. Por outro lado, os classificadores, como o MaXver, permitem identificar detalhes menores, pois considera quaisquer variações espectrais, onde se espera resultados mais apurados. Contudo, não é sempre que a subjetividade da interpretação visual gera resultados inferiores aos algoritmos automáticos.

O classificador MaXver, gera uma matriz de reflectância dos níveis de cinza a partir das amostras selecionadas, portando, para o resultado ser seguro, as amostras devem ser homogêneas e representativas. O estudo conduzido, o MaXver mostrou-se ineficiente para mapeamento com imagens de alta resolução, conforme esperado. Os resultados são apresentados na Tabela 1, gerada a partir do cruzamento com os dados do mapeamento manual e validação de campo.

Tabela 1. Resultado da acurácia do classificador Maxver em comparação a classificação visual para cada resolução espacial.

Table 1. Accuracy results of the classifier Maxver compared with visual classification for each spatial resolution.

<i>Resolução</i>	<i>Acurácia global</i>
Imagem de 2,5 metros	41,69%
Imagem de 10 metros	50,84%
Imagem de 30 metros	52,60%
Imagem de 50 metros	57,49%

Pode-se notar que conforme aumenta a degradação da resolução da imagem, também se aumentam os resultados de acertos obtidos com o classificador. Em geral, classificadores pixel-a-pixel são indicados para resoluções espaciais médias ou mais grosseiras.

Para a imagem de 2,5 metros de pixel, comprando-se as classes mapeadas manualmente utilizadas como referência (Figura 3a) e posteriormente comparada com o classificador MaXver (Figura 4a), obteve-se 41,69% de acertos. O resultado aumentou para imagem de 10 metros na comparação da classificada manualmente (Figura 3a) para a classificada automaticamente (Figura 4b), mapeando 50,84%. Para a imagem de 30 metros, o classificador chegou a mapear 52,60% das áreas mapeadas através do mapeamento manual. O resultado aumentou para a imagem de 50 metros, chegando a 57,49% de acerto na comparação.

As áreas que apresentam uma cobertura de nuvens e as sombras são um fator de perturbação significativo, pois estas áreas não são totalmente uniformes e muitas vezes, de difícil identificação pelos algoritmos de classificação. Por exemplo, áreas com nuvens apresentam regiões com certa transparência, apresentando uma alteração no brilho dos alvos ou, podem apresentar-se misturadas com outros alvos, ocorrendo mistura das duas classes. O mapeamento dessas áreas manualmente mostrou uma redução a medida que a resolução espacial foi degradada (Figura 3).

Considerando que a eficácia do classificador Maxver depende da representatividade das amostras de treinamento, os resultados podem não foram satisfatórios. O classificador Maxver apresentou muitos erros, principalmente em relação a classe água e a área urbana. Isso se deve à alta heterogeneidade espectral dos compartimentos aquáticos presentes na cena (água clara, escura, avermelhada, etc.) e a grande mistura espectral dentro das áreas urbanas.

Uma avaliação rigorosa da qualidade dos resultados gerados pelo classificador foge do escopo deste trabalho, que não dispôs de dados suficientemente detalhados sobre a região, como uma área de controle levantada adequadamente. Nesse contexto, optou-se por comparar os resultados da classificação e do mapeamento manual, analisando a concordância das classificações, sem comparação com dados sobre a verdade terrestre (ALVES, 1996).

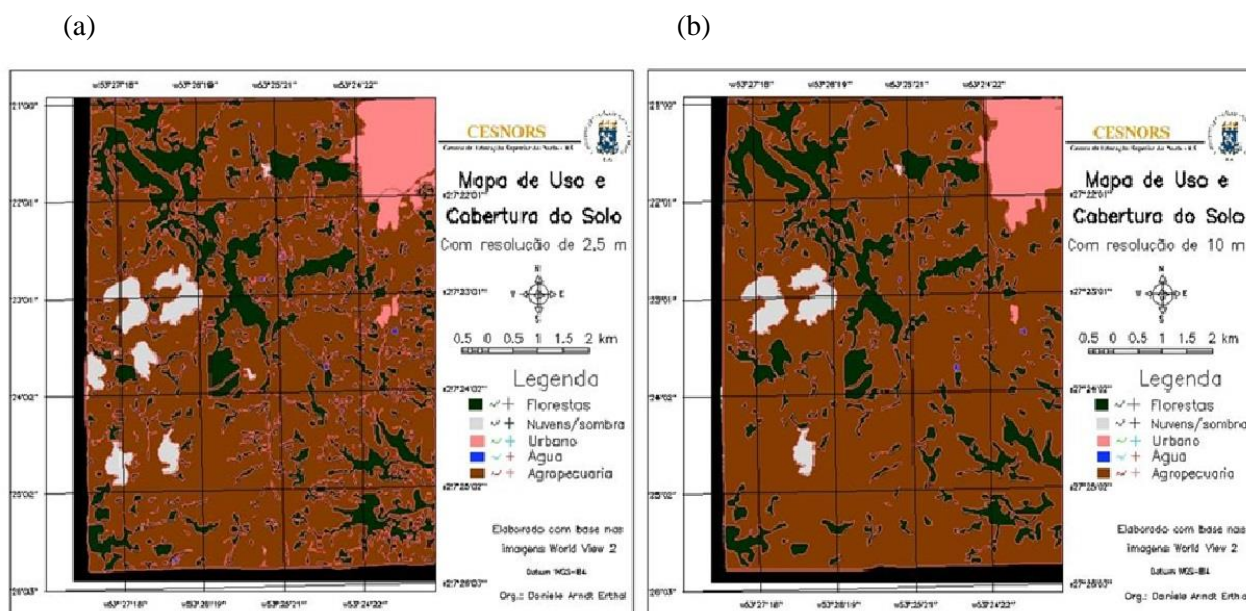


Figura 3. Resultado da classificação manual das imagens de (a) 2,5 metros e (b) 10 metros de resolução espacial (tamanho do pixel). Legenda: Verde = Floresta; Marrom = Agropecuária; Rosa = Urbano e Cinza = Nuvens e sombra.

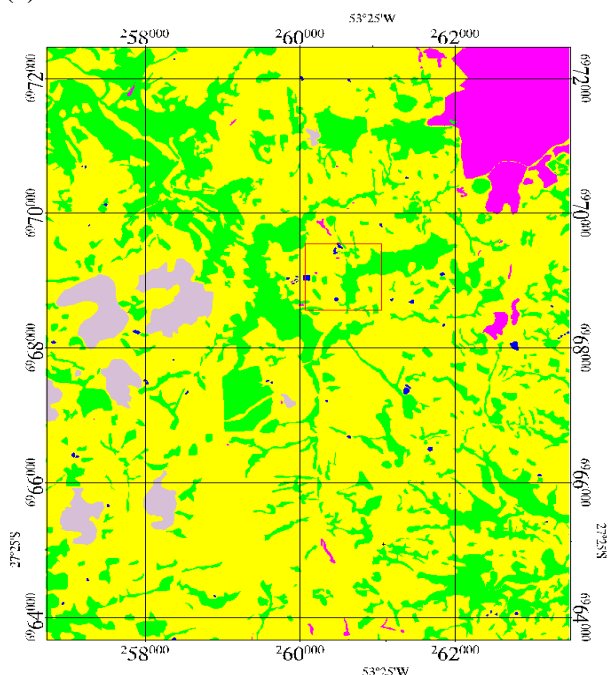
Figure 3. Result of manual image classification of (a) 2.5 meter and (b) 10 meter of spatial resolution (represented by the pixel size). Legend: Green = Forest; Brown = agricultural areas; Magenta = Urban; Gray = cloud and shadow.

Conforme aumenta o detalhamento da resolução espacial da imagem, fica mais fácil à interpretação visual para geração dos mapas através da classificação manual. Pequenos detalhes são visto mais facilmente, e o erro cometido pela própria interpretação torna-se menor. Por outro lado, para o classificador, o contrário foi verificado. Isso se deve a homogeneização dos elementos da cena a medida que a imagem foi degradada.

O classificador automático supervisionado Maxver apresentou como grande vantagem sobre a classificação manual, o tempo de geração de uma imagem, o qual é mais rápido. Deve ter em mente que esses resultados

do classificador indicam apenas uma tendência sobre o uso do solo. Validações de campo devem sempre ser consideradas.

(a)



(b)

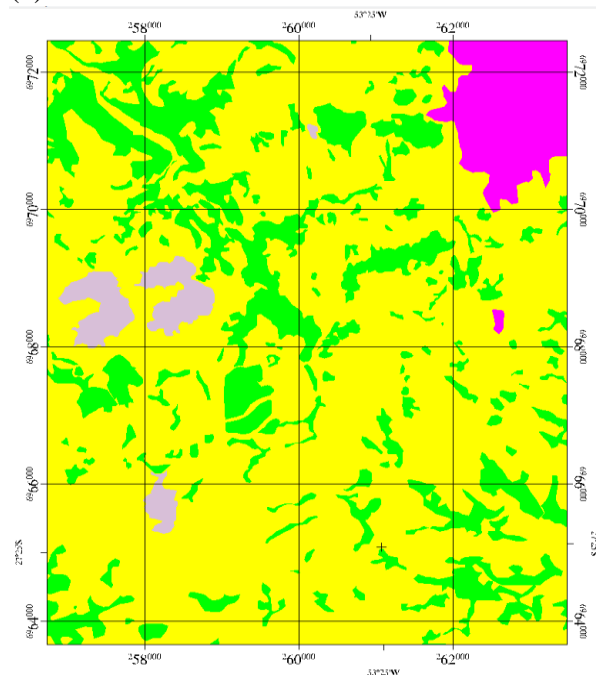


Figura 4. Resultado da classificação Maxver das imagens de (a) 2,5 metros e (b) 10 metros de resolução espacial (tamanho do pixel). Legenda: Verde = Floresta; Amarelo = Agropecuária; Magenta = Urbano e Bege = Nuvens e sombras.

Figure 4. Result of Maxver image classification of (a) 2.5 meter and (b) 10 meter of spatial resolution (represented by the pixel size). Legend: Green = Forest; Yellow = agricultural areas; Magenta = Urban; Beige = cloud and shadow.

CONCLUSÃO

A medida que a resolução espacial aumenta, a quantidade de floresta mapeada visualmente diminui.

A técnica apresentada com o classificador automático (Maxver) apresentou melhores resultados a medida que a resolução espacial ficamais grosseira.

A classificação manual pode gerar erros quando se trata de detalhes impercebíveis ao olho, como são os casos de açudes e lagos. A classificação gerada pelo algoritmo Maxver apresenta um bom resultado por classificar detalhes menores entre as classes analisadas, contudo, grandes erros foram identificados entre todas as classes de uso e ocupação do solo, isso se deve ao tipo de classificador.

O estudo não é conclusivo e a avaliação de outros métodos de classificação, especialmente os orientados a objeto, devem ser conduzidos no futuro.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) (ARD – processo nº 12/0383-5 de 2012), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo nº 478085/2013-3) pelo apoio financeiro e a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pela bolsa de Iniciação científica (FIPE Jr.)

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W.S. de.; SOUZA, N.M. de. **Avaliação das informações espectrais dos dados WorldView 2/Digital Globe para classificação temática de uso e cobertura do solo.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE, p. 1043.
- ALVES, D.S. *et al.* **Mapeamento do Uso da Terra em Rondônia Utilizando Técnicas de Segmentação e Classificação de Imagens TM.** Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil. 14-19 de abril de 1996, INPE, p. 71-79.
- CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS, U.M.; GARRIDO, J. Spring: Integrating remote sensing and gis by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p. 395-403, maio 1996.
- EXCELIS - VIS – Visual Information Solutions. ENVI 5.1. Attn: Webmaster, 4990 Pearl East Circle, Boulder, CO80301, USA. 2013.
- FRANÇA, A.M.S. *et al.* Avaliação do efeito da degradação da resolução espacial de imagens RADARSAT no mapeamento de formas fluviais da Planície Amazônica. In: SIMPÓSIO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005. *Anais XII Simpósio de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 de abril 2005*, INPE, p. 4405-4412.
- LUIZ, A.J.B.; OLIVEIRA, J.C.; EPIPHANIO, J.C.N.; FORMAGGIO, A.R. Auxílio das imagens de satélite aos levantamentos por amostragem em agricultura. **Agricultura em São Paulo**, v. 49, p. 41-54, 2002.
- MATAVELLI, C.J. Planejamento e execução do inventário florestal em reflorestamentos homogêneos de *Pinus taeda* e *Eucalyptus dunnii* utilizando imagens de alta resolução espacial. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, 2011.. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.1660.
- MOREIRA, M.A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação.** 3a. ed. Viçosa - MG: Editora UFV, 2005
- PORTES, R. de C. **Avaliação do potencial de classificadores automáticos para mapeamento de uso e cobertura do solo sob manejo agroecológico.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPEp.0576.
- McCOY, R. M. **Field Methods in Remote Sensing.** New York – London: GP The Guilford Press, 159p. 2005.
- SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – RS (SEMA). *Inventário Florestal: Floresta Estacional Decidual.* Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/default.asp> >. Acesso em 02 Março2014.
- SHIBA, M. H. *et al.* **Classificação de imagens de sensoriamento remoto pela aprendizagem por árvore de decisão: uma avaliação de desempenho.** Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 4319-4326.

AVALIAÇÃO DE DADOS GEOMORFOLÓGICOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO URUGUAI - RS

EVALUATION OF GEOMORPHOLOGICAL DATA IN A HIGH URUGUAY - RS WATERSHED

Juliana Pizzutti Dallabrida¹, Tascilla Magalhães Loiola¹, Rorai Pereira Martins Neto¹, Rafael Monari Fracasso¹, Alana Spanhol¹, Taciana Frigotto¹

¹Mestrandos no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UDESC/CAV, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000, Lages - SC, Brasil. email: juli_ajuri@hotmail.com/ tascillaloiola@gmail.com/ rorai.neto@gmail.com/ rafadaki@hotmail.com/ alana_spanhol@hotmail.com/ taciaanafrigotto@gmail.com

RESUMO

A Modelagem Numérica do Terreno (MNT) representa a distribuição espacial das características da superfície real, possibilitando definir as características geomorfológicas do terreno. O relevo de uma bacia hidrográfica determina a velocidade do escoamento superficial como também a intensidade dos processos de erosão influenciados pela declividade do terreno, tornando as análises destas características importantes para determinar a susceptibilidade à erosão e a capacidade de uso do solo. Com isso o presente estudo teve como objetivo avaliar e gerar dados geomorfológicos da bacia hidrográfica do Rio da Várzea localizado no município de Frederico Westphalen, RS. Foram utilizadas imagens do satélite LANDSAT 5 do ano de 2010, o processamento das imagens foi realizado no *software* SPRING 5.1.8. O menor nível de altitude foi de 202 m e o maior 498 m, sendo a amplitude 296 m. A análise dos mapas gerados possibilitou determinar as áreas mais susceptíveis à erosão, sendo elas as de maior inclinação.

Palavras-chave: Geomorfologia, Bacia hidrográfica, Erosão, SPRING

ABSTRACT

Numerical Modeling of Groud (NMG) is the spatial distribution of the characteristics of the actual surface, allowing you to define the geomorphological characteristics of the terrain. The relief of a watershed determines the speed of runoff as well as the intensity of erosion processes influenced by terrain slope, making the analysis of these important characteristics to determine the susceptibility to erosion and ability to land use. Thus the present study aimed to evaluate the data and generate geomorphological river basin Várzea in the city of Frederico Westphalen, RS. LANDSAT satellite imagery 5 of 2010 were used, the image processing was performed in SPRING 5.1.8 software. The lower and higher altitude was 202 m and 498 m respectively, with an amplitude 296 m. The analysis of generated maps allowed to determine the areas most susceptible to erosion, and those with the greatest slope.

Keywords: Geomorphology, Watershed, Erosion, SPRING.

INTRODUÇÃO

A dinâmica espacial de um rio ou de uma bacia depende, em grande parte, de suas características geomorfológicas e de suas estruturas geológicas, as quais influenciam na dinâmica das águas, bem como na forma da bacia e nos padrões de drenagem (JORGE e UEHARA, 1998). Neste contexto, Paes e Manzione (2011) afirmam que o conhecimento dos aspectos físicos e morfológicos de uma bacia torna-se indispensável para a eficiência dos estudos referentes à sua dinâmica. Essas características são definidas por aspectos como clima, relevo, forma, tipo de drenagem, solos e declividade da bacia.

A distribuição espacial de uma característica presente em uma superfície real é representada

matematicamente pela Modelagem Numérica do Terreno (MNT). A superfície é em geral contínua e o fenômeno que representa pode ser variado. Burrough e Mcdonell (1986) destacam alguns dos usos do MNT, como o armazenamento de dados de altimetria para gerar mapas topográficos, análises de corte-aterro para projeto de estradas e barragens, elaboração de mapas de declividade e exposição para apoio a análise de geomorfologia e erodibilidade, análise de variáveis geofísicas e geoquímicas e a apresentação tridimensional.

A criação de um MNT corresponde a uma nova maneira de focar o problema da elaboração e implantação de projetos. Dessa forma, para representar uma superfície real é indispensável a elaboração e a criação de um modelo digital, o qual pode estar representado equações analíticas ou uma rede de pontos, a fim de transmitir as características espaciais do terreno. O *software* SPRING elabora um MNT na forma de grade de pontos regulares e irregulares (SPRING, 1996).

Levando em consideração essas informações, o trabalho teve por objetivo a geração e a avaliação de dados geomorfológicos em um trecho da bacia hidrográfica do Rio da Várzea, situada sob os limites do município de Frederico Westphalen, RS, Brasil.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo correspondeu a um trecho da Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, localizada no município de Frederico Westphalen, região Norte do Rio Grande do Sul, no Médio Alto Uruguai (Figura 1). De acordo com o IBGE (1985), o município localiza-se nas coordenadas 27°21' Sul e 53°23' Oeste, possui relevo de patamares estruturais, com topografia suavemente ondulada, com altitudes entre 300 a 600 metros.

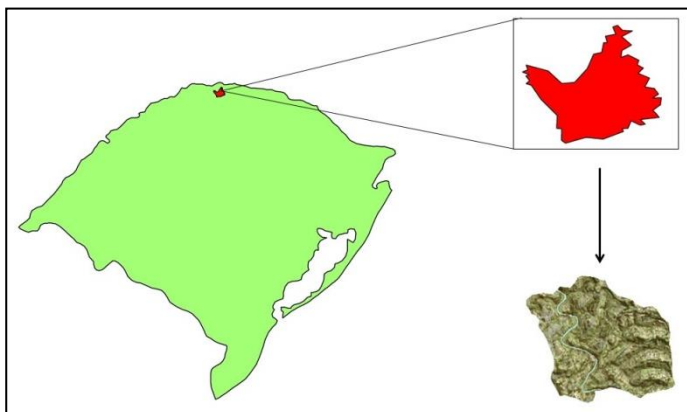


Figura 1. Localização da área de estudo no município de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil.
Figure 1. Localization of study area in Frederico Westphalen city, Rio Grande do Sul, Brasil.

Segundo a classificação climática de Köppen o clima da região é Cfb, ou seja, subtropical úmido com temperatura média anual de 19,1 °C, variando com máxima de 38 °C e mínima de 0 °C. As frentes frias podem ocasionar bruscas mudanças de temperatura em qualquer época do ano. A precipitação média anual oscila entre 1.800 mm e 2.100 mm, a qual é bem distribuída ao longo do ano (IBGE, 1985). Em relação à vegetação, a formação florestal é do tipo Floresta Estacional Decidua, caracterizada, segundo Klein (1983), por 50% dos indivíduos do estrato superior perderem completamente as folhas durante o inverno.

Aquisição e processamento de imagem

Para a realização do trabalho adquiriu-se uma imagem do satélite LANDSAT 5, fornecida pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), do ano de 2010, identificada como: LANDSAT_5_TM_20101108_223_079.

Através do *software* Spring 5.1.8, efetuou-se o recorte desta imagem, limitado pelo retângulo envolvente com as seguintes coordenadas geográficas: Longitude 1: Oeste 53°19'; Latitude 1: Sul 27°20'; Longitude 2: Oeste 53°12'; Latitude 2: Sul 27°16', em seguida, aplicou-se contraste linear às 6 bandas e formou-se a composição sintética RGB 321. Foram construídos mapas de altimetria, isolinhas, sobreposição das curvas de nível com os dados de altimetria e das APP's com mais de 45° de inclinação, sendo que o módulo Scarta 5.1.8. também foi utilizado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do processamento da imagem, foram obtidos os mapas da altimetria, através de um degradê de cores (Figura 2), um mapa com as isolinhas de 20 em 20 m (Figura 3), bem como a sobreposição dos dados de ambos os mapas (Figura 4).

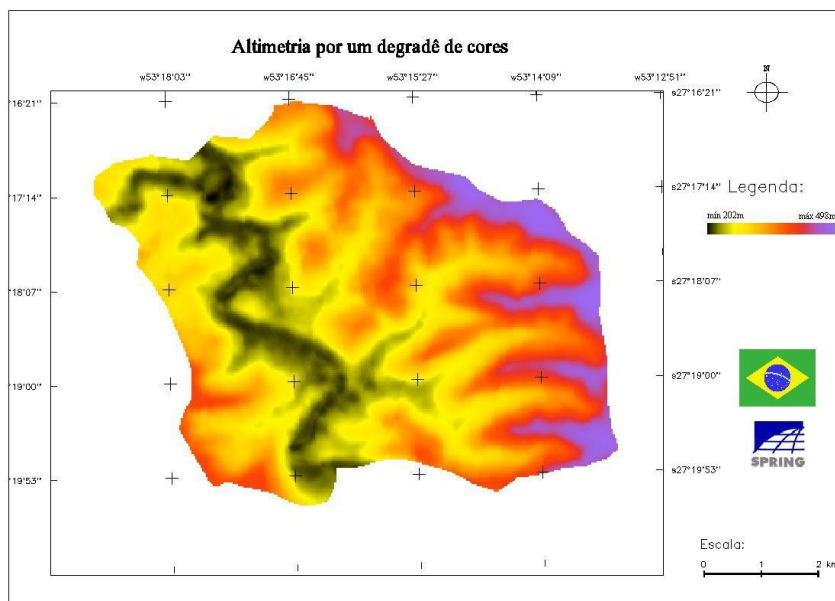


Figura 2. Mapa com a altimetria da bacia definida pelo gradiente de cores.

Figure 2. Altimetry watershed map defined by the color gradient.

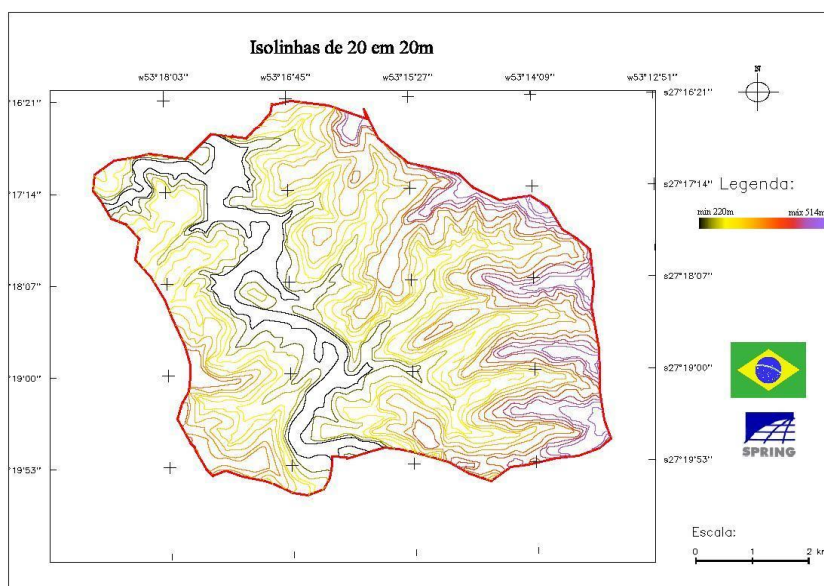


Figura 3. Mapa com as isolinhas de 20 em 20 metros para a bacia hidrográfica.

Figure 3. Map with 20 to 20 m line contours for the watershed.

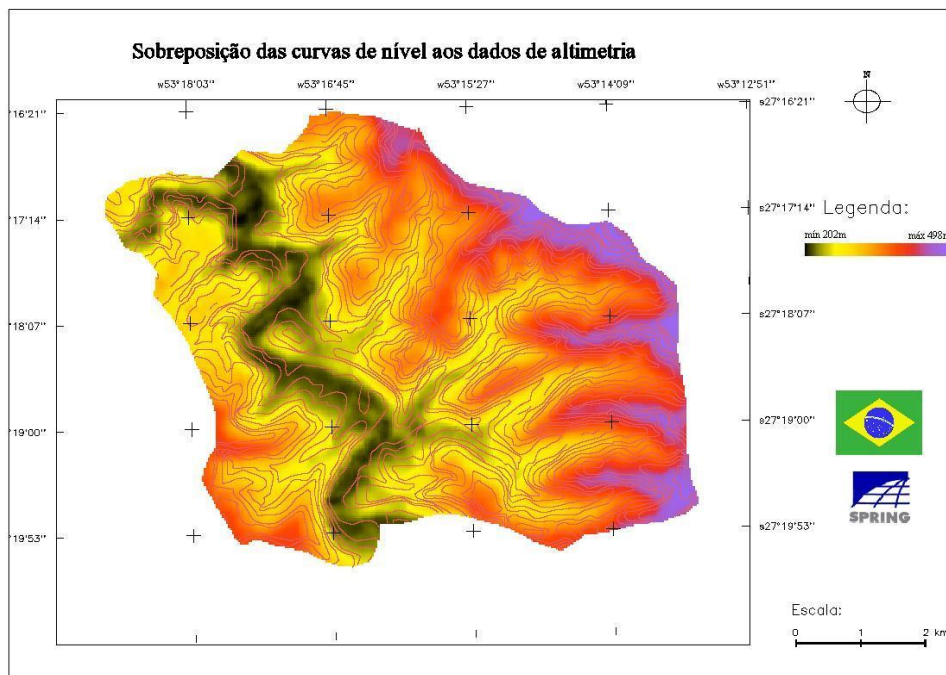


Figura 4. Mapa da sobreposição das curvas de nível com os dados de altimetria.
Figure 4. Overlapping map contours with altimetry data.

Assim, o trecho analisado da bacia hidrográfica do Rio da Várzea apresenta como menor nível de altitude 202 m e maior 498 m, sendo a amplitude 296 m.

Oliveira (2002), destaca a influência do relevo como um fator importante no processo erosivo, associada aos movimentos de massa, influenciados, sobretudo, pela declividade. Paes e Manzione (2011) afirmam que o relevo de uma bacia hidrográfica, elencando sua declividade exerce grande influência na bacia, pois determina, por exemplo, a velocidade do escoamento superficial. Assim, terrenos com maiores declividades apresentam maiores velocidades do escoamento superficial e consequentemente maior capacidade erosiva.

Por esta razão torna-se importante o mantimento da vegetação nas encostas e topos dos morros, amenizando o processo de erosão. Conforme o Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651/12, as encostas ou partes destas com declividade superior a 45° são consideradas APP.

O mapa representado pela Figura 5, contém as classes de inclinação do terreno analisado, mostrando, sobretudo, as áreas que, segundo a legislação brasileira, devem ser consideradas de Áreas de Preservação Permanente (APP).

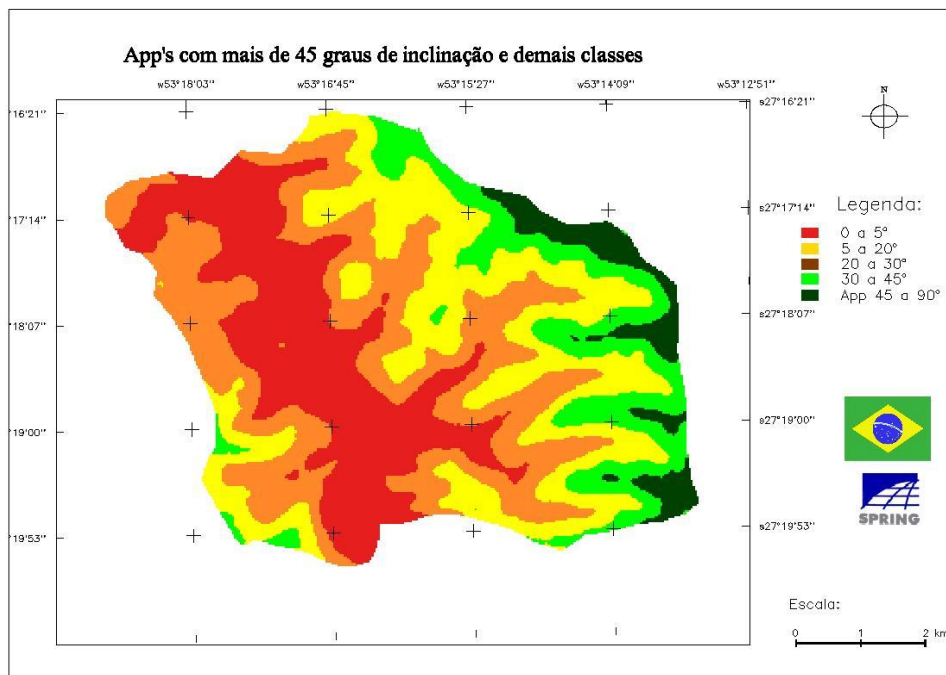


Figura 5. Mapa com as APP's com mais de 45° de inclinação, e demais classes.
 Figure 5. APPs map over 45 ° inclination, and other classes.

Com base nas diferentes inclinações do relevo, representadas nestas classes, elaborou-se a Tabela 1, a qual fornece os dados referentes à área, em hectares, ocupada por cada classe.

Tabela 1. Áreas das classes formadas pelas diferentes inclinações, visualizadas no mapa 5.
 Table 1. Classes áreas formed by different inclinations, viewed in map 5.

Classes	Área (ha)
0° a 5°	889,63
5° a 20°	1100,28
20° a 30°	1043,77
30° a 45°	692,66
45° a 90°	534,31

Assim, a maior área quantificada nas inclinações encontra-se entre 5 e 20 graus, sendo que os cursos d'água sempre estarão nas partes inferiores do relevo em vale. Observou-se que as áreas planas ou terrenos suavemente ondulados, geralmente são ocupadas com cultivos agrícolas, enquanto que as florestas menos devastadas estarão nos locais mais íngremes, de difícil acesso.

CONCLUSÕES

A geração dos mapas pelo *software* Spring 5.1.8 permitiu verificar as variações do relevo, servindo como subsídio para a quantificação das áreas ocupadas pelas diferentes classes de inclinação do terreno. A maior parte da área da bacia encontra-se nas declividades entre 5° e 30°. As áreas com relevo mais íngremes (acima de 45°) são protegidas por lei, devendo ser reservadas para a APP visto que essas áreas são as mais suscetíveis a erosão.

REFERÊNCIAS

- BURROUGH, P.A.; McDONELL, R. *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press, 1998.
- CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Disponível em: <<http://sbcpd.org/portal/images/stories/Novo-Codigo-Floresta-Lei-12651-2012.PDF>> Acesso em: maio, 2014.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1985. *Coleção de Monografias Municipais Frederico Westphalen, RS*. Nova série, 16 p.
- JORGE, F.N.; UEHARA, K. *Águas da superfície*. São Paulo: ABGE/Cnpq/FAPESP, 1998.
- KLEIN, R.M. Aspectos fitofisionômicos da floresta estacional na fralda da Serra Geral (RS). **In:** CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34., 1983, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 1983. 2 v., v. 1. p. 73-110.
- OLIVEIRA, M.J. *Proposta Metodológica para Delimitação Automática de Áreas de Preservação Permanente em Topos de Morro e em Linha de Cumeada*. 2002. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.
- PAES, C.O.; MANZIONE, R.L. Geração de mapas de declive e análise dos padrões geomorfológicos na bacia do Ribeirão da Onça, Brotas/SP a partir de dados topográficos em diferentes escalas. **In:** XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2011, Curitiba. *Anais...* Curitiba: XV Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 2011.
- SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. Camara G, Souza RCM, Freitas UM, Garrido J. *Computers & Graphics*, n. 20, p. 395-403. 1996.

AVALIAÇÃO DE SOFTWARES LIVRES NA FILTRAGEM DE DADOS LiDAR PARA A GERAÇÃO DE CURVAS DE NÍVEL

ASSESSMENT OF FREE SOFTWARES IN LIDAR DATA FILTERING FOR COUNTER GENERATION

João Paulo Pereira¹, Tainara Boesing¹, Tâmilés Rodrigues¹, Marcos Benedito Schimalski¹, Jorgeane Schaefer¹

¹Centro de Ciências Agroveterinárias - CAV, Av. Luiz de Camões nº 2090, 88520-000, Lages, SC – Brasil, joapaulopereira@florestal.eng.br; tainara.boesing@gmail.com; tamilesred@hotmail.com; marcos.schimalski@udesc.br; eng_jorgeane@yahoo.com.br

RESUMO

O desenvolvimento de novas técnicas para geração de produtos cartográficos tem sido pauta de trabalhos científicos atualmente, estando dentre estas técnicas a tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*) que trata-se de um sistema de sensoriamento remoto ativo semelhante ao RADAR (*Radio Detection and Ranging*) que ao invés de emitir pulsos de rádio emite pulsos LASER (*Light Amplification by Simulated Emission of Radiation*) de alta frequência. Esta tecnologia apresenta grande potencial na geração de modelos digitais de terreno (MDT), curvas de nível e modelos digitais de superfície (MDS). O presente trabalho teve como objetivo avaliar três pacotes computacionais utilizados na filtragem de dados LiDAR para a obtenção de MDTs e, conseqüentemente, curvas de nível. Os dados LiDAR são referentes a uma área no município de Paineira, Santa Catarina que apresenta uma nuvem de pontos com densidade média de 7 pontos/m² adquirida por um recobrimento aéreo realizado pela empresa Aeroimagem S/A Engenharia e Aerolevantamento de Curitiba, PR. A metodologia consistiu da filtragem da nuvem de pontos LiDAR utilizando os filtros disponíveis nos programas Lastools, MCC-LIDAR e ALDPAT (*Morph* e *Adaptive TIN*). Foram testadas diversas configurações para cada filtro. Os modelos filtrados foram comparados com o MDT processado a partir do recobrimento do estado de Santa Catarina através da subtração entre os modelos e avaliação das curvas de nível. Foi possível observar que os programas Lastools e MCC-LIDAR apresentaram melhor desempenho quando comparado ao ALDPAT. Porém, este último necessita de maiores testes de forma a obter resultados mais conclusivos. Os dados derivados da fotogrametria digital apresentaram distorções principalmente em áreas com fragmentos de floresta, pois neste caso as medidas do terreno são feitas considerando-se o dossel como referência.

Palavra-chave: LiDAR, filtragem, MDT, curvas de nível, MDSn.

ABSTRACT

The development of new techniques for the generation of cartographic products has been the agenda of current scientific work. Being among these techniques, LiDAR (*Light Detection and Ranging*) technology is an active remote sensing system similar to RADAR (*Radio Detection and Ranging*) that instead of emitting radio pulses emits high frequency LASER pulses (*Light Amplification by Simulated Emission of Radiation*). This technology has great potential in generating digital terrain models (DTM), contours and digital surface models (DSM). This study aimed to evaluate three software packages used in LiDAR data filtering for obtaining MDTs and therefore contours. The LiDAR data refers to an area in the city of Paineira, Santa Catarina having a point cloud density with an average of 7 points/m² acquired by an air covering made by Aeroimagem S/A Engenharia e Aerolevantamento de Curitiba, PR. The methodology consisted of filtering the LiDAR point cloud using the filters available in the software Lastools, MCC-LIDAR and ALDPAT (*Morph* and *Adaptive TIN*). Various settings for each filter were tested. The filtered models were compared with the DTM processed from the coverage of Santa Catarina state by subtraction between the models and assessment of level curves. It was observed that the Lastools and MCC-LIDAR programs showed better performance when compared to ALDPAT. However, ALDPAT requires further testing to obtain results that are more conclusive. The data derived from digital photogrammetry showed distortions especially in areas with forest fragments, which in this case the measurements of the terrain are made considering the canopy as a reference.

Keywords LiDAR, filtering, DTM, counter, nDSM.

INTRODUÇÃO

As aplicações para informações altimétricas na engenharia são várias, sendo notória sua importância. Sua obtenção pode ser efetuada através de métodos diretos como na Topografia ou indiretos utilizando ferramentas do Sensoriamento Remoto. Porém, estas ferramentas podem acarretar em um investimento de tempo e recursos demasiadamente alto para que se obtenha dados com um erro mínimo aceito que possibilite sua utilização. Para obtenção de dados altimétricos, como por exemplo, curvas de nível, pode-se utilizar um MDT que caracteriza-se por ser uma representação matemática tridimensional da superfície terrestre, por meio de uma malha de elevação contínua com coordenadas tridimensionais. A qualidade de um MDT deve representar adequadamente as feições do modelo topográfico, as linhas de cumeada e os talwegues caracterizando de forma mais fiel possível o terreno (MAUNE, 1996; ACKERMANN, 1996; SANTOS *et al.*, 2001). Sabe-se que através da restituição fotogramétrica a aquisição de pontos no solo em áreas de floresta é dificultada (ZAKŠEK e PFEIFER, 2004), sendo necessária novas tecnologias como por exemplo, a tecnologia LiDAR. *Light Detection and Ranging* ou LiDAR trata-se de dados que são obtidos a partir de um sensor ativo de varredura a LASER aerotransportado que é uma alternativa a ser considerada. Segundo Giongo *et al.* (2010), a tecnologia LiDAR é baseada nos mesmos princípios do sistema de RADAR, porém, no primeiro se utilizam pulsos LASER no lugar de ondas de rádio para localizar os alvos. As vantagens da tecnologia em questão podem ser enumeradas como capacidade de mobilização de uma grande quantidade de pontos com alta precisão, elevada velocidade na aquisição de dados e um melhor custo benefício. A aplicação dos dados LiDAR para a geração de curvas de nível satisfatórias é altamente dependente da filtragem a que tais dados serão submetidos, pois se faz necessário que os pontos utilizados pertençam ao solo e não à outras superfícies como edificações e vegetação. O objetivo deste trabalho é avaliar os filtros disponíveis em três programas *open source* visando a obtenção de um MDT.

A área de estudo está localizada no município de Paineira em Santa Catarina com coordenada central de 28°06'37,50" S e 50°04'36,53" O. A área em questão é caracterizada com fragmentos de floresta nativa e campos, apresentando um total de 64 hectares. O recobrimento aéreo LiDAR, realizado pela empresa Aeroimagem S/A Engenharia e Aerolevantamento de Curitiba, PR, apresenta as características que podem ser consultadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características do voo LiDAR.
Table 1. Characteristics of the LiDAR flight.

Características do voo	Parâmetros
Modelo do sensor	Leica ALS-60
Data do Voo	Janeiro de 2011
Altura do voo	1.400m
Velocidade do voo	250 km/h
Formato de voo	Zig-zag
Footprint médio	35cm
Repetição do LASER	158,2 kHz
Frequência do scanner	85,2 Hz

Os programas empregados nos testes foram ALDPAT, MCC-LiDAR e Lastools. Para cada filtro foram testadas diferentes configurações tendo como produtos um MDT e as curvas de nível com 5m de equidistância. Apenas as configurações que apresentaram os melhores resultados foram selecionadas. O programa ALDPAT disponibiliza 8 tipos diferentes de filtros, porém apenas o filtro *Morph* e *Adaptive TIN* (ATIN) foram testados. Para avaliar a qualidade da filtragem, as curvas de nível e MDTs foram comparados com o MDT obtido a partir das imagens provenientes do recobrimento aéreo do estado de Santa Catarina. A resolução geométrica dos modelos foi padronizado em 1m para que fosse possível comparar com o MDT obtido por processos fotogramétricos. Os MDTs das filtrações foram subtraídos do MDT utilizado como referência para avaliar a qualidade da filtragem, sendo que a hipótese é de que a subtração entre os modelos deverá ser 0. Utilizando o programa ArcGIS 10.2.1 foram geradas as curvas de nível, as subtrações e a interpolação dos pontos filtrados utilizando o método de gradeamento por vizinho naturais.

Como pode ser visto na Figura 1, avaliando a eficiência na remoção dos objetos da superfície, os programas Lastools e MCC-LiDAR apresentaram melhor desempenho nas configurações utilizadas. O programa ALDPAT apresenta muitas variáveis associadas a cada filtro sendo necessários muitos testes para se encontrar a configuração mais adequada. Observou-se que com uma janela de filtragem maior, tanto o filtro *Morph* como ATIN melhoraram seus resultados. Porém, mais testes são necessários de forma a se obter melhores resultados. Apesar do bom comportamento do filtro no programa MCC-LiDAR, ainda é possível observar alguns objetos que permaneceram no modelo (Figura 1e). Porém, é possível realizar mais testes para inconsistências sejam corrigidas.

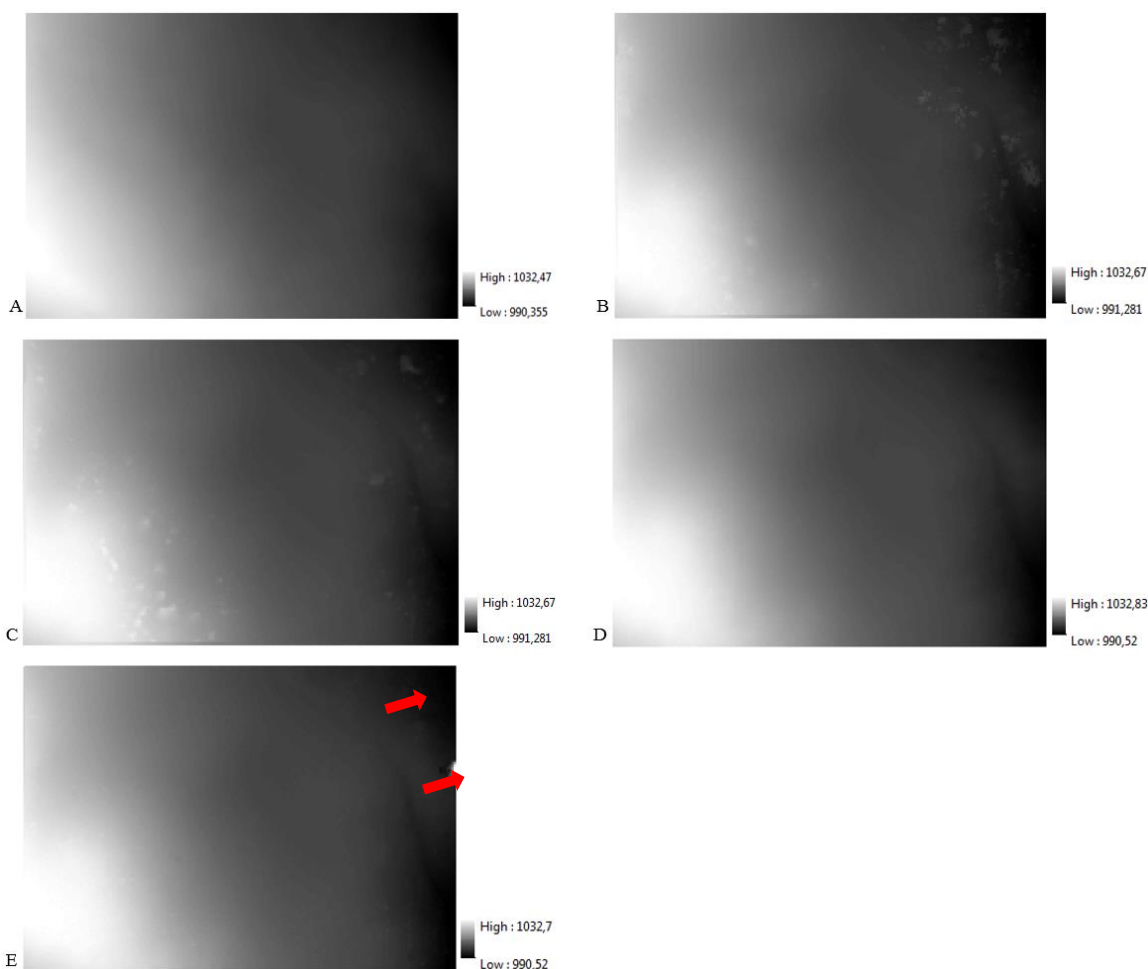


Figura 1. Modelos digitais de terreno. A: Restituição do recobrimento estadual; B: ALDPAT com filtro *Adaptive TIN*; C: ALDPAT com filtro *Morph*; D: Lastools; E: MCC-LiDAR.

Figure 1. Digital terrain model. A: Restitution of the state coverage; B: ALDPAT with *Adaptive TIN* filter; C: ALDPAT with *Morph* filter; D: Lastools; E: MCC-LiDAR.

Avaliando as curvas de nível na Figura 2, é possível observar que novamente os filtros do programa Lastools e MCC-LiDAR foram mais eficientes, destacando-se alguns objetos remanescentes no filtro do programa MCC-LiDAR evidenciado pelas flechas vermelhas. Nas curvas de nível do programa Lastools também é possível observar algum ruído, porém em menor quantidade.

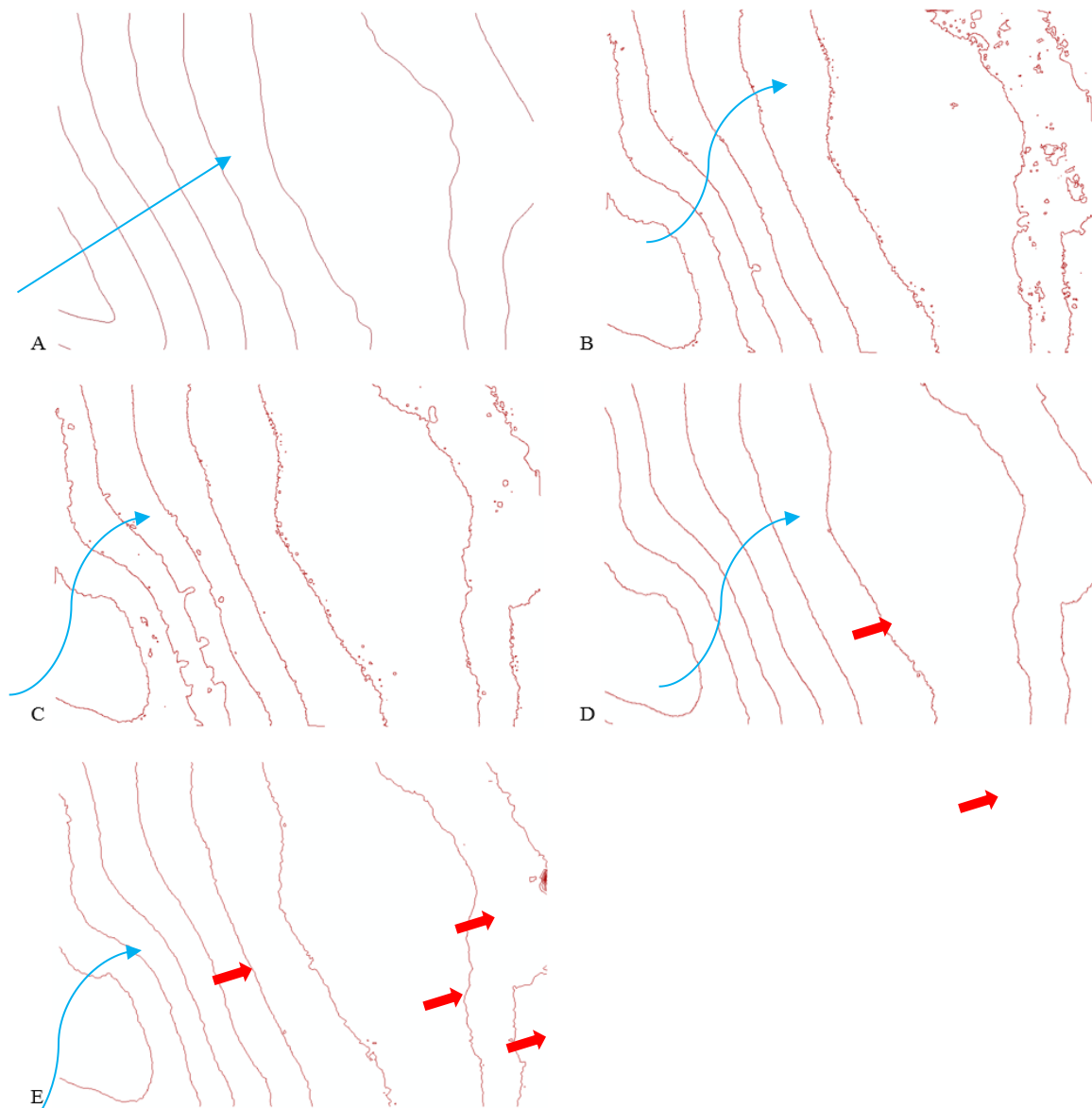


Figura 2. Curvas de nível. A: Restituição do recobrimento estadual; B: ALDPAT com filtro *Adaptive TIN*; C: ALDPAT com filtro *Morph*; D: Lastools; E: MCC-LiDAR.
 Figure 2. Contour. A: Restitution of the state coverage; B: ALDPAT with *Adaptive TIN* filter; C: ALDPAT with *Morph* filter; D: Lastools; E: MCC-LIDAR.

Comparando a restituição do recobrimento estadual, pôde-se observar um comportamento diferenciado do terreno quando comparado com as filtragens. A flecha azul na Figura 2 indica a inclinação do terreno que ressalta a diferença entre as curvas oriundas da restituição e da filtragem dos dados LiDAR. Este comportamento fica mais evidente nas subtrações vistas na Figura 3. As regiões que apresentaram maior diferença (nas cores marrom, laranja, amarelo e verde limão) foram em áreas contendo formações vegetais. Este comportamento pode ser explicado pela fonte de dados utilizada para a geração de curvas de nível. De acordo com Zakšek e Pfeifer (2004), para aquisição de MDTs em áreas florestais, a compensação é feita tendo-se como base o dossel da florestal, dado que a restituição fotogramétrica não é capaz de obter pontos no solo em áreas com vegetação densa. Já o sistema LiDAR possibilita a aquisição destas informações através dos últimos retornos (KRAUS e RIEGER, 1999). Por essa razão, no momento da interpolação para se obter o MDT, distorções no terreno podem ocorrer fazendo com que este modelo, oriundo da restituição fotogramétrica, não represente o relevo de forma adequada. Já em áreas de campo, a restituição e os dados filtrados apresentaram um comportamento consistente.

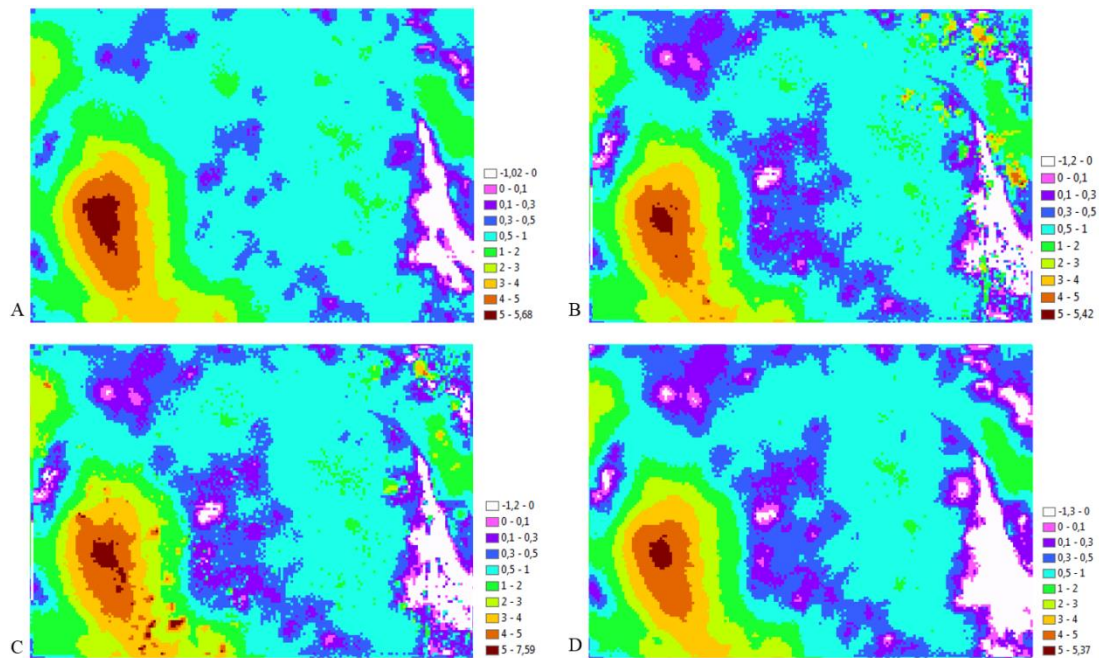


Figura 3. Subtração entre os modelos filtrados e a restituição. A: Lastools menos restituição; B: ATIN menos restituição; C: Morph menos restituição; D: MCC-LIDAR menos restituição.

Figure 3. Subtraction between filtered models and the restitution. A: Lastools minus restitution; B: ATIN minus restitution; C: Morph minus restitution; D: MCC-LIDAR minus restitution.

CONCLUSÃO

Foi possível concluir que a filtragem de dados LiDAR através dos programas Lastools e MCC-Lidar apresentaram melhor desempenho. O programa ALDPAT foi capaz de realizar a filtragem, porém é necessário efetuar mais testes de forma a abordar todas as variáveis de cada filtro com o intuito de atingir melhores resultados. O próximo passo deste trabalho será obter dados a campo empregando-se estação total e assim avaliar efetivamente os MDTs obtidos pelos métodos avaliados.

REFERÊNCIAS

ACKERMANN, F. Techniques and Strategies for DEM Generation. In: Digital Photogrammetry An Addendum to the *Manual of Photogrammetry*. ASPRS - American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Editora Cliff Greve, Cap. 6. p. 135-149, 1996.

GIONGO, M. *et al.* LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*. v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.

KRAUS, K.; RIEGER, W. Processing of laser scanning data for wooded areas. *Anais do Photogrammetric Week*. Heidelberg, Germany. 1999.

MAUNE, D.F. Introduction to Digital Elevation Models (DEM). In: Digital Photogrammetry Digital Photogrammetry. *An Addendum to the Manual of Photogrammetry*. ASPRS - American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Editora Cliff Greve, Cap. 6. p. 131-141, 1996.

SANTOS, C.J.B. *et al.* Avaliação da qualidade de Modelos Digitais do Terreno construídos a partir de diferentes fontes de aquisição de dados. In: Congresso de Cartografia. Anais do Congresso de Cartografia. Porto Alegre. Seção Pôster, Fotogrametria. [CD ROM]. 2001.

ZAKŠEK, K.; PFEIFER, N. Na improved morphological filter for selecting relief points from a LIDAR point cloud in steep áreas with dense vegetation. *Technical Report*. Delft Institute of Earth Observation and Space Systems, Netherlands, 2004.

AValiação DO EFEITO Combinado DO Ângulo Zenital Solar E DA PERDA DE FOLHAS SOBRE IMagens MODIS/ E MISR/TERRA

EVALUATION OF THE COMBINED EFFECT OF SOLAR ZENITH ANGLE AND LITTERFALL ON MODIS/ AND MISR/TERRA IMAGES

Fábio Marcelo Breunig¹, Lênio Soares Galvão², Rafaelo Balbinot¹, Luciano Denardi¹, William Gaida¹,
Thiago Sousa Teles², Jonathan William Trautenmuller¹, Rafael Vendruscolo¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Campus Frederico Westphalen, Linha 7 de Setembro, Caixa Postal 54, CEP: 98400-000, Frederico Westphalen, RS, Brasil,
fabio-breunig@gmail.com, rafaelbalbinot@gmail.com, lucianodenardi@yahoo.com.br,
williamgaida@yahoo.com.br, jwtraute@hotmail.com, eng.rafaelvendruscolo@gmail.com

² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, lenio@dsr.inpe.br, ts.teles@hotmail.com

RESUMO

Considerar os efeitos direcionais e angulares sobre os produtos de sensoriamento remoto é fundamental para evitar interpretações e estimativas erradas de parâmetros biofísicos e bioquímicos da vegetação. Em geral, os esforços para entender estes efeitos têm sido focados em florestas tropicais. Considerando florestas subtropicais decíduas, a complexidade das variações de geometria de iluminação e visada se soma aos efeitos da perda de folhas. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar o efeito das variações sazonais do ângulo zenital solar e da perda de folhas na floresta subtropical decidual do Parque Estadual do Turvo (PET), utilizando imagens do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS)/Terra e *Multi-angle Imaging SpectroRadiometer* (MISR)/Terra e simulações PROSAIL. A metodologia incluiu campanhas de campo (fotografias hemisféricas e inventário florestal), aquisição e pré-processamento das imagens MODIS e MISR, cálculo dos índices de vegetação, do índice de área foliar (IAF) e simulações no modelo de transferência radiativa PROSAIL. Suscintamente, os resultados mostraram que os efeitos direcionais e angulares aumentam do verão para o inverno devido à combinação de aumento do ângulo zenital solar (mais sombra sendo vista pelo sensor) e de diminuição do IAF por causa da perda de folhas de algumas espécies dominantes.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, SIG, efeitos direcionais, monitoramento, floresta subtropical.

ABSTRACT

If one take into account directional and angular effects on remote sensing products, one can avoid misinterpretations or wrong estimates of biophysical and biochemical vegetation parameters. Most of the efforts to understand these effects have focus on tropical forests. When subtropical deciduous forests are considered, the complexity of view-illumination geometry effects is coupled with the effects resultant from litter fall. In this context, the objective of the work was to evaluate the effect of seasonal variations in solar zenith angle and litter fall in subtropical deciduous forest of the Parque Estadual do Turvo (PET) using *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS)/Terra and *Multi-angle Imaging SpectroRadiometer* (MISR)/Terra images and PROSAIL simulations. The methodology included field campaigns (hemispherical photographs and forest inventory), acquisition and pre-processing of the MODIS and MISR images, vegetation indices and leaf area index (LAI) calculation and PROSAIL radiative transfer model simulations. In short, results showed that the directional and angular effects increased from summer to winter because of the combined effect of solar zenith angle increase (more shadow seem by the sensor) and of LAI decrease due to litter fall in some dominant species.

Keywords: Remote sensing, GIS, directional effects, monitoring, subtropical forest.

INTRODUÇÃO

A discussão sobre a geometria de aquisição do sensor e iluminação solar sobre o cálculo de índices de vegetação tem repercutido no meio acadêmico, considerando as implicações no entendimento da dinâmica de ecossistemas florestais mediante diferentes cenários de mudanças ambientais globais. Grande parte desses estudos têm abordado ambientes florestais tropicais. Apenar de que as áreas florestais subtropicais decíduais não apresentam uma representatividade espacial semelhante às de florestas tropicais, sua dinâmica intra-anual é fortemente associada às variações da iluminação (balanço de radiação) e de condicionantes climáticas como a temperatura. Nesse contexto, as imagens de sensoriamento remoto adquiridas sobre esses ambientes devem considerar necessariamente as variações de geometria de iluminação e visada, bem como o ciclo anual de perda de folhas das espécies decíduas. A amplitude sazonal do ângulo zenital solar nas florestas subtropicais brasileiras pode chegar a 40°. Assim, um forte aumento da componente sombra é percebido nas cenas adquiridas durante o inverno.

Os impactos da geometria de visada e de iluminação são mais acentuados quando são utilizados sensores imageadores de amplo campo de visada como o *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS)/Terra, *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR)/NOAA e o *Satellite Pour l'Observation de la Terre* (SPOT) - *Vegetation* ou sensores multiangulares como o *Multi-angle Imaging SpectroRadiometer* (MISR)/Terra e o *Compact High Resolution Imaging Spectrometer* (CHRIS/PROBA). Um dos desafios para entender as implicações da geometria de iluminação e visada em florestas subtropicais está associado ao efeito combinado da geometria e da perda das folhas nas espécies dominantes. Entre as estratégias existentes para auxiliar na compreensão dessa dinâmica, os modelos de transferência radiativa podem ser utilizados.

Com a combinação dos modelos de transferência radiativa aplicados à simulação da propagação da radiação dentro de folhas e de dosséis, novas possibilidades surgiram. O algoritmo PROSAIL combina os modelos PROSPECT e o *Scattering by Arbitrarily Inclined Leaves* (SAIL) para simular uma série de parâmetros biofísicos e bioquímicos (concentração de clorofila *a* e *b*, carotenos, pigmentos marrons, etc.) e estruturais (índices de área foliar – IAF, distribuição angular das folhas) da vegetação. Além disso, variáveis associadas à geometria de iluminação e de visada são consideradas (ângulo zenital solar, ângulo zenital de visada, ângulo azimutal relativo) (VERHOEF *et al.*, 1984; FERET *et al.*, 2008; JACQUEMOUD *et al.*, 2008; JACQUEMOUD *et al.*, 2009). De posse das informações da aquisição de imagens, é possível simular vários cenários e avaliar o impacto de cada parâmetro de entrada sobre o fator de reflectância bidirecional (BRF) e sobre os índices de vegetação dele derivados.

O Parque Estadual do Turvo (PET), localizado no noroeste do Rio Grande do Sul, é um dos maiores fragmentos de floresta primária do sul do Brasil (SEMA, 2005; BREUNIG *et al.*, 2012; ROSA *et al.*, 2013). O PET possui uma área de aproximadamente 17.500 ha e corresponde a porção sul da floresta subtropical de Misiones – Argentina, que recobre uma área de milhares de quilômetros quadrados no nordeste da Argentina. Dessa forma, um melhor entendimento da dinâmica dessa floresta pode contribuir significativamente para a qualificação de modelos de previsão de clima e tempo, estimativa de produtividade primária da floresta, estoque/fixação de carbono e para o próprio monitoramento desse ecossistema.

O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito combinado das variações sazonais do ângulo zenital solar e da perda de folhas na floresta do PET, com base no uso de imagens dos sensores MODIS e MISR a bordo do satélite Terra e de simulações PROSAIL, para evidenciar a anisotropia espectral desse ecossistema florestal.

METODOLOGIA

A área de estudo conhecida como Parque Estadual do Turvo (PET) está localizada no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. O clima da região é do tipo Cfa (classificação de Köppen), denominado subtropical, com temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) superiores a 22 °C e no mês mais frio (julho) oscilando entre -3 °C e 18 °C. A precipitação anual é de aproximadamente 1.665 mm, bem distribuída ao longo do ano

(SEMA, 2005). O relevo apresenta grandes variações de altitude (amplitude de mais de 300 m). A Figura 1 ilustra a localização da área em estudo. A flora da floresta é composta por diversas espécies arbóreas como *Nectandra megapotamica*, *Alchornea triplinervia*, *Cupania vernalis*, *Luehea divaricata*, *Casearia sylvestris*, *Parapiptadenia rígida*, *Patagonula americana*, *Matayba elaeagnoides* e *Allophylus edulis* (BRACK, 1985; GUADAGNIN, 1994; SEMA, 2005; 2010). Além disso, o PET é o refúgio de mamíferos ameaçados de extinção como *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (KASPER *et al.*, 2007).

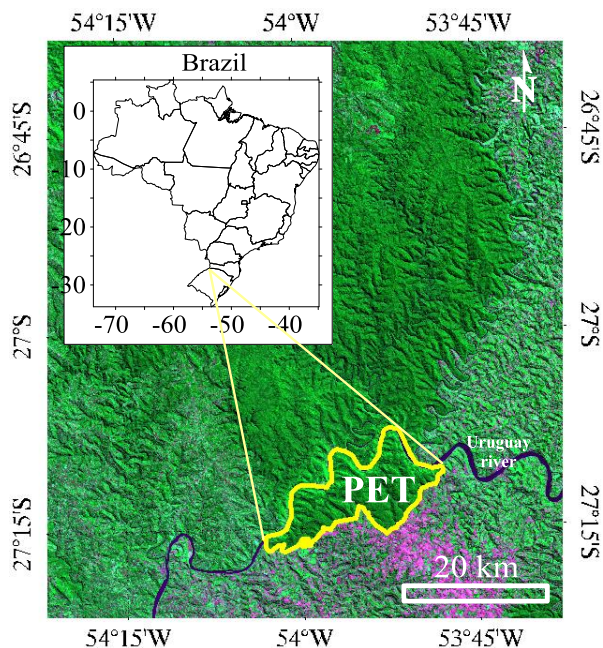


Figura 1. Localização da área de estudo no noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Uma composição colorida falsa cor 453-RGB do sensor OLI – Landsat-8 de 1 de junho de 2013 foi utilizada. O polígono em amarelo indica a área do PET.

Figure 1. Location of the study area in the northwestern of Rio Grande do Sul State, Brazil. A false color composite of Landsat 8 OLI, acquired in June 1, 2013, was used. The yellow polygon indicates the PET.

As imagens MODIS foram adquiridas do repositório do serviço geológico dos Estados Unidos (USGS - Long Term Archive – EarthExplorer - Land Processes Distributed Active Archive Center). Os dados referentes à reflectância de superfície (MOD09GA - Surface Reflectance Daily L2G Global 1 km and 500 m) e os índices de vegetação (MOD13Q1) foram processados para coordenadas planares no aplicativo MODIS Reprojection Tools (MRT) (DWYER e SCHMIDT, 2006) e ENVI-IDL (Excelis Vis Inc., 2013). O produto MIL2ASLS (MISR Level 2 MIL2ASLS Land Surface Product) referente a BRF das nove câmeras do MISR e o MIANCAGP (Ancillary Geographic Product) foram adquiridos no Langley Atmospheric Sciences Data Center (LASD – NASA - ftp: 14ft101.larc.nasa.gov) e processados com auxílio dos aplicativos MISR_viewer (JPL/NASA, 2012) e ENVI – IDL (Excelis Vis Inc., 2013). Dados de precipitação do produto 3b42v7 foram adquiridos do sensor Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) (DOTY, 2011), conforme validação de Franchito *et al.* (2009).

O Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (ROUSE *et al.*, 1973) e o Enhanced vegetation index (EVI) (HUETE *et al.*, 2002) do MODIS foram utilizados para avaliar a dinâmica intra-anual durante o período de 2000-2012. Esses índices foram avaliados quanto sua dependência do ângulo zenital solar e da perda de folhas. A fim de identificar o índice mais influenciado pela geometria de iluminação, o fator de reflectância anisotrópico (ANIF) foi computado. Assim, os dados adquiridos fora do nadir foram divididos pelos dados adquiridos ao nadir.

O modelo PROSAIL foi utilizado para simular os efeitos das variações do ângulo zenital solar para diferentes valores de IAF da floresta em estudo (IAF de 2 a 6). Os valores de IAF foram definidos com base nas estimativas feitas com fotografias hemisféricas adquiridas no inverno e no verão. Para conferir maior recobrimento espacial (toda área do parque), o produto MOD15 (MOD 15 - Leaf Area Index - LAI and Fractional Photosynthetically Active Radiation - FPAR) foi utilizado como referência. Comparativamente, uma floresta sempre verde (tropical) foi simulada, adotando um IAF de seis. As variações simuladas do ângulo zenital solar abrangeram o intervalo de 15° a 60°, com passos de 5°. Os resultados foram plotados na forma de gráficos e tabelas e posteriormente analisados.

A análise foi feita comparando os valores do fator de reflectância bidirecional (BRF) e índices de vegetação normalizados ao nadir (ANIF) de distintas geometrias de iluminação e visada. Para analisar os efeitos da perda de folhas, dados MISR coletados durante o ano de 2005 (maior disponibilidade de imagens) foram avaliados para o período de verão (máximo NDVI/EVI) e inverno (mínimo NDVI/EVI).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os ciclos anuais da vegetação primária do PET foram facilmente identificáveis através dos valores do NDVI e EVI (Figura 2). Esse resultado mostra que a perda de folhas das espécies dominantes, induzida pela diminuição da temperatura, causa uma diminuição nos valores dos índices. O NDVI apresenta uma maior estabilidade durante o período de maior verdor da floresta. Por outro lado, os picos do EVI apresentaram menor duração, sugerindo maior sensibilidade para variações biofísicas ou bioquímicas do dossel, ou mesmo uma maior sensibilidade para fatores externos como as variações do ângulo zenital solar.

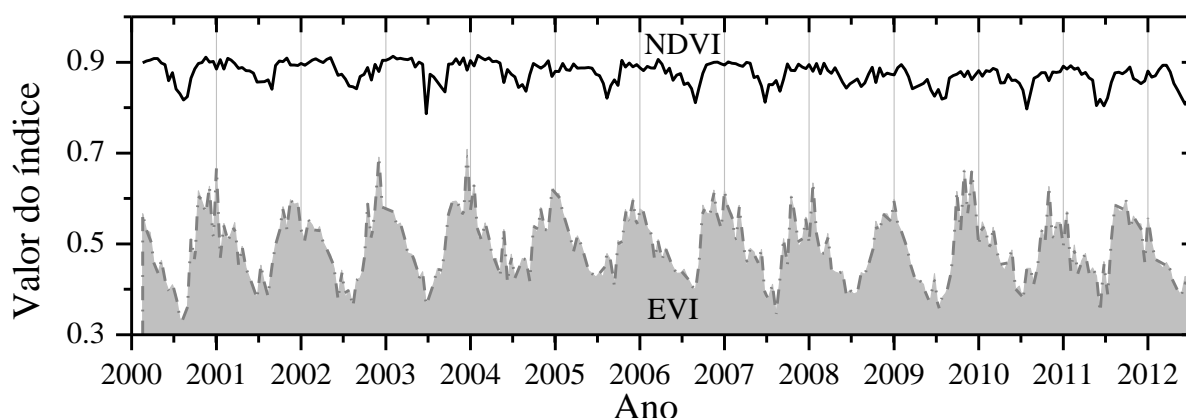


Figura 2. Oscilações sazonais e interanuais do NDVI e EVI derivado do produto MOD13, para o período de 2000 a 2012. Os valores médios de toda área do PET são apresentados.

Figure 2. Sazonal and interannual oscillation of NDVI and EVI derived from the MOD13 product for the period of 2000 to 2012. The average values of the whole PET are presented.

A análise dos dados de IAF estimados do produto MOD15 para o ano de 2005 mostrou que, entre o verão e inverno, os valores variam de aproximadamente 6,6 a 4,8, respectivamente (Figura 3). Essa variação é concordante com os resultados apresentados na Figura 2. Resultados semelhantes foram reportados por Rosa *et al.* (2013). Estimativas de IAF feitas a partir das fotografias hemisféricas mostraram o mesmo padrão, apesar dos valores subestimados em relação aos dados de satélites.

Considerando as variações da reflectância bidirecional das bandas do azul e vermelho do MISR, verifica-se que sua dependência da geometria de iluminação solar é bastante inferior quando comparado com as bandas do verde e infravermelho próximo. O resultado antecipa uma forte dependência dessas bandas para a perda de folhas de algumas espécies dominantes no inverno. Assim, dois grupos podem ser identificados na Figura 3. Cabe destacar que os valores da reflectância bidirecional apresentados nessa figura referem-se às imagens

MISR adquiridas ao nadir. Para avaliar os padrões de resposta em função da geometria de visada (ângulo zenital do sensor) foi elaborada a Figura 4.

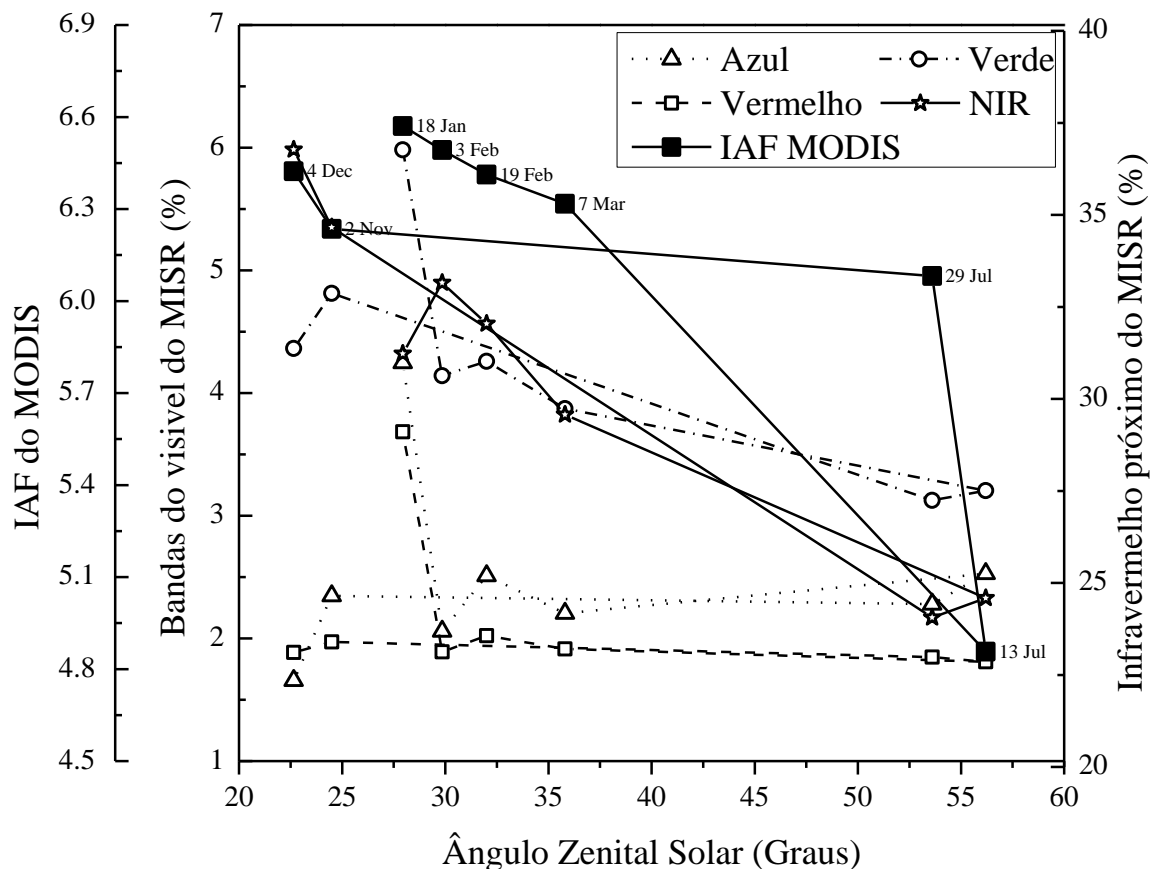


Figura 3. Efeito da geometria de iluminação considerando a relação entre o índice de área foliar (IAF MODIS) e a reflectância bidirecional de diferentes bandas do MISR.

Figure 3. Illumination geometry effect considering the relationships between the leaf area index (MODIS LAI) and the bidirectional reflectance factor of the MISR bands.

Na Figura 4 são apresentados os valores da reflectância bidirecional normalizados para o nadir de algumas câmeras fora do nadir do MISR. Os resultados mostram que existe uma nítida divisão entre as imagens adquiridas nas direções do retroespalhamento (ângulos negativos na figura) e do espalhamento frontal. O motivo desse agrupamento está relacionado à maior presença de dossel iluminado, no caso do retroespalhamento, e a maior presença de sombra vista pelo sensor na direção do espalhamento frontal.

Na avaliação das mudanças ao longo do ano (datas indicadas na base dos gráficos da Figura 4), verifica-se um significativo aumento da influência do ângulo zenital solar para todas as bandas do MISR. Todavia, deve-se considerar que durante o inverno ocorre a perda de folhas de algumas espécies dominantes. Dessa forma, o aumento da anisotropia no inverno parece ser derivado do efeito combinado do aumento do ângulo zenital solar e da perda de folhas.

Para entender melhor o padrão de resposta da reflectância bidirecional, foram simuladas distintas condições de iluminação e IAF no modelo de transferência radiativa PROSAIL. Os resultados permitiram elaborar gráficos com o padrão de resposta para distintas configurações de geometria (Figura 5). Essa figura mostra que à medida que o ângulo zenital solar aumenta, o impacto dos efeitos direcionais sobre os índices de vegetação aumenta. O NDVI apresentou maior estabilidade para todas as geometrias de iluminação simuladas. Por outro lado, o EVI se mostrou bastante dependente da geometria de iluminação. À medida que

o ângulo zenital solar aumenta, o EVI tende a apresentar valores menores (forte dependência da fração sombra).

Considerando os cenários de floresta sempre verde, apenas o ângulo zenital tende a influenciar os índices de vegetação ao longo do ano. Contudo, quando uma floresta subtropical decidual é considerada, a variação do valor do IAF induz a distintos valores do NDVI e EVI. Nesse ponto, pode-se verificar que o NDVI é mais estável às variações de IAF do que o EVI. Apesar das variações do IAF simuladas, em todos os casos os impactos da geometria de iluminação se mantiveram presentes e em magnitudes semelhantes.

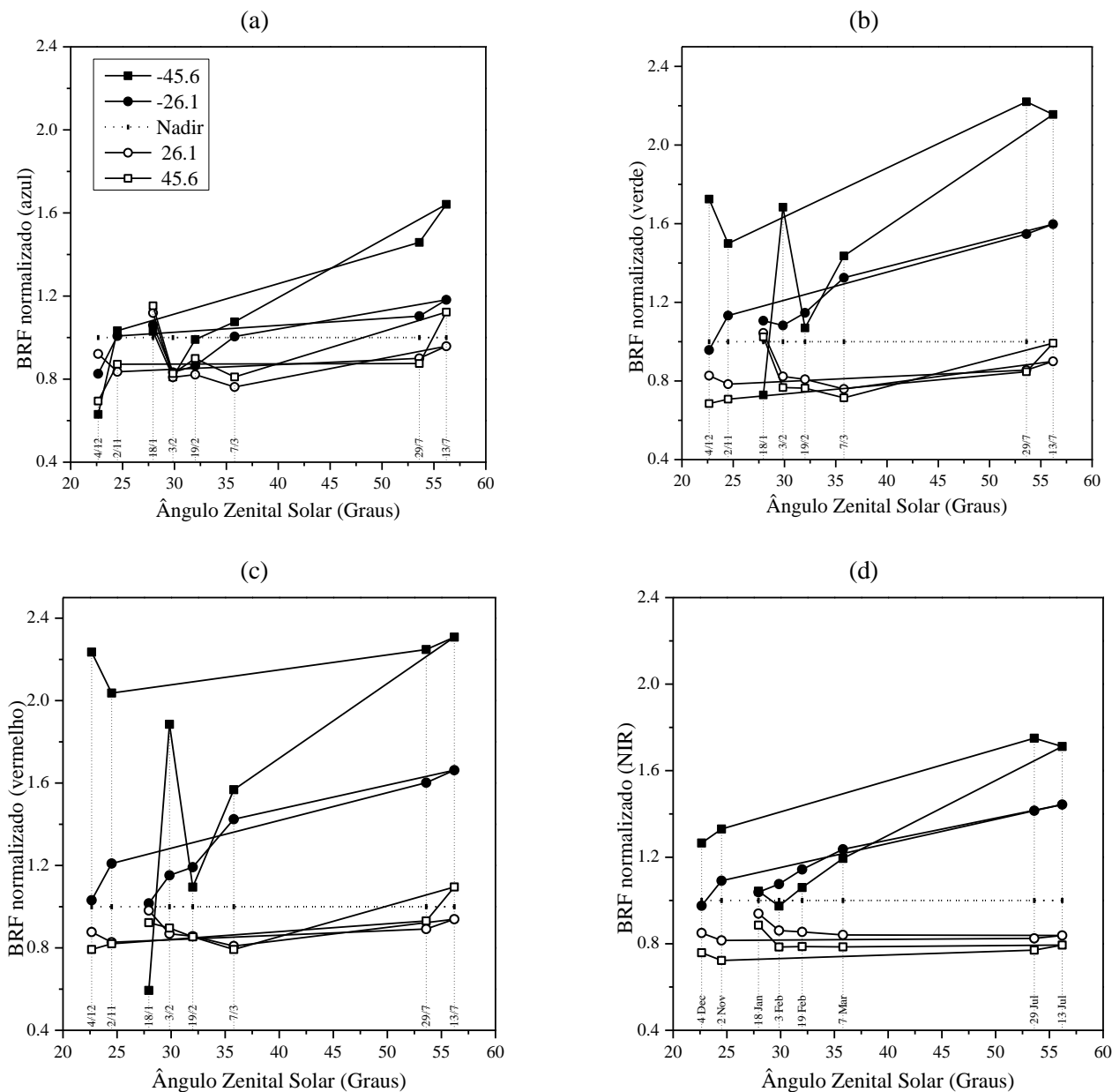


Figura 4. Efeito do ângulo zenital solar sobre o valor da reflectância bidirecional das bandas do (a) azul, (b) verde, (c) vermelho e (d) infravermelho próximo (NIR) do MISR.

Figure 4. Solar zenith angle effect on the bidirectional reflectance factor for the (a) blue, (b) green, (c) red and (d) near infrared MISR bands.

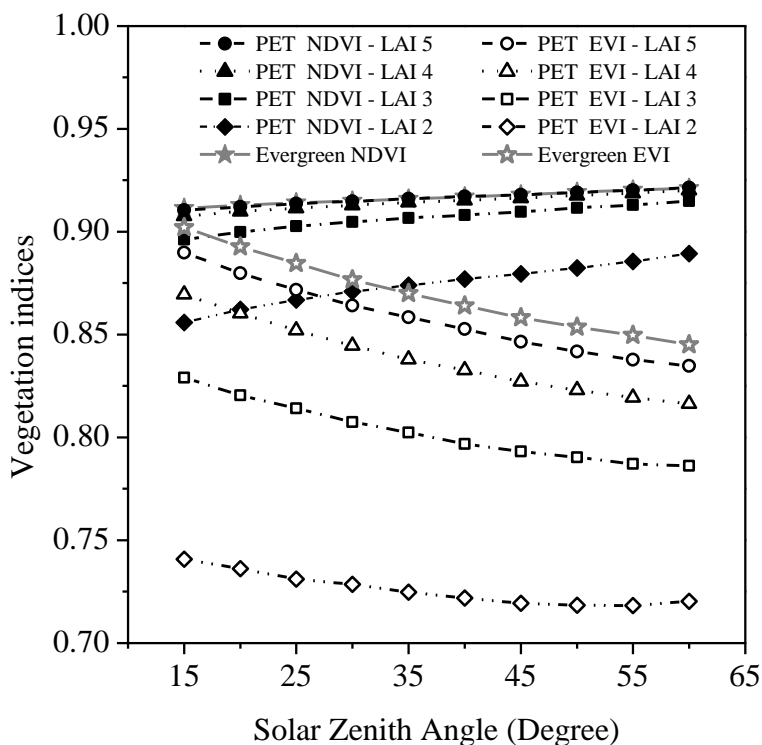


Figura 5. Efeito do ângulo zenital solar sobre a refletância bidirecional simulada para florestas com distintos valores de índice de área foliar (IAF), com foco nos índices de vegetação NDVI e EVI. As simulações foram feitas para florestas decíduas (PET) e sempre verdes (tropicais).

Figure 5. Effect of the solar zenith angle on the bidirectional reflectance factor simulated for different leaf area index (LAI) values of forests, focusing on NDVI and EVI. The simulations were performed for deciduous forest (PET) and evergreen forest (tropical).

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram que o valor da reflectância bidirecional é maior na direção do retroespalhamento em comparação a direção do espalhamento frontal em função da maior presença de dossel iluminado e sombreado, respectivamente.

Considerando as variações intra-anuais, os efeitos direcionais são mais proeminentes no inverno do que no verão para imagens adquiridas ao nadir. Esse fato é função do aumento do ângulo zenital solar e da perda de folhas pelas espécies de grande porte. A combinação desses dois parâmetros apresentou maior impacto no cálculo do EVI quando comparado ao do NDVI.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) (ARD – processo nº 12/0383-5 de 2012), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo nº 478085/2013-3) e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) (processo nº 2013/03908-3) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

BREUNIG, F.M.; GALVÃO, L.S.; FORMAGGIO, A.R. Caracterização espectral e temporal da vegetação nativa do Parque Estadual do Turvo e da Terra Indígena do Guarita – RS, com produtos MODIS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. Anais... São José dos Campos:

- INPE, 2011b. p. 1765-1772. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFRTRW/3A45QL2>>. Acesso em: 15 ago. 2012.
- DOTY, B. The Grid Analysis and Display System (GrADS) Version 2.0. Global Environment and Society (IGES) - Center for Ocean-Land-Atmosphere Studies – COLA. 2011. COLA/IGES 4041 Powder Mill Rd. Suite 302, Calverton, MD 20705 – USA
- DWYER, J.; SCHMIDT, G. The MODIS reprojection tool. In Qu, J.J.; Gao, W.; Kafatos, M.; Murphy, R.E.; Salomonson, V.V. (Eds.), *Earth Science Satellite Remote Sensing*. Berlin Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006. Cap. 13, p. 162-177.
- EXCELIS - VIS – Visual Information Solutions. ENVI 5.1. Attn: Webmaster, 4990 Pearl East Circle, Boulder, CO 80301, USA. 2013.
- Feret, J, C Francois, G Asner, A Gitelson, R Martin, L Bidel, S Ustin, G Lemaire, and S Jacquemoud. 2008. “PROSPECT-4 and 5: Advances in the Leaf Optical Properties Model Separating Photosynthetic Pigments.” *Remote Sensing of Environment* 112(6): 3030–43. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708000813>.
- FRANCHITO, S.H. *et al.*, 2009. Validation of TRMM precipitation radar monthly rainfall estimates over Brazil. *Journal of Geophysical Research*, 114(D02105), pp.1–9. Available at: <http://www.agu.org/pubs/crossref/2009/2007JD009580.shtml> [Accessed October 4, 2012].
- GUADAGNIN, D.L. 1994. “Zonificación del Parque Estadual do Turvo, RS, Brasil, y directivas para el plan de manejo.” UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA.
- HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, n. 1-2, p. 195-213, nov. 2002.
- JACQUEMOUD, S.; USTIN. S.L. 2008. “Modeling Leaf Optical Properties.” *Photobiological Sciences Online (KC Smith, ed.) American Society for Photobiology*. http://www.photobiology.info/Jacq_Ustin.html.
- JACQUEMOUD, S.; VERHOEF, W.; BARET, F.; BACOUR, C.; ZARCO-TEJADA, P.J.; ASNER, G.P.; FRANÇOIS, C.; USTIN. S.L. 2009. “PROSPECT+SAIL Models: A Review of Use for Vegetation Characterization.” *Remote Sensing of Environment* 113: S56–S66. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425709000765> (March 13, 2012).
- Jet Propulsion Laboratory/National Aeronautics and Space Administration - JPL/NASA. MISR View - Multi-angle Imaging SpectroRadiometer Display and Analysis Tool. Version 5.3. JPL/NASA: Open Channel Foundation, 2012.
- KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; SOARES, J.B.G.; OLIVEIRA, T.G. de F.; MARTA, E. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 24, n. 4, p. 1087-1100. 2007.
- ROSA, P.A.; BREUNIG, F.M.; BALBINOT, R.; GALVAO, L.S. Dinâmica da floresta do Parque Estadual do Turvo com índices de vegetação. *Floresta Ambient*. [online]. 2013, v. 20, n. 4, pp. 487-499. Epub Oct 01, 2013. ISSN 2179-8087.
- ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: ERTS-1 Symposium, 3., 1973, Washington, DC. Proceedings... Washington: NASA, 1973. Washington, 10-14 December, NASA SP-351, v. 1, p. 309-317, 1973
- Secretaria Estadual do Meio Ambiente – RS (SEMA). Inventário Florestal: Floresta Estacional Decidual. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/default.asp> >. Acesso em 16 out. 2010.
- Secretaria Estadual do Meio Ambiente – RS (SEMA). O Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo -RS. Porto Alegre: SEMA, 2005. Disponível em: < www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf >. Acesso em 16 out. 2010.
- VERHOEF, W. 1984. “Light Scattering by Leaf Layers with Application to Canopy Reflectance Modeling: The SAIL Model.” *Remote Sensing of Environment* 16(2): 125–41. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90057-9](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(84)90057-9).

AValiação Morfométrica da Microbacia do Córrego do Bebedouro, Planalto-SP

Felipe de Souza Nogueira Tagliarini¹, Sérgio Campos¹, Yara Manfrin Garcia¹, Mariana de Campos¹, Andréa Cardador Felipe¹, Daniela Polizeli Traficante¹, Aline Kuramoto Gonçalves¹, Aline Minarelli Reche

¹ UNESP, Departamento de Engenharia Rural, Rua José Barbosa de Barros, 1780, Vila dos Lavradores, 18610-307 - Botucatu, São Paulo, Brasil, seca@fca.unesp.br

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização morfométrica da microbacia do Córrego do Bebedouro, Planalto-SP, por meio da utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e da carta topográfica de Planalto-SP. Foram avaliadas variáveis e parâmetros morfométricos relacionados à dimensão, ao relevo, à forma e à drenagem da microbacia. A microbacia possui área de 665 ha e perímetro de 11,85 km, sendo considerada de 2ª ordem de magnitude. Os resultados relacionados à forma mostraram que a microbacia possui um formato ovalado, o que lhe proporciona mediana tendência a enchentes e erosões. A extensão do percurso superficial de 522,81 m mostra que a microbacia possui grande distância de escoamento da enxurrada, o que aumenta a tendência de conservação da microbacia. O índice de sinuosidade de 1,06 mostra que os canais da microbacia tendem a ser retilíneos, o que permite inferir que o solo é permeável, com boa infiltração de águas. Desta forma, a avaliação das características morfométricas no estudo das bacias hidrográficas constitui-se em uma importante ferramenta que em conjunto com o uso de SIG torna possível o planejamento e gerenciamento dos recursos naturais visando sua conservação.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, morfometria, sistema de informações geográficas, conservação ambiental.

ABSTRACT

The present study aimed to perform the morphometric characterization of the watershed Córrego do Bebedouro, Planalto-SP, through the use of Geographic Information System (GIS) and topographic chart of the Planalto-SP. Morphometric variables and parameters related to the size, land relief, shape and drainage of the watershed were evaluated. The watershed has an area of 665 ha and perimeter of 11.85 km, being considered 2nd order of magnitude. The results related to the shape showed that watershed has an ovate shape, which gives it a median tendency to floods and erosions. The extent of the surface course of 522.81 m shows that the watershed has a long distance of runoff flow, which increases the tendency of conservation of watershed. The index of sinuosity of 1.06 shows that the canals of the watershed tend to be straight, which allows infer that the soil is permeable, with good water infiltration. Thus, evaluation of morphometric characteristics in watershed studies constitutes an important tool which together with use of GIS makes possible the planning and management of natural resources aimed it conservation.

Keywords: Watershed, morphometry, geographic information system, environmental conservation.

INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica pode ser definida como a área drenada por um determinado rio ou por um sistema fluvial, funcionando como um sistema aberto (CHRISTOFOLETTI, 1980), em que cada um dos elementos, matérias e energias presentes no sistema apresentam uma função própria e estão estruturados e intrinsecamente relacionados entre si.

A água captada das chuvas dentro da bacia possui dois caminhos, ou infiltra no solo formando lençóis freáticos e nascentes, ou escoa superficialmente para um canal principal e seus afluentes, formando rios e córregos, até sua foz ou exutório. A bacia hidrográfica deságua no mar e as sub-bacias e microbacias hidrográficas deságuam em outros rios (RODRIGUES *et al.*, 2013).

A bacia é um dos meios mais eficientes para o controle de recursos hídricos e edáficos que a integram, tanto

no meio rural como urbano, visando o desenvolvimento sustentável no qual se compatibilizam atividades econômicas com a preservação ambiental (SIQUEIRA *et al.*, 2012). Nesse sentido, o planejamento em áreas de bacias hidrográficas é fundamental para a preservação dos recursos hídricos (NARDINI *et al.*, 2013).

Assim, ao utilizar como unidade de pesquisa a bacia hidrográfica, Tundisi (2003) considera que a bacia hidrográfica é um processo descentralizado de conservação e proteção ambiental, sendo um estímulo para a integração da comunidade e a integração institucional.

Segundo Rodrigues *et al.* (2013) quando se refere a bacias hidrográficas, há vários tipos de parâmetros que podem ser analisados nestas unidades de estudo. Vários parâmetros físicos foram desenvolvidos, alguns deles aplicáveis à bacia como um todo, enquanto que outros relativos a apenas algumas características do sistema (LIMA, 2008).

As bases dos estudos com microbacias hidrográficas começa com a análise da morfometria. É uma ferramenta de diagnóstico das condições fisiográficas naturais, seus parâmetros de análise, tais como: fator de forma, densidade de drenagem, declividade do terreno, entre outros, que servem como indicadores da suscetibilidade à degradação ambiental (RODRIGUES *et al.*, 2013).

O objetivo da morfometria é estabelecer relações entre os parâmetros mensuráveis de uma bacia hidrográfica e os seus condicionantes, através de índices numéricos que classificam a rede de drenagem. Tais índices numéricos são de fundamental importância na caracterização das potencialidades e áreas de uso de uma bacia, permitindo o seu manejo adequado com diagnósticos e análises de riscos de degradação dos recursos ambientais. Os índices possibilitam, ainda, avaliar o grau de susceptibilidade à erosão da área compreendida e o comportamento da bacia (SIQUEIRA *et al.*, 2012).

As geotecnologias são compostas por soluções em hardware, software e peopleware que juntas constituem poderosas ferramentas para tomada de decisões. Dentre as geotecnologias destacam-se os Sistemas de Informação Geográfica (SIG), a cartografia digital, sensoriamento remoto, Sistema de Posicionamento Global, geoestatística, entre outras (ROSA, 2005).

Segundo Valle Junior (2008) a utilização de Sistemas de Informações Geográficas tornou-se uma importante ferramenta de pesquisa, com aplicações nas variadas áreas do conhecimento, sendo um instrumento de grande potencial para o estabelecimento de planos de conservação de solos e água. Permitindo realizar análises espaciais e obter informações de distâncias, comprimentos, perímetros e áreas, sendo assim, uma ferramenta de grande valia para os estudos de morfometria.

O presente trabalho teve como objetivo estudar a morfometria da microbacia do Córrego do Bebedouro localizada no município de Planalto-SP, através do SIG Idrisi, visando a tendência de conservação ambiental da microbacia.

MATERIAL E MÉTODOS

A microbacia hidrográfica do Córrego do Bebedouro está inserida na bacia hidrográfica do Baixo Tietê e está localizada no município de Planalto, inserido na meso e microrregião de São José do Rio Preto-SP. Esta situada entre as coordenadas geográficas 49° 50' 07" a 49° 47' 48" de longitude W Gr. e 21° 04' 00" a 21° 02' 21" de latitude S, com uma área de 665 ha e perímetro de 11,85 km.

O clima do município, conforme a classificação de Köppen é classificado como Aw, clima tropical, com verão chuvoso e inverno seco, apresenta precipitação e temperatura médias anuais de 1339,5 mm e 23,6 °C, respectivamente (CEPAGRI, 2014).

Segundo CATI (2010), o relevo da região é levemente ondulado, não oferecendo grandes problemas para a realização de atividades agrossilvipastoris. O solo do município de Planalto é representado por aproximadamente 90% de solos do tipo Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) e cerca de 10% de solos hidromórficos, sendo em sua maioria constituída de solos de baixa fertilidade natural.

A delimitação da microbacia hidrográfica foi obtida utilizando-se a carta topográfica do município de Planalto-SP, folha SF-22-X-C-III-1, editada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 1972, na escala 1:50.000, com equidistância entre as curvas de nível de 20 m.

Para a mensuração computacional foram utilizados o SIG Idrisi Selva e o *software* CartaLinx, sendo o primeiro para georreferenciar, confecção do mapa e a medição da área e perímetro, através dos comandos *Area* e *Perim* do menu *Database Query*, pertencente ao módulo *Gis Analysis* e o segundo, para delimitar a bacia, drenagem, cotas e realizar suas medições.

As variáveis e parâmetros morfométricos relacionados à dimensão da microbacia analisadas na microbacia foram: área (A), que corresponde a superfície total da bacia, incluindo todos os pontos situados a altitudes superiores à da saída da bacia e dentro do divisor topográfico que separa duas bacias adjacentes, expressa em km² (HORTON, 1945); perímetro (P), corresponde a linha do divisor topográfico, que circunda e delimita a área da bacia, expresso em km (SMITH, 1950); maior comprimento (C), representa a linha que une a foz até o ponto extremo da bacia, sobre a linha do divisor topográfico, seguindo o vale principal, expresso em km (SCHUMM, 1956); maior largura (L), compreende a dimensão linear que corta transversalmente o vale principal, expresso em km (RODRIGUES e CARVALHO, 2009); comprimento da drenagem (Cr), representa o comprimento total da rede que acompanha a sinuosidade dos segmentos de rios que formam a drenagem da bacia hidrográfica, expresso em km (HORTON, 1945); comprimento dos rios de dada ordem (C_{wn}), corresponde ao comprimento total de todos os segmentos de rios de uma dada ordem “n”, que formam a rede de drenagem da microbacia, expresso em km (HORTON, 1945); comprimento do canal principal (C_{cp}), representa o comprimento total do segmento de rio principal, acompanhando sua sinuosidade, desde sua nascente até a foz, expresso em km (HORTON, 1945); distância vetorial do canal principal (dv), é o comprimento em linha reta da distância do vetor formado entre os pontos extremos do canal principal (nascente e foz), expressa em km; comprimento das cotas (C_n), é a somatória do comprimento total de todos os segmentos de cotas altimétricas inseridas dentro do limite da bacia hidrográfica, expresso em km.

A declividade média (D%) de uma microbacia é a relação entre a somatória do comprimento das curvas de nível (ΣC_n) multiplicada pela equidistância entre as cotas (ΔH) e dividida pela área (A) da microbacia (CAMPOS *et al.*, 2012). Pode ser calculada pela fórmula:

$$D\% = \frac{\sum C_n \times \Delta H}{A} \times 100$$

Onde: D = declividade média (%), ΣC_n = somatória do comprimento das cotas (km), ΔH = equidistância entre as cotas (km), A = área da bacia (km²).

As classes de declividade separadas em seis intervalos distintos, de acordo com EMBRAPA (2006).

Segundo Lima (2008) a variação de altitude e também a altitude média de uma bacia hidrográfica são importantes fatores relacionados com a temperatura e a precipitação.

A altitude média da microbacia (H_m) foi obtida através da média aritmética entre os valores de maior altitude (AM) observada na cabeceira e a menor altitude (am) na foz ou desembocadura, de acordo com Rodrigues e Carvalho (2009). É calculada pela fórmula: $H_m = (AM + am)/2$, onde H_m = altitude média (m), AM = maior altitude (m) e am = menor altitude (m). A amplitude altimétrica (H) é a diferença entre a maior e a menor altitude (AM e am) da microbacia (STRAHLER, 1957).

De acordo com Nardini *et al.* (2013) a razão de relevo permite comparar a altimetria de regiões, quanto maiores os valores, mais acidentado é o relevo na região e maior será o escoamento superficial direto da água das chuvas, o que reflete em uma menor relação infiltração-deflúvio, provocando maior risco de erosões. A razão de relevo indica o declive total ou declividade geral da microbacia (STRAHLER, 1957).

A razão de relevo (R_r) segundo Schumm (1956) é obtida através da relação entre a amplitude altimétrica (H) e o seu maior comprimento (C), que corresponde a aproximadamente a direção do vale principal, entre a foz

e o ponto extremo sobre a linha do divisor de águas. É calculada conforme a fórmula: $R = H/C$, onde R_r = razão de relevo, H = amplitude altimétrica (m) e C = maior comprimento (m). Segundo Piedade (1980), os valores utilizados para quantificar a razão de relevo foram: baixa entre 0,0 a 0,10; média entre 0,11 a 0,30; e alta entre 0,31 a 0,60.

O coeficiente de rugosidade (R_n), de acordo com Rocha e Kurtz (2001) é determinado pelo produto entre a densidade de drenagem (D_d) e a declividade média ($D\%$).

Esse coeficiente é um parâmetro que direciona o uso potencial das terras rurais em bacias hidrográficas, determinando o potencial de uso do solo, para atividades de agricultura, pecuária, silvicultura, reflorestamento ou preservação permanente (SIQUEIRA *et al.*, 2012). Quanto maior for o valor de R_n , maior é a susceptibilidade de ocorrência de erosões dentro da área da microbacia. Os coeficientes de rugosidade estão distribuídos em quatro classes: A, B, C, D, com terras propícias respectivamente para: agricultura, pastagens, pastagens/reflorestamento, e reflorestamento (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de usos dos solos de acordo com o coeficiente de rugosidade (Rocha e Kurtz, 2001).
Table 1. Classes of soil use in agreement with the roughness coefficient (Rocha and Kurtz, 2001).

Coeficiente de rugosidade	Classe	Propensão da terra
1,09 - 10,63	A	Agricultura
10,43 - 20,18	B	Pastagens
20,19 - 29,73	C	Pastagens/Reflorestamento
29,74 - 39,28	D	Reflorestamento

O fator de forma (F_f) correlaciona a forma da microbacia a de um retângulo, é determinado pela razão entre a área da microbacia (A) com o maior comprimento (C) elevado ao quadrado. É calculado pela Fórmula $F_f = A/C^2$, proposta por Horton (1945), onde F_f = fator de forma, A = área da bacia (km^2) e C = maior comprimento (km). Comparativamente, bacias de fator de forma maior, mais próximos de 1,0, têm maiores chances de sofrer inundações do que bacias de fator de forma menor (LIMA, 2008).

O índice de circularidade (I_c) também permite visualizar a forma e compara a microbacia a figura geométrica do círculo (RODRIGUES *et al.*, 2013). Esse índice correlaciona a razão entre a área da microbacia (A) pelo perímetro do divisor topográfico (P) ao quadrado, multiplicado pelo coeficiente da fórmula:

$$(12,57) \left(I_c = 12,57 \times \frac{A}{P^2} \right)$$

Onde I_c = índice de circularidade, A = área da microbacia (km^2), P = perímetro do divisor topográfico (km).

Quanto mais próximo de 1,0, mais próxima da forma circular será a bacia hidrográfica, com maior tendência a enchentes e diminui à medida que a forma torna-se alongada, com tendência a conservação (LIMA, 2008; SIQUEIRA *et al.*, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2013).

O coeficiente de compacidade (K_c) relaciona o formato de uma bacia com o de um círculo. Constitui a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (SIQUEIRA *et al.*, 2012), ou seja:

$$K_c = 0,28 \times \left(\frac{P}{\sqrt{A}} \right)$$

onde K_c = coeficiente de compacidade, P = perímetro do divisor topográfico (km), A = área da microbacia (km^2). Esse coeficiente correlaciona a razão do perímetro do divisor topográfico (P) pela raiz quadrada da área da microbacia (A), multiplicado pelo coeficiente da fórmula (0,28),

Conforme maior for a irregularidade da bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Um coeficiente inferior ou igual a 1,0 corresponde a uma bacia circular, portanto, com maior susceptibilidade a enchentes e assoreamentos na rede de drenagem, para uma bacia alongada, seu valor seria superior a 1,7 com maiores tendências à conservação ambiental (NARDINI *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2013).

A ordem dos cursos d'água pode ser determinada segundo os critérios descritos por Horton (1945) e Strahler (1957). Segundo esses autores os canais primários, os que têm nascentes e não possuem tributários são designados de 1ª ordem. Dois canais de mesma ordem que se juntam, formam um canal de ordem superior, por exemplo: a junção de dois canais de 1ª ordem forma um de 2ª ordem, e assim sucessivamente. Um canal de ordem inferior que se junte a um de ordem superior, não altera a ordem deste último. A ordem do canal à saída da bacia é também a ordem da bacia (LIMA, 2008).

Segundo Horton (1945) a composição da rede de drenagem, nas diferentes ordens de ramificação de uma bacia permite determinar o número de segmentos de rios de dada ordem (N_{wn}), que corresponde o número total de segmentos de rios de uma dada ordem "n" e o número total de segmentos de rios (N_t) da microbacia, que corresponde a somatória de todos os segmentos de rios das diferentes ordens presentes dentro da área da microbacia.

Tabela 2. Valores, formato e interpretação do fator de forma (Ff), índice de circularidade (Ic) e coeficiente de compacidade (Kc) (Adaptado de Villela e Mattos, 1975).

Table 2. Values, format and interpretation of the form factor (Ff), circularidade index (Ic) and compactness coefficient (Kc) (Adapted of Villela and Mattos, 1975).

Ff	Ic	Kc	Formato	Interpretação ambiental
1,00 a 0,75	1,00 a 0,80	1,00 a 1,25	Redonda	Alta tendência a enchentes
0,75 a 0,50	0,80 a 0,60	1,25 a 1,50	Ovalada	Tendência mediana a enchentes
0,50 a 0,30	0,60 a 0,40	1,50 a 1,70	Oblonga	Baixa tendência a enchentes
< 0,30	< 0,40	> 1,70	Comprida	Tendência a conservação

A razão de bifurcação (R_b) é caracterizada pela relação entre o número de canais de uma dada ordem (N_{wn}) e o número de canais de ordem imediatamente superior (N_{wn+1}) seguinte (HORTON, 1945). É calculada pela média aritmética entre N_{wn} e N_{wn+1}, ou seja:

$$R_b = \frac{[(N_{wn} / N_{wn+1}) + (N_{wn+1} / N_{wn+2})]}{2}$$

Onde R_b = razão de bifurcação, N_{wn} = número de segmentos de rio de uma dada ordem. Segundo Christofolletti (1980), a razão de bifurcação nunca pode ser inferior a 2,0, uma vez que os valores padrões variam entre 3,0 a 5,0, sendo assim, considerado um canal normal.

A frequência de rios (F) correlaciona a relação entre o número de canais de primeira ordem (N_{w¹}) com a área da microbacia (A). Foi calculada segundo a descrição realizada por Horton (1945), T = N_{w¹}/A, onde F = frequência de rios, N_{w¹} = número de segmentos de rio de 1ª ordem, A = área da bacia (km²). A razão de textura (T), segundo Smith (1950) e modificada por França (1968) e Rodrigues *et al.* (2013), é a razão entre o número de canais de primeira ordem (N_{w¹}) com o perímetro do divisor topográfico (P), obtida pela fórmula T = N_{w¹}/P, onde T = razão de textura, N_{w¹} = número de segmentos de rio de 1ª ordem e P = perímetro do divisor topográfico (km). Esses autores classificam a razão de textura em: grosseira (T < 2,5); média (T entre 2,5 a 6,2); e fina (T > 6,2).

A densidade de drenagem (D_d) é um índice importante, pois reflete a influência da geologia, topografia, do solo e da vegetação da bacia hidrográfica, está relacionado com o tempo gasto para a saída do escoamento superficial da bacia (LIMA, 2008). É calculada pela razão entre o comprimento de drenagem (C_r) com a área da microbacia (A), proposta por Horton (1945), ou seja D_d = C_r/A, onde D_d = densidade de drenagem

(km/km²), Cr = comprimento da drenagem (km), A = área da bacia (km²). De acordo com Cardoso *et al.* (2006) o estudo da densidade de drenagem indica maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica, esse índice indica o grau de desenvolvimento do sistema de drenagem, ou seja, fornece indicação da eficiência da drenagem da bacia. França (1968) classificou a densidade de drenagem em: baixa (< 1,5 km/km²), média (1,5 a 2,5 km/km²), alta (2,5 a 3,0 km/km²) e super alta (> 3,0 km/km²), de acordo com o Tabela 3.

Tabela 3. Valores, classificação e interpretação dos resultados da densidade de drenagem (Adaptado de Horton (1945), Strahler (1957) e França (1968).

Table 3. Values, classification and interpretation of the results of the drainage density (Adapted of Horton (1945), Strahler (1957) and France (1968).

Dd (km/km ²)	Classificação	Interpretação ambiental
< 1,5	Baixa	Baixo escoamento superficial e maior infiltração
1,5 a 2,5	Média	Tendência mediana de escoamento superficial
2,5 a 3,0	Alta	Alta tendência ao escoamento superficial e enxurradas
> 3,0	Super alta	Alta tendência ao escoamento superficial, enxurradas e erosões

O coeficiente de manutenção dos canais (Cm) é importante para a caracterização do sistema de drenagem, limitando a área mínima necessária para o desenvolvimento e manutenção de um canal de escoamento permanente. Proposto por Schumm (1956) e Nardini *et al.* (2013), consiste no inverso da densidade de drenagem (Dd), expresso pela fórmula $Cm = (1/Dd \cdot 100) 100$, onde Cm = coeficiente de manutenção (km/km²), Dd = densidade de drenagem (km/km²). Esse coeficiente tem dimensão de comprimento e aumenta em magnitude conforme a área de contribuição aumenta (NARDINI *et al.*, 2013).

Lana *et al.* (2001) constataram que quanto menor for o resultado obtido para o coeficiente de manutenção, de uma maneira geral, maior é a riqueza da microbacia em cursos d'água.

A extensão do percurso superficial da água de enxurrada (Eps), determinada pela fórmula $Cm = (1/Dd) 1000$, onde Eps = extensão do percurso superficial (m), Dd = densidade de drenagem (km/km²). Representa a distância média percorrida pelas enxurradas antes de encontrar um canal permanente (CHRISTOFOLETTI, 1969); RODRIGUES *et al.*, 2013).

O gradiente de canais (Gc) consiste na razão entre a maior altitude (AM) pelo comprimento do canal principal (Ccp), expresso em porcentagem pela fórmula $Gc = (AM/Ccp) \cdot 100$, onde: Gc = gradiente de canais (%), AM = maior altitude (km), Ccp = comprimento do canal principal (km). Segundo Horton (1945) a finalidade desse índice é indicar a declividade dos cursos d'água.

O índice de sinuosidade (Is) é um fator controlador da velocidade de fluxo, pois quanto maior for a sinuosidade, maior a dificuldade encontrada pelo canal no seu caminho à foz, portanto menor a velocidade (VALLE JUNIOR, 2008). Esse índice consiste na razão entre o comprimento do canal principal (Ccp) pela distância vetorial (dv) entre nascente e foz ($Is = (Ccp/dv)$), onde Is = índice de sinuosidade, Ccp = comprimento do canal principal (km e, dv = distância vetorial do canal principal (km).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros e variáveis dimensionais são de extrema importância para o estudo da morfometria de microbacias, pois permitem sua caracterização e suas análises de tendência de degradação ou conservação ambiental, uma vez que estes dados conferem todas as informações necessárias para o cálculo dos demais parâmetros morfométricos, além da correta interpretação da microbacia.

Os resultados encontrados para as variáveis e parâmetros morfométricos relacionados à dimensão, ao relevo,

à forma e drenagem, da microbacia do Córrego do Bebedouro estão presentes na Tabela 5.

A microbacia possui área (A) de 6,65 km², com perímetro (P) de 11,85 km, comprimento de drenagem (Cr) de 6,36 km e comprimento do canal principal (Ccp) de 3,38 km.

A declividade média (D) da microbacia encontrada foi de 4,45 %, que segundo a classificação de solos da EMBRAPA (2006) para classes de declive, o relevo da microbacia é considerado como suave ondulado. Essa baixa declividade gera um escoamento superficial de menor velocidade, o que permite maior infiltração das águas das chuvas, resultando em sistema hidrológico melhor regulado dentro da bacia.

A amplitude altimétrica (H) encontrada na área foi de 40 m, um diferencial entre a maior altitude (AM) de 460 m e a menor altitude (am) de 420 m, a altitude média (Hm) obtida pela média aritmética entre AM e am foi de 440 m.

Tabela 4. Características morfométricas da microbacia do Córrego do Bebedouro - SP.

Variáveis e/ou parâmetros morfométricos	Unidade	Resultados
Relacionados à dimensão		
Área (A)	km ²	6,65
Perímetro (P)	km	11,85
Maior comprimento (C)	km	3,56
Maior largura (L)	km	2,75
Comprimento da drenagem (Cr)	km	6,36
Comprimento dos rios 1 ^a ordem (Cw1)	km	4,31
Comprimento dos rios 2 ^a ordem (Cw2)	km	2,05
Comprimento do canal principal (Ccp)	km	3,38
Distância vetorial do canal principal (dv)	km	3,18
Comprimento das cotas (Cn)	km	14,81
Relacionados ao relevo		
Declividade média (D)	%	4,45
Menor altitude (am)	m	420
Maior altitude (AM)	m	460
Altitude média (Hm)	m	440
Amplitude altimétrica (H)	m	40
Razão de relevo (Rr)	-	0,011
Coefficiente de rugosidade (Rn)	-	4,26
Relacionados à forma		
Fator de forma (Ff)	-	0,52
Índice de circularidade (Ic)	-	0,60
Coefficiente de compacidade (Kc)	-	1,29
Relacionados à drenagem		
Ordem da microbacia (w)	-	2 ^a
Número de segmentos de rios de 1 ^a ordem (Nw1)	-	4
Número de segmentos de rios de 2 ^a ordem (Nw2)	-	3
Número total de segmentos de rios (Nt)	-	7
Razão de bifurcação (Rb)	-	1,33
Frequência de rios (F)	-	0,60
Razão de textura (T)	-	0,34
Densidade drenagem (Dd)	km/km ²	0,96
Coefficiente de manutenção (Cm)	km/km ²	1,05
Extensão do percurso superficial (Eps)	m	522,81
Gradiente de canais (Gc)	%	13,61

Índice de Sinuosidade (Is)

-

1,06

Table 4. Morphometric characteristics the Stream Bebedouro watershed (SP).

A razão de relevo (Rr) encontrada foi de 0,011, o que segundo Piedade (1980) classifica a Rr da microbacia como sendo baixa. Esse parâmetro é importante, pois determina a maior ou menor velocidade da água que escoar na bacia, no caso para a microbacia em estudo, indica uma menor velocidade de escoamento superficial, possibilitando assim, uma melhor infiltração de água no solo.

O valor do coeficiente de rugosidade (Rn) encontrado foi de 4,26 assim classificando o solo da microbacia como classe A, terra propícia a atividades de agricultura, segundo classificação proposta por Rocha e Kurtz (2001); Rodrigues *et al.* (2013).

Os resultados dos parâmetros relacionados à forma apresentados na Tabela 4, evidenciaram que através do fator de forma (Ff), índice de circularidade (Ic) e coeficiente de compacidade (Kc), a microbacia pode ser classificada como sendo ovalada, apresentando tendência mediana a enchentes, de acordo com classificação proposta por Villela e Mattos (1975); Rodrigues *et al.* (2013).

Apresentando um total de sete segmentos de rios (Nt), com 4 segmentos de 1ª ordem (Nw1) e 3 segmentos de 2ª ordem (Nw2), esta microbacia é caracterizada como sendo de w2ª (w), segundo critérios descritos por Horton (1945) e Strahler (1957). Com relação a razão de bifurcação (Rb) de 1,33, o resultado obtido foi inferior ao limite mínimo de 2,0 para ser considerado um canal normal, de acordo com classificação proposta por Christofletti (1980).

A microbacia possui uma frequência de rios (F) de 0,60. Com relação à razão de textura (T), o valor encontrado foi de 0,34, sendo classificada como grosseira, segundo classificação proposta por Smith (1950) e modificada por França (1968); Rodrigues *et al.* (2013).

Com relação à densidade de drenagem (Dd) o resultado encontrado foi de 0,96 km/km², o que segundo classificação proposta por Horton (1945) e adaptada por França (1968) apud Rodrigues *et al.* (2013), permite classificar a Dd como sendo baixa, com baixo escoamento superficial e maior infiltração, o que possibilita inferir que o solo da microbacia é permeável e a infiltração da água ocorre de forma mais eficiente.

O coeficiente de manutenção (Cm) apresentou resultado de 1,05 km/km², com base nesse valor de Cm apresentado, pode-se afirmar que de uma maneira geral, a microbacia possui uma baixa riqueza de cursos d'água.

Para a extensão do percurso superficial (Eps) o valor encontrado foi de 522,81 m. Quanto maior for a distância do percurso de escoamento das enxurradas das chuvas, maior é o tempo de concentração da água, causando menores alagamentos e garantindo uma maior conservação da microbacia.

O resultado para o gradiente de canais (Gc) foi de 13,61%. Segundo Horton (1945), a finalidade desse índice é indicar a declividade dos cursos d'água, o valor encontrado mostra que os canais tendem a possuir mediana a baixa declividade.

Já com relação ao índice de sinuosidade (Is) o valor encontrado foi de 1,06, com isso, de acordo com classificação proposta por Lana *et al.* (2001) os canais da microbacia tendem a serem retilíneos.

CONCLUSÕES

Os valores encontrados para o fator de forma, coeficiente de compacidade e índice de circularidade por meio do uso de Sistema de Informação Geográfica, demonstraram que a microbacia possui forma ovalada, o que caracteriza mediana tendência a enchentes e erosões, devido à predominância de seu formato.

O valor encontrado para a extensão do percurso superficial mostra que a microbacia possui grande distância de escoamento da enxurrada, resultando em maior tempo de concentração da água, diminuindo a tendência de erosão e aumentando a conservação da microbacia.

O índice de sinuosidade demonstrou tendência a canais retilíneos e a baixa densidade e drenagem permitiu inferir que o solo é permeável com infiltração da água mais eficiente.

Ferramentas como SIG são de grande valia para a gestão e o planejamento de recursos hídricos, já que incrementam as análises e estudos ambientais.

Com base no exposto, pode-se inferir que a microbacia do Córrego do Bebedouro está em boas condições de conservação ambiental no que se diz a respeito da análise em relação a sua morfometria.

A análise da morfometria da microbacia contribuiu para a compreensão de forma integrada da natureza do sistema como um todo, através das variáveis e parâmetros levantados, estabelecendo relação entre os processos e a morfologia resultante.

REFERÊNCIAS

CAMPOS, S.; SILVA, C. O.; GARCIA, Y. M. Avaliação Morfométrica da Microbacia do Ribeirão Benfica - Piquete (SP). **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 8, n. 2, p. 407-421, 2012.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.

CATI. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. **Plano municipal de desenvolvimento rural sustentável 2010-2013**: Município de Planalto-SP. 2010. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/new/cmdr_plano.php?cod_mun=437>. Acesso em: 21 abr. 2014.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas – Planalto**. 2014. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_445.html>. Acesso em: 15 abr. 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfologica**, Campinas, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 188 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

FRANÇA, G. V. **Interpretação fotográfica de bacias e redes de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba**. 1968. 151 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1968.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of American Bulletin**, New York, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.

LANA, C.E.; ALVES, J.M.P.; CASTRO, P.T.A. Análise morfométrica da bacia do Rio Tanque, MG - Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, p. 121-126, 2001.

LIMA, W.P. **Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Departamento de Ciências Florestais Piracicaba - São Paulo. Piracicaba, 2008.

NARDINI, R.C.; POLLO, R.A.; CAMPOS, S.; BARROS, Z. X.; CARDOSO, L.G. Análise Morfométrica e Simulação das Áreas de Preservação Permanente de uma Microbacia Hidrográfica. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 687-699, 2013.

- PIEADADE, G.C.R. **Evolução de voçorocas em bacias hidrográficas do município de Botucatu, SP**. 1980. 161 f. Tese (Livre Docência) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 1980.
- ROCHA, J.S.M.; KURTZ, S.M.J.M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4. ed. Santa Maria: UFSM/CCR, 2001. 120 p.
- RODRIGUES, M.T.; RODRIGUES, B.T.; GARCIA, Y.M.; CARDOSO, L.G. Análise morfométrica da microbacia do Córrego do Vangasse - Pratânia/SP. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 9, n. 2, p. 475-482, 2013.
- RODRIGUES, V.A.; CARVALHO, W.A. Morfometria da Microbacia do Córrego Água Limpa. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 39, n. 39, p. 15-24, 2009.
- ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, 16, p. 81-90, 2005. Disponível em: <<http://www.cchla.ufrn.br/geoesp/arquivos/artigos/ArtigoAmbienteGeotecnologias.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2013.
- SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in bedlands at Perth Amboy. New Jersey. **Geological Society of American Bulletin**, Colorado, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.
- SIQUEIRA, H.E.; TIBERY, L.R.; GUIDOLINI, J.F.; VALLE JUNIOR, R.F.; RODRIGUES, V.A. Análise morfométrica e definição do potencial de uso do solo da microbacia do Rio Veríssimo, Veríssimo - MG. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 2236-2248, 2012.
- SMITH, K.G. Standards for grading texture of erosional topography. **American Journal of Science**, New Haven, v. 248, n. 9, p. 655-668, 1950.
- STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, DC, v. 38, n. 6, p. 913-20, 1957.
- TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.
- VALLE JUNIOR, R.F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 2008. 222 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2008.
- VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

AVALIAÇÃO PRELIMINAR DE DADOS OBTIDOS POR VANT EM TALHÃO FLORESTAL CLONAL DE *Eucalyptus urograndis* H13 NO ESTADO DE MATO GROSSO

PRELIMINARY DATA OBTAINED BY UAV INTO CLONAL FOREST STANDS OF *Eucalyptus urograndis* H13 IN THE STATE OF MATO GROSSO

Gustavo Manzon Nunes¹, Dennis Junio Esteves Vieira¹, Samuel de Pádua Chaves e Carvalho¹

¹Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT, Faculdade de Engenharia Florestal, LabSensor-Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geotecnologias, Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367 - Bairro Boa Esperança. CEP: 78060-900, Cuiabá - MT, Brasil
gustavomn@gmail.com, esteves.dennis@gmail.com, sam.padua@gmail.com

RESUMO

O uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) vem propiciando nos últimos anos, um grande avanço em pesquisas na área de geotecnologias a nível mundial, nas mais variadas aplicações incluindo a área de Engenharia Florestal. Tendo em vista análises relacionadas com a obtenção de parâmetros florestais, foi selecionada para este estudo, uma área piloto localizada no município de Nova Maringá no Estado de Mato Grosso, que possui plantios florestais clonais de *Eucalyptus urograndis* H13. Para a obtenção dos dados foi utilizado o Mini VANT ECHAR 20A, equipado com câmera RGB de 18 Mpixels, possibilitando a obtenção de ortofotos com a resolução espacial de 11 centímetros. Após a realização do pós processamento foram utilizados métodos de classificação orientada a objetos permitindo a obtenção dos parâmetros florestais de número de indivíduos por hectare e área de copa por hectare. Quanto a detecção correta de copas e conseqüentemente de indivíduos, obteve-se uma acurácia de 97%, área de copa média de 1800 m² por hectare compatível com 18% da área, demonstrando o elevado potencial para o uso de dados do VANT para aquisição de informações dendrométricas em talhões e povoamentos florestais.

Palavras-chave: Parâmetros florestais, aerofotogrametria, classificação orientada a objetos.

ABSTRACT

In recent years, the use of unmanned aerial vehicles (UAV) has allowed great advances in various fields of geotechnical research, including forest engineering. With the aim of analysing the attainment of forest parameters, a pilot area where clonal plantations of *Eucalyptus urograndis* H13, located in Nova Maringá, state of Mato Grosso, was chosen to conduct this study. Data was obtained from a RGB camera of 18 Mpixels attached to a mini UAV (ECHAR 20A), which produced orthoimages with spatial resolution of 11 cm. After pos-processing, object oriented classification methods were used, which originated forest parameters of individual numbers per hectare (ha) and canopy area per ha. As for the detection of canopies, and consequently individuals, an accuracy of 97% was reached, and an area of average canopy of 1800 m² per ha, accounting for 18% of the area. This demonstrates the high potential of the use of UAVs for the acquisition of dendrometric information in forest stands and populations.

Keywords: Forest parameters, aerophotogrammetry, object oriented classification.

INTRODUÇÃO

O advento de novas tecnologias, como a utilização de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs), primeiramente alavancado com o uso militar, tem atingido maturidade e já vem possibilitando aplicações para uso comercial e civil. Dentre os vários avanços que estão sendo incorporados em VANTs, pode-se elencar melhorias nos sistemas de orientação, confiabilidade e durabilidade da plataforma, câmeras e sensores customizáveis, inovações em hardware e software, além de opções no uso de baterias mais duráveis.

Estas melhorias tecnológicas combinadas com uma diminuição nos custos de componentes eletrônicos, apresentam uma oportunidade fantástica para aplicações de dados obtidos por VANTs em Engenharia Florestal e análise de recursos naturais.

Alguns estudos já comprovaram a eficiência do uso de dados obtidos por VANT na geração de informações sobre a cobertura florestal para distintas abordagens. Pode-se destacar alguns deles, como o estudo desenvolvido por Berni *et al.* (2009), que utilizou dados no infravermelho termal e multiespectrais para o monitoramento da vegetação; Dunford *et al.* (2009), que caracterizou florestas ripárias no Mediterrâneo; Glenn *et al.* (2011), que demonstrou a utilização de índices de vegetação como base para a geração de informações biofísicas da vegetação; Wallace *et al.* (2012), que com a obtenção de dados LIDAR com VANT, gerou informações de alturas e identificação de árvores para apoio a inventário florestal.

Dada a dificuldade de extração de informações a partir de imagens de alta resolução como é o caso deste estudo, diversos autores têm adotado com sucesso uma nova abordagem de processamento, na qual a unidade primitiva de processamento não é mais o pixel, e sim objetos compostos por vários pixels, por esta razão denominada, classificação orientada a objetos (BAATZ e SHÄPE, 2000; WHITESIDE e AHMAD, 2005; CHUBEY *et al.*, 2006).

A classificação orientada a objetos é realizada respeitando a hierarquia da segmentação, porém parte do nível mais grosseiro (superobjeto) para o nível mais detalhado (subobjeto). Durante o processo de classificação dos objetos de uma imagem, dois fatores devem ser considerados: os descritores dos objetos que permitem o processo de diferenciação de cada classe e o classificador a ser utilizado (ZHANG e MAXWELL, 2006). Os descritores empregados para efetuar a caracterização das classes equivalem às aplicações de funções matemáticas que possibilitam revelar os atributos dos objetos da imagem (ANTUNES, 2003).

A orientação a objeto permite ao usuário definir regras complexas baseadas em características espectrais e de relações espaciais. Este modelo permite que a semântica possa ser desenvolvida apoiada em parâmetros físicos e de conhecimento sobre relacionamentos (BLASCHKE *et al.*, 2005).

Deste modo, este trabalho objetivou, a exploração das potencialidades do uso de informações obtidas por um VANT em talhão florestal de *Eucalyptus urograndis* H13, que pode permitir a obtenção indireta de parâmetros florestais, servindo de subsídios para a realização de inventários florestais, quantificação e gerenciamento de plantios florestais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O local selecionado para este estudo foi a Fazenda Apaza pertencente a Guavirá Indústrias de Madeira, que está estabelecida desde 1986, na região Médio Norte de Mato Grosso no Município de Nova Maringá, a 370 km de Cuiabá. Além de investimentos em plantações de eucalipto, teca e outras espécies exóticas, possui um moderno parque fabril no qual industrializa suas próprias florestas e também as de outros plantadores do Estado.

Para este estudo, visou-se o foco na análise de um talhão de *Eucalyptus urograndis* H13 conforme a Figura 1, sendo o plantio realizado no mês de julho do ano de 2008 com espaçamento de 3,5 x 3,5 metros. O talhão até o momento não sofreu nenhuma intervenção silvicultural como derrama e desbaste.

O sobrevôo da área foi realizado no dia 7 de maio de 2014, juntamente com a campanha que prosseguiu até o dia 9 de maio de 2014.

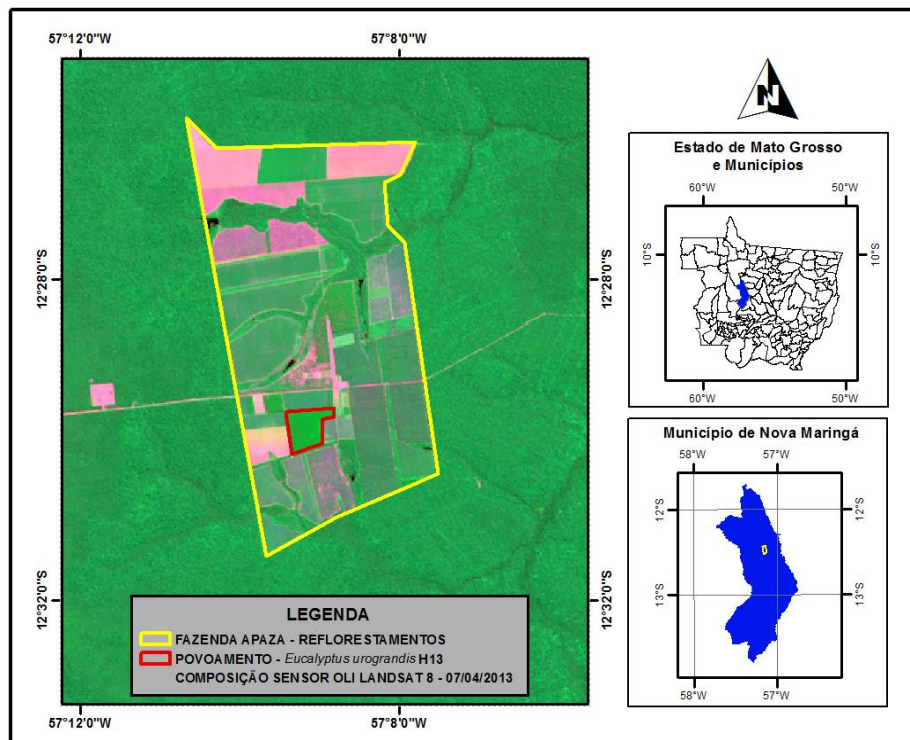


Figura 7. Localização da área de estudo.

Figure 8. Location of the study area.

Aquisição e Pré Processamento dos dados

Para a aquisição dos dados foi utilizado o VANT ECHAR 20A produzido pela Empresa Xrobots de São Carlos-SP, tendo entre suas principais características: envergadura de 2,17 metros, lançamento via catapulta, autonomia de voo de 40 a 70 minutos dependendo da duração das baterias e também das condições atmosféricas, possibilidade de aquisição de fotografias recobrimdo áreas de até 3000 ha por sobrevôo, terminal de dados GDT-S20A com comunicação para raios de até 30 km do local de lançamento, estação de controle em terra com display touchscreen e visualização em tempo real do voo por câmera de vídeo acoplada no VANT, *payload* de até 1 kg, módulo com sistema GPS no VANT e pouso via acionamento de pára-quadras.

Antes da realização do sobrevôo com o VANT foi necessária a solicitação do NOTAM (*Notice to Airmen* - Aviso aos Aeronavegantes), junto ao AIS (Serviço de Informação Aeronáutica), que autoriza a utilização do espaço aéreo no Brasil. O NOTAM, é o documento que contém informações relativas ao estabelecimento, à condição ou à modificação de qualquer instalação aeronáutica, serviço, procedimento ou perigo, cujo conhecimento oportuno seja essencial para o pessoal encarregado das operações de voo (DECEA, 2014).

Para o planejamento do voo aerofotogramétrico, foi utilizado o *software Mission Planner* desenvolvido pela Empresa Xrobots. A altitude a nível do solo no local de lançamento foi de 390 m, sendo a altitude de voo de 990 metros (600 metros a partir do nível do solo). O recobrimento longitudinal entre fotos foi de 60% e recobrimento lateral de 50%. Com uma câmera RGB Cannon T3i acoplada no VANT, configurada com a distância focal de 21 mm foram obtidas as fotografias e armazenadas em cartão de memória. Posteriormente, após o pouso do VANT foram descarregadas as fotografias e analisado o log do sobrevôo registrado, que possui as informações do registro das fotografias como suas coordenadas geográficas, altitudes e informações de rotação em três dimensões no centro de massa do veículo que são denominadas arfagem (y), rolagem (x) e guinada (z). Para a realização das análises das informações do sobrevôo pós pouso é utilizado o *software Payload Analyzer* também desenvolvido pela Empresa Xrobots.

Para o pós processamento e aerotriangulação, mosaicação, geração do ortomosaico e do Modelo Digital de Elevação foi utilizado o *software Agrisoft Photoscan Pro 1.0.4*.

Para a seleção das parcelas, foi utilizada a extensão *Hawth's Tools* junto ao Sistema de Informações Geográficas ArcGIS 10.2.

Finalmente, com o *software eCognition*, via classificação orientada a objetos, foi realizada a extração de variáveis florestais tendo em vista a detecção e contagem de indivíduos, verificação de área de copa por hectare e área média de copa por indivíduo.

Como primeiro passo para obtenção de objetos de imagem com alta homogeneidade, visando delinear as áreas de copa, foi utilizado o algoritmo *multiresolution segmentation* para a segmentação das fotografias aéreas. Este algoritmo permite que vários parâmetros sejam definidos pelo analista da imagem. O primeiro deles é o peso dos diferentes canais de cores RGB utilizados, o mesmo peso (Valor 1) foi escolhido para cada um dos componentes RGB da Imagem. O segundo parâmetro a ser definido é o parâmetro de escala, que define o tamanho dos objetos e determina a heterogeneidade máxima permitida dos objetos, um valor 15 foi selecionado para o parâmetro de escala neste estudo. Finalmente, são definidos os parâmetros *color*, *shape*, que definem a homogeneidade total relativa para os objetos de imagem resultantes (BAATZ e SCHÄPE, 2004). Quanto maior o valor para os parâmetros *shape* ou *color*, os objetos resultantes serão mais otimizados para homogeneidade espacial ou espectral. Neste estudo foi considerada a opção que melhor se adaptou e delimitou as copas, baseado na análise visual dos objetos gerados. Os valores de *scala parameter*, *shape and compactness* adotados foram respectivamente, 15, 0.1, 0.5.

A classificação foi executada a partir do classificador *Nearest Neighbor*. A partir dos objetos iniciais, foram recolhidas amostras de treinamentos para as duas classes temáticas adotadas, copas e não copas. Posteriormente os objetos foram classificados e agrupados nas classes temáticas adotadas.

RESULTADOS

Processamento e obtenção de parâmetros florestais

Com o processamento aerofotogramétrico no *Agrisoft Photoscan Pro 1.0.4*, obteve-se no total 72 fotos com a dimensão individual de 580 x 380 metros e uma resolução espacial de 11 cm.

Na Figura 2, podem ser visualizadas as informações referentes a aquisição das fotos do sobrevôo. Quanto a localização, o talhão selecionado para estudo situa-se no sul do ortomosaico, verificando-se que os erros de posicionamento no eixo Z variou de -1,77 a 1,77. No eixo XY sem o uso de pontos de controle em campo na área do talhão o erro foi de até 8 metros. Já a sobreposição entre fotos na região explorada variou de 5 a 8 fotos.

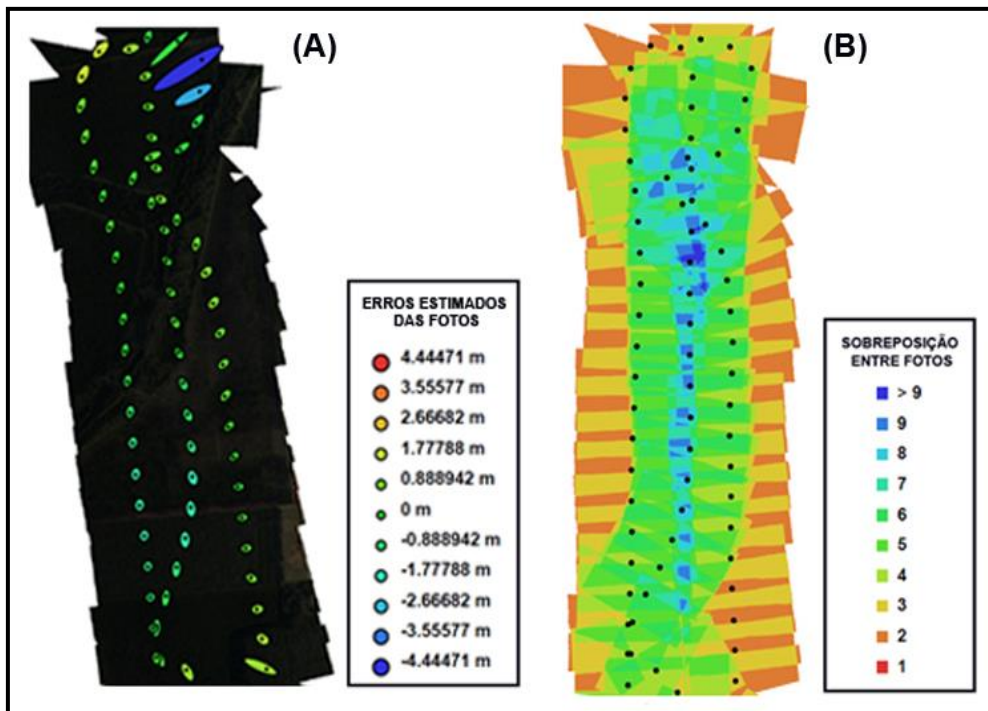


Figura 2. Em (A) são apresentados os erros estimados no eixo Z considerando a cor das elipses e no eixo XY tendo em vista a forma da elipse. Em (B) é demonstrada a sobreposição entre as fotos utilizadas para a mosaicagem.

Figure 2. In (A) presents the estimated errors in the Z axis whereas the color of the ellipse and in the XY-axis in view of the shape of the ellipse. In (B) is checked for overlap between photos used for mosaicking.

Com a extensão *Hawth's Tools* junto ao Sistema de Informações Geográficas ArcGIS 10.2, foram espacializadas parcelas, gerado-se um grid de parcelas quadrangulares de 100 x 100 metros (1 ha) e sorteadas 4 parcelas para o processamento, totalizando 4 ha (Figura 3), buscando assim a não tendenciosidade dos resultados que foram obtidos.

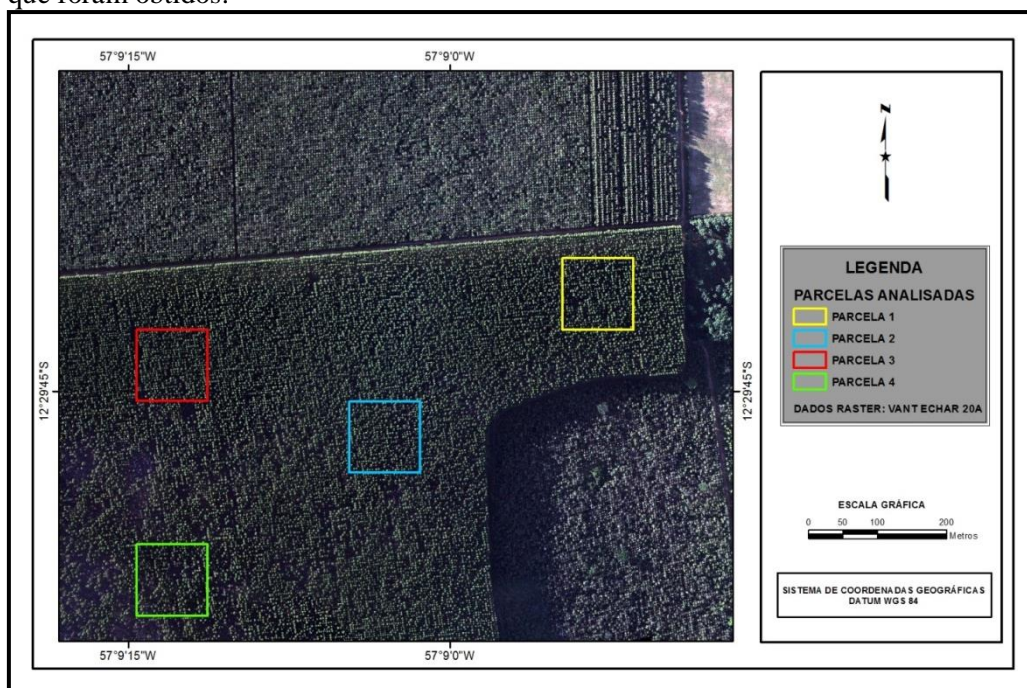


Figura 3. Espacialização das parcelas analisadas no talhão de *Eucalyptus urograndis* H13.

Figure 3. Spatial distribution of the plots analyzed in the *Eucalyptus urograndis* H13 stands.

Tendo-se obtido as 4 parcelas, foi realizada individualmente o processamento via classificação orientada a objetos, obtendo-se respectivamente na classificação temática as áreas com copa e áreas não copa, como pode ser observada na Figura 4.

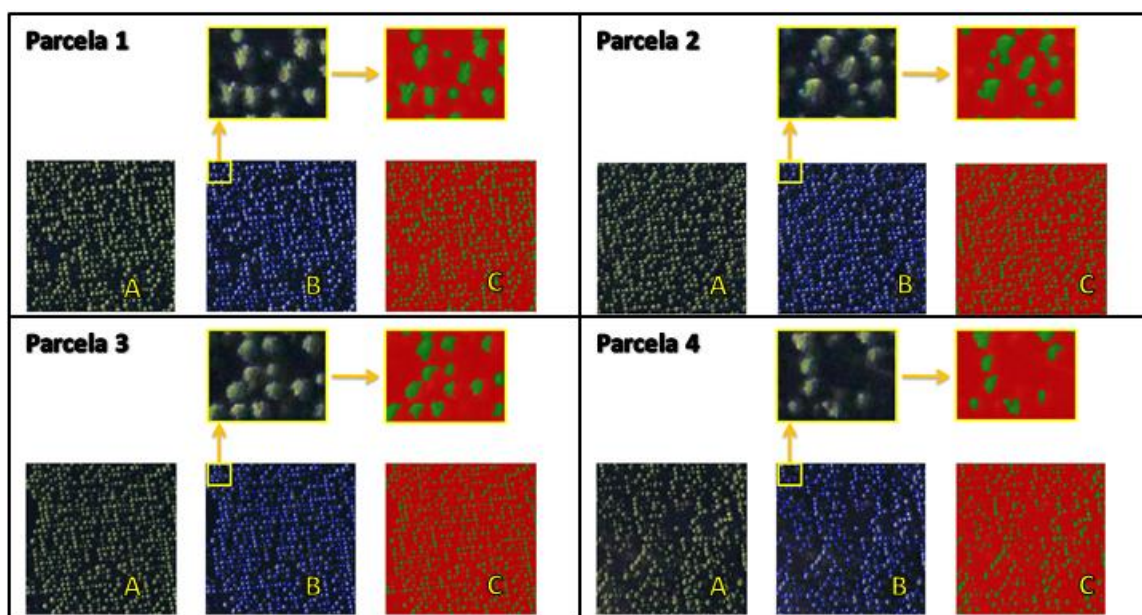


Figura 4. Relação das 4 parcelas analisadas. Em A, visualiza-se o recorte das parcelas com 1 ha. Em B, o recorte com a segmentação realizada. Em C, as duas classes mapeadas, sendo na cor verde as copas e em vermelho áreas não copa.

Figure 4. Ratio of 4 plots analyzed. In A, the clipping of the plots of 1 ha is observed. In B, the clipping with the segmentation performed. In C, the two mapped classes, with the crown in green and red areas not crown.

A partir da classificação temática nas 4 parcelas, gerou-se a Tabela 1 com as quantificações e informações estatísticas relacionadas. Tendo em vista a relação com número de copas real, os indivíduos de cada parcela foram contados visualmente diretamente nas parcelas selecionadas para a comparação e verificação da acurácia dos resultados obtidos via processamento.

Tabela 1. Parâmetros extraídos das 4 parcelas estudadas, localizadas na Fazenda Apaza em Nova Maringá - MT, através de segmentação e classificação.

Table 1. Extracted parameters from 4 plots studied, located in Apaza Farm in Nova Maringá – MT, through segmentation and classification.

Parâmetros	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Nº de copas contadas visualmente (N)	469	461	508	355
Nº de copas detectadas (n)	444	449	499	348
Diferença (N-n)	25	12	9	7
Superfície de copa (ha)	0,2035	0,1983	0,1673	0,1516
Superfície de copa (m ²)	2035	1983	1673	1516
Superfície não copa (ha)	0,7965	0,8017	0,8327	0,8494
Superfície não copa (m ²)	7965	8017	8327	8484
Porcentagem de superfície de copa (%)	20,3	19,8	16,7	15,2
Média superfície por indivíduo (m ² /n)	4,58	4,42	3,35	4,36

Pode-se verificar que no geral a detecção automática subestima o valor real obtido pela contagem manual dos indivíduos, sendo que o maior erro foi verificado na parcela 1, com a perda de 25 indivíduos em relação à verdade de campo.

Considerando a contagem automática dos indivíduos, a parcela 1 apresenta maior superfície de copa, com aproximadamente 2035 m², além de apresentar maior média de superfície de copa por indivíduo, com 4,6 m² por indivíduo. A parcela 4, apresentou menor superfície de copa, com 1516 m², podendo ser explicado por ser a parcela com menos indivíduos detectados e visualmente apresentar algumas falhas causada pela mortalidade causada por patógeno ou de causa ambiental com queda de raios. A parcela 3 apresentou a menor média de superfície de copa por indivíduo, 3,36 m² por indivíduo, sendo explicado por esta parcela possuir o maior número de árvores contadas. Como total obteve-se a acurácia de 97% das copas detectadas.

Em geral a superfície de copa por hectare variou de 15,2 a 20,3% tendo como em média 0,18 ha ocupado pelas copas, o que pode ser um indício do crescimento e desenvolvimento da espécie de *Eucalyptus urograndis* H13 para a condições do sítio em questão.

CONCLUSÕES

O método de contagem automatizada de indivíduos e cálculo de área de copa por hectare, com o uso de fotografias aéreas obtidas por VANTs, demonstrou grande potencial para a obtenção rápida e precisa em estimativas de parâmetros dendrométricos, além de servir de ferramenta para tomada de decisão das práticas silviculturais e em inventários florestais, podendo até mesmo servir de subsídios para relações com o diâmetro na altura do peito (DAP) e geração de informação volumétricas de talhões florestais.

São necessárias pesquisas tendo em vista a modificação de configurações no planejamento de vôo aerofotogramétrico, utilizando-se altitudes de sobrevôo distintas correlacionadas com a resolução espacial, modificação da distância focal da câmera, processamentos com parâmetros de calibração da câmera.

Pretende-se nas próximas abordagens, utilizar câmera capaz de obter informações na região do infravermelho próximo, possibilitando assim a geração de índices de vegetação visando a detecção ainda mais acurada de indivíduos e estimativas de área de copa, além de inferir relações sobre o estado fisiológico da cobertura vegetal.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, A.F.B. Classificação de ambiente ciliar baseada em orientação a objeto em imagens de alta resolução espacial. Curitiba, 147 p. *Tese* (Ciências Geodésicas) – Universidade Federal do Paraná. 2003.
- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multiscale image segmentation. *In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Heidelberg, Anais*. Salzburg: Wichmann-Verlag, 2000. p. 12-23.
- BERNI, J. *et al.* Thermal and narrowband multispectral remote sensing for vegetation monitoring from an Unmanned Aerial Vehicle. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 2009, 47, 722-738.
- BLASCHKE, T.; KUX, H. *Sensoriamento Remoto e SIG Avançados, Novos sistemas sensores, métodos inovadores*. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.
- CHUBEY, M.S. *et al.* Object-oriented analysis of Ikonos-2 imagery for extraction of forest inventory parameters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2006, 72 .pp. 383-394.
- DEPARTAMENTO DE CONTROLE DO ESPAÇO AÉREO (DECEA) – Informações Aeronáuticas (AIS). Disponível em: <<http://www.decea.gov.br/espaco-aereo/informacoes-aeronauticas-ais/>> Acesso em: 04 jun./2014.
- DUNFORD, R. *et al.* Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. *Int. J. Remote Sens.* 2009, 30, 4915-4935.
- GLENN, E.P. *et al.* Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors** 2008,

8, 2136-2160.

WALLACE L. *et al.* Development of a UAV-LiDAR System with Application to Forest Inventory, *Remote Sens.* 2012, 4, 1519-1543.

WHITESIDE, T.; AHMAD, W. A comparison of object-oriented and pixel based classification methods for mapping land cover in North Australia. *In Spatial Science Institute Biennial Conference SSC2005. Spatial Intelligence, Innovation and praxis*, 2005, Melbourne, Australia. Proceedings...

ZHANG, Y.; MAXWELL. T. A fuzzy logic approach to supervised segmentation for object-oriented classification. *In: Proceedings... of ASPRS Annual Conference*, Reno, Nevada; May 1-5, 2006.

COMPARAÇÃO DA RESPOSTA ESPECTRAL DE IMAGENS LANDSAT 8 E IMAGENS RAPIDEYE

COMPARISON OF THE SPECTRAL RESPONSE OF LANDSAT 8 AND RAPIDEYE IMAGES

Elisiane Alba¹, Eliziane Mello¹, Emanuel Araújo Silva¹, Juliana Tramontina¹, Pablo Santos Berthes da Silva¹, Rudiney Soares Pereira¹

¹Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima 97.105-900 – Santa Maria, RS, Brasil, {elisianealba, Tramontina.ju, emanuelmaster, rudiney.s.pereira}@gmail.com, elizianemello@yahoo.com.br

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo analisar a resposta espectral apresentada pelos alvos de imagens Landsat 8 e RapiEye. Para tanto foi necessário a conversão dos números digitais das imagens para valores de reflectância, possibilitando a realização das leituras das mesmas nos diferentes alvos com base nas bandas 3, 4 e 5 de cada imagem, assim como os índices de vegetação NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e SR (*Simple Ratio*). Ambas as imagens apresentaram reflectâncias condizentes com a curva espectral dos alvos selecionados, embora imagens RapidEye apresentem melhor distinção dos alvos. Na análise dos índices de vegetação percebe-se que o NDVI possui diferença significativa na resposta espectral ao analisar a vegetação densa quando comparado os valores das imagens Landsat 8 e RapidEye.

Palavras-chave: Reflectância, índices de vegetação, imagens de satélite.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the spectral response lodged the targets of Landsat 8 and RapiEye images. For this it was necessary to convert the digital image numbers to reflectance values, enabling the execution of its readings, in the different targets on the basis of bands 3, 4 and 5 of each image, as well the vegetation indices NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e SR (*Simple Ratio*). Both images presented befitting with the spectral reflectance curve of selected targets, although RapidEye images show better distinction of the targets. In the analysis of vegetation indexes is noticed that the NDVI has significant difference in the spectral response when parsing dense vegetation compared the values of Landsat 8 and RapidEye images.

Keywords: Reflectance, vegetation indexes, satellite images.

INTRODUÇÃO

O uso de imagens de satélites destinado a observação da terra se destaca como um meio econômico e eficiente de aquisição de dados em grande escala, sendo utilizadas para avaliação da cobertura vegetal, áreas urbanas, assim como áreas agrícolas (FELIX *et al.*, 2009). O sensoriamento remoto dispõe de características temporais, multiespectrais favoráveis ao monitoramento, identificação e mapeamento das feições de forma rápida, confiável e repetitiva (SANTOS, 2007).

Os valores físicos da vegetação, como a reflectância, são obtidos por meio da transformação dos níveis digitais, possibilitando o monitoramento de determinada cobertura (BASTIAANSSEN *et al.*, 2000). A reflectância é um dos produtos gerados pelos satélites, a qual é dependente das características do alvo e das condições de observações, apresentando-se como uma propriedade espectral em que seu valor se relaciona com o comprimento de onda de radiação eletromagnética incidente no alvo (SHIMABUKURO *et al.*, 2007).

A fim de obter melhores respostas é comum o uso de índices de vegetação na caracterização da reflectância dos alvos, neste sentido Brandão *et al.* (2005) afirma que o uso de índices ópticos na avaliação das características biofísicas da vegetação tem demonstrado eficiência. Estes índices de vegetação são obtidos através de combinações de bandas com o objetivo de ressaltar as diferenças existentes entre o solo e a vegetação (BRITO NETO *et al.*, 2008).

Um dos índices de vegetação mais utilizados é o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), obtido a partir da transformação de níveis de cinza (ND) em reflectância, usado para identificar a presença de vegetação verde na superfície, contudo, estes valores podem variar em função das características do sensor que está sendo utilizado, principalmente no que se refere à resolução espacial. Outro índice de vegetação comumente utilizado no estudo do comportamento da vegetação é o Razão Simples (*Simple Ratio*), entretanto para áreas de vegetação densa a quantidade de radiação eletromagnética refletida na região do vermelho é pequena, desta forma aumentando seus limites (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

O satélite Landsat 8 foi lançado em 2013, gerando as primeiras imagens a partir do segundo semestre do ano e dando continuidade ao programa Landsat iniciado em 1972, apresentando resolução espacial de 30 metros e resolução radiométrica de 16 bits (USGS, 2013). Já as imagens RapidEye possuem uma eficiente cobertura de extensas áreas associadas a alta resolução espacial (4 m) e capacidades multiespectrais (FELIX *et al.*, 2009).

O objetivo deste estudo consiste em avaliar o comportamento espectral dos alvos entre imagens de sensores diferentes (Landsat 8 e RapiEye), estando sob análise as bandas individuais 3, 4 e 5 e combinadas formando os índices de vegetação NDVI e SR.

MATERIAL E MÉTODOS

A imagem do sensor REIS (RapidEye Earth Imaging System) foi disponibilizada pelo projeto Sinditabaco em parceria com a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A imagem Landsat 8, sensor OLI, foi obtida gratuitamente sendo disponibilizada pelo *Global Visualization Viewer - Glovis* (<http://glovis.usgs.gov/>), pertencente à órbita-ponto 221-083, compreendendo a região central do Rio Grande do Sul, recobrindo parte dos municípios de Sobradinho, Lagoão e Segredo com as seguintes coordenadas: 29°23'6" e 29°29'33" latitude sul e 52°00'4" e 52°58'53" e longitude oeste (Figura 1). Ambas as imagens são datadas em 09 de setembro de 2013.

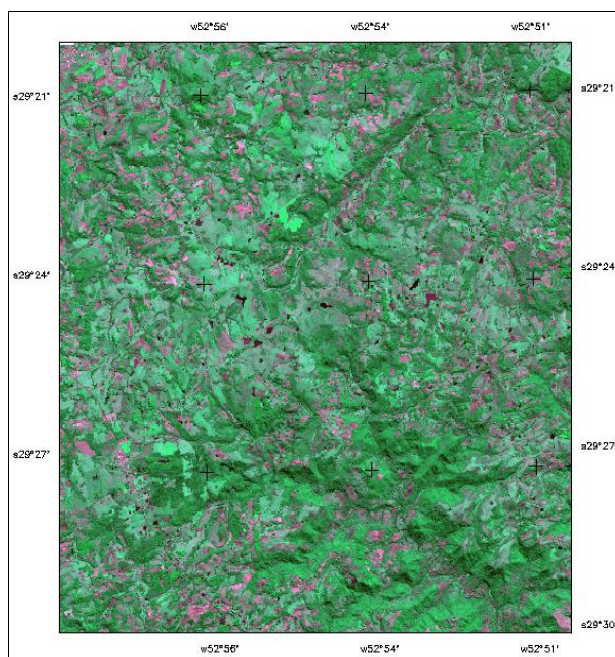


Figura 1. Mapa de localização demonstrado pela imagem RapidEye na composição sintética 5, 3, 4.

Figure1. Location Map shown by image RapidEye in synthetic composition 5, 3, 4.

Utilizando-se da linguagem LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) pertencente ao *Software* Spring, realizaram-se a conversão dos números digitais em reflectância dos dados de ambas as imagens. Para imagens RapidEye foi necessário converter os números digitais (DN) primeiramente para radiância, sendo esta obtida pela multiplicação do valor de ND pelo valor de escala radiométrica conforme Equação 1.

$$\text{Rad}(i) = \text{DN}(i) * \text{radiometricScaleFactor}(i) \quad (1)$$

A partir dos valores de radiância, foi possível calcular a reflectância no topo da atmosférica, sendo este procedimento repetido para cada banda estudada (Equação 2).

$$\text{Ref}(i) = \text{Rad}(i) \frac{\pi \text{SunDist}^2}{\text{EAI}(i) * \cos(\text{SolarZenith})} \quad (2)$$

Onde: (i): Número da banda espectral; Ref: valor de reflectância; Rad: valor de radiância; SunDist: Distância entre a Terra e o Sol no dia da aquisição da imagem em unidades astronômicas; AIF: Irradiância solar na exoatmosfera; SolarZenith: Ângulo zenital solar (=90° - elevação solar).

As imagens Landsat 8 não apresentam nos arquivos complementares os valores da irradiação solar na exoatmosfera, neste caso a obtenção de valores de reflectância se diferencia dos demais satélites da série Landsat (Equação 3).

$$\rho = \frac{M_{\rho} * \text{ND} + A_{\rho}}{\cos(\text{Zen})} \quad (3)$$

Onde: ρ = TOA reflectância planetária; M_{ρ} = fator multiplicativo reescalonamento banda específica a partir dos metadados; A_{ρ} = fator de banda específica de aditivo redimensionando a partir dos metadados; Q_{cal} = valores de pixel produto padrão Quantizados e calibrados (DN); Zen = Ângulo zenital solar (=90° - elevação solar).

Para analisar o comportamento espectral dos diferentes alvos para a imagem Landsat 8 utilizou-se as bandas do infravermelho próximo (B5), do vermelho (B4) e do verde (B3). Para a imagem RapidEye utilizou-se as bandas do vermelho (B3), do Red-Edge (B4) e do infravermelho próximo (B5). Também foi analisada a resposta espectral dos índices de vegetação NDVI e SR obtidos a partir dos dois satélites.

O NDVI foi desenvolvido por Rouse *et al.* (1973) e apresenta um intervalo que varia de -1 a +1, obtido através da relação entre a banda do infravermelho próximo e a do vermelho (Equação 4).

$$\text{NDVI} = \frac{\text{IV} - \text{V}}{\text{IV} + \text{V}} \quad (4)$$

Em que: ρ_{IV} = Reflectância no infravermelho próximo; ρ_{V} = Reflectância no vermelho.

Definido por Jordan (1969) o SR consiste no valor de reflectância na faixa do infravermelho próximo e o valor na faixa do vermelho (Equação 5).

$$\text{SR} = \frac{\text{IVP}}{\text{V}} \quad (5)$$

Na análise dos padrões de uso e cobertura da terra foram extraídas informações de cinco *pixels* para cada uma das classes de estudo (alvos): água, solo exposto, campo, floresta nativa e plantio florestal.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As imagens contendo os valores de reflectância utilizadas para o cálculo dos índices de vegetação NDVI e SR para os satélites Landsat 8 e RapieEye apresentam áreas claras correspondendo à vegetação densa e tonalidades mais escuras para áreas com ausência de vegetação ou ralas (Figura 2).

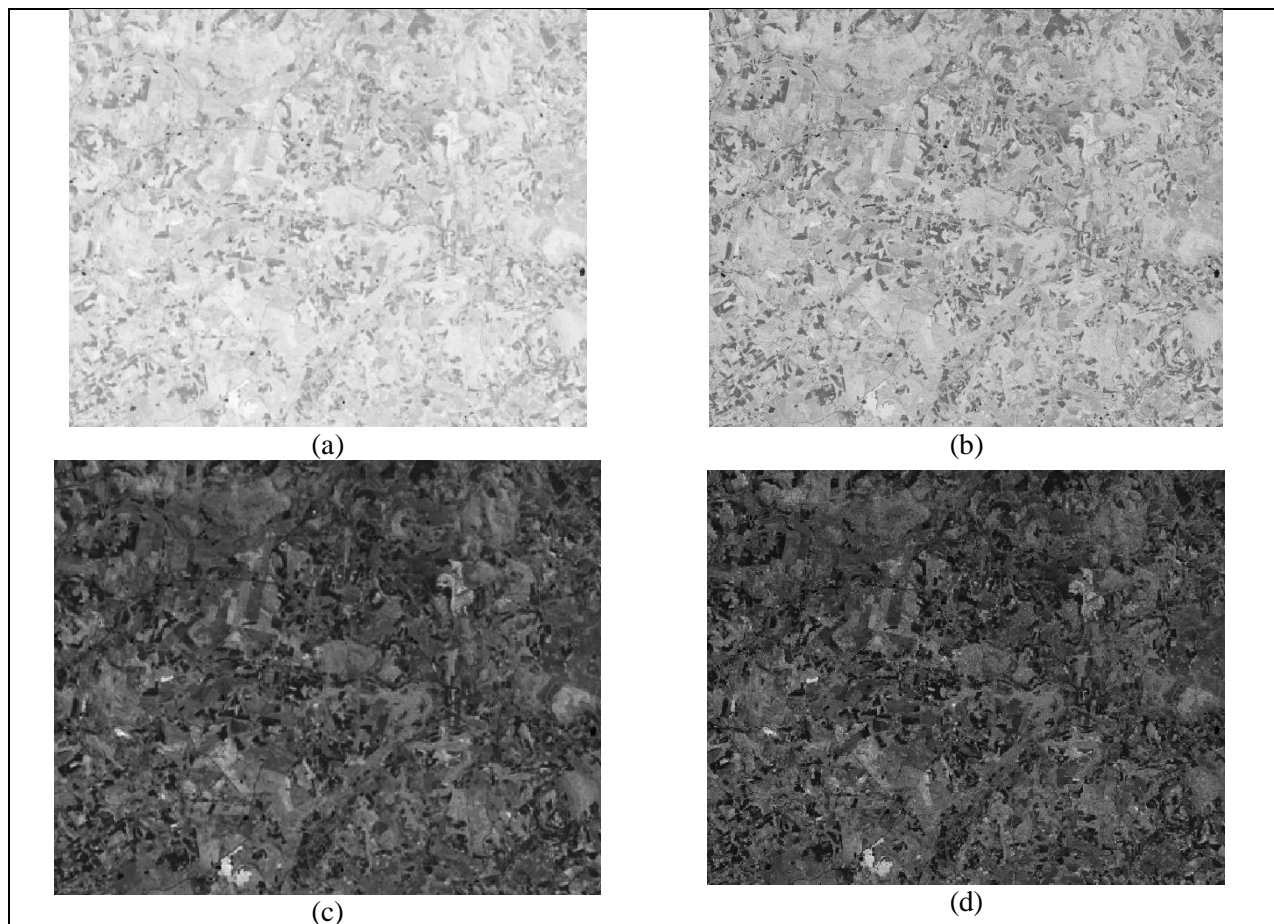


Figura 2. (a) NDVI - Landsat 8; (b) NDVI - RapidEye; (c) SR - Landsat 8; (d) SR - RapidEye.
 Figure 2. (a) NDVI - Landsat 8; (b) NDVI - RapidEye; (c) SR - Landsat 8; (d) SR - RapidEye.

A Tabela 1 apresenta os valores de reflectância dos satélites de acordo com os índices de vegetação e os alvos selecionados. Demonstrando que os valores de NDVI para imagens RapidEye se altera entre as classes de vegetação densa, de modo que os plantios florestais nestas imagens apresentam reflectância maior do que a floresta nativa, diferentemente dos valores observados pela reflectância do índice utilizando Landsat 8. Ambos os satélites apresentaram respostas espectrais similares entre os alvos ao observar o índice de vegetação SR.

Tabela 1. Reflectância dos alvos analisando o índice de vegetação NDVI e SR.

Table1. Reflectance of the targets analyzing the vegetation indexes NDVI and SR.

Usos	Landsat 8		RapidEye	
	NDVI	SR	NDVI	SR
Água	-0,28	0,91	-0,29	0,91
Solo exposto	0,23	2,06	0,14	1,49
Campo	0,56	3,3	0,49	2,91
Plantio florestal	0,58	6,40	0,61	6,00
Floresta nativa	0,69	5,50	0,55	4,71

A Figura 3 mostra as curvas de reflectância da imagem RapidEye com base nas bandas do vermelho (B3) , Red-Edge (B4) e infravermelho próximo (B5) de cinco diferentes tipos de alvos, caracterizando as classes de uso. A água como já era esperado segue o padrão, coincidindo com as curvas típicas deste alvo. O solo exposto estudado corresponde às áreas agrícolas no período de entressafra, apresentando assim valores muito similares nas faixas dos intervalos do comprimento de onda estudado. Analisando os resultados obtidos para um dossel do campo, as reflectâncias têm valores próximos nas faixas estudadas, caracterizando uma vegetação rala.

Nas áreas de plantios florestais observa-se baixa reflectância na faixa do visível, com um pico na faixa do Red-Eye, sendo que a maior resposta espectral é obtida na faixa do infravermelho próximo, assim como respondeu a análise dos alvos selecionados sob floresta nativa. Resultados semelhantes para este tipo de vegetação foi encontrado por Antunes *et al.*, (2013).

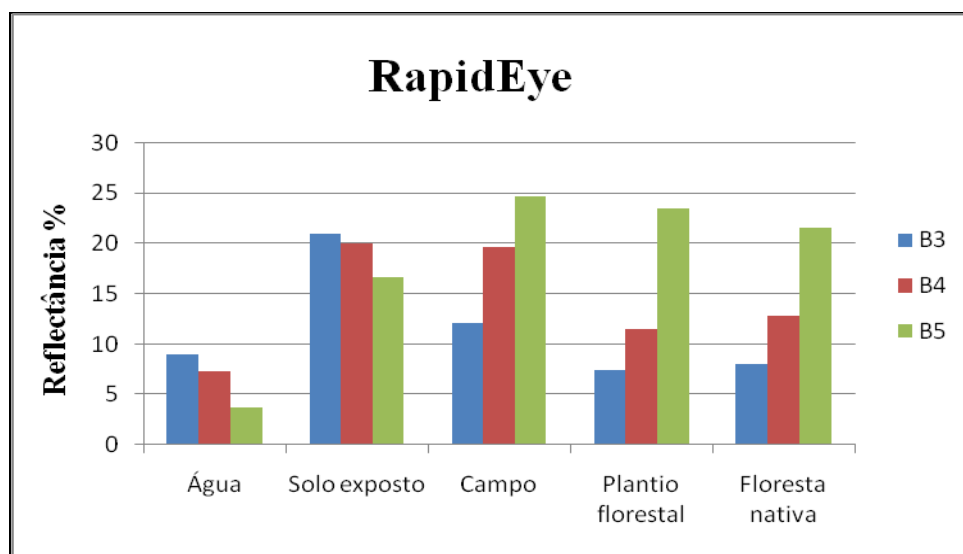


Figura 3. Reflectância dos alvos para imagem RapidEye na faixa do vermelho, Red-Ege e infravermelho próximo.

Figure 3. Reflectance of the targets for RapidEye image in the red range, Red-Ege and near infrared.

A curva de reflectância para imagem Landsat 8, apresenta a resposta dos alvos baseados nas bandas do verde (B3), vermelho (B4) e infravermelho próximo (B5) como demonstrado na Figura 4. Foi observado que o comportamento espectral da água apresenta maior reflectância na faixa do verde, originando um pico devido à concentração de clorofila (ANTUNES, 2013). A resposta apresentada pelo solo exposto se assemelha ao encontrado na imagem RapidEye, com a faixa do vermelho um pouco mais elevada. Já analisando o dossel de campo observa-se que a reflectância da banda do infravermelho próximo na imagem Landsat 8 é superior a obtida na imagem RapidEye. Os demais alvos apresentaram melhor reflectância na faixa do infravermelho coincidindo com as curvas espectrais típicas destes alvos.

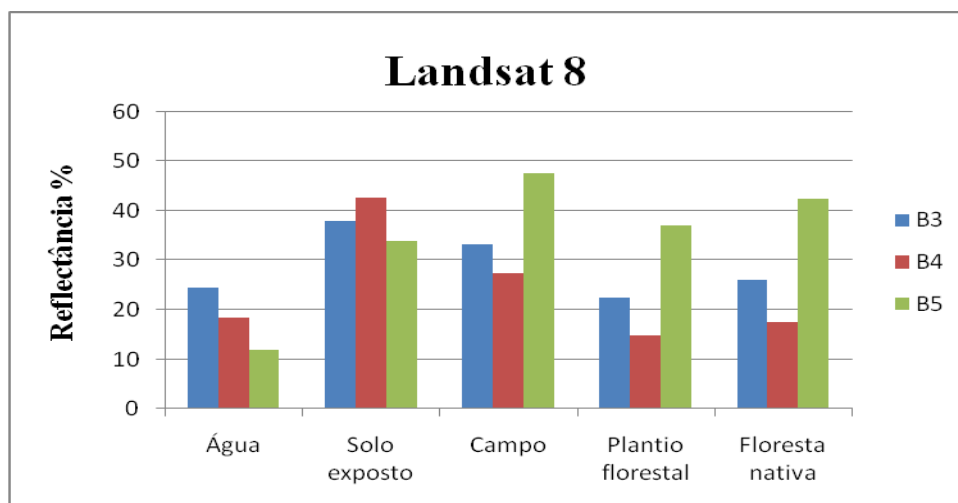


Figura 4. Reflectância dos alvos para imagem Landsat 8 na faixa do verde, vermelho e infravermelho próximo.

Figure 4. Reflectance of targets for Landsat 8 image in the green, red and near infrared range.

CONCLUSÃO

Os alvos estudados mostraram um comportamento espectral semelhante aos resultados esperados para as amostras selecionadas dos dois satélites analisados. Contudo, pode-se observar que as imagens RapidEye permitem uma distinção mais precisas entre os alvos. Na análise dos índices de vegetação destaca-se o NDVI o qual apresentou diferença significativa na resposta espectral ao analisar a vegetação densa quando comparado os valores das imagens Landsat 8 e RapidEye.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, M.A.H. *et al.* Características das imagens RapidEye para o mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16, 2013, Paraná. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE: São José dos Campos, 2013, p.0547-0554.
- BASTIAANSEN, *et al.* Remote sensing for irrigated agriculture: examples from research and possible applications. *International Water Management, Sri Lanka*, Colombo, v. 46, p. 137-155, 2000.
- BRANDÃO, *et al.* Determinação de Índices de Vegetação Usando Imagens de Satélite para Agricultura de precisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO, 5, 2005, Salvador, BA. *Anais Congresso Brasileiro de Algodão*, Campina Grande: CNPA, 2005.
- BRITO NETO, *et al.* Determinação de valores físicos de imagens tm/landsat- 5 utilizando a linguagem legal para obter índices de vegetação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, Recife, PE, 2008. *Anais do II simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação*, 2008.
- FELIX, *et al.* RapidEye: uma nova geração de satélites de observação da terra. In: SIMPÓSIO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Natal, 2009. *Anais do XIV Simpósio de Sensoriamento Remoto*, INPE: São José dos Campos, 2009, p.7619- 7622.
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO Y.E. Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação. São José dos Campos, SP: A. Silva Vieira Ed., 2007.
- JORDAN, C.F. Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor. *Ecology*, v. 50, n. 4, p. 663-666, 1969.
- SHIMABUKURO, Y.E. *et al.* Avaliação da concordância entre a reflectância estimada pelo sensor MODIS/Terra e obtida in situ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, 2007, SP. *Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE: São José dos Campos, 2007, v.13, p. 6315-6322.

COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO PARA MONITORAMENTO DE CLAREIRAS DE BAMBU NA RPPN ALTO MONTANA EM ITAMONTE – MG

COMPARISON BETWEEN METHODS OF CLASSIFICATION IN ORDER TO MONITORING BAMBOO CLEARINGS AT RPPN ALTO MONTANA IN ITAMONTE – MG

Natalia Alkmin Castro Silva¹; Marcelo Dias Teixeira¹; Charles Marques¹; Inacio Thomaz Bueno¹; Fausto Weimar Acerbi Júnior¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil, n.alkmin@hotmail.com; mxdxtx@yahoo.com.br; chmarxs@gmail.com; inaciotbueno@gmail.com; fausto@dcf.ufla.br.

RESUMO

O uso de técnicas de sensoriamento remoto voltado para o mapeamento da cobertura do solo é fundamental para descrever padrões de distribuição dos grupos florestais. Por meio da classificação de imagens é possível entender esses padrões e monitorá-los de forma a auxiliar no manejo de áreas de preservação. O objetivo do trabalho é comparar dois algoritmos de classificação supervisionada, SVM (*Support Vector Machines*) e KNN (*K-Nearest Neighbor*), para o mapeamento das manchas de bambu das demais feições florestais presentes na RPPN Alto Montana, no município de Itamonte, Minas Gerais. Foi utilizada uma imagem RapidEye, para o processo de segmentação, com o software comercial eCognition Developer 8. Posteriormente foram feitas as classificações com cada algoritmo de interesse. Ao final da classificação, foi avaliada sua exatidão pela matriz de confusão em relação à acurácia global, acurácia do usuário e acurácia do produtor. A classificação por meio do algoritmo SVM mostrou uma acurácia global de 88,8% sendo inferior à acurácia global do algoritmo KNN que foi de 93,1%. Além disso, a acuracidade do produtor foi superior no classificador KNN, indicando o quão exata uma área pode ser classificada.

Palavras-chave: Classificação, Bambu, KNN, SVM.

ABSTRACT

The use of remote sensing techniques focused on mapping land cover is essential to describe the distribution patterns of forest groups. Through of image classification, we can understand these patterns and monitor them in order to assist the management of conservation areas. The study aimed to compare two supervised classification algorithms, SVM (Support Vector Machines) and KNN (K -Nearest Neighbor) in the mapping of remaining bamboo patches of the RPPN Alto Montana, in the county of Itamonte, Minas Gerais. In this study, we used a RapidEye satellite image in the segmentation process with the eCognition Developer 8 commercial software. Subsequently, the classifications with each algorithm of interest were generated. At the end of the classifications, accuracies were evaluated by a confusion matrix with respect to overall accuracy, user and producer's accuracy. The classification by the SVM algorithm showed an overall accuracy of 88.8 %, being lower than the overall accuracy from KNN algorithm, which presented 93.1 %. Furthermore, producer's accuracy was higher in KNN classifier, indicating how exact area can be classified.

Keywords: Classification, Bamboo, KNN, SVM.

INTRODUÇÃO

O uso de técnicas de sensoriamento remoto é crucial no que se refere a monitorar e descrever padrões encontrados na distribuição dos diversos grupos florestais. Para isso, o processo de classificação supervisionada de imagens de satélite é essencial na obtenção de informações dos padrões e objetos da superfície terrestre.

A Mata Atlântica é um dos principais biomas brasileiros, pois tem enorme complexidade e diversidade de ecossistemas (MMA, 2000). Além disso, também é um centro de diversidade de espécies de bambu (SANTANA *et al.*, 2010). Devido a grande diversidade de espécies florestais, este bioma tem potencial indiscutível para estudos de distribuição de espécies. O bioma acomoda o Parque Nacional do Itatiaia, localizado no sudoeste do estado de Minas Gerais abrangendo vários municípios, entre eles Itamonte. O Parque é voltado para a conservação ambiental devido à grande importância ecológica e beleza cênica, sendo assim base para pesquisas científicas, atividades de conscientização ambiental e ecoturismo (ICMBIO, 2013).

Nesse contexto de preservação está inserida a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Alto Montana, localizada em um local favorável à conservação, na Serra da Mantiqueira, a cerca de 15 km da entrada do Parque Nacional do Itatiaia. Seu território abrange um local prioritário para a conservação da biodiversidade, segundo as Nações Unidas (INSTITUTO ALTO MONTANA, 2012), e a importância da sua conservação é inquestionável.

Entre essa enorme diversidade de espécies florestais, são encontradas clareiras formadas por manchas de bambus degenerados e que estão espalhadas pela propriedade. O bambu aparece como um elemento vegetal importante na composição de muitas florestas tropicais e temperadas (JANZEN, 1976) e, além disso, a abertura de clareiras no dossel florestal pode ser um mecanismo de manutenção da diversidade de espécies nas florestas tropicais (TABARELLI *et al.*, 1999). Outra característica marcante dos bambuzais é apresentar floração sincronizada, ou seja, após décadas de crescimento vegetativo ocorre um período de grande produção de sementes finalizando seu ciclo, com uma agressiva degeneração que pode atingir grandes áreas (JANZEN, 1976). Esse ambiente denso formado pelos bambus influencia a formação de microhabitats únicos, dentro dos ecossistemas florestais, cuja dinâmica afeta diretamente a sobrevivência de aves e outros animais (JAKSIC *et al.*, 2003).

Muitos estudos tem mostrado a importância do papel da regeneração em clareiras naturais na dinâmica de florestas tropicais. O processo de formação de clareiras pelos bambus, está diretamente ligado à pressões seletivas nas populações florestais pois as clareiras formam aberturas no dossel florestal devido as suas características estruturais como tamanho, forma, origem e idade que geram condições ambientais, interferindo diretamente na composição florística e muitas vezes determina a distribuição espacial e diversidade de espécies (DENSLOW, 1988). Além de diminuir a produtividade, os ecossistemas tropicais podem perder sua biodiversidade devido a alta densidade de bambus, como ocorreu na floresta amazônica no Acre e na floresta semidecidual em Minas Gerais (SILVÉRIO *et al.*, 2010). Com isso, percebemos a importância e urgência de estudos voltados para o monitoramento de manchas de bambu, uma vez que somado a fatores externos, o bambu pode ser uma ameaça à diversidade local.

As manchas com dominância do bambu na RPPN Alto Montana estendem-se por muitos quilômetros quadrados e podem ser detectadas por imagens de satélite. Através de técnicas de sensoriamento remoto é possível entender a dinâmica das comunidades de bambu e incluir esses estudos nos planos de manejo de unidades de conservação as áreas de floresta com ocorrência dominante de bambu.

O uso da classificação orientada a objetos geográficos é eficiente no mapeamento do uso da terra (LUZ *et al.*, 2010). A classificação de imagens orbitais é uma metodologia vastamente empregada em estudos de mapeamento e monitoramento das variações ocorridas no uso e cobertura da terra em fragmentos florestais (FARIA, 2013). Utilizando técnicas de classificação é possível encontrar feições que descrevam os padrões a serem identificados na propriedade, como cor, textura, métrica entre outros. Assim, estudos voltados para o entendimento da superfície do solo por meio de classificadores de imagem de satélite, tem se destacado na comunidade científica (SOUSA, 2009).

O algoritmo SVM (*Support Vector Machines*) tem como objetivo determinar limites que produzam uma separação ótima entre classes por meio da minimização dos erros (NASCIMENTO, 2009), ou seja, é uma classificação baseada na separação ótima entre as classes, de forma a separá-las ao máximo.

O algoritmo KNN (*K-Nearest Neighbor*) é um método de classificação supervisionado utilizado no reconhecimento de padrões, onde o *software* precisa da seleção de valores para o parâmetro k, sendo este o número de vizinhos considerados durante a classificação (SARMIENTO, 2014).

Assim, o estudo pretende comparar o desempenho de diferentes classificadores de imagem, para a separação das manchas de bambu das demais feições florestais existentes na RPPN Alto Montana e apresentar alternativas para o mapeamento das clareiras formadas pelos agrupamentos de bambu.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está inserida no município de Itamonte/MG na propriedade particular Fazenda Pinhão Assado (22°22'39"S e 4°48'55"W) (POMPEU, 2010). O local pertence à Mesorregião Sul e Sudoeste de Minas Gerais (BIANCHINI, 2011), como pode ser observado na Figura 1.

A Fazenda Pinhão Assado corresponde a uma região considerada prioritária para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, segundo projetos de definição e prioridades para a conservação, desenvolvidos pelo Estado de Minas Gerais. Dos 1050 hectares de extensão da propriedade, 672 hectares foram destinados exclusivamente para a conservação da Mata Atlântica em caráter perpétuo por meio da criação da RPPN Alto Montana (INSTITUTO ALTO MONTANA, 2012).

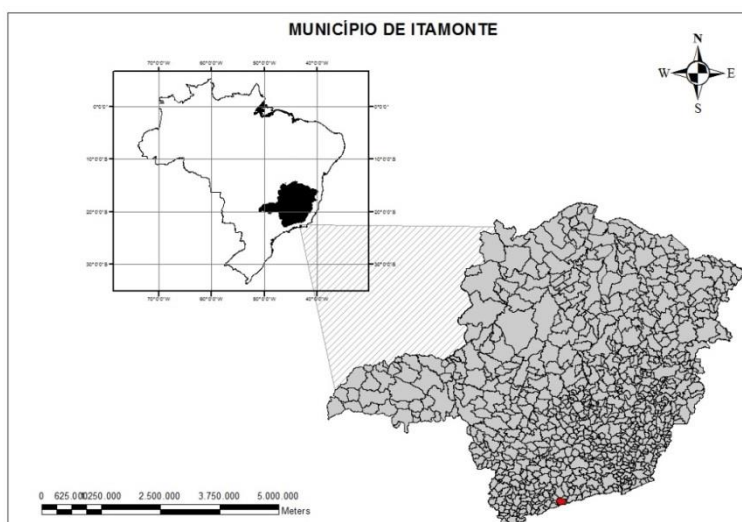


Figura 1. Mapa de localização do município de Itamonte – MG (vermelho).

Figure 1. Location map of the Itamonte county- MG (red).

Seleção da imagem

Foi utilizada uma imagem do satélite RapidEye de alta resolução espacial, com resolução espectral adequada à estudos da vegetação e que atendem as necessidades do estudo, por possuírem resolução espacial de 5m, sendo composta pelas bandas azul, verde, vermelho, red-edge e infravermelho próximo (FARIA, 2013).

Segmentação

Segmentação é o processo que particiona a imagem, subdividindo-a em fragmentos, cujo nível de detalhe está associado à detecção de objetos em regiões de interesse. Primeiramente foi realizado um processo de coleta de amostras das classes de interesse. Para o processo de segmentação foi utilizado o software comercial eCognition Developer 8. A segmentação foi realizada utilizando-se o algoritmo de multi-resolução, que se baseia nos parâmetros de escala, cor e forma. A relação de parâmetros utilizada foi Escala = 45, Forma = 0.1 e Compacidade = 0.5.

Classificação

Foi utilizada a Classificação orientada a objetos, pois possibilita a segmentação em diferentes escalas. Os algoritmos utilizados foram SVM (*Support Vector Machines*) e KNN (*K-Nearest Neighbor*).

Considerando as formas de ocupação do solo na propriedade, suas características espectrais e a resolução espacial das imagens utilizadas no mapeamento, foram definidas três classes de uso do solo: nativa, bambu e solo exposto.

A definição do número de amostras de treinamento foi baseada na distribuição e no tamanho dos fragmentos de bambu, classe de uso de interesse para o estudo. Considerando que as amostras foram por toda a área de estudo e que não houve sobreposição de amostras de treinamento com as de acurácia (FARIA, 2013), foi utilizado o mesmo número de amostras tanto para treinamento quanto para acurácia para cada uma das classes. Para a classe bambu e solo exposto foram coletadas 20 amostras, pois essas classes possuem um pequeno número de segmentos. Já para a classe nativa foram coletadas 70 amostras, pois a classe possui um grande número de segmentos. Assim, as amostras foram coletadas de forma proporcional a área de uso do solo.

A classificação supervisionada utilizando os algoritmos (SVM e KNN) foi executada no software comercial eCognition Developer 8 e foram utilizadas as mesmas amostras de treinamento e de acurácia, para ambos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para verificar a qualidade das classes geradas pelos algoritmos, os resultados foram comparados com as amostras de acurácia coletadas conjuntamente com as amostras de treinamento, coletadas e selecionadas aleatoriamente dentro de cada uma das classes representadas em campo.

Ao final da classificação, foi avaliada a exatidão da classificação pela matriz de confusão em relação à acurácia global, acurácia do usuário e acurácia do produtor.

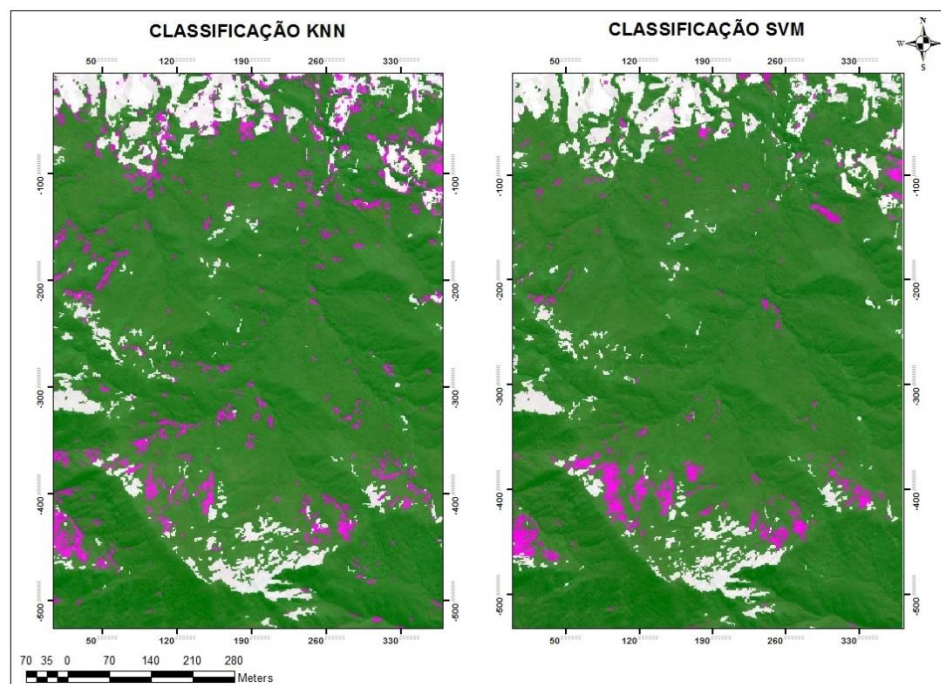


Figura 2. Comparativo de classificações utilizando os algoritmos KNN e SVM. Onde as amostras em verde representam a classe Nativa, branco representa Solo Exposto e Rosa representa a classe Bambu.

Figure 2. Comparative classifications between KNN and SVM algorithms. Samples in green represent the Native class, white represents Bare Soil and pink represents Bamboo class.

De acordo com a matriz de confusão, que expressa quão exata uma área pode ser classificada, a classificação utilizando o algoritmo SVM, obteve respectivamente para as classes nativa, bambu e solo exposto, uma acuracidade do produtor de 91,4%, 75,0% e 95,6%. Apesar da alta acuracidade para as classes nativa e solo exposto, o bambu que representa a classe de maior interesse teve um elevado erro de omissão, pois 25% da área de bambu não foi captada pelo classificador.

Já para o algoritmo KNN, a acuracidade do produtor foi respectivamente 95,7%, 83,3% e 95,6% para as classes nativa, bambu e solo exposto. Comparado ao método SVM, os dados foram iguais para a classe solo exposto e houve um aumento de 4,3% na acuracidade da classe nativa. Para a classe bambu há uma diminuição no erro de omissão de 8,0%. Assim, comparado à classificação anterior, do algoritmo SVM, nota-se uma melhora na classificação, pois seu erro de omissão foi menor.

A acuracidade do usuário no método SVM, foi para as classes nativa, bambu e solo exposto respectivamente: 90,1%, 75,0% e 100,0%, indicando assim, a probabilidade que um pixel classificado no mapa realmente representar essa categoria no campo. A classe nativa teve uma acuracidade satisfatória do usuário. A classe bambu apresentou um erro de comissão de 25%, ou seja, a classificação teve uma baixa acuracidade do usuário, comprometendo a probabilidade do pixel no mapa indicar a classe bambu no campo. No caso do solo exposto não houve erro de comissão, esse fato se deve a sua diferença de reflectância em relação as outras classes nativa e bambu, uma vez que sua assinatura espectral é completamente diferente da vegetação.

No método KNN temos a acuracidade do usuário para as classes nativa, bambu e solo exposto respectivamente: 93,0%, 86,9% e 100,0%. Sendo assim, os resultados para as classes nativa e solo exposto tem uma justificativa semelhante aos resultados anteriores. Para a classe bambu pode-se destacar que houve um erro de comissão de 13,1%, sendo assim menor que o erro de comissão encontrado pelo algoritmo SVM, aumentando a chance do pixel da classe bambu no mapa pertencer à classe.

A acurácia global foi de 88,8% para a classificação utilizando o algoritmo SVM. De acordo com Souza (2009), para um experimento de classificação do bioma caatinga, os valores de exatidão global revelam o alto potencial do algoritmo SVM na classificação de dados de sensoriamento remoto.

Para o algoritmo KNN, obteve-se uma acurácia global de 93,1%. Segundo Fernandes (2012), foi encontrada uma exatidão global de 83,3% para o mapeamento, utilizando o algoritmo KNN a partir da classificação orientada a objetos, em imagens Landsat/TM, aplicada na caracterização da cobertura da terra no Araguaia. Segundo o autor, a classificação orientada a objeto com o classificador pixel-a-pixel foi a que apresentou resultados finais mais promissores.

Segundo Campos (2013), a comparação de duas metodologias de classificação a Watershed + K-Nearest Neighbor (ENVI-EX) e a Crescimento de regiões + Bhattacharya (SPRING 5.2) para processar uma imagem de alta resolução RapidEye, revela que a primeira (KNN) obteve o resultado menos homogêneo e mais coerente, representando maior diferença das classes ilustradas. A mesma classificação revela que o programa ENVI-EX apresentou o resultado que descreve melhor a dinâmica ambiental da região de estudo.

Assim, é possível entender que os dois classificadores tem potencial de uma classificação com elevada acuracidade global, porem sua eficácia pode variar dependendo da classe de cobertura do solo.

CONCLUSÕES

De acordo com os resultados, notou-se que existem dificuldades para separar as classes bambu e nativa devido a semelhança das suas assinaturas espectrais. Os valores em relação à acurácia global, acurácia do produtor e acurácia do usuário se mostraram diferentes, sendo que o classificador KNN apresentou valores superiores ao algoritmo SVM, nesse caso de mapeamento de manchas de bambu. Para uma validação mais precisa do uso dos dois algoritmos são necessários novos estudos utilizando novos parâmetros para a classificação.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- BIANCHINI, C. *et al.* Levantamento de Micro, Meso e Macrofauna na Serra da Mantiqueira através do Método pitfall. In: VII CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, Fortaleza, CE, Brasil, 2011. p. 1-9.
- CAMPOS, A.R. *et al.* Classificação orientada a objeto para mapeamento do uso e cobertura do solo do município de Rio Acima - MG: por crescimento de regiões e por extração de objetos. In: ANAIS XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 2013. p. 1-8.
- DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 18, p. 431-451, 1988.
- FARIA, M.M. *et al.* Avaliação dos algoritmos SVM e Maxver para a classificação de sistemas florestais monodominantes de candeia (*Eremanthus* sp.). In: ANAIS XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 2013. p. 3222-3229.
- FERNANDES, R.R.; NUNES G.M.; SILVA T.S.F. Classificação orientada a objetos aplicada na caracterização da cobertura da terra no Araguaia. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 47, n. 9, p. 1251-1260, 2012.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO). Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/pm_parna_itatiaia_enc4.pdf. Acesso em: 23 Abril, 2014.
- INSTITUTO ALTO-MONTANA. Disponível em: <http://institutoaltomontana.blogspot.com.br>. Acesso em: 27 Março, 2014.
- JAKSIC, F.M.; LIMA, M. Myths and facts on ratadas: Bamboo Blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. *Austral Ecology*, v. 28, n. 3, p. 237-251, 2003.
- JANZEN, D.H. Why Bamboos wait so long flower. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 7, p. 347-391, 1976.
- LUZ, N.B.; ANTUNES, A.F.B.; JUNIOR J.B.T. Segmentação multirresolução e classificação orientada a objetos aplicados a imagens Spot-5 para o mapeamento do uso da terra. *Floresta*, v. 40, p. 429-446, 2010.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Disponível em: <http://www.conservacion.org.br/publicacoes/files/Sumario.pdf>. Acesso em: 20 Maio, 2014.
- NASCIMENTO, R.F.F. *et al.* O algoritmo *Support Vector Machines (SVM)*: avaliação da separação ótima de classes em imagens CCD-CBERS-2. In: ANAIS XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Natal, RN, Brasil, 2009. p. 2079-2086.
- POMPEU, P.V. *et al.* Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma floresta ombrófila densa altomontana a 1900 metros de altitude, na Serra da Mantiqueira, em Itamonte, Minas Gerais. In: XIX CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, Lavras, MG, Brasil, 2010. p. 1-6.
- SANTANA, C.R.; ANJOS, L. Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil. *Biota Neotrop.*, v. 10, n. 2, p. 39- 44, 2010.
- SARMIENTO, C.M. Mapeamento e caracterização de áreas cafeeiras utilizando imagens de alta resolução espacial. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, p. 138, 2014.
- SILVÉRIO, D.V.; MEWS, H.A.; LENZA, E.; MARIMON, B.S. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (POACEAE) sobre a vegetação lenhosa de duas

fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazoniana*, v. 40, n. 2, p. 347-356, 2010.

SOUSA, B.F.S. *et al.* Classificação de bioma caatinga usando *Support Vector Machines* (SVM). In: ANAIS XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Natal, Brasil, 2009. p. 7917-7924.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. *Rev. Brasil. Biol.*, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.

COMPARAÇÃO ENTRE DIFERENTES METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO DE REMANESCENTE DE FLORESTA NATIVA

COMPARISON OF DIFFERENT CLASSIFICATION METHODS OF REMNANT OF NATIVE FOREST

P.Aguiar^{1,3}, T.B. Arantes^{2,3}, C.G. Souza², L.M.T. Carvalho^{2,3}, G. A. Gontijo³, A. C. S. Couto Jr.³

¹ Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil, polyanneaguiar@gmail.com

² Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil, tassiabarantes@gmail.com, passarinho@dcf.ufla.br, carolinagusmaosouza@gmail.com

³ Laboratório de Estudos e Projetos em Manejo Florestal – LEMAF, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil, gustavo.gontijo@lemaf.ufla.br, antonio.coutojr@lemaf.ufla.br

RESUMO

A cobertura da superfície terrestre sofre naturalmente diversas alterações em uma variedade de escalas espaciais e temporais, tanto devido aos aspectos peculiares de suas dinâmicas fenológicas, quanto à ação do homem. O monitoramento de remanescentes florestais é de importância ecológica e ambiental, mas também visa atender a legislação florestal vigente (Lei 12.651/2012). Com isso, o presente trabalho tem como objetivo testar diferentes metodologias de classificação para mapear remanescentes de floresta nativa. Para isso, nós utilizamos uma imagem Rapideye e imagens Landsat com diferentes frequências temporais. Foram testadas seis abordagens de classificação utilizando os algoritmos Suport Vector Machine (SVM) e Bayes (BAY), variando os parâmetros de entrada para a classificação. O melhor resultado foi encontrado utilizando o algoritmo BAY juntamente com parâmetros temporais anuais (Acurácia global=93,60%), seguido da classificação utilizando o algoritmo BAY apenas com os parâmetros espectrais da imagem Rapideye (Acurácia global=92,40%). Dependendo do objetivo e do local de estudo os dois algoritmos podem apresentar resultados semelhantes.

Palavras-chave: SVM, Bayes, séries temporais, uso da terra.

ABSTRACT

Land cover changes occur naturally at various temporal and spatial scales mainly due to phenological aspects and to human activities. Monitoring forest remnants is ecologically and environmentally important, but also aims to meet current forest legislation in Brazil (Federal Law 12.651/2012). Thus, this study aims to test different classification methodologies to map remnants of native forests. We used one Rapideye image and a Landsat time series corresponding to different temporal frequencies. Six classification methodologies were tested using two algorithms, Support Vector Machine (SVM) and Bayesian (BAY), varying the input parameters for classification. The best result was achieved using BAY along with annual temporal parameters (overall accuracy = 93.60%), followed by classification using BAY algorithm only with spectral parameters from Rapideye image (overall accuracy = 92.40%). Depending on the purpose and place of study, the two algorithms can provide desirable results.

Keywords: SVM, Bayes, time series, land use.

INTRODUÇÃO

A cobertura da superfície terrestre sofre naturalmente diversas alterações em uma variedade de escalas espaciais e temporais, tanto devido aos aspectos peculiares de suas dinâmicas fenológicas quanto à ação do homem (MARTÍNEZ e GILBERT, 2009). A degradação do bioma Mata Atlântica, considerado hotspot mundial de biodiversidade, é um exemplo claro do efeito negativo causado, principalmente, por alterações antropogênicas (METZGER, 2009). Por se tratar de uma área cuja paisagem florestal encontra-se extremamente fragmentada, é importante que se faça o monitoramento constante dos remanescentes de floresta nativa, não só por sua importância ecológica e ambiental, mas também para atender a legislação

ambiental vigente. Segundo o Código Florestal (Lei 12.651/2012), o proprietário rural deve manter uma porcentagem de sua área como Reserva Legal, Áreas de Preservação Permanente (APPs) e áreas de uso restrito, tais como áreas de inclinação entre 25° e 45° e pantanais e planícies pantaneiras. Portanto, a fiscalização das propriedades rurais torna-se uma tarefa imprescindível para a conservação ambiental.

Diante disso, buscam-se soluções que possibilitem o monitoramento eficiente do uso da terra no Brasil. Uma solução promissora é o uso de imagens de sensoriamento remoto e algoritmos de processamento de imagens, que permitem a caracterização, monitoramento e mapeamento dessas áreas em diversas escalas espaciais e temporais.

A análise de séries temporais de imagens de sensoriamento remoto tem sido usada para a avaliação da dinâmica da superfície terrestre (STELLMES *et al.*, 2010). Uma das abordagens de análises de séries temporais de dados de sensoriamento remoto é baseada em índices de vegetação, como por exemplo, o NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). Este índice é capaz de derivar informações relacionadas à cobertura e vigor da vegetação das áreas imageadas. Outro índice bastante utilizado é o SAVI (Soil-Adjusted Vegetation Index), que foi criado para sanar algumas limitações encontradas no NDVI, tais como interferência devido à refletância do solo e efeitos de umidade, sem a necessidade de medições em campo para cada área de análise (HUETE, 1988). Já o NDWI (Normalized Difference Water Index) é utilizado para melhorar a separabilidade da água de outros alvos como vegetação, solo e áreas construídas (KLEMENJAK *et al.*, 2012). A análise de tendências presentes em séries temporais de índices derivados de imagens de sensoriamento remoto é adequada para o monitoramento de alterações que ocorrem lentamente e geralmente a longo prazo, bem como de alterações inter-anuais, intra-anuais e permanentes que ocorrem abruptamente ou em intervalos de tempo relativamente mais rápidos (MARTÍNEZ e GILABERT, 2009). No entanto, existe a necessidade de se definir quais índices são mais eficientes e quais classificadores são mais apropriados para o mapeamento da cobertura do solo nas mais diversas configurações ambientais que ocorrem no território brasileiro.

Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo principal testar diferentes metodologias de classificação para mapear remanescentes de floresta nativa no sul do estado de Minas Gerais. Os objetivos específicos são: (1) Avaliar a performance de diferentes algoritmos usados para mapear classes de cobertura do solo; (2) Avaliar atributos derivados dos índices NDVI, SAVI e NDWI em diferentes frequências temporais como parâmetros de entrada aos algoritmos de classificação.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada ao sul do estado de Minas Gerais, Brasil, abrangendo as cidades de Carmo de Minas, Jesuânia, Conceição do Rio Verde, Soledade de Minas e São Lourenço (Figura 1). A vegetação nativa predominante na região é Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana, Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, afloramentos rochosos e campos de altitude (VELOSO *et al.*, 1991), bastante fragmentadas, sendo a parte de uso antropogênico consolidado composta principalmente por cultura cafeeira e áreas de pastagem.

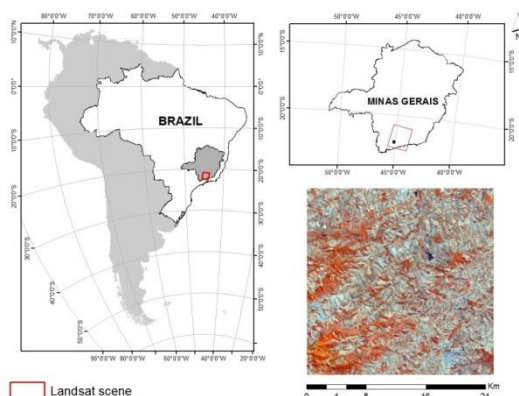


Figura 1. Localização da área de estudo, sul de Minas Gerais, Brasil. Em detalhe, cena RapidEye 2328914.
Figure 1. Location of the study area, southern Minas Gerais, Brazil. In detail, scene RapidEye 2328914.

O clima, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cwb, subtropical de altitude com temperatura média anual entre 17 e 20 °C, apresentando verões muito brandos e úmidos e invernos secos, com um período de estiagem de 5 a 6 meses (MARTINS, 2000).

METODOLOGIA

Foi utilizada uma imagem Rapideye (cena 2328914), com resolução espacial de 5 metros e 5 bandas espectrais (azul, verde, vermelho, borda-vermelha e infravermelho próximo). Esta imagem foi cedida pelo Ministério do Meio Ambiente, com data referente à 19/09/2012.

Foram utilizadas, ainda, 8 imagens Landsat-5 TM, correspondentes à órbita-ponto 218/75, adquiridas entre 2000 e 2011, junto ao portal U.S. Geological Survey (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), produto CDR (Reflectance Climate Data Record Landsat Surface). As imagens Landsat-5 TM possuem resolução espacial de 30 metros e 6 bandas espectrais (azul, verde, vermelho, infravermelho próximo, infravermelho médio e infravermelho distante). Foram calculados os índices de vegetação NDVI e SAVI para as imagens Rapideye e Landsat, e o índice NDWI para a imagem Rapideye, através das seguintes formulas:

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{RED} + \rho_{NIR})} \quad (1)$$

$$SAVI = \frac{(L+0,5)(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{RED} + \rho_{NIR} + L)} \quad (2)$$

$$NDWI = \frac{(\rho_{GREEN} - \rho_{NIR})}{(\rho_{GREEN} + \rho_{NIR})} \quad (3)$$

Onde: ρ_{NIR} = banda do infra-vermelho próximo; ρ_{RED} = banda do vermelho; L = constante que varia de 0 a 1, Segundo a biomassa da vegetação. Aqui, utilizamos o valor de 0,5; ρ_{GREEN} = banda do verde.

A imagem Rapideye foi segmentada usando o algoritmo *multi-resolution segmentation*, com parâmetro relativo à escala de 180, e parâmetros relativos à *shape* e *compactness* de 0,3 e 0,6, respectivamente. Estes valores foram escolhidos dentre diversas combinações que foram avaliados visualmente. Em seguida, foram calculadas a média, desvio padrão, brilho e máxima diferença para cada objeto em cada banda das imagens utilizadas.

Foram testadas seis configurações de classificação utilizando os algoritmos Support Vector Machine (SVM) e Bayes (BAY), variando os parâmetros de entrada para a classificação, conforme Tabela 1. Utilizamos as seguintes classes: Remanescente Nativo, Uso Antropogênico e Corpos D'água. As amostras de treinamento foram às mesmas para todas as classificações.

Tabela 1. Parâmetros testados no processo de classificação com diferentes algoritmos.

Table 1. Parameters tested in the classification process with different algorithms.

Algoritmos	Classificação	Parâmetros
SVM	1	A
	2	A + B
	3	A + C
BAY	4	A
	5	A + B
	6	A + C

A = Brilho, máxima diferença, média e desvio padrão das bandas 2, 3, 4 e 5 Rapideye, media e desvio padrão dos índices NDVI, SAVI e NDWI Rapideye.

B = media e desvio padrão dos índices NDVI e SAVI Landsat nas datas 09/09/2001; 17/10/2003; 03/08/2005; 25/08/2007; 29/07/2009; 05/09/2011.

C = media e desvio padrão dos índices NDVI e SAVI Landsat nas datas 17/06/2011; 05/09/2011 e 07/10/2011.

O algoritmo Support Vector Machine foi desenvolvido por Vladimir Vapnik (1998), esse algoritmo seleciona um pequeno número de ocorrências de fronteiras críticas denominadas “Vetores de suporte” de cada classe para construir uma função discriminante linear que as separam da forma mais ampla possível (WITTEN *et al.*, 2011). As classes são separadas por identificação de um hiperplano de separação linear ideal (WIELAND e PITORRE, 2014).

O algoritmo Bayes é um modelo de classificação probabilística simples baseada na regra de Bayes e “naïvely” que pressupõe independência entre as classes (WITTEN *et al.*, 2011; CRACKNELL e READING, 2014; WIELAND e PITORRE, 2014). Ele supõe a distribuição normal dos atributos para cada classe, assumindo como sendo uma mistura Gaussiana dos componentes por classe (WIELAND e PITORRE, 2014).

A fim de verificar a acurácia das classificações foram coletados separadamente 250 pontos como dados de validação. Essas amostras foram selecionadas aleatoriamente e classificadas visualmente com o auxílio do Google Earth (<http://earth.google.com/>). Posteriormente, utilizamos o coeficiente Kappa e acurácia global como critério de avaliação.

Os valores de acurácia das imagens classificadas foram comparados usando o Teste McNemar (FODDY, 2004; MAS *et al.*, 2010). Tal teste, não paramétrico, avalia a significância estatística das diferenças entre as duas classificações, baseando-se em matrizes de confusão de duas dimensões. A equação do teste pode ser expressa por:

$$x^2 = \frac{(f_{12} - f_{21})^2}{f_{12} + f_{21}} \quad (4)$$

A avaliação do teste é baseada na distribuição de chi-quadrado (x^2). Assim, o valor de chi-quadrado calculado é comparado com o valor de chi-quadrado tabelado indicando sua significância estatística (FODDY, 2004; MAS *et al.*, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das classificações são mostrados na Figura 2 e Tabela 2. O melhor resultado foi encontrado para a Classificação 5 (Bay, A+B), seguido da Classificação 4 (Bay, A). As classificações 3 e 6 apresentaram o mesmo índice de acerto (88,40%). Os resultados mostram que os parâmetros temporais melhoram o processo de classificação, utilizando o algoritmo BAY. A classificação utilizando os parâmetros A+C apresentou o melhor resultado para o algoritmo SVM, porém apresentou o pior resultado para o algoritmo BAY.

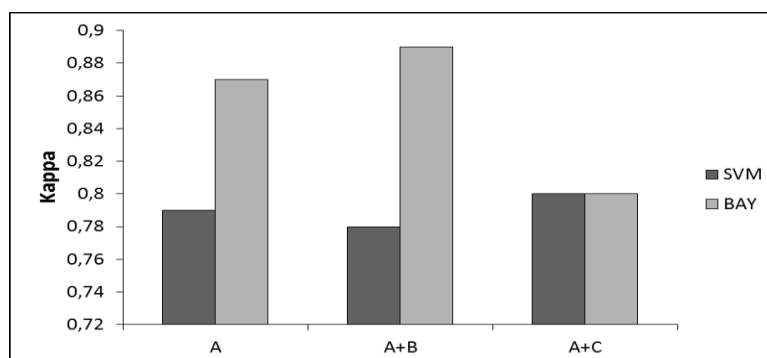


Figura 2. Valores de Kappa para os parâmetros utilizados na classificação.

Figure 2. Kappa values for the parameters used in the classification.

Os resultados das combinações dos parâmetros A+B utilizando o algoritmo BAY, obteve a maior acurácia entre todas as classificações com 93,60% de acerto. Nesta classificação, a classe Área antropogênica apresentou os maiores índices de acerto quando comparado às outras classificações. O acerto da classe Remanescente foi semelhante para todas as classificações.

Wieland e Pitorre (2014) mostraram que o SVM teve melhor desempenho nas classificações, porém os autores não utilizaram parâmetros temporais. Além disso, segundo os mesmos autores, o BAY mostrou um comportamento instável sob diferentes cenários, o que também pode ser visto na acurácia das classificações por classe de cobertura do solo (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros testados no processo de classificação com diferentes algoritmos.

Table 2. Parameters tested in the classification process with different algorithms.

Acurácia	SVM-A	SVM-A+B	SVM-A+C	BAY-A	BAY-A+B	BAY-A+C
Acurácia Global	88,00%	87,60%	88,40%	92,40%	93,60%	88,40%
Remanescente	100%	100%	100%	98,18%	98,18%	100%
Área Antropogênica	80,91%	80%	81,82%	87,27%	92,73%	81,82%
Água	70%	70%	70%	90%	80%	70%

O uso de parâmetros temporais leva em consideração as características da dinâmica dos diversos tipos de cobertura do solo (VIEIRA *et al*, 2012), no caso dessa área de estudo que apresenta culturas com variações temporais, tais parâmetros foram relevantes para melhorar os resultados das classificações.

As comparações das classificações utilizando o Teste McNemar não foram significativas (Tabela 3). Porém, podemos perceber visualmente na Figura 3 que o algoritmo BAY classificou menos objetos como pertencentes à classe Remanescente quando comparado algoritmo SVM. E isso pode ter ocorrido porque o algoritmo SVM confundiu as culturas cafeeiras e de eucalipto com a classe Remanescente. Como visto na Tabela 2, o algoritmo BAY obteve melhor desempenho classificando Áreas Antropogênica.

Tabela 3. Comparações de classificações realizadas utilizando o teste de McNemar com $X^2=3.81$ tabulado.

Table 3. Classification comparisons undertaken used McNemar's Test with tabulated $X^2=3.81$.

Classificação 1	Classificação 2	X^2	Significante?
BAY-A	BAY-A+B	0,073	Não
BAY-A	BAY-A+C	0,800	Não
BAY-A+B	BAY-A+C	1,352	Não
SVM-A	SVM-A+B	0,008	Não
SVM-A	SVM-A+C	0,008	Não
SVM-A+B	SVM-A+C	0,032	Não
BAY-A	SVM-A	0,968	Não
BAY-A	SVM-A+B	1,152	Não
BAY-A	SVM-A+C	0,800	Não
BAY-A+B	SVM-A	1,568	Não
BAY-A+B	SVM-A+B	1,800	Não
BAY-A+B	SVM-A+C	1,352	Não
BAY-A+C	SVM-A	0,008	Não
BAY-A+C	SVM-A+B	0,032	Não
BAY-A+C	SVM-A+C	0,032	Não

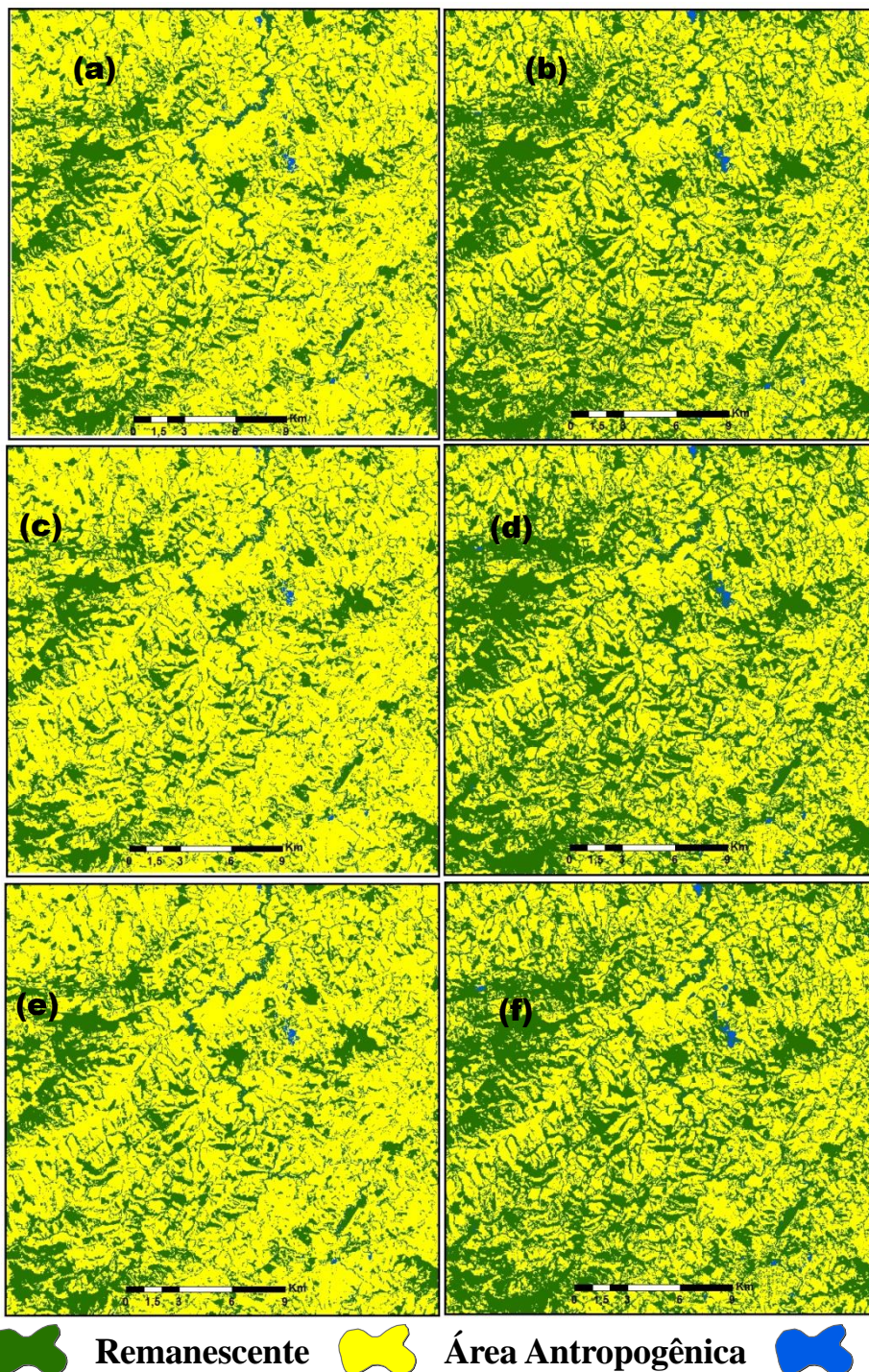


Figura 3. Resultados das classificações utilizando diferentes parâmetros e algoritmos de classificação: (a)BAY-A; (b)SVM-A; (c)BAY-A+B; (d)SVM-A+B; (e)BAY-A+C; (f)SVM-A+C.

Figure 3. Results of classifications using different parameters and classification algorithms: (a)BAY-A; (b)SVM-A; (c)BAY-A+B; (d)SVM-A+B; (e)BAY-A+C; (f)SVM-A+C.

CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que o uso do algoritmo BAY, juntamente com os parâmetros temporais, tiveram melhores resultados para a classificação de todos os usos da terra. Porém, todas as classificações utilizando o SVM obtiveram 100% de acerto ao classificar Remanescentes, mas, o mesmo classifica erroneamente algumas Áreas Antropogênicas como café e eucalipto.

Com isso, a depender do objetivo e do local de estudo os dois algoritmos podem obter resultados desejáveis. E mesmo não havendo diferenças significantes entre as acurácias das classificações, visualmente, há diferenças entre as classificações, tanto em relação ao algoritmo quanto ao uso de parâmetros temporais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) para o apoio financeiro e a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de estudos concedida aos autores.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 29/05/2014.
- CRACKNELL, M.J.; READING, A.M. Geological mapping using remote sensing data: A comparison of five machine learning algorithms, their response to variations in the spatial distribution of training data and the use of explicit spatial information, *Comput. Geosci.*, v. 63, pp. 22-33, 2014.
- FOODY, G.M. Thematic Map Comparison: Evaluating the Statistical Significance of Differences in Classification Accuracy, *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, v. 70, n. 5, pp. 627-633, 2004.
- HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v. 25, p. 53-70, 1988.
- KLEMENJAK, S. *et al.* Unsupervised river detection in Rapideye data. *IGARSS*, pp. 6860-6863, 2012.
- MARTÍNEZ, B.; GILABERT, M.A. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. *Remote Sensing of Environment*, 113(9), pp. 1823-1842. 2009.
- MARTINS, C.S. Caracterização física e fitogeográfica de Minas Gerais. In: MENDONÇA, M. P.; LINS, L. V. (Ed.). Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, p. 35-43. 2000.
- MAS, J.F. *et al.* Sensitivity of landscape pattern metrics to classification approaches, *For. Ecol. Manage.*, v. 259, n. 7, pp. 1215-1224, Mar. 2010.
- METZGER, J.P. Editorial conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Boston, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.
- STELLMES, M. *et al.* Dryland observation at local and regional scale - Comparison of Landsat TM/ETM+ and NOAA AVHRR time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(10), pp. 2111-2125. 2010.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 123 p. 1991.
- VIEIRA, M.A. *et al.* Object Based Image Analysis and Data Mining applied to a remotely sensed Landsat time-series to map sugarcane over large areas, *Remote Sens. Environ.*, v. 123, pp. 553-562, 2012.
- VAPNIK, V.N. *Statistical Learning Theory*, p. 732. 1998.
- WIELAND, M.; PITTORE, M. Performance Evaluation of Machine Learning Algorithms for Urban Pattern Recognition from Multi-spectral Satellite Images, *Remote Sensing*, vol. 6, no. 4, pp. 2912-2939. 2014.
- WITTEN, I.H. *et al.* *Data Mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques*, Third, p. 629. 2011.

COMPARACIÓN DE LAS CLASIFICACIONES DE UNA IMAGEN DE LA CÁMARA ULTRACAM D EMPLEANDO MÁQUINAS DE SOPORTE VECTORIAL, ÁRBOLES DE DECISIÓN Y BOSQUES ALEATORIOS

Orlando Riaño Melo

oriano@unal.edu.co

RESUMEN

En este artículo se comparan los resultados obtenidos con los métodos Máquinas de Soporte Vectorial (SVM), Árboles de Decisión (DT) y Bosques Aleatorios (RF), los cuales se aplicaron para clasificar una imagen del parque Simón Bolívar de Bogotá. El clasificador SVM empleó como kernel la función de base radial en la solución del problema de clasificar cobertura del suelo. Las reglas desarrolladas mediante DT se implementaron automáticamente con base en los niveles digitales de la imagen. La clasificación se realizó de manera supervisada tomando 500 puntos de entrenamiento aleatoriamente dentro de la zona de estudio que incluyeron siete clases de cobertura. La evaluación de exactitud temática obtenida se realizó a partir de 1000 puntos de validación aleatorios. Para el clasificador RF se emplearon 300 árboles y sólo 500 puntos de validación. El estudio indica que la clasificación con el algoritmo RF fue mejor que con los algoritmos SVM y DT. El índice Kappa de SVM fue 0,885, el de DT fue 0,677 mientras que el obtenido con RF fue 0,926.

Palabras clave: Máquinas de Soporte Vectorial, Árboles de Decisión, Bosques Aleatorios, Función Kernel, Vectores de Soporte, Hiperplano de separación, Reglas de Decisión.

ABSTRACT

This article compares the results obtained with the methods, Support Vector Machines (SVM), Decision Trees (DT) and Random Forests (RF), which is applied to classify an image of Simon Bolivar Park in Bogotá. The classifier SVM kernel used as radial basis function in solving the problem of classifying land cover. The rules developed by the DT automatically implemented based on the digital levels of the image. The classification is performed so supervised training points taking 500 randomly within the area of study included seven cover classes. Thematic accuracy assessment was obtained from 1000 random validation points. For the RF classifier was used 300 trees and only 500 validation points. The study indicates that the RF classification algorithm was better than SVM and DT algorithms. The SVM Kappa index was 0,885, the DT was 0,677 while that obtained with RF was 0,926.

INTRODUCCIÓN

Los métodos estadísticos de mínima distancia y máxima verosimilitud, ampliamente usados para clasificar imágenes de percepción remota tienen algunas limitaciones, particularmente relacionadas con las hipótesis de distribución normal y restricciones a los datos de entrada (MATHER, 2004; MAS y FLORES, 2008; MOUNTRAKIS *et al.*, 2011). Diversos estudios han demostrado que los sistemas expertos, las Máquinas de Soporte Vectorial (SVM), los Árboles de Decisión (DT) y los Bosques Aleatorios (RF) pueden emplearse como métodos alternativos, con buenos desempeños, para resolver problemas de clasificación y de regresión en los que se han aplicado los enfoques tradicionales (TSENG *et al.*, 2008; MAS y FLORES, 2008; Mountrakis *et al.*, 2011). En los años recientes, las SVM y los RF han venido ganando terreno y reconocimiento (BURGES *et al.*, 1999; BREIMAN, 2001). La teoría sobre SVM se basa en la idea de minimización de riesgo estructural propuesto por VAPNIK en 1995.

Las SVM han mostrado mejor desempeño que las redes neuronales, en algunas aplicaciones (Burges, 1998) lo que ha permitido considerarlas como poderosas herramientas para resolución de problemas de clasificación. Una SVM transforma los datos de entrada por medio de una función kernel, que emplea el producto escalar, a un espacio de características de mayor dimensión, donde es posible encontrar el hiperplano óptimo que separe las clases y maximice el margen m entre ellas tal como se muestra en la Figura 1.

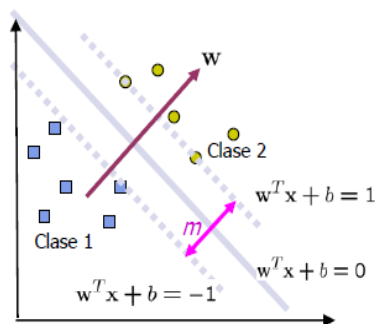


Figura 1. Hiperplano entre dos clases en el espacio transformado. (Betancourt, 2005).

Maximizar el margen m es un problema de programación cuadrática (QP) que puede ser resuelto con multiplicadores de Lagrange en su versión dual. El hiperplano óptimo encontrado se define combinando algunos puntos de entrenamiento seleccionados por el algoritmo, llamados vectores de soporte.

Un DT, es una herramienta para solución de problemas de clasificación y regresión. Se basa en un esquema multiestado o de decisión jerárquica o de estructura de árbol. El árbol se compone de un nodo raíz (que contiene todos los datos), un conjunto de nodos inter-nos y nodos terminales (hojas). En cada nodo del DT se toma una decisión binaria que se para el dato en una u otra clase. El procesamiento se lleva a cabo de manera descendente hasta alcanzar un nodo hoja (XU *et al*, 2005).

El clasificador RF es una combinación de árboles predictores en el que cada árbol depende de los valores de un vector aleatorio probado independientemente y con la misma distribución para cada uno de estos. Se construye una larga colección de árboles no correlacionados y luego se les promedia (BREIMAN, 2001).

La clasificación automática de la cobertura de uso del suelo es importante y básica en las áreas de los Sensores Remotos (SR) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG's). El éxito en el desarrollo de los sistemas de clasificación, permite mejorar su exactitud temática lo que genera grandes beneficios medioambientales y económicos. La clasificación de coberturas y uso del suelo a partir de imágenes multispectrales es un problema complejo debido al traslape en el espacio espectral entre las diferentes clases (LIZA-RAZO, 2005).

El objetivo de este estudio consiste en clasificar la cobertura del suelo en la imagen multispectral empleando los clasificadores SVM, DT y RF y comparar la exactitud de la clasificación brindada por estos métodos. Se evaluará si la hipótesis que RF permite obtener mejores resultados que SVM y DT es cierta.

Fundamentos

En esta sección se dará una breve introducción teórica a las SVM's, DT's y RF, para su empleo en problemas de clasificación.

Máquinas de Soporte Vectorial (SVM's)

Una Máquina de Soporte Vectorial es un sistema de aprendizaje automático que permite resolver problemas de clasificación y regresión de manera eficiente. La SVM se basa en la Teoría de Aprendizaje Estadístico (VAPNIK, 1998). Su éxito se debe a las siguientes ventajas: (i) poseen una fundamentación matemática sólida, (ii) están basadas en el concepto de la minimización del riesgo estructural (KECMAN, 2001), es decir, minimizar la probabilidad de una clasificación errónea sobre nuevos ejemplos, y (iii) disponen de potentes herramientas y algoritmos para encontrar la solución óptima rápida y eficientemente.

Caso de separabilidad lineal entre dos clases

Para resolver un problema de clasificación, la SVM debe definir una superficie de decisión adecuada con base en el conjunto de datos de entrenamiento. Esa superficie de decisión es un hiperplano que separa los patrones de entrenamiento en dos clases, según se hallen a uno u otro lado de él.

En un problema separable linealmente existen muchos hiper planos que pueden clasificar los datos. Así, las SVM hallan el único hiperplano que maximiza la distancia (llamada margen) entre él y el dato más cercano de cada clase. A este hiperplano se le llama *hi-perplano de separación óptima* y viene dado por:

$$w^t \bullet x + b = 0 \text{ donde } w, x \in \mathfrak{R}^n \text{ y } b \in \mathfrak{R}$$

Se debe encontrar el vector de pesos w y el valor de b , que contiene la ponderación de cada atributo, indicando la cantidad de aporte en el proceso de clasificación y el umbral de decisión, respectivamente (Betancourt, 2005). Así, se puede separar el punto x_i de acuerdo con la función signo del hiperplano. Esto es:

$$f(x_i) = \text{sign}(w^t \bullet x_i + b) = \begin{cases} w^t \bullet x_i + b \geq 1, & y_i = 1 \\ w^t \bullet x_i + b \leq -1, & y_i = -1 \end{cases}$$

donde el signo resultante indicará a cual cla se y_i pertenece un dato determinado. Esta expresión genera gran economía computacional, debido a que la función no se realiza para todos los puntos de entrenamiento, sino únicamente sobre los vectores de soporte que por lo general es un pequeño porcentaje de n .

Caso de separabilidad no lineal

Al no existir una superficie de decisión lineal apropiada en el espacio de entrada, se transforma el vector de entrada a un espacio de mayor dimensión \mathfrak{R}^c llamado espacio de características τ , que está dotado de producto escalar. Al elegir el espacio τ apropiado, se realiza la transformación y se busca el hiperplano de separación óptima de la misma manera del caso anterior y que será lineal en \mathfrak{R}^c , pero es un hiperplano no lineal en el espacio de entrada \mathfrak{R}^n .

Al suponer que esta transformación se realiza mediante una función no lineal de la forma:

$$\phi(X): \mathfrak{R}^n \rightarrow \mathfrak{R}^c, c > n, \text{ definida por}$$

$$\phi(X) = (\phi_1(X), \phi_2(X), \dots, \phi_c(X))$$

Se observa una dificultad para hallar el hiperplano de separación óptima en τ debido a que replantea el objetivo de minimización donde los vectores de entrena-miento solo aparecen en la forma de producto escalar, pero definido en el espacio de características. El cálculo de es exigente computacionalmente, debido a que $c > n$. Este grave inconveniente se soluciona con las funciones kernel.

$$\phi(X_i) \bullet \phi(X_j)$$

Función kernel

Como no se tiene conocimiento de la función de transformación $\phi(X)$, el cálculo de la función de decisión es imposible. Sin embargo, la SVM posee la buena propiedad que no es necesario tener ningún conocimiento

acerca de $\phi(X)$. Sólo se necesita una función K, llamada kernel, que calcule el producto es-calar de los puntos de entrada en el espacio de características (KECMAN, 2001), es decir:

$$K: \mathcal{R}^n \times \mathcal{R}^n \rightarrow \mathcal{R}, \text{definida por}$$

$$K(X_i, X_j) = \phi(X_i) \bullet \phi(X_j)$$

Con el empleo de esta función se obtiene el producto escalar en el espacio de características, pero realizando el cálculo en el espacio de entrada cuyo grado de complejidad es menor.

Los tipos de funciones kernel más utilizados son: polinomial-homogénea, perceptrón, función de base radial y sigmooidal (TSO and MATHER, 2009).

Árboles de decisión (DT's)

Un árbol de decisión es un enfoque inductivo típico de aprendizaje de conocimiento de la clasificación. Durante finales de 1970's y comienzos de 1980's el investigador J. Ross Quinlan desarrolló un algoritmo de árbol de decisión conocido como ID3 (Iterative Dichotomiser). Se comienza con un conjunto de tuplas y sus respectivas etiquetas de clase. El conjunto es particionado recursivamente en subconjuntos más pequeños a medida que se construye el árbol. El DT es una estructura de árbol jerárquica que usa para clasificar clases basadas en una serie de preguntas (o reglas) acerca de los atributos de la clase. Estos atributos de clase pueden ser variables de cual-quier tipo con valor binario, nominal, ordinal y cuantitativo, mientras que la clase debe ser de tipo cualitativo (categórica o binaria, u ordinal). En otras palabras, todo DT comienza con un nodo al que pertenecen todos los casos de la muestra que se quiere clasificar, a este nodo se le denomina nodo raíz. Además del nodo raíz, en un DT pueden nodos inter-nos y nodos terminales, que también se denominan hojas. Los nodos internos se corresponden con una condición elegida en el conjunto de atributos y cada ramificación de un nodo interno representa un valor del dominio de la condición del atributo. Los nodos terminales u hojas contienen una única etiqueta, que corresponde, en este caso, a la cobertura del suelo. Desde la raíz del árbol hasta una determinada hoja, el camino con-forma una regla de clasificación. En la Figura 2 se observa el DT para el caso de estudio.

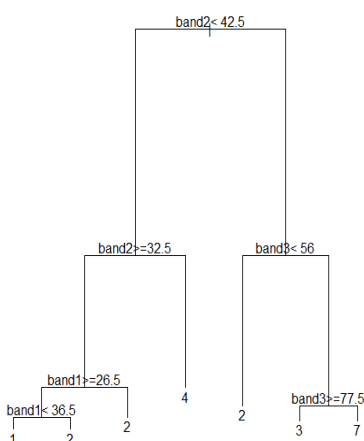


Figura 2. Clasificador DT de la imagen de estudio.

Bosques Aleatorios (RF)

El clasificador de conjunto RF utiliza árboles de decisión como clasificadores base, en el que cada clasificador contribuye con un voto para la asignación de la clase más frecuente al vector de entrada. RF

incrementa la diversidad de los árboles de decisión haciéndolos crecer a partir de diferentes subconjuntos de datos creados mediante un procedimiento denominado bagging (BREIMAN, 1996). Bagging es una técnica diseñada para la creación de datos de entrenamiento que remuestrea aleatoriamente el conjunto de datos originales con reemplazamiento, es decir, sin eliminar el conjunto de datos seleccionados de forma previa a la elección del siguiente subconjunto. Por tanto, algunos datos pueden ser usados más de una vez en el entrenamiento de los clasificadores individuales. Esta propiedad de los RF los hace menos sensibles a ligeras variaciones de los datos de entrada (cambios en el entrenamiento, puntos aislados, ruido), y, al mismo tiempo, incrementa la exactitud de las clasificaciones (BREIMAN, 2001; RODRIGUEZ-GALIANO *et al.*, 2012).

DATOS Y MÉTODOS

Datos

EL área de estudio es el Parque Simón Bolívar que ocupa 113 hectáreas en el cual pueden practicarse múltiples actividades físicas. Se encuentra situado en el centro de la ciudad de Bogotá-Colombia (Figura 3). En la zona de estudio se identificaron las siguientes clases de cobertura y uso: agua (Ag), pastos (Ps), zonas duras (Zd), árboles (B/a), pista atlética (Pa), sombras (Sm) y construcciones (Cn).

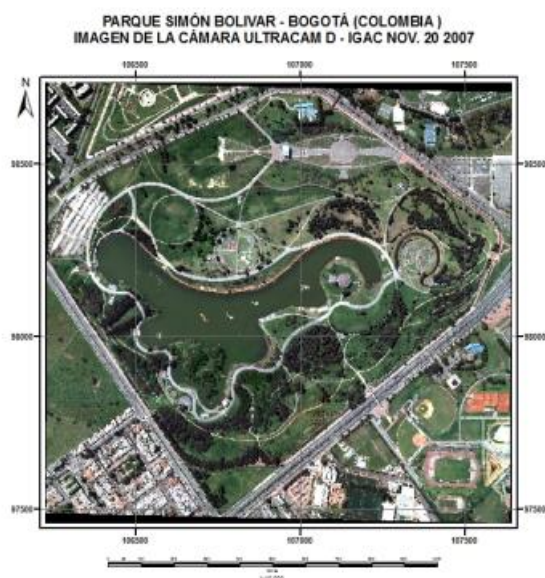


Figura 3. Composición verdadero color del Parque Simón Bolívar.

Se empleó una imagen multiespectral de 1292 filas por 1806 columnas con resolución espectral en los canales azul (390-470 nm), verde (420-580 nm) y rojo (620-690 nm) visibles de la cámara Ultracam D, tomadas en noviembre de 2007, con resolución espacial original de 20 cm.

El procesamiento de los datos se realizó utilizando diferentes implementaciones de clasificadores, incluidos en el paquete de software estadístico libre R versión 2.15.2 (R, 2012).

Método

Los pasos generales seguidos para hallar la clasificación con SVM, DT y RF se muestran en las Figuras 4, 5 y 6 y se describen a continuación.

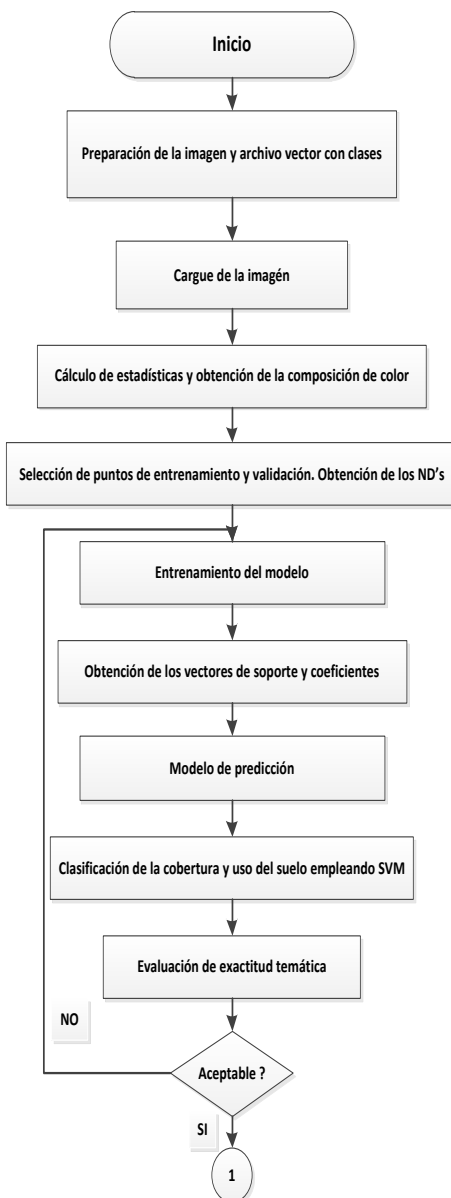


Figura 4. Diagrama de flujo del método SVM.

Preparación de la imagen y archivo vector con clases

La imagen de la cámara Ultracam D de la zona de estudio tiene 20 cm de resolución espacial. Sin embargo, en las primeras pruebas con el algoritmo SVM no se alcanzó la terminación del proceso debido al gran tamaño de la imagen y a su fina resolución espacial. Por lo tanto, se hizo necesario re-muestrear la imagen a tamaño de píxel de 50 cm. Los polígonos en negro de la Figura 8 muestran el archivo vector de las clases en estudio.

Cargue de la imagen

Se procedió a especificar el directorio de trabajo en el que se copió la imagen, se cargaron las librerías *foreign*, *kernlab*, *maptools*, *mda*, *randomForest*, *raster*, *rgdal*, *sp* y *vcd* y se apilaron las bandas en el objeto *img*, como se muestra en el código del anexo. Además, se leyó la capa vector que contiene las diferentes clases tomadas en el terreno (puntos de entrenamiento).

Cálculo de estadísticas y elaboración de la composición verdadero color

En este paso, se realizaron las estadísticas unibanda y multibanda de la escena. En la Figura 7, se ilustra el histograma de cada banda y la correlación existente entre pares de bandas. Como era de esperarse se obtuvieron valores altos, debido a que las tres bandas están adyacentes espectralmente.

Se realizó la composición verdadero color con las tres bandas proporcionadas por la cámara Ultracam D, 321(RGB) que se puede apreciar en la Figura 3.

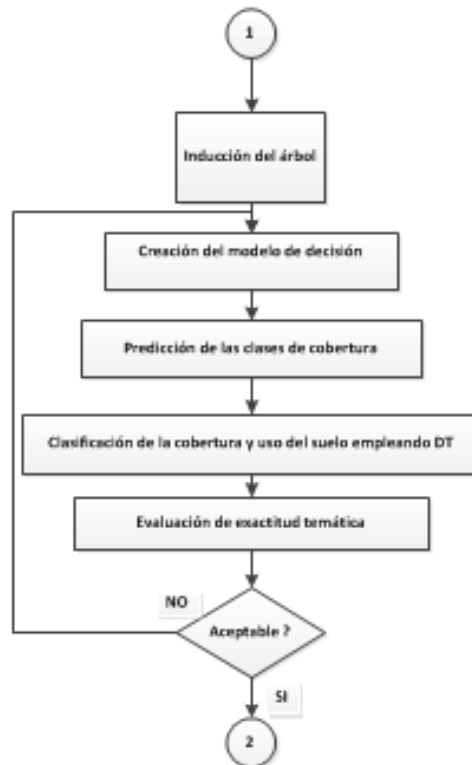


Figura 5. Diagrama de flujo del método DT.

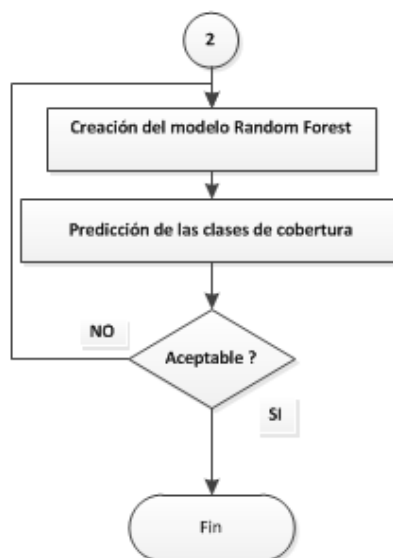


Figura 6. Diagrama de flujo del método RF.

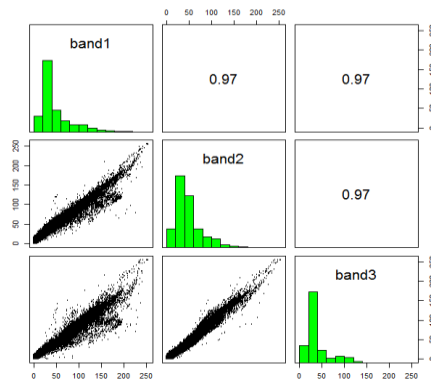


Figura 7. Histogramas y correlaciones entre pares de bandas de la escena de la zona de estudio.

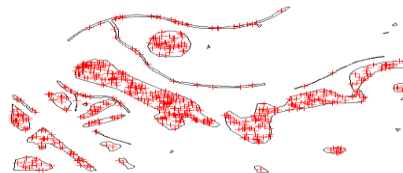


Figura 8. Capa vector con los 500 puntos de entrenamiento.

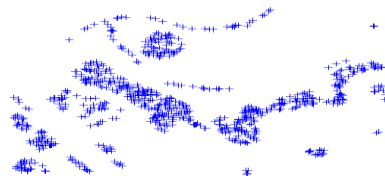


Figura 9. Capa que muestra la distribución de los 1000 puntos de validación.

Selección de puntos de entrenamiento y validación

En las primeras pruebas se emplearon 50 puntos de entrenamiento y 100 de validación

escogidos aleatoriamente y sin semilla, lo que no permitió una buena exactitud temática. Se cambió la muestra a 200 y 400 puntos respectivamente, lográndose una pequeña mejoría en los indicadores temáticos. Finalmente se obtuvieron mejores resultados con 500 puntos de entrenamiento (Figura 8) y 1000 puntos de validación (Figura 9). Se extrajeron los niveles digitales y los valores de clase de todos y cada uno de los puntos muestra.

Entrenamiento del modelo

Para tal fin se empleó el algoritmo *ksvm* de R, empleando la función kernel de base radial, con valor de 50 como costo de penalización para que haya un balance entre la maximización del margen y la asignación equivocada de clases.

Obtención de los coeficientes α 's y b

El algoritmo determinó 116 vectores de soporte y 21 valores de α 's y b para la definición de la función objetivo.

Modelo de predicción

Se aplicó la instrucción *predict* de R para usar el modelo SVM para predecir la clase de cobertura y uso de toda la imagen y con el comando *raster* de R se creó una capa con las clases de cobertura obtenidas por el algoritmo SVM. El resultado se puede apreciar en el archivo anexo.

Clasificación de la cobertura por SVM

Se aplica la predicción a la totalidad de la imagen, lo que permite obtener el resultado que se muestra en la Figura 10.

Evaluación de exactitud temática

En los casos en que las clases obtenidas no coinciden completamente con la verdad obtenida en el terreno, se pueden cambiar u optimizar los valores para los parámetros de c y σ en el algoritmo para mejorar la clasificación. De todas formas, se hace necesario realizar una evaluación de la exactitud temática de la clasificación obtenida, que se logra evaluando la matriz de confusión, el porcentaje correctamente clasificado (PCC) y el índice Kappa.

Inducción del árbol

Se hace uso de la librería *rpart* (recursive partition) para realizar la inducción de un árbol para clasificar cobertura y uso del suelo a partir de los puntos de entrenamiento que se definieron. Se contempla la medida de disimilitud dada por el índice Gini. Este índice mide la impureza de una característica de entrada con respecto a las clases. El índice alcanza su mínimo (cero) cuando todos los atributos en el nodo están dentro de una sola clase de información (TSO y MATHER, 2009).

Creación del modelo de decisión

En la creación del modelo se empleó la medida de impureza Gini para determinar sobre que atributo se realiza la partición.

Predicción y clasificación de las clases de cobertura

Con el uso de la instrucción *rpart* se predice la clase de cobertura y se aplica para la totalidad de la imagen.

Evaluación de exactitud temática

Se calcula la matriz de confusión, el porcentaje correctamente clasificado y el índice kappa.

Creación del modelo Random Forest

Con el uso de la instrucción *random Forest* se crea el modelo. El RF sólo necesita la definición de dos parámetros para la generación de un modelo de predicción: el número de árboles de clasificación (300 en nuestro caso) y el número de variables predictivas que son usadas en cada nodo para hacer crecer los árboles de decisión.

Predicción de las clases de cobertura

Con el uso de la instrucción *predict* se realiza la predicción de clase de cobertura y se aplica para la totalidad de la imagen. Seguidamente se evalúa la exactitud temática de la clasificación obtenida.

RESULTADOS

Las Figuras 10, 11 y 12 muestran los resultados obtenidos de la clasificación con la aplicación de los algoritmos SVM, DT y RF respectivamente. La convención para las clases de cobertura y uso son: 1. Agua (Ag), 2. Pastos (Ps), 3. Zonas duras (Zd), 4. Bosques/Árboles (B/a), 5. Pista atlética (Pa), 6. Sombras (Sm) y 7. Construcciones (Cn).

El árbol de decisión de la Figura 2 muestra que la segunda banda es la de mayor importancia en la discriminación de las clases y también se evidencia claramente que el clasificador no pudo separar la pista atlética ni las sombras, las cuales se clasificaron en las clases de zonas duras y árboles respectivamente.

La Figura 13 presenta la matriz de confusión que se obtiene para esta clasificación temática del uso y cobertura del suelo del parque Simón Bolívar con el uso de una SVM.

Esta clasificación produjo un porcentaje correctamente clasificado (PCC) del 93% y un índice Kappa de 0,885, que satisface el porcentaje de clasificación correcta y que la hace aceptable (TSO and MATHER, 2009), además de cumplir adecuadamente con el estándar de ser mayor que 0,8 para ser calificada como muy buena (CONGALTON, 1991). El intervalo de confianza al 95% de PCC va de 91,2% a 94,4%.

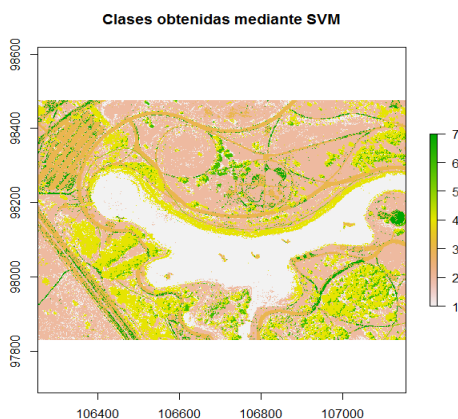


Figura 10. Clasificación con el uso de SVM.

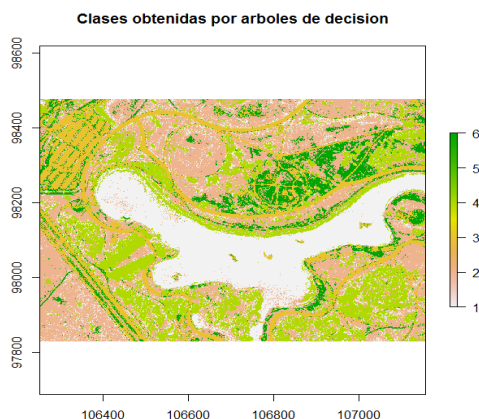


Figura 11. Clasificación con el uso de DT.

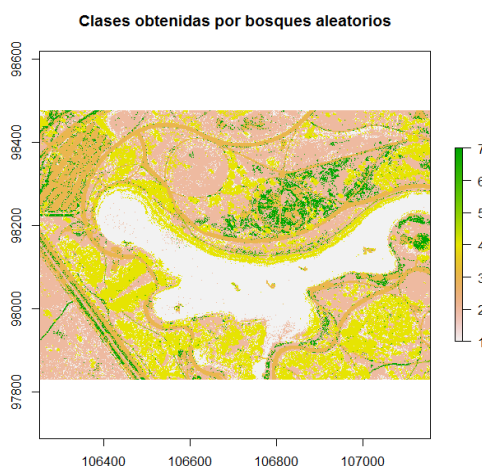


Figura 12. Clasificación con el RF.

La Figura 14 presenta la matriz de confusión obtenida para la clasificación temática del uso y cobertura del suelo del parque Simón Bolívar con el uso de un DT. Esta clasificación produjo un porcentaje correctamente clasificado del 91% y un índice Kappa de 0,677, que la califica como moderada (CONGALTON, 1991). El intervalo de confianza al 95% de PCC va de 89,1% a 92,6%.

La Figura 15 presenta la matriz de confusión que se obtiene para esta clasificación temática del uso y cobertura del suelo del parque Simón Bolívar con el uso del algoritmo RF. Esta clasificación produjo un porcentaje correctamente clasificado (PCC) del 95,6% y un índice Kappa de 0,926, que satisface el porcentaje de clasificación correcta y que la hace aceptable (TSO and MATHER, 2009), además de cumplir adecuadamente con el estándar de ser mayor que 0,8 para ser calificada como muy buena (CONGALTON, 1991). El intervalo de confianza al 95% de PCC va de 94,1% a 96,7%.

Así, se confirma la hipótesis que el clasificador RF ofrece mejor resultado que los de SVM y DT.

		CLASES EN EL TERRENO							Total
		Ag	Ps	Zd	B/a	Pa	Sm	Cn	
CLASES PREDICTORAS	Ag	547	16	0	3	0	0	0	566
	Ps	29	193	0	2	0	1	0	225
	Zd	0	0	93	0	0	0	2	95
	B/a	2	4	0	86	0	5	0	97
	Pa	0	0	1	0	2	0	0	3
	Sm	0	0	0	2	0	2	0	4
	Cn	0	0	3	0	0	0	7	10
	Total	578	213	97	93	2	8	9	1000

Figura 13. Matriz de confusión para la clasificación obtenida con SVM.

		CLASES EN EL TERRENO							Total
		Ag	Ps	Zd	B/a	Pa	Sm	Cn	
CLASES PREDICTORAS	Ag	550	15	0	0	0	0	1	566
	Ps	39	183	0	3	0	0	0	225
	Zd	0	0	93	0	0	0	2	95
	B/a	1	14	0	82	0	0	0	97
	Pa	0	0	3	0	0	0	7	10
	Sm	0	0	2	0	0	0	1	3
	Cn	0	0	0	4	0	0	0	4
	Total	590	212	98	89	0	0	11	1000

Figura 14. Matriz de confusión para la clasificación obtenida con DT.

		CLASES EN EL TERRENO							Total
		Ag	Ps	Zd	B/a	Pa	Sm	Cn	
CLASES PREDICTORAS	Ag	287	2	1	1	0	0	0	291
	Ps	7	92	0	2	0	0	0	101
	Zd	0	0	47	0	0	0	1	48
	B/a	4	2	0	46	0	0	0	52
	Pa	0	0	1	0	4	0	0	5
	Sm	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cn	0	0	1	0	0	0	2	3
	Total	298	96	50	49	4	0	3	500

Figura 15. Matriz de confusión para la clasificación obtenida con RF.

La tabla 1 resume los anteriores resultados.

Tabla 1. Valores de exactitud para la clasificación final.

	SVM	DT	RF
PCC	93%	91%	95,6%
Kappa	0,885	0,677	0,926
Intervalo de confianza al 95%	91,2%-94,4%	89,1%-92,6%	94,1%-96,7%

DISCUSIÓN

Debido a que los valores de error para la matrices de confusión y los valores del índice kappa superan en buena medida los estándares mínimos de aceptación, se puede inferir que el empleo del clasificador RF es suficientemente exacto, lo mismo que el SVM una vez se determinen adecuadamente los valores de los parámetros: número de árboles, sigma y costo de penalización, lo mismo que el número de puntos de en entrenamiento y validación.

Los análisis realizados anteriormente permiten observar que no sólo se obtiene una frontera de separación entre clases, sino la mejor de todas las posibles (el hiperplano de separación óptimo) con el clasificador SVM y el RF asignó con mayor probabilidad de pertenencia cada uno de los píxeles a las clases definidas.

Con el DT se obtuvieron similares clasificaciones de algunas coberturas a las conseguidas con RF.

CONCLUSIONES

Este trabajo presentó una aplicación del empleo del uso de RF, SVM y DT para la clasificación temática de una imagen multispectral con óptimos resultados en términos de exactitud temática.

Los clasificadores RF y DT permitieron obtener buenos resultados a pesar que el conjunto de puntos de entrenamiento era reducido, comparado con la totalidad espectral de la escena.

El proceso matemático no sólo permite obtener una buena frontera de separación sino la óptima, en el sentido de maximizar el margen entre clases con SVM.

Una vez obtenido el modelo para SVM, es fácil su implementación y muestra alto desempeño en la clasificación de los datos.

El éxito del algoritmo SVM radica en la buena selección de la función kernel, debido a que los cálculos se realizan en el espacio de entrada con esta función.

El uso de una función kernel no hace necesario el conocimiento explícito de la función $\phi(X)$.

En cuanto a la clasificación que se llevó a cabo en si, la solución presentada es muy buena tanto con SVM como con RF.

Se pudo observar, durante el desarrollo de la clasificación, que a medida que aumentaban el número de puntos de entrenamiento y validación, el resultado iba mejorando de la misma manera.

La aplicación del DT es rápida, fácil de interpretar y de implementar.

El DT deja como subproducto un conjunto de reglas, fáciles de entender y de aplicar, mientras que SVM deja únicamente la clasificación y la función de decisión es ajena al usuario.

El clasificador DT realiza las discriminaciones usando decisiones binarias para asignar los píxeles a las clases.

SVM fue el único capaz de discriminar las sombras, mientras que con DT y RF la pista atlética se confundió con las zonas duras que presentaban mayor variación y las sombras se asignaron a la clase de bosque/árboles por su gran parecido espectral en las bandas del visible.

La mayor exactitud de las clasificaciones fue alcanzada por RF, MVS y DT en ese orden como se evidenció en la Tabla 1.

El clasificador RF es un algoritmo eficaz de aprendizaje, además de ofrecer qué variables son importantes en la clasificación.

La visualización del espacio-modelo representada por RF es difícil de interpretar si se compara con la sencillez que ofrece DT.

REFERENCIAS

- BETANCOURT, G. (2005). Las máquinas de so-orte vectorial. *Scientia et Technica*. Año XI!, No. 27: 67-72.
- BREIMAN, L. (1996). Bagging predictors, *Ma-chine Learning*, 24 (2), 123-140.
- BREIMAN, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*. 45(1), 5-32.
- BURGES, C. (1998). A tutorial on support vector machines for pattern recognition. *Data Mi-ning and Knowledge Discovery*, vol. 2, no. 2.
- BURGES, C. Schölkopf and Smola A. (1999). *Advances in kernel methods: Support vector machines*. Cambridge, MA: MIT Press.
- CONGALTON, R.B. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environ-mental*, 37: 35-46.
- KECMAN, V. (2001). *Learning and Soft Computing*. MIT Press, London.
- LIZARAZO, I.; MESA, S.; CUITIVA, R. (2005). Clasificación de imágenes usando redes neuronales: Bases matemáticas. *Revista Cien-tífica* no. 7. Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico (CIDC), Universidad Distrital.
- MAS, J.F.; FLORES, J.J. (2008). The application of artificial neural networks to the analysis of remotely sensed data, *International Journal of Remote Sensing*, 29 (3), 617-663.
- MATHER, P. M. (2004). *Computer processing of remotely-sensed images: An introduction*, 3ed edition. Chichester. John Wiley and Sons.
- MOUNTRAKIS, G.; IM, J.; OGOLE, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66 (3), 247-259.
- R version 2.15.2 (2012-10-26) -- "Trick or Treat". (C) 2012. The R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0
- RODRIGUEZ-GALIANO, V.F.; GHIMIRE, B.; ROGAN, J.; CHICA-OLMO, M.; RIGOL-SÁNCHEZ, J.P. (2012). An assessment of the effectiveness of a Random Forest Classifier for land-cover classification, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67, 93-104.
- TSENG, M. H.; CHEN, S. J.; HWANG, G. H.; SHEN, M. Y. (2008). A genetic algorithm rule-based approach for landcover classification. *ISPRS J. Photogram. Remote Sensing*, 63: 202-212.

TSO, B.; MATHER P. (2009). Classification Methods for Remotely Sensed Data. Taylor and Francis Corp, London, UK.

VAPNIK V. (1998). Statistical Learning Theory. Wiley, New York.

VAPNIK V. (1995). The Nature of Statistical Learning Theory. Springer_Verlag, New York.

XU M.; WATANACHATURAPORN, P.; VARSHNEY and ARORA, M. K. (2005). Decision tree regression for soft classification of remote sensing data. Remote Sensing Environmental, 97: 322-336.

COMPARANDO ASSINATURAS TEMPORAIS DE FLORESTAS PERTUBADAS E NÃO PERTUBADAS NA AMAZÔNIA

COMPARING TEMPORAL SIGNATURES OF UNDISTURBANCE AND DISTURBANCE FORESTS IN THE AMAZON

Carolina Gusmão Souza ¹, Luis Carvalho ¹, Polyanne Aguiar ², Tássia Borges Arantes ¹, Tahisa Kuck ³,
Edwin Keizer ³

¹ Department of Forest Sciences, Federal University of Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil
passarinho@dcf.ufla.br, tassiabarantes@gmail.com, carolinagusmaosouza@gmail.com

² Department of Biology, Federal University of Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil
polyanneaguiar@gmail.com

³ Geolab, Amazon Campaign, Greenpeace, 69020-031, Manaus, Amazonas, Brazil
tahisa.kuck@greenpeace.org, edwin.keizer@greenpeace.org

RESUMO

A análise de séries temporais aplicado aos dados de índice de vegetação é capaz de detectar perturbações em diferentes escalas de tempo na superfície da terrestre. O objetivo desse trabalho foi comparar as assinaturas temporais de florestas não perturbadas e perturbadas. Utilizamos séries temporais MODIS EVI derivadas de objetos localizados na Amazônia e o MODWT para decompor e suavizar séries temporais de objetos de florestas não perturbadas e perturbadas. Os componentes S6 derivadas MODWT foram comparados utilizando DTW e apresentou tendência diferente ao longo do tempo (Média DTW: florestas não perturbadas = 32737.39; florestas perturbadas = 174204.88). Ao comparar os valores de DTW de objetos distintos, obtiveram-se os valores mais elevados, porque apresentam diferentes curvas e amplitudes ao longo da série suavizada (Média DTW: florestas não perturbadas vs. florestas perturbadas= 264746.26). Usando BFAST, verificamos a sua eficácia na detecção de pontos de mudança na série suavizada por wavelet. Os resultados mostraram que todas as séries temporais suavizadas têm resultados diferentes da série sem suavização, porque eles tinham mais detalhes das mudanças no uso da terra. Uma vez que a amplitude muda de acordo com o tipo de uso do solo, trabalhos futuros poderiam discriminar o tipo de cobertura está relacionada a uma assinatura temporal particular.

Palavras-chave: séries temporais, wavelet, BFAST, MODIS.

ABSTRACT

A time series analysis applied to the data of vegetation index is able to detect disturbances in different time scales in the land surface. The goal of work was to compare temporal signatures of undisturbance and disturbances forests. We used time series derived from MODIS EVI objects located in the Amazon and the MODWT to decompose and to smooth time series of undisturbed and disturbed forest objects. The components S6 derived from MODWT were compared using DTW and presented different trend over time (DTW Mean: undisturbance forest=32737.39; disturbance forest=174204.88). When comparing the values of DTW of distinct objects, we obtained higher values, because they present different curves and amplitudes along the smoothed series (DTW Mean: undisturbance forest vs. disturbance forest=264746.26). Using BFAST, we verified its effectiveness in detecting change points in the wavelet-smoothed series. The results showed that all the smoothed time series have different results of the without the smoothing series, because they had more detail of the changes in land use. Since there amplitude changes according to the type land use, future works could attempt to discriminate the type of cover is related to a particular temporal signature.

Keywords: time series, wavelet, BFAST, MODIS.

INTRODUCTION

Changes in forest ecosystems are among the processes that have driven important developments in multitemporal remote sensing. Detection of deforestation, for instance, is currently operational in many regions with the accuracy required by most end users.

In contrast to deforestation, characterizing forest degradation is still a difficult task. It normally requires changes to be tracked repeatedly with a certain frequency that depends on the type and intensity of the degradation process under consideration. With the crescent availability of historical remote sensing images, time series analysis has become an increasingly used tool for studying Earth's surface processes.

Therefore, spaceborne remote sensing has long been used as a means of detecting and classifying the changes in the ecosystem (COPPIN *et al.*, 2004; VERBESSELT, HYNDMAN, NEWNHAM, *et al.*, 2010). Satellite multitemporal data facilitate the monitoring ecosystem changes due the possibility of detection changes that happen over time. Therefore, the use of remote sensing images has been used in time series analysis to detect disturbances in land cover (STELLMES *et al.*, 2010).

The wavelet transform is a tools with purpose to smooth the time series, in others words, reduce noise. That work, we used the multiscale decomposition of the MODWT that enables us to use a different approach, which the main idea is that we start with the very smooth approximation S_j and reconstruct the lost details near the jumps that have been smoothed out, by using the information conveyed in the detail series D_j (SUN and MEINL, 2012).

A method of trend analysis has been introduced in order to allow the analysis of long series without having to select specific limits or trajectories of time. The BFAST (Break detection For Additive Season and Trend), that is a tool to analyze time series, detecting and characterizing trend and seasonal changes within historical time series (GITAS, 2012; VERBESSELT *et al.*, 2010a; VERBESSELT *et al.*, 2010b; VERBESSELT *et al.*, 2012).

Thus, the objective of this study is to compare temporal signatures of undisturbance and disturbances forests. The specific objectives were: (1) to characterize temporal signatures of forest areas in the Amazon using time series of MODIS images, (2) to smooth time series of disturbed forest using the Maximal Overlap Discrete Wavelet Transform (MODWT), (3) to analyze the extracted signatures using BFAST (Breaks For Additive Seasonal and Trend) and (4) to verify the effectiveness of BFAST using wavelet-smoothed time series in detection of disturbance.

Study area

The study site is located in the North of the state of Mato Grosso, Brazil. The main types of cover in the state are wetlands (known as Pantanal), forest, various types of savanna (Cerrado) and transitions forest types (JASINSKI *et al.*, 2005) (Figure 1). In the study area the climate is humid equatorial (IBGE, 2002) and dominant native vegetation types are rainforest and deciduous forest (IBGE, 2004).



Figure 1. Location map of the study area highlighting the grid of Landsat scenes used in segmentation, in the southwestern Brazilian Amazon state of Mato Grosso.

Data and methods

Time series used in this study were derived from 16-days MODIS EVI composite (version MOD13Q1) with a 250 m spatial resolution. The images were acquired between September, 2000, to the end of December 2010 (total 237 images). We used segmentation of two Landsat TM image (path/row: 226/67 and 226/68) to select seven undisturbed and disturbed forest objects by considering disturbance events throughout the time series, soon the temporal profile refers to the mean EVI values from the objects as input to the analysis. Segmentation process was carried out in eCognition Developer 8.0 software (DEFINIENS, 2010)

Reference data concerning disturbance events were derived from annual maps of the area (from 2001 till 2010) for both the choice of objects and corroboration of changes. Eight land use class map was used for the analyze validation, with the following classes: forest, agriculture, grassland, disturbance forest, savannah, urban areas, and regrowth.

The MODWT provides small- and large- scale components of the signals also known as detail (D) and approximation (S) series. The signal S generated reveals the trend of the original series, thus we compared the series approximation of undisturbed and disturbed forest object using DTW (Dynamic Time Warping). The DTW measures the distance between two series after stretching and summing up the aligned distances of the individual elements. Time series also were processed using the MODWT waveshrinking, which the input series and "shrinks" (decreases the amplitude towards zero) the wavelet coefficients based on a calculated noise threshold and specified shrinkage function, resulting in a denoised version of the original series. We use the filter type "s8" and six levels of decomposition.

Ultimately, temporal-smoothed signatures and original time series of the selected objects were decomposed in their seasonal and trend components using BFAST. Therewith, we to verify the effectiveness of BFAST using wavelet-smoothed time series comparing them with the original series fitted. The R Development software was used in the analyses with MODWT, BFAST and DTW (R Core Team, 2014).

RESULTS AND DISCUSSION

The MODWT generated smoothed time series with six levels of decomposition and presented different trend over time to undisturbed and disturbed forest object (Figure 2(a) and (b)). We compare the components S of the time series by DTW, which we called "S6", between objects of the same class (undisturbed and disturbed), and also between objects of different classes.

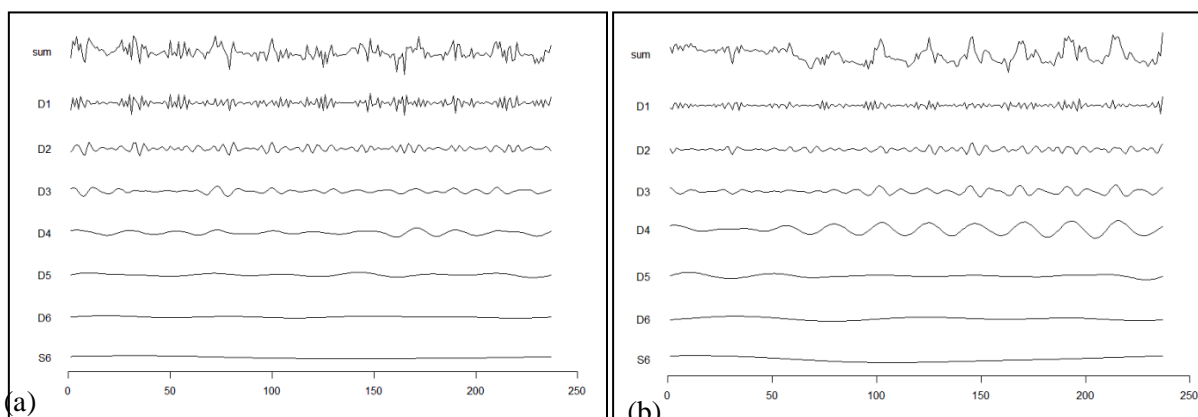


Figure 2. Signal decomposition (a) undisturbed and (b) disturbed forest object (sum= original time series).

This process showed that the distance intraclass of the components S6 is smaller in undisturbance forest object than in disturbance forest, and the interclass distance is greater than both, as expected (Table 1). These

results occurred mainly because the objects that are affected by different disturbances, for example, some have changed the type of land use for agriculture and other for grassland. Therefore, temporal profile has different spectral answers that are noted trends over time, making it possible to identify such changes throughout the series.

Table 1. Mean values of the DTW components S6 and minimum and maximum area for the selected objects.

Class	DTW Mean	Area Minimum (Km ²)	Area Maximum (Km ²)
Disturbed Forest	174204.88	0.44	3.60
Undisturbed Forest	32737.39	4.88	6.75
Disturbed Forest x Undisturbed Forest	264746.26	-	-

MARTÍNEZ and GILABERT (2009) considered the series S6 as a smoothing of the original series, and that negative trend, i.e. decrease in vegetative cover, and were associated with disturbances. The undisturbance forest class presented components S6 similar, although in some time series have presented a small negative trend, likely, it is linked atmospheric condition when happened the imaging satellite. Since it the atmospheric correction applied to the images guaranteed the temporal homogeneity of the dataset (ALATORRE *et al.* 2011). It is also important to note that objects that have been disturbances in recent observations when compared with objects undisturbance had lower value DTW, i.e. evidencing that the type of land cover initial of the object was forest.

Through components S6 was possible to distinguish in a time series process disturbance, both by amplitude as the smoothed values. Figure 3 showed how disturbance forest object presented different curves and amplitudes. The disturbance object initially presented vegetation, but, this suffered some kind of change, which was seen in the original series and the component S6. We observed in Figure 3 (b) that the values of EVI changed between observations 50 and 100, but the smoothed series showed a small positive trend, which is probably related to the type of land use introduced after the disturbance.

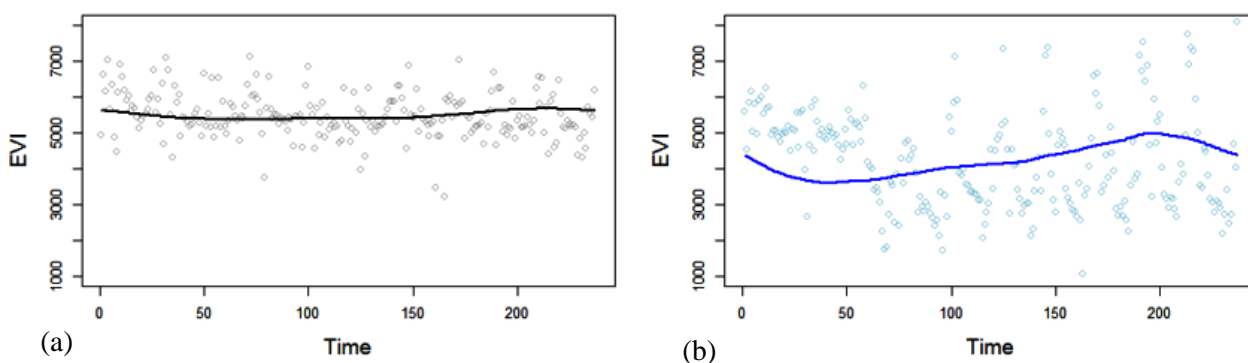


Figure 3. Component S6 (a) undisturbed and (b) disturbed forest object (circles= original time series; solid lines= wavelet-smoothed time series).

Using BFAST with the purpose of detect which points in the time series occurred disturbances. Verified its effectiveness in detecting change points in the smoothed series MODWT therefore compared the results generated with the thematic map. The decomposition plots revealed breakpoints in the component trends and seasonality in objects with disturbances, and the smoothed series there were different results breakpoints in both the seasonality in the trend. Therefore, we validated these results using thematic maps from 2001 to 2010 (Figure 4).

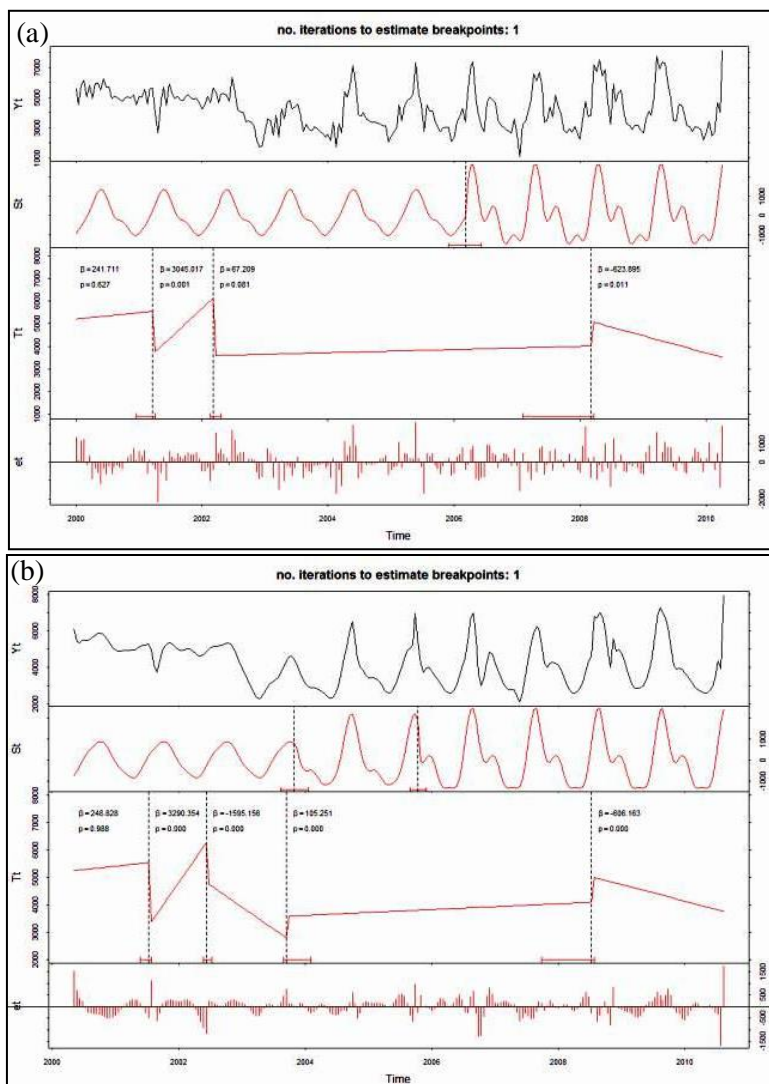


Figure 4. Seasonal, trend and remainder fitted components of the MODIS EVI (a) disturbed forest time series and (b) disturbed forest wavelet-smoothed time series. Dash lines (- - -) display the time of observed changes (breakpoints) in the components and confidence intervals are also exhibited for each break point.

We observed that the forest disturbed wavelet-smoothed time series (Figure 4(b)) had a breakpoint in the seasonal component in early has not been depicted in Figure 4 (a) as well as trend component. Verifying date that the thematic map (2003-2004), there was an increase of forest change in the object, and thus reflected in the value of EVI. Seasonality resultant corroborates the classification of thematic map, and the results in both series adjusted (Figures 4 (a) and (b)) showed different after the disturbance.

The breakpoints in the trend in 2001 and 2002 are reflections of some pixels of the object that became pasture and agriculture, according to the thematic map. Classification data show that in 2008 there was an increase in the agricultural area, corresponding to the breakpoint 2008.

The results generated by BFAST for all objects were validated by means of thematic classification, and all smoothed series showed different results of the without the smoothing series, because they had more detail of the changes in land use.

The filtering method using the wavelet transform is very sensitive to vegetation seasonal changes (SAKAMOTO *et al.*, 2005), as seen in our results. And the component S6 has been a valuable alternative for

deriving the magnitude of land cover change since it reveals only the interannual variation of the vegetation, because this series is not affected by the vegetation seasonality that acts as a noise and produce considerable data dispersion (MARTÍNEZ *et al.*, 2011).

The application of the wavelet transform to an EVI time series was able to distinguish features that a priori were similar (vegetated areas), and that by some natural event or anthropic, showed distinct temporal trajectories. Using BFAST without a smoothed time series contributed to the validation of the results of the adjusted series.

CONCLUSIONS

In order to understand the major changes that occur in forested areas the use of multitemporal data facilitates the understanding of interannual changes. And the S6 component extracted from the time series smoothed by wavelet transform has proved to be useful for obtain negative trends (disturbances) or positive (regeneration), and thus infer about changes in land cover.

With this, we realize that areas that suffered disturbances can be diagnosed both by trend and by seasonality. Since both change according to the type of land use, particularly the amplitude, future work could attempt to discriminate the type of cover is related to a particular temporal signature.

Further studies will be conducted to develop temporal indices of disturbance using amplitude, seasonal and trend components derived from time series of remote sensing data.

ACKNOWLEDGMENT

We appreciate FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais) for financial support, CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and CNPq (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*) for the scholarship granted to the authors.

REFERENCES

ALATORRE, L.C.; BEGUERÍA, S.; VICENTE-SERRANO, S. 2011. Evolution of vegetation activity on vegetated, eroded, and erosion risk areas in the central Spanish Pyrenees, using multitemporal Landsat imagery. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(3), pp. 309-319.

COPPIN, P. *et al.*, 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), pp.1565-1596.

GITAS, I.Z., 2012. Burned area mapping and post-fire monitoring of a Mediterranean forest using NDVI time-series of low resolution imagery and the BFAST method / Mapeamento de área queimada e monitoramento pós-fogo de floresta na região Mediterrânea a partir de série tempor. *Revista Ambiente*, 8(4), pp. 461-470.

JASINSKI, E. *et al.*, 2005. Physical Landscape Correlates of the Expansion of Mechanized Agriculture in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interactions*, 9(16), pp. 1-18.

MARTÍNEZ, B. *et al.*, 2011. Characterizing land condition variability in Ferlo, Senegal (2001–2009) using multi-temporal 1-km Apparent Green Cover (AGC) SPOT Vegetation data. *Global and Planetary Change*, 76(3-4), pp. 152-165.

MARTÍNEZ, B.; GILABERT, M.A., 2009. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. *Remote Sensing of Environment*, 113(9), pp. 1823-1842.

R Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical*

Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

SAKAMOTO, T. *et al.*, 2005. A crop phenology detection method using time-series MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 96(3-4), pp. 366-374.

STELLMES, M. *et al.*, 2010. Dryland observation at local and regional scale — Comparison of Landsat TM/ETM+ and NOAA AVHRR time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(10), pp. 2111-2125.

SUN, E.W.; MEINL, T., 2012. A new wavelet-based denoising algorithm for high-frequency financial data mining. *European Journal of Operational Research*, 217(3), pp. 589-599.

VERBESSELT, J.; HYNDMAN, R.; NEWNHAM, G.; *et al.*, 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), pp. 106-115.

VERBESSELT, J.; HYNDMAN, R.; ZEILEIS, A.; *et al.*, 2010. Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), pp. 2970-2980.

VERBESSELT, J.; ZEILEIS, A.; HEROLD, M., 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 123, pp. 98-108.

CONFLICTS OF LAND USE IN THE CAPIVARA RIVER WATERSHED AND HIS REFLECTION IN THE MARTA'S WATERFALL MUNICIPAL NATURAL PARK, BOTUCATU, SAO PAULO STATE, BRAZIL

CONFLITOS DO USO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIVARA E SEU REFLEXO NO PARQUE NATURAL MUNICIPAL CACHOEIRA DA MARTA, BOTUCATU – SP

Daniela Polizeli Traficante¹; Mikael Timóteo Rodrigues¹; Sérgio Campos¹

¹ Grupo de Estudos e Pesquisas em Geotecnologia, Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Topografia (GEPEGEO); Universidade Estadual Paulista - UNESP/FCA; Fazenda Lageado Portaria I: Rua José Barbosa de Barros, nº 1780, Botucatu-SP; E-mail: danitrafi@yahoo.com.br; mikaelgeo@gmail.com; seca@fca.unesp.br

ABSTRACT

The Capivara river watershed has approximately 22,218 hectares and the Capivara river gets this name from the junction (22°55'89" S and 48°24'45" W) of the Roseira stream with the Canela stream and we can consider that your course starts in the transition area between the Front and the Peripheral Depression of the Basaltic Cuesta, facilitating the emergence of many special natural attributes as the Marta's Waterfall Municipal Natural Park that is the protected area of full protection. This study aimed to use the GIS tools with the intention of scoring potential conflict areas of land use within and around of this protected area can thus emphasizing that only the creation of protected areas is not sufficient to protect biomes as well as their natural resources.

Keywords: Marta's Waterfall Municipal Natural Park, Capivara watersheds, GIS, Land use, Protected areas.

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Rio Capivara tem aproximadamente 22.218 hectares e o Rio Capivara recebe este nome a partir da junção (22°55'89"S e 48°24'45"W) do Córrego da Roseira com o Córrego da Canela e podemos considerar que seu curso inicia-se na região de transição entre o Front e a Depressão Periférica da Cuesta Basáltica, facilitando o surgimento de muitos atributos naturais especiais como o Parque Natural Municipal Cachoeira que é uma unidade de conservação da natureza de proteção integral. Este trabalho teve como objetivo utilizar as ferramentas de SIG com a intenção pontuar possíveis zonas de conflito do uso do solo no entorno e dentro desta área protegida, podendo assim enfatizar que somente a criação de unidades de conservação não é suficiente para proteger biomas bem como seus recursos naturais.

Palavras-chave: Parque Natural Municipal Cachoeira da Marta, Bacias hidrográficas, SIG, Uso e ocupação do solo, Unidades de conservação da natureza.

INTRODUCTION

The protected areas historically have been created mostly in around the world based on values such as natural beauty, potential for recreation and tourism, watershed protection, protection of historical values, seeking to protect the samples from all the diversity of natural ecosystems (PRESSEY, 1994). According Durigan *et al* (2009), only the creation of protected areas is insufficient for efficacy in protecting the samples of all biological diversity of natural ecosystems, it is necessary to obtain consistent information on the remaining natural areas and surroundings.

The Marta's Waterfall Municipal Natural Park, known as "Marta's Park", whose main attraction of a waterfall about 38 feet high, widely used for bathing purposes, primary contact recreational activities (CONAMA, 2000), being a place with intense tourist attraction for its lush natural attractions and also for its proximity to the city of Botucatu (approximately 11 miles from downtown).

With the rapid growth of urbanization and agricultural frontiers in the Brazilian territory in the last century, much of the natural attractions are within protected areas, and this leads to a big problem to the managers of these areas, since they have the difficult task of reconciling this with the use of conservation or at least mitigating the negative to the remaining natural resources impacts (TRAFICANTE, 2011). The use of GIS tools is quite effective on the spatial distribution and quantification of the natural resources an area both regionally as locally, including planning and proper use of occupancy of a given area, thus becoming a viable alternative in the constraint of possible failures and deficiencies relating to the implementation of laws annexed areas of conservation. The Geographic Information Systems (GIS) has contributed to the mapping and zoning, acting as a method of monitoring the native vegetation in these significant environmental areas and their land use conflicts in a small time scale within a catchment (RODRIGUES *et al.*, 2013). According this context, the present study aimed to assess the environmental assessments of the Capivara river watershed and define areas of land use conflicts, as well as analyzing the conflicts areas surrounding the "Marta's Park" using GIS tools.

MATERIALS AND METHODS

The Capivara river watershed is located in the South Central region of the state of Sao Paulo located between latitudes 22° 44' to 22° 58' S and longitude 48° 15' to 48° 28' W (Figure 1), having an area of 22,218 ha inserted only in municipality of Botucatu. It is noteworthy, however, for its extent, and the water volume, the Capivara river, a kind of river-axis, which crosses the Cuesta in a south-north joining the Tiete river.

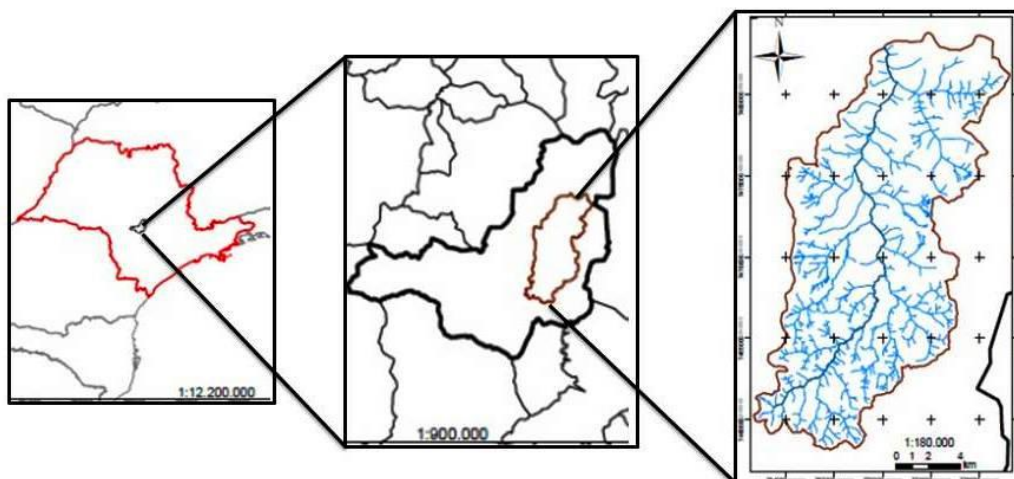


Figure 1. Capivara river watershed in the municipality of Botucatu, Sao Paulo State.
Figura 1. Microbacia do Rio Capivara no município de Botucatu-SP.

It is in the Capivara river watershed that is localized the Marta's Waterfall Municipal Natural Park occupying an area of approximately 22 ha, located in the Basaltic Cuesta region, where two formations biomes: Cerrado and Atlantic Forest (Semideciduous Forest) (Figure 2).

For the vectorization of the level curves and the drainage of the watershed, planialtimetric charts from the geographic and cartographic institute were used in the scale from 1:10.000, with a vertical equidistance of 5

meters between them, enabling the production of the altimetry map and subsequently the slope map. The charts were scanned and the images were stored in TIFF format and exported to shapefile format (shp.).

In order to determine the land use of the Capivara river was held the record's picture sensor coupled to the HRC CBERS 2B (Images: CB2BHRC-156_D125_I2, CB2BHRC-156_D126_I2, CB2BHRC-157_D125_L2 - WGS 84 DATUM) dated 06/ 29 /2009, bands 3, 4 and 5, which correspond to the visible bands of red, near infrared and mid-infrared, being used respectively (PIROLI e CAMPOS, 2010).

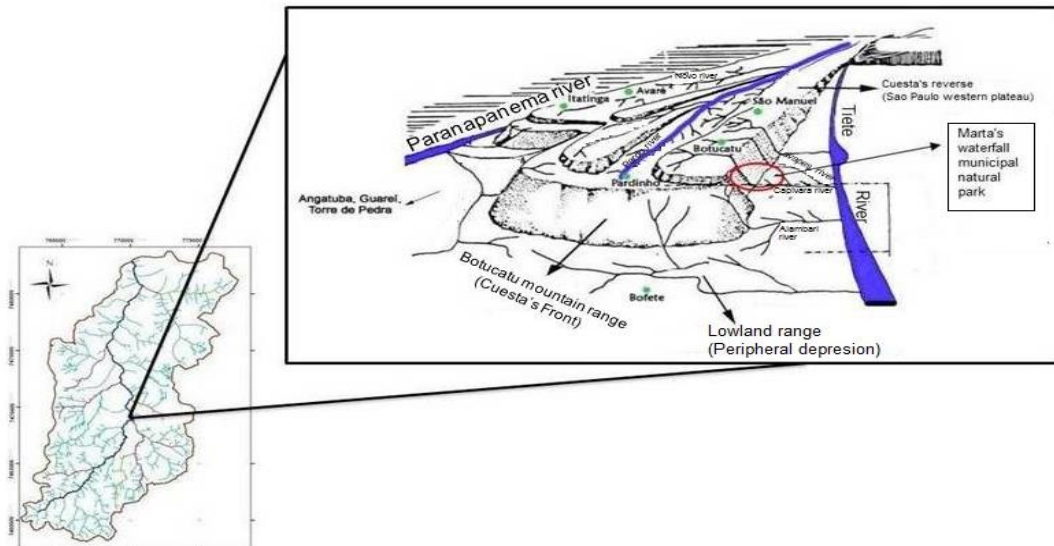


Figure 2. Marta's Waterfall Municipal Natural Park localized in the Capivara river watershed (Source: TRAFICANTE, 2011).

Figura 2. Localização do Parque Natural Municipal Cachoeira da Marta na microbacia do Rio Capivara. (Fonte: TRAFICANTE, 2011).

These three bands are often used in categorization of satellite imagery for agricultural and environmental studies analyzes by collecting the most significant portion of the spectral response of the information captured by satellites outskirts of interest. All data were manipulated through the GIS software ArcGIS ® version 10.1, as can be seen in working steps in Figure 3.

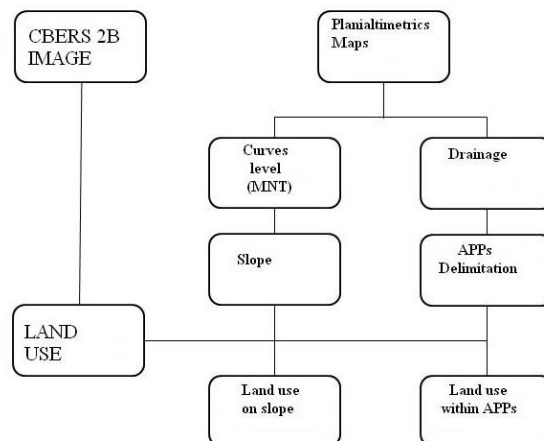


Figure 3. Flowchart of the steps work performed for the classification of the use and occupation of land in the Capivara river watershed.

Figura 3. Fluxograma das etapas de trabalho realizadas para a classificação do uso e ocupação do solo na microbacia hidrográfica do Rio Capivara.

RESULTS

The land use classification in the Capivara river watershed, from satellite imagery of CBERS 2B, as can be seen in Table 1, and shows the occurrence of correspond uses to the pasture with 46.02% followed by native forest and reforestation 21.67% and 15.46% respectively. However, smaller contributions were founded in this classification to recreation area (0.04%) and dams (0.12%).

Table 1. Classes of land use mapped based on images from satellite CBERS 2B.
Tabela 1. Classes do uso do solo mapeadas com base nas imagens do satélite CBERS 2B.

Land use	Area (ha)	Percentage of area (%)
Dams	30,11	0,12
Lowland	513,15	2,31
Regeneration forest	401,82	1,83
Native forest	4761,12	21,67
Pasture	10105,12	46,02
Burned areas	81,55	0,37
Exposed soil	56,31	0,26
Lots	100,78	0,46
Perennial crop	2226,58	10,14
Reforestation	3396,41	15,46
Urban area	71,25	0,32
Recreation area	9,20	0,04
Degraded forest	2009,61	0,95
Eroded soil	11,19	0,05
Total	21977,18	100

Relevant activities in economic and powerful shapers of the environment view, as the case of agriculture, livestock and agro-forestry practices, are always responsible for much of the landscape in a certain area, just as happens in Capivara river watershed (Figure 3), checking out that classes: Perennial crop (10.14%), Degraded forest (0.95%), Regeneration forest (1.83%), Exposed soil (0.26%), Burned areas (0.37), Eroded soil (0.05), Reforestation (15.46%) and Pasture (46.02%) occupy 75.14% of the total area of the watershed, where the significant role of agricultural activities and agroforestry represented in the above classes directly or indirectly reveal the intense process of deterioration which has been exposed the watershed. In some cases, agricultural activities by perennial crop are installed without any soil conservation methods such as planting level, where it is reducing the flow rate with the use of barriers (contours, terraces and other devices based on survey topography); green manure, which basically consists of planting a crop without profit organizations serving only to keep the soil covered and decrease erosion between harvest periods between; Tillage, which moves the minimum soil during the planting process, eliminating aeration and harrowing, promoting minimal soil erosion and its microbial activity (BERTONI *et al.*, 1986).

Even with high percentages in various land uses and low density conservation practices, areas of native forest represent 21.67% of land use in the Capivara river watershed in conformity with the Brazilian Forest Code (Federal Law N° 12.727/2012).

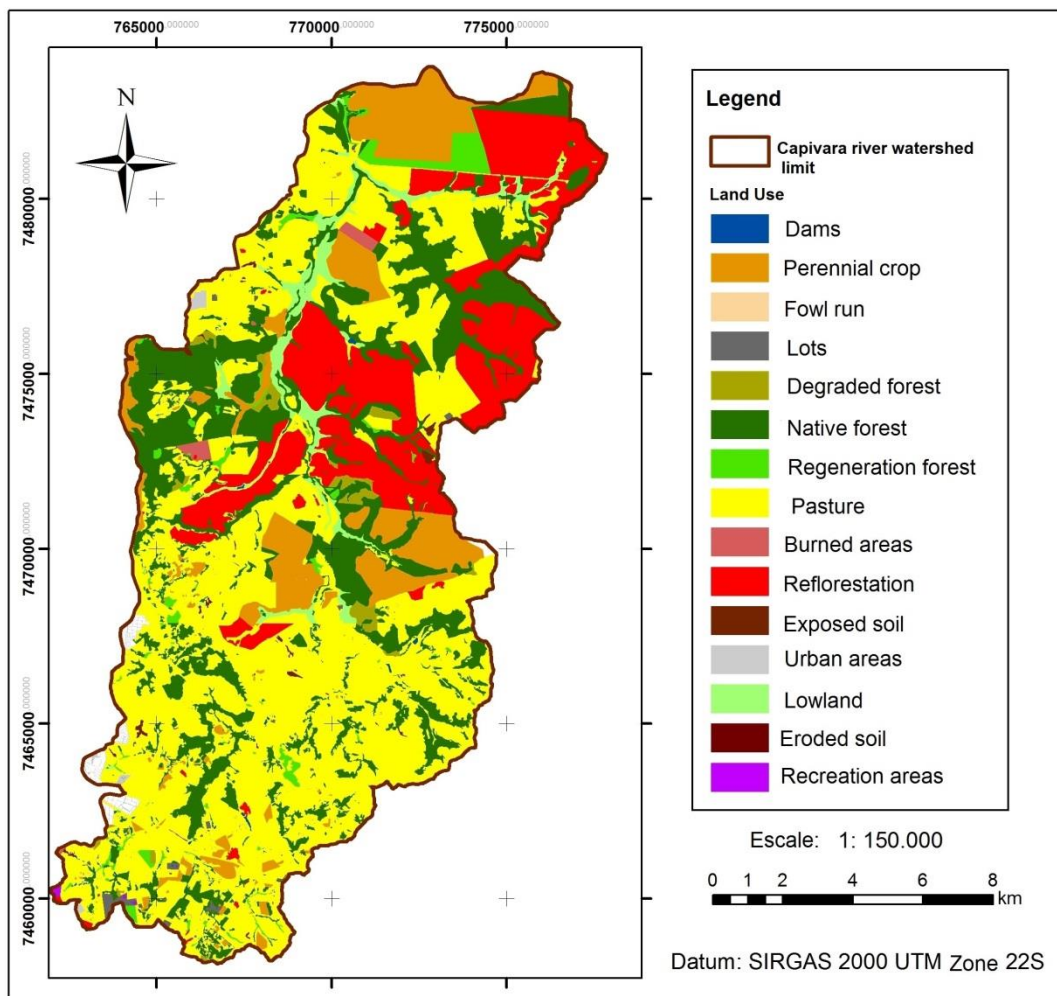


Figure 3. Use and land occupation in the Capivara river watershed, municipality of Botucatu, São Paulo State.

Figura 3. Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Capivara, município do Botucatu, SP.

The National System of Protected Areas, Federal Law N° 9985/2000 (BRAZIL, 2000, establishes criteria and standards for the creation, deployment and management of protected area, which are territorial spaces created and defined by the government, in order to preserve or conserve natural resources for the maintenance of ecosystems . In protected areas have a category of full protection, as the Ecological Stations, Biological Reserves, Natural Monuments and Parks (National, State and Municipal) are not permitted holdings or economic use of natural resources therei, as well as activities that accelerate degradation and soil erosion, however, at the Marta’s Waterfall Municipal Natural Park and all its surroundings are shown various conflicts of land use in their permanent preservation areas, as large tracts of pasture, exposed soil, lowlands and degraded forest (Figure 4).

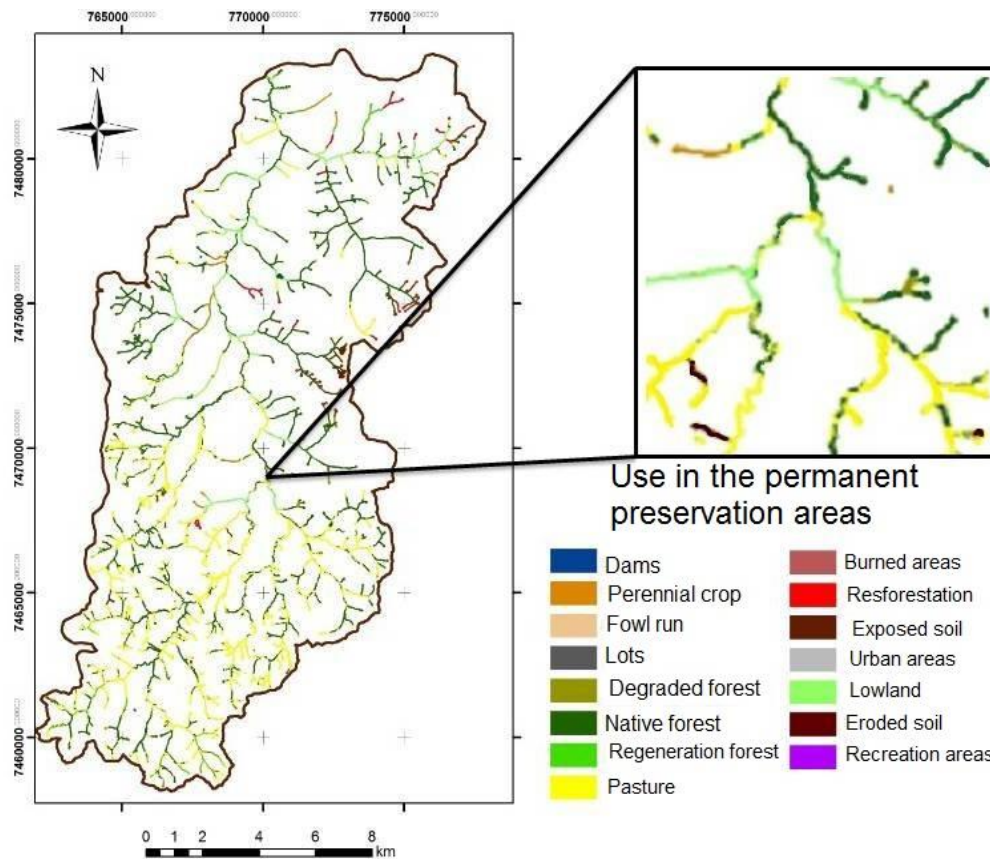


Figure 4. Conflicts of land use in the Capivara river watershed highlighting the area belonging to Marta's Waterfall Municipal Natural Park.

Figura 4. Conflitos do uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Capivara destacando a área pertencente ao Parque Natural Municipal Cachoeira da Marta.

CONCLUSIONS

The GIS enabled delimit accurately various tests required for the permanent preservation areas and land use conflict. The main land use in the Capivara river watershed is the pasture with almost half of total area (46.02%), followed by native forest and reforestation, which together account for just over one-third of the watershed area. Only 1063.140 ha, which corresponds to 43.56% of the permanent preservation areas are sheltered by native forest.

Although the area corresponding to the native forest to be appropriate to the Brazilian Forest Code, the results shows that mitigation measures are urgently needed to protect the water resources of the Capivara river, especially in permanent preservation areas, and that only the creation of protected areas is not sufficient to protect all natural resources in this watershed mainly in special areas such as the case of Marta's Waterfall Municipal Natural Park.

REFERENCES

BERTONI, J.; PASTANA, F.I.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR, R. Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agrônomo. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, 1986. 57 p. (IAC. Circular, 20)

BOTUCATU. Lei nº 4.212, de 21 de fevereiro de 2002. Dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação

Parque Natural Municipal Cachoeira da Marta. Disponível em: <[http:// www.camarabotucatu.sp.gov.br/consultaleggeral.asp](http://www.camarabotucatu.sp.gov.br/consultaleggeral.asp)>. Acesso em: 15 maio 2008.

BRASIL. Lei 9.985 de julho de 2000; decreto 4.340, de 22 de agosto de 2002. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: MMA/SBF, 56 p., 2004.

BRASIL. Lei n° 12.727 de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n°s 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis n°s 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória n° 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei n° 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012.

CARAMASCHI, E. P. Distribuição da ictiofauna de riachos das Bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de água (Botucatu, SP). Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 245 p. 1986.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 274, de 29 de novembro de 2000. Revisa os critérios de balneabilidade em Águas Brasileiras. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 28 jul. 2008.

DURIGAN, G.; IVANAUSKA, N.M.; NALON, M.A.; RIBEIRO, M.C.; KANASHIRO, M.M.; COSTA, H.B.; SANTIAGO, C.M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 39-54, 2009.

ESRI – Environmental Systems Research Institute, Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 10.1. CA. 2012.

PIROLI, E.L.; CAMPOS, S. Análise do uso da terra por classes de declividade em microbacia hidrográfica usando geoprocessamento. Revista Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia. Guarapuava – PR, v. 3, n. 1, p.43-53, 2010.

PRESSEY, R.L. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology*, v. 8, n. 3, p. 662-668, 1994.

RODRIGUES, M.T.; CERIGNONE, F.J.; RODRIGUES, B.T.; MALHEIROS, J.M.; MONTE, B.E.O. CARDOSO, L.G. Utilização do geoprocessamento na classificação do uso da terra em áreas conflitantes da bacia hidrográfica do rio capivara no município de Botucatu-SP. IV Workshop Internacional de Planejamento em Bacias Hidrográficas. 2013, Presidente Prudente. Anais... Presidente Prudente, SP: UNESP/FCT, 2013.

TRAFICANTE, D.P. Estudos limnológicos de balneabilidade no Parque Natural Municipal Cachoeira da Marta (Botucatu, SP, Brasil): relação com possíveis fontes poluidoras. 77 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura). Centro de Aqüicultura da Unesp, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

CONFLITOS NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO RICO, JABOTICABAL – SP

MAPPING PERMANENT PRESERVATION AREAS AND CONFLICTS OF CÓRREGO RICO WATERSHED, JABOTICABAL - SP.

Flavia Mazzer Rodrigues¹, Teresa Cristina Tarlé Pissarra²

¹ Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Fazenda Saco s/n.
Caixa Postal 063, Serra Talhada-PE, flamazzer@hotmail.com

² Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias - Departamento de Engenharia Rural, Via
de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n 14884-900 - Jaboticabal, SP.

RESUMO

Os estudos de caracterização, diagnóstico e prognóstico de bacias hidrográficas visando o manejo dos recursos naturais têm sido realizados para compreender e implantar práticas de conservação no sistema produtivo agrícola. Este trabalho teve como objetivo caracterizar ambientalmente a Bacia Hidrográfica do Córrego Rico utilizando técnicas de geoprocessamento. Nas áreas de preservação permanente foram identificadas as ocorrências de conflito de uso, tendo como referência a legislação ambiental. No que refere a sua degradação ambiental, vem ocorrendo uma diminuição na cobertura vegetal original nos mananciais, causada pelo desmatamento da mata ciliar decorrente da expansão da área urbana, e um abandono destas áreas na área agrícola. Em algumas regiões ocorreram reflorestamentos, tanto nas nascentes como ao longo da rede de drenagem. Do total de 34,51 km² relativos às áreas de preservação permanente, 6,16 km² (17,87%) estão sendo ocupados por mata, 8,40 km² (24,35%) ocupados pela cana em estágio inicial e 3,9391 km² (11,41%) cobertos por cana no estágio maduro. O trabalho permitiu obter um conjunto de informações georreferenciadas, possibilitando a caracterização ambiental da bacia hidrográfica para a tomada de decisão quanto à exploração do solo e as áreas prioritárias para a recomposição vegetal.

Palavras-Chave: áreas conflitantes, legislação ambiental, ordenamento territorial.

ABSTRACT

The characterization, diagnosis and prognosis studies on watersheds aimed to manage the natural resource have been performed to understand and implement conservation practices on agricultural production system. This study aimed to characterize the environment of the Córrego Rico watershed using geographic information system techniques. In the permanent preservation areas were identified areas of land use conflict, with reference to Brazilian environmental legislation. In terms of its environmental degradation, there has been a decrease in vegetation cover in the watershed caused by deforestation of riparian vegetation due to the expansion of the urban area, and an abandonment of these areas was observed. In some regions reforestation occurred in both the springs and along the drainage network. Of the total area, 6.12% are occupied with permanent preservation area totalizing 34,51 km². Of these area 17,87% was occupied by forest, 24.35% was occupied by sugarcane at an early stage and 11.41% covered by sugarcane in the mature stage. The methodology yielded a set of georeferenced information, enabling the characterization of environmental watershed for decision making regarding the exploitation of the soil and the priority areas for conservation management.

Keywords: conflicting areas, environmental legislation, spatial planning.

INTRODUÇÃO

A degradação das áreas de preservação permanente, em especial as formações ciliares, não pode ser discutida

sem considerar a sua inserção no contexto do uso e da ocupação do solo brasileiro. No Brasil, a degradação destas áreas foi e continua sendo fruto da expansão desordenada das fronteiras agrícolas e áreas urbanas não planejadas. Esta tem se caracterizado pela inexistência (ou ineficiência) do planejamento ambiental prévio, que possibilite delimitar as áreas que deveriam ser efetivamente ocupadas pela atividade agrícola e as que deveriam ser preservadas em função de suas características ambientais ou mesmo legais.

A atuação antrópica provoca profundas alterações no uso e ocupação do solo que modificam os comportamentos hidráulicos e hidrológicos das bacias hidrográficas. Este processo de transformação da bacia pode ocorrer muito rapidamente, gerando impactos na qualidade das águas, nos níveis e frequência de inundações e no transporte de sedimentos, (BARROS, 2004).

O Código Florestal de 1965 institui as Áreas de Preservação Permanente (APPs) com intuito de proteger a diversidade biológica e garantir a qualidade ambiental dos ecossistemas, principalmente no tocante à integridade dos solos e à disponibilidade dos recursos hídricos. Estas áreas funcionam como filtros, retendo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos, que seriam transportados para os cursos d'água, afetando diretamente a quantidade e a qualidade dos corpos d'água e conseqüentemente a fauna aquática e a população humana.

O Artigo 225 da Constituição Federal (1988) aponta o direito ao Meio Ambiente equilibrado e incumbe ao Poder público e a todos a sua manutenção e defesa, e aponta ainda os territórios e seus elementos que devem ser protegidos, proibindo sua utilização imprópria. A delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) representa o marco legal para a correta priorização das ações e programas governamentais. Para tanto é preciso proceder a um mapeamento acurado das áreas a serem protegidas, (RIBEIRO, 2002).

A dificuldade na delimitação de APPs implica no não cumprimento da lei e explica o motivo pelo qual, apesar de passadas quatro décadas da promulgação do Código Florestal Brasileiro, ainda não há qualquer demarcação oficial das Áreas de Preservação Permanente no Brasil. Fatores como a morosidade, o alto custo e a baixa confiabilidade inerentes à delimitação manual das Áreas de Preservação Permanente impõe, assim, a busca por outras soluções que contemplem, necessariamente, a automatização desses procedimentos, (RIBEIRO, 2002).

Para o Novo Código Florestal, 2012 - Áreas de Preservação Permanente (APPs) são locais vulneráveis, como beira de rios, topo de morros e encostas, que não podem ser desmatados. Atualmente, produtores devem recompor 30 metros de mata ciliar para rios com até 10 metros de largura. O texto prevê redução para 15 metros de recuperação de mata para rios com largura de até 10 metros - a mudança foi feita na Câmara. A novidade no Senado foi à obrigação, aos proprietários com até quatro módulos fiscais - o módulo varia entre Estados de 20 a 440 hectares -, de não exceder a recuperação em 20% da área da propriedade. Para propriedades maiores que quatro módulos fiscais em margem de rios, os conselhos estaduais de meio ambiente estabelecerão as áreas mínimas de matas ciliares, respeitando o limite correspondente à metade da largura do rio e observando o mínimo de 30 metros e máximo de 100 metros.

A utilização das informações de uso da terra é fundamental para a análise ambiental, devido ao fato das feições superficiais representarem de forma concreta a dinâmica envolvida na interação entre homem e natureza, sendo que esta análise de uso ocorre através da definição de áreas distintas em formas com expressão poligonal (TRENTIN; ROBAINA, 2005).

Para se obter um documento cartográfico de qualidade deve-se usar uma combinação de técnicas, que envolvem mapeamento direto através de análise de imagens de satélite e trabalhos de campo. Desta forma, este trabalho teve como objetivo principal caracterizar ambientalmente a Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, utilizando técnicas de geoprocessamento. Delimitar as APPs e identificar a ocorrência de conflitos de uso, tendo como referência a legislação ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

A Bacia Hidrográfica do Córrego Rico (Figura 1) está localizada na região Nordeste do Estado de São Paulo, constituída pelos Municípios de Jaboticabal, Taquaritinga, Monte Alto, Guariba e Santa Ernestina, ocupando uma área de aproximadamente 563 km², com posição geográfica entre as coordenadas UTM, longitudes 762.000 e 766.000 m E, latitudes 7.664.000 e 7.945.000 m N, MC 51°W Gr, com altitude variando entre 754 a 498 metros, (PISSARRA *et al.* 2009).

O Córrego Rico é um tributário de 6ª ordem, (PISSARRA, 2002) da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraná localizado no Norte do Estado de São Paulo. Ele atravessa cinco municípios e percorre cerca de 60 km até encontrar o Rio Mogi Guaçu. Ainda em seu alto curso o Córrego Rico recebe parte da descarga de esgoto tratado da cidade de Monte Alto (45 mil habitantes). No seu médio curso ele abastece parte da cidade de Jaboticabal (70 mil habitantes) e recebe o efluente de esgoto tratado, justificando a importância de estudos nesta área.



Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal-SP.

Figure 1. Location of Watershed Córrego Rico, Jaboticabal, SP.

O clima da região é classificado como Aw (Sistema de Köppen), com precipitação média entre 1.100 mm a 1.700 mm anuais e temperaturas médias do mês mais quente 22°C e do mês mais frio 18°C, (CEPAGRI, 2013).

A área encontra-se na província geomórfica V - Planalto Ocidental do Estado de São Paulo. Nas cotas superiores da bacia, os solos que predominam são os Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA) cujo material geológico é constituído de arenitos com cimento calcário, classificado como Formação Bauru e, nas cotas inferiores, predominam os Latossolos Vermelhos (LV) originários das rochas efusivas básicas da Formação Serra Geral, (SÃO PAULO, 1974).

As unidades de solos segundo a classificação da Embrapa (1999), Latossolos (LV-distroféricos/distróficos, A moderado e proeminente, textura argilosa, relevo suave ondulado) e Argissolos (PVA3-relevo suave ondulado, textura arenosa/média e média, A moderado e eutróficos e PVA4-relevo suave ondulado e ondulado, abrupto, textura arenosa/média, A moderado e eutróficos) que aparecem, respectivamente, nas cotas inferiores, intermediárias superiores da bacia, (POLITANO, 1992; RODRIGUES, 2013).

As áreas com fragmentos remanescentes da cobertura original são compostas por Floresta Tropical Latifoliada, Cerradão e Cerrados, (ROMARIZ, 1968).

A Bacia Hidrográfica do Córrego Rico foi selecionada neste estudo, tendo em vista ser de grande importância na área de drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu e por apresentar áreas urbanas e agropecuárias. Com base nos resultados apresentados poderá ser previstas ações sintonizadas na melhoria da qualidade da água e do solo da bacia hidrográfica, bem como incentivar as boas práticas de manejo da comunidade produtiva, com vistas à sustentabilidade ambiental rural, no intuito de minimizar o impacto negativo ao recurso hídrico, na proposta de recuperar a área ao longo da rede de drenagem, analisar o uso e ocupação do solo, aprimorar a educação ambiental e a reversão do cenário de degradação.

Foram utilizadas cartas planialtimétricas digitalizadas do IBGE (1971), Datum horizontal Córrego Alegre, MG; e Datum vertical marégrafo Imbituba, SC. Projeção Universal Transversa de Mercator – UTM, com origem da quilometragem no Equador e Meridiano 51° W Gr., acrescidas as constantes 10.000 km e 500 km, respectivamente. Equidistância das curvas de nível 20 metros, Escala 1:50.000.

As cartas foram utilizadas no ArcGIS 10, versão ArcMap 10, (ESRI ArcGIS 10®). Após esta etapa foi realizado o Mosaico das cartas. O limite da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico foi realizado por vetorização. O limite da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico e o Mosaico das cartas devem estar na mesma projeção.

As imagens de satélite do ano de 2010 foram obtidas do Programa Indiano de Sensoriamento Remoto (IRS), do sistema *Linear Self-Scanning System III - LISS III*, na versão aprimorada do sensor a bordo do IRS 1-D com quatro bandas espectrais (Vermelho, Verde, Infra-Vermelho Próximo e *Short Wave Infrared*), todas com 23,5 metros de resolução, faixa de imagem de 141 km, (MIRANDA *et al.* 2011).

O recorte da imagem da área da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico foi realizado com base no *BASIN* realizado pelo ArcGIS 10, (ESRI ArcGIS 10®). Segundo Caldas (2007) o modelo digital de elevação gerado contribuiu para a delimitação da microbacia hidrográfica, definição da drenagem, elaboração do mapa de declividade e delimitação das unidades de mapeamento de solos.

A metodologia utilizada neste trabalho consiste na aplicação de recursos do geoprocessamento para a constituição de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), na organização de bases georreferenciadas da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, no processamento digital de imagens para análise ambiental e na confecção de mapas temáticos que retratam os resultados obtidos.

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) foram delimitadas pelos critérios estabelecidos pela Lei 7.803, de 18 de julho de 1989, que alterou a redação do Novo Código Florestal Brasileiro, instituído pela Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, (BRASIL, 1965).

De acordo com os critérios estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro foram consideradas APPs, as florestas e demais formas de vegetação natural, situadas ao longo dos rios ou qualquer curso de água, desde o seu nível mais alto em uma faixa marginal variável (30 a 500 metros) em função da largura do curso, (BRASIL, 1965).

Para a delimitação das áreas de preservação permanente foi utilizado o sistema de informação geográfica ArcGIS 10, (ESRI ArcGIS 10®).

Após adicionar o Mapa de Hidrografia da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, a delimitação das áreas de preservação no entorno das nascentes (50 metros) e das faixas ao longo dos cursos d'água (30 metros para ambas as margens), conforme legislação ambiental.

Foram vetorizadas todas as nascentes existentes na área de estudo. Posteriormente os pontos representativos das nascentes foram dissolvidos em uma única linha. Com esta etapa cumprida, foi realizada uma análise de proximidade, que consiste em gerar subdivisões geográficas bidimensionais na forma de faixas, cujos limites externos possuem uma distância fixa, neste caso 50 metros. Para o *layer* Cursos d'água o procedimento repetiu-se, apenas sendo colocado na caixa de diálogo *Buffer* o valor de 30 metros.

Na prática, sabe-se que algumas áreas de preservação permanente se sobrepõem, como é o caso da APP das nascentes com a APP do início dos cursos d'água. A área gerada da APP das nascentes foi calculada e subtraída da APP do início dos rios.

Os dados obtidos individualmente no mapeamento de cada classe de APP foram agrupados em um único plano de informação, obedecendo a uma ordem de prioridade: APPs_Nascentes e APPs_Cursos d'água. Do agrupamento destas classes em um único plano de informação, foi obtido o mapa final das áreas de preservação permanente sem que exista uma sobreposição de áreas.

Em seguida foi realizado o cálculo de área e porcentagem das áreas em relação à área total de APP e da área de estudo. Para o cálculo das áreas de APPs (nascente e curso d'água) em relação à área total de APPs, e por meio de uma fórmula relacionando ÁREA e o somatório da área total das APPs sem sobreposição, chegou-se ao resultado.

Para o cálculo da porcentagem das áreas de APP em relação à área da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico foi realizada os mesmos procedimentos, apenas modificando na fórmula o valor da área de estudo.

A partir da elaboração do mapa das APPs de acordo com a legislação vigente e do mapa de uso e ocupação do solo foi possível elaborar o mapa de conflitos na APP. O respectivo mapa foi elaborado mediante uso do SIG ArcGIS 10, (ESRI ArcGIS 10®) através da sobreposição dos mapas de uso do solo e de APPs.

As áreas de conflito são as que apresentam usos antrópicos localizados em área de preservação permanente. Foi considerada como conflito a região que, de acordo com a classificação, não correspondia à classe de uso da terra esperada na zona delimitada; em concreto, agricultura na área de proteção permanente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resultado na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico pode-se visualizar a distribuição das áreas de preservação permanente, o que esta seguindo a legislação ambiental brasileira, ou seja, as áreas de preservação presente ao longo dos rios apresentam uma faixa de mata ciliar mínimas de 30 metros estipuladas pela legislação, pois grande parte da malha hídrica da bacia apresenta rios menores ou iguais a 10 metros, no entanto os rios que influenciam na maior contribuição para o deflúvio hidráulico da bacia que deve ser preservada.

A categoria de nascentes apresenta um formato circular com raio de cobertura para faixa de mata ciliar de 50 metros, totalizando uma área de 1,63 km² para todas as nascentes representando 4,72% da área total de preservação permanente.

Verifica-se que um total de 32,88 km² de área sendo com área de preservação permanente marginal aos cursos d'água. Estes dados formariam o mapa legal de área de preservação permanente da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico.

Em relação à área total da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico (563,13 km²), observa-se que 6,12%

deveriam estar ocupadas com áreas de preservação permanente.

Desta forma, este trabalho enfatiza a importância ao servir como subsídio aos municípios na elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental, necessário para a implantação da Lei Específica, evitando o comprometimento significativo do manancial de abastecimento de água da região.

Do total de 34,51 km² relativos às áreas de preservação permanente, 6,16 km² (17,87%) estavam sendo ocupados por mata, 8,40 km² (24,35%) ocupados pela cana em estágio inicial e 3,93 km² (11,41%) cobertos por cana no estágio maduro. Pode-se então verificar que o uso da cana soma-se aproximadamente 60% em áreas de preservação permanente. Isto demonstra a falta de preservação do solo e o descumprimento da legislação referente ao uso do solo em áreas de preservação permanente dos cursos d'água, nascentes. Por esses resultados evidencia-se, assim, a necessidade de um plano de recomposição da vegetação dessas áreas, pois o desmatamento e outros usos incorretos do solo refletem diretamente na qualidade e quantidade da água da bacia hidrográfica e para isto deve ter conhecimento e base na legislação ambiental vigente.

Segundo Skorupa (2003) áreas onde existe nascentes, a vegetação evita que a chuva atinja diretamente o solo e este sejam gradativamente compactadas, garantindo, assim, a sua porosidade. Esta, por sua vez, juntamente com o sistema de raízes das plantas, facilita a absorção da água das chuvas que alimentam os lençóis freáticos, evitando o escoamento superficial excessivo, pois o mesmo pode carregar partículas de solo e resíduos tóxicos para os cursos d'água, assoreando-os e poluindo-os.

Ainda segundo Skorupa (2003) as APPs nas margens dos cursos d'água garantem a estabilização do solo evitando que partículas do mesmo sejam levadas para o leito dos cursos. Esses "filtros" impedem que a qualidade da água seja afetada, aumentando, assim, a vida útil de reservatórios, instalações hidroelétricas e sistemas de irrigação. A vegetação funciona também no controle hidrológico de uma bacia hidrográfica, através da regulação do fluxo de água superficial e subsuperficial.

Segundo Castro *et al.* (2009) o estudo realizado na microbacia do ribeirão Pouso Alegre – Jaú (SP) mostrou que o uso inadequado da terra em áreas de preservação permanente é consideravelmente alto, pois o uso antrópico (inadequado) chega a 80,15% das APPs.

De maneira geral, para melhor visualização das áreas de preservação permanente que estão sendo impactadas na área, foi gerado o mapa de conflito entre área de preservação permanente e uso do solo, onde demonstra o uso indevido do solo nas faixas de preservação de cada categoria de área protegida, estando essas áreas em desacordo com a legislação, resultantes de ações antrópicas. Contudo, apenas as classes pertencentes ao sistema antrópico caracterizam o conflito de uso, pois resultam da intervenção humana.

Em estudo desenvolvido por Soares *et al.* (2002) em uma microbacia localizada no Município de Viçosa, MG, a análise do uso do solo indicou que 24,56% da área encontrava-se em conflito de uso.

Segundo Valle Junior (2008) a análise da classe de conflitos mostra que 363,80 km² da Bacia do Rio Uberaba (15,03%) apresentam conflito classe 1 - (terras que apresentam riscos ou limitações significativas quando usadas para culturas anuais e pastagem), 43,92 km² (1,82%) classe 2 - (terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem, reflorestamento ou preservação ambiental) e 5,41 km² (0,22%) classe 3 - (terras impróprias para cultivos intensivos e pastagem, mas ainda adaptadas para reflorestamento ou preservação ambiental).

Soares *et al.* (2011) destacar que, dos 90,23 ha de florestas plantadas, 40,85 ha (45,27%) estão localizados em áreas de preservação permanente, caracterizando descumprimento da legislação florestal. Demonstra que aproximadamente metades das áreas ocupadas pelas classes Pastagem e Cafezal situam-se em áreas de preservação permanente, configurando crime ambiental. No geral, todas as classes de uso da terra na área de estudo apresentaram mais de 30% de suas áreas em APPs, contrariando a legislação ambiental vigente.

Estima-se que uma parcela considerável das terras atualmente destinadas à produção agropecuária situe-se

em Áreas de Preservação Permanente, fato que caracteriza crime ambiental pela Lei 9.605/98. Por isso, faz-se necessário a clara delimitação dessas áreas de preservação a fim da aplicação correta da lei, facilitando as atividades de fiscalização e planejamento territorial, e conseqüentemente o aumento e a proteção da qualidade ambiental para a região, (WERTZKANOUNNIKOFF, 2005).

Infere-se deste estudo que é fundamental dar importância ao zoneamento ambiental e a caracterização da área como instrumento do planejamento ambiental porque contribui nas ações corretivas e preventivas quanto à degradação do meio ambiente.

Conclui-se ainda que esse instrumento esteja aliado ao contexto da sociedade, natureza e desenvolvimento diante do planejamento ambiental. Percebe-se a necessidade de organizar as cidades, para evitar possíveis problemas ambientais.

O diagnóstico ambiental proposto contribui não apenas para o mapeamento e análise da situação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, mas também possibilitou a aquisição de informações necessárias para uma posterior análise ambiental pontual da bacia.

Vastas regiões são submetidas a inundações periódicas (na Amazônia, um estudo estimou área inundável em 11,9% do total), estando essas áreas protegidas no Antigo Código e com a transposição pelo Novo Código das faixas ciliares da água mais alta para o leito menor, as áreas inundáveis perderiam, na Amazônia, até 60% de sua proteção. A perda de proteção em 60% das áreas inundáveis e o desaparecimento das APPs ciliares indica o significativo impacto da alteração proposta, (SILVA *et al.* 2011).

Ainda segundo Silva *et al.* (2011) os rios de primeira ordem, que chegam até a 5 m de largura, compõem mais de 50% em extensão da rede de drenagem. Com o Novo Código, a redução da faixa ripária de 30 para 15 metros nesses rios resulta numa redução bruta de 31% na área protegida em relação ao código vigente.

Neste estudo da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico e em outras áreas se faz necessário uma fiscalização mais rígida com técnicos capacitados para efetuar as medições e esclarecer para o proprietário as novas regras legais. Os mapas confeccionados irão auxiliar na identificação das áreas irregulares e cabe os Poder Público treinar esses fiscais, pois a lei ainda possui muitas falhas em conceitos e entendimentos.

De acordo com Carrega (2011) o diagnóstico em APP da Bacia do Rio Capivara, Município de Botucatu, SP aponta a necessidade urgente de uma intervenção vinculada ao plano de proteção ambiental que vise recuperar as áreas degradadas retirando os conflitos de uso e permitindo a regeneração natural da vegetação e em casos de maior urgência efetuando a revegetação com espécies nativas da região.

Tendo como base as novas modificações da legislação ambiental, torna-se possível observar que de um modo geral, a fiscalização para o cumprimento da lei dependerá da quantidade de módulos fiscais que a propriedade possui e suas condições particulares como, por exemplo: área de Reserva Legal, condições da bacia hidrográfica, como será a recomposição, exploração econômica entre outros.

Assim, em um país de dimensões continentais como o Brasil, torna-se imprescindível a delimitação dessas áreas para auxiliar na aplicação e cumprimento das leis, bem como para a proteção dessas áreas.

CONCLUSÕES

Da área total da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, 6,12% são áreas de preservação permanente, embora não são ocupadas conforme a legislação ambiental.

Do total de 34,51 km² relativos às APPs, 6,16 km² (17,87%) estavam sendo ocupados por mata, 8,40 km² (24,35%) ocupados pela cana em estágio inicial e 3,93 km² (11,41%) cobertos por cana no estágio maduro. Pode-se então verificar que o uso do solo com a cultura da cana soma-se aproximadamente 60% em áreas de

preservação permanente.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Código Florestal - Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Diário Oficial da União**, Brasília: 18 de Setembro de 1965. Disponível em: <<http://legislacao.planalto.gov.br>>. Acesso em: 15 abr. 2012.
- BRASIL. Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Brasília, 2012. Acesso em: 20 jan. 2012.
- CALDAS, A.M. **Solos, antropização e morfometria da microbacia do Prata, Recife, PE**. 2007. 130 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2007.
- CARREGA, E.F. B.; CAMPOS, S.; DE BARROS, Z.X. Diagnóstico de conflitos em áreas de preservação permanente na Bacia do Rio Capivara, Botucatu, SP. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 26, n. 4, 2011.
- CASTRO, L.I.S.; CAMPOS, S.; ZIMBACK, C.R.L.; DE BARROS, Z.X.; DE BARROS, B.S.X. Sig aplicado no conflitos de uso da terra em áreas de preservação permanente. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2009, **Anais...**Natal. p. 3651-3656.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Classificação de clima. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_060.html>. Acesso em 15 set. 2013.
- COSTA, R.C.A.; RODRIGUES, F.M.; MAXIMO, B.C.; PISSARRA, T.C.T. Impacto da degradação das áreas de app em bacias hidrográficas. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE DESASTRES NATURAIS, 2012, **Anais...**Rio Claro. p. 1-10.
- EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412 p.
- ESRI – Environmental Systems Research Institute. ArcGIS Professional GIS for the desktop, versão 10. 2012.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia. **Carta do Brasil**. Escala 1:50.000. 1971.
- MIRANDA, E.E. de (Coord.). **Brasil em relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 23 mar. 2011.
- PISSARRA, T.C.T. **Análise da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico na sub-região de Jaboticabal, SP: comparação entre imagens TM-Landsat 5 e fotografias aéreas verticais**. 2002. 132 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.
- PISSARRA, T.C.T. *et al.* **Informações básicas para o planejamento ambiental: Município de Jaboticabal - Jaboticabal: Funep, 2009. 70 p.**
- POLITANO, W. **Estudo da adequabilidade do emprego de bacias hidrográficas de 3ª, 2ª e 1ª ordem de magnitude na análise morfométrica aplicada a solos**. 1992. 331 f. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1992.
- RIBEIRO, C.A.A.S. **Delimitação automática de áreas de preservação permanente em topos de morro e em linhas de cumeada: metodologia e estudo de caso**. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS A ENGENHARIA FLORESTAL, 5., 2002, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 2002.
- ROMARIZ, D.A. A Vegetação. In: AZEVEDO, A. **Brasil: a terra e o homem**. São Paulo: Companhia Editora Nacional, v. 1. 1968. p. 521-572.
- SÃO PAULO. Instituto Geográfico e Geológico. **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo:

Instituto Geográfico e Geológico - IGG, 1974. Esc.1: 1.000.000. Color.

SILVA, J.A.A.; NOBRE, A.D.; MANZATTO, C.V.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; SKORUPA, L.A.; NOBRE, C.A.; AHRENS, S.; MAY, P.H.; SÁ, T.D.A ; CUNHA, M.C.; RECH FILHO, E.L. **O Código Florestal e a Ciência:** contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, 2011. 124 p.

SOARES, V.P. *et al.* Avaliação das áreas de uso indevido da terra em uma microbacia no município de Viçosa-MG, através de fotografias aéreas e sistema de informação geográfica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 243-251, 2002.

SOARES, V.P.; MOREIRA, A.A.; RIBEIRO, C.A.A.S.; GLERIANI, J.M.; GRIPP JUNIOR, J. Mapeamento de áreas de preservação permanentes e identificação dos conflitos legais de uso da terra na bacia hidrográfica do ribeirão São Bartolomeu - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, jun. 2011. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-7622011000300018&lng=pt&nrm=iso>. acessos em 14 out. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000300018>.

SKORUPA, L.A. **Áreas de preservação permanente e desenvolvimento sustentável.** Jaguariúna: Departamento de Meio Ambiente da EMBRAPA, 2003. Disponível em: <http://cediap.ourinhos.unesp.br/material/apps_e_desenvolvimento_sustentavel_-_embrapa.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2012.

TRENTIN, R.; ROBAINA, L.E. de S. Metodologia para mapeamento Geoambiental no Oeste do Rio Grande do Sul. In: XI Congresso Brasileiro de geografia Física Aplicada, 2005, São Paulo. Anais... São Paulo, 2005. p. 3606-3615.

VALLE JUNIOR, R.F. do. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba.** 2008. 222 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008

WERTZKANOUNNIKOFF, S.A. **Forest policy enforcement at the Amazon frontier: the case of Mato Grosso, Brazil.** 2005. 141 f. Tese (Doutorado) - Institute for Environmental Economics, University of Heidelberg, Heidelberg, 2005.

CUBAGEM DE TORAS VIA RECONSTRUÇÃO TRIDIMENSIONAL POR ESTEREOSCOPIA

LOG SCALING VIA STEREOSCOPY TRIDIMENSIONAL RECONSTRUCTION

Tiago de Conto¹, Eric Bastos Gorgens¹, André Gracioso Peres da Silva¹, Danitiele Cristina França Laranja¹, Luiz Carlos Estraviz Rodriguez¹

¹ Escola Superior de Agricultura ‘Luiz de Queiroz’, Universidade de São Paulo – USP, Av. Pádua Dias, 11, 13418-900 – Piracicaba, SP, Brasil, tdc.florestal@gmail.com, gorgens@usp.br, andregracioso@gmail.com, danitiele.cfl@gmail.com, lcer@usp.br

RESUMO

Cubagem consiste na determinação do volume do fuste de árvores com alta precisão por meio do seccionamento do fuste em formas geométricas tridimensionais de volume conhecido. Técnicas tradicionais de cubagem envolvem métodos onerosos e de alto custo. Novas propostas de técnicas de cubagem que envolvam a aplicação de tecnologias baratas, ergonômicas e acessíveis são do interesse de profissionais do meio florestal. O presente trabalho tem por objetivo estabelecer uma rotina simples e eficiente para determinação do volume de um sólido tridimensional reconstruído via estereoscopia a partir de fotografias tiradas por um dispositivo móvel. Como objetivo secundário, busca-se evidenciar pontos que precisam ser melhor compreendidos ou explorados no uso da reconstrução baseada em estereoscopia para cubagem de árvores.

Palavras-chave: 3D, nuvem de pontos, alpha-shape.

ABSTRACT

The log scaling consists in the determination of volume of tree boles with high precision through its sectioning in three-dimensional geometric forms of known volume. Traditional techniques of log scaling involve toilsome methods and high costs. New techniques for log scaling that use cheap, ergonomic and accessible technologies are of interest of forestry professionals. This work aims to establish a simple and efficient routine for determining the volume of a three-dimensional solid reconstructed via stereoscopy from photographs taken by a mobile device. A second objective is to highlight points that need to be better understood or explored in the stereoscopy based reconstruction for tree volume scaling.

Keywords: 3D, point cloud, alpha-shape.

INTRODUÇÃO

Cubagem consiste na determinação do volume de material lenhoso de árvores com alta precisão por meio do seccionamento do fuste em formas geométricas tridimensionais de volume conhecido (MACHADO e FIGUEIREDO FILHO, 2006). Para empresas e produtores de base florestal, a variável volume de madeira figura entre as de maior interesse, visto que trata diretamente do produto comercializado. A cubagem fornece informações fidedignas do estoque de madeira dos indivíduos analisados, que são comumente utilizadas para o ajuste de modelos volumétricos. Um bom procedimento de cubagem confere segurança ao planejamento e monitoramento do material produzido, evitando desperdícios de recursos e otimizando os retornos.

Existem vários métodos de cubagem consagrados na literatura (MACHADO *et al.*, 2006). Visto que a seção transversal do fuste da maioria das espécies arbóreas tende à circunferência, métodos de cálculo do volume a partir das dimensões ao longo da árvore baseiam-se em sólidos de revolução (MACHADO e FIGUEIREDO FILHO, 2006). Notadamente o cilindro é o sólido de referência mais utilizado devido à facilidade de cálculo,

e aproximações nele embasadas estão entre as mais populares na cubagem de toras e até fustes de árvores inteiras (LEÓN, 2010). Destacam-se os métodos de Huber, Smalian e Newton, que consistem na medição de diâmetros ao longo da árvore em intervalos de altura bem definidos, imaginando-se a árvore como uma composição de vários cilindros sequenciais e seu volume sendo a soma dos volumes desses cilindros.

Quanto maior a precisão requerida, mais oneroso é o procedimento de cubagem, já que envolve um maior número de árvores derrubadas e em cada uma delas, uma maior quantidade de seções. Vale destacar, que a cubagem é um método destrutivo que envolve decisões logísticas de alto risco de operação aliado a altos custos. Nesse contexto, o desenvolvimento de métodos de cubagem rápidos, seguros e igualmente (ou mais) precisos são de grande interesse para qualquer profissional do meio florestal.

A reconstrução tridimensional consiste na recuperação da estrutura geométrica de objetos reais (MOONS *et al.*, 2010), com conseqüente criação do modelo tridimensional, passíveis de serem manipulados em ambientes computacionais. Para que a reconstrução de objetos seja virtualmente possível é necessário conhecer pontos na superfície do objeto que se deseja modelar que estejam associados a coordenadas em três dimensões registradas a partir de um sistema de referência (ex: cartesiano, esférico, cilíndrico) (MOONS *et al.*, 2010). De posse de um conjunto suficientemente grande de pontos gera-se uma nuvem de pontos tridimensional e a partir da triangulação desses pontos forma-se uma malha tridimensional.

Diversas técnicas e aparelhos podem ser utilizados para obtenção dos pontos referenciados, como: distanciômetros laser, scanners de ultrassom, infravermelhos, sensores de som, conjunto estereoscópico de fotografias e outros. O LiDAR é uma tecnologia que utiliza LASER na obtenção de pontos com alta precisão. Os scanners 3D variam na metodologia de obtenção dos pontos, podendo utilizar desde ultrassom até radiação (infravermelho, raios-X). Sensores de som, como o SONAR, também podem ser utilizados na geração de nuvens de pontos 3D. A estereoscopia é uma técnica já antiga de sobreposição de imagens para visualização de cenários em três dimensões, notadamente adotada na fotogrametria (MARCHETTI e GARCIA, 1989), e que com a evolução das ferramentas computacionais emergiu como uma eficiente técnica para reconstrução tridimensional de objetos.

Equipamentos como LiDAR e scanners 3D apesar de precisos e eficazes, são restritos e com alto custo de obtenção, enquanto que nos dias de hoje máquinas fotográficas digitais são aparelhos altamente difundidos, de fácil obtenção e manuseio e baixo custo. Câmeras de alta resolução são facilmente encontradas até mesmo acopladas a aparelhos como *tablets* e *smartphones*. Dadas as facilidades envolvendo a utilização das câmeras digitais, a estereoscopia apresenta grande vantagem operacional em relação aos outros métodos de reconstrução tridimensional e grande potencial como ferramenta na geração de sólidos virtuais, possibilitando o cálculo de seus volumes com precisão.

O objetivo deste trabalho é estabelecer uma rotina simples e eficiente para determinar o volume de um sólido tridimensional reconstruído por meio da estereoscopia a partir de fotografias tiradas por um dispositivo móvel. Como objetivo secundário, este trabalho busca evidenciar pontos que precisam ser melhor compreendidos ou explorados para o uso da reconstrução baseada na estereoscopia para cubagem de árvores.

MATERIAL E MÉTODOS

Os métodos de reconstrução foram aplicados a uma seção de um fuste de *Eucalyptus* sp. com 50 cm de comprimento e diâmetro médio de 29 cm por meio da estereoscopia digital. Como referência foi considerado o volume em m³ obtido pelo método de Smalian (1).

$$V = \left(\frac{AS_1 + AS_2}{2} \right) \times L \quad (1)$$

Em que:

V = volume, em metros cúbicos.

AS₁ e AS₂ = área seccional da base e do topo do toco, respectivamente, em metros quadrados;

L = comprimento do toco, em metros.

As fotografias foram tiradas com a câmera integrada de um dispositivo móvel *Samsung Galaxy S3*, modelo GT-I9300, com resolução de oito megapixels. Foram tomadas 28 fotos do objeto a uma distância média de 2 metros, cobrindo toda a sua superfície a partir de diversos ângulos e alturas de visada, e de forma a capturar cada uma de suas faces em pelo menos duas fotografias. O objeto foi mantido estático durante o processo e o sombreamento foi invariante ao ângulo de visada.

As fotografias foram armazenadas em formato JPEG. Foram utilizados dois softwares no seu processamento, o *catch123D* da *Autodesk* no qual todo o processamento ocorre diretamente na internet (“nuvem”), e o *Agisoft Photoscan* versão 1.0.4, que deve ser instalado no computador e utiliza o hardware local para processamento.

Em ambos os softwares o processamento ocorre de maneira semelhante. Inicialmente os algoritmos identificam pontos estáveis (Q) em relação às imagens disponíveis, gerando descritores para esses pontos baseados em sua vizinhança, os quais são utilizados na correspondência das fotografias (AGISOFT LLC, 2014). Foi necessário o ajuste manual das correspondências após inspeção manual. Este procedimento assegura uma boa performance durante a reconstrução tridimensional.

Utilizando os pontos de estáveis (Q) e os parâmetros internos da câmera (K), os softwares determinaram o centro da câmera (C) e a respectiva matriz de rotação (R). Assim, foi possível posicionar todos os pontos Q num espaço com as coordenadas relativas às posições das câmeras. A nuvem de pontos pode então ser gerada e a malha tridimensional construída por triangulação para melhor visualização do objeto. O *catch123D* exporta o modelo diretamente em formato de malha triangular e o *Photoscan* exporta a nuvem de pontos em diferentes formatos, entre eles o XYZ.

Antes do cálculo do volume foi necessária uma limpeza da nuvem para retirar os pontos que correspondiam ao cenário e isolar o objeto de interesse. Foi necessário também estabelecer uma distância de referência no modelo, visando definir e calibrar a unidade de distância. Pelo *catch123D* fez-se a exportação da malha tridimensional do objeto em formato OBJ e os procedimentos de cálculo de volume foram feitos no R (R CORE TEAM, 2014), utilizando os pacotes *rgl* (ADLER *et al.*, 2014) e *Alphashape3D* (LAFARGE *et al.*, 2014). Já no *Photoscan* ainda foi gerada uma nuvem densa de pontos a partir do modelo ajustado, sobre a qual construiu-se a malha irregular de triângulos para realização dos cálculos volumétricos dentro do próprio programa. Como método alternativo, os pontos foram ainda exportados em formato XYZ e processados no R, utilizando-se os mesmos pacotes.

No pós processamento por meio do pacote *Alphashape3D* do R foram utilizadas as funções “*ashape3d*” para reconstrução do sólido a partir do arquivo de pontos, e “*volume_ashape3d*” para o cálculo dos volumes. A função “*ashape3d*” cria sólidos virtuais ligando os pontos mais superficiais da nuvem, e parte essencial de sua utilização é o estabelecimento do parâmetro “alpha” da função, que é relativo à distância máxima de ligação entre pontos da nuvem no envelopamento do sólido. Um “alpha” baixo pode fazer com que o algoritmo da função negligencie “buracos” na nuvem de pontos, não envelopando-a propriamente, enquanto um “alpha” alto pode acarretar em exagero na generalização do sólido, não representando irregularidades em sua superfície.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em ambos os softwares foi possível determinar um roteiro para a cubagem por meio da reconstrução tridimensional (Figura 1) e também gerar produtos que puderam ser carregados e processados externamente. As mesmas imagens e informações serviram como input para ambos os softwares. Assim como a distância de referência para calibrar e definir a unidade de distância.

O software *Photoscan* permitiu uma maior manipulação das imagens bem como a determinação do volume do objeto de estudo diretamente pelo software. Já o *catch123D* não apresenta ferramentas para cálculos volumétricos, necessitando de um software complementar para realizar esta atividade.

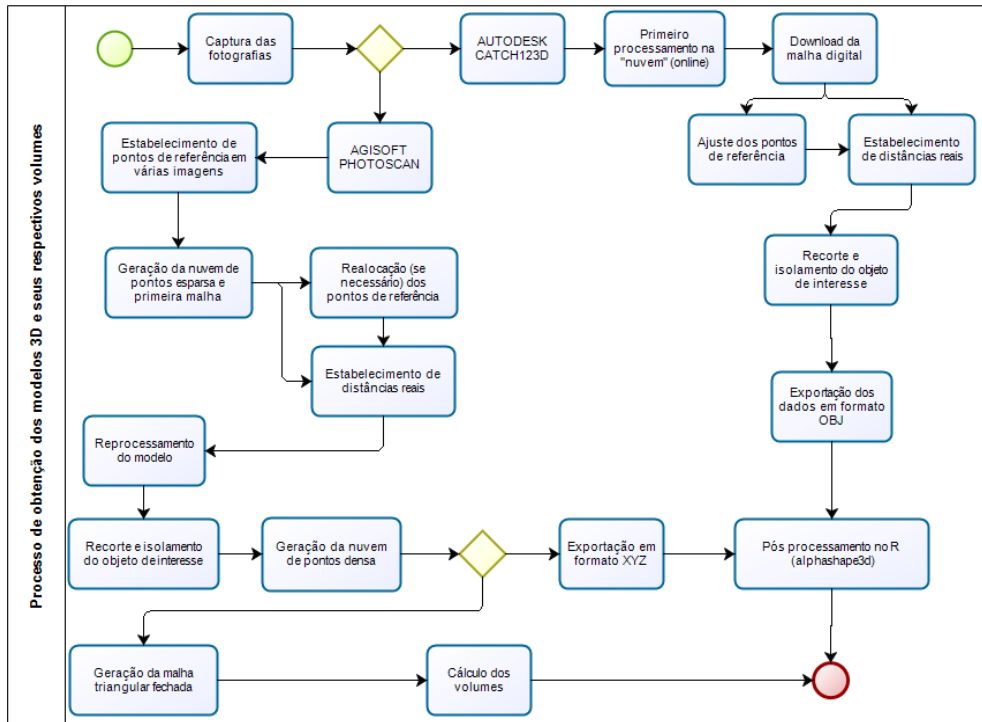


Figura 1. Fluxograma das etapas do processamento das fotografias, gerando o sólido virtual, até o cálculo dos volumes.

Figure 1. Flowchart detailing photo processing, solid reconstruction and volume determination tasks in both softwares (Agisoft Photoscan and Autodesk Catch123D).

Vinte e oito fotografias foram tomadas de diversos ângulos e alturas de visada, mantendo o objeto sempre no centro da imagem e tentando capturar todas as faces no máximo de fotografias possível, a fim de facilitar seu cruzamento no processamento. A Figura 2 representa o cenário descrito com a posição das câmeras durante as tomadas. Tan (2007) utilizou de 10 a 20 imagens que se sobrepunham para reconstituir tridimensionalmente o tronco de uma árvore. No entanto ele alerta que para casos da presença de elementos que dificultem a visualização, como flores e folhas, pode ser necessário um maior número de fotos, chegando no estudo de caso apresentado a 32 fotografias.

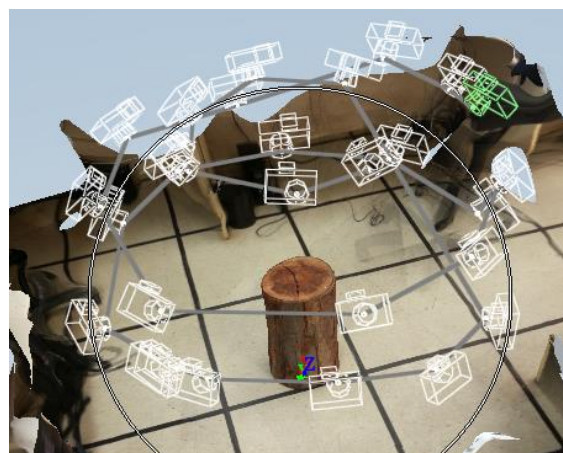


Figura 2. Representação do cenário de tomada das fotografias sobre a malha irregular de triângulos gerada no catch123D.

Figure 2. Representation of photo capture scenario over digital model in catch123D.

A nuvem esparsa obtida através *Photoscan* continha cerca de 40 mil pontos, enquanto a nuvem densa apresentou mais de um milhão de pontos considerando-se apenas o toco. Já o *catch123D* reconstruiu o objeto de interesse com aproximadamente 2.600 pontos (vértices da malha irregular de triângulos). A Figura 3 apresenta a sequência dos diferentes produtos gerados durante a reconstrução tridimensional no *Photoscan*.

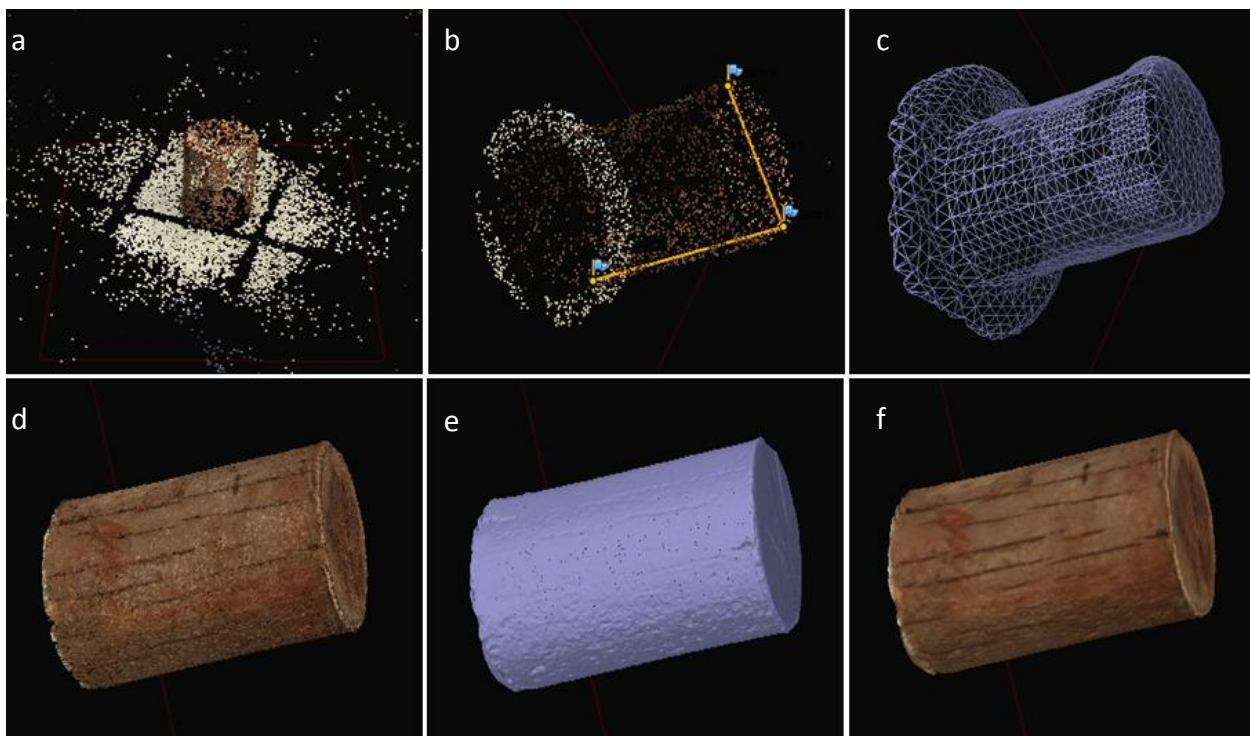


Figura 3. Produtos gerados no Photoscan. Nuvem esparsa inicial (a), determinação das distâncias de referência (b), malha triangular da nuvem esparsa (c), nuvem densa do toco (d), malha triangular da nuvem densa (e), sólido reconstruído (f).

Figure 3. Products generated in Photoscan. Sparse point cloud (a), determination of reference distances (b), triangulated irregular network for the sparse point cloud (c), dense point cloud of the object (d), triangulated irregular network for the dense cloud (e), final tridimensional reconstruction (f).

Todos os modelos reconstruídos foram capazes de representar com fidelidade o objeto real. O volume foi estimado com uma diferença de no máximo 8,9% em relação à cubagem utilizada como referência (Tabela 1). O software *catch123D*, com o cálculo volumétrico no *R* apresentou resultado muito próximo do volume de referência, superestimando-o em apenas 0,1%. Um ponto interessante é que este também foi o modelo com a menor quantidade de pontos (~2.600 pontos).

Tabela 1. Volume do toco estimado pelos diferentes métodos, e a razão entre os volumes estimados e o volume de referência.

Table 1. Log volume based on tested methods and ratio between estimated and reference volumes.

Método	Volume (m ³)	Vol. Estimado / Vol. Referência
Smalian (referência)	0,03278	1
<i>Photoscan</i>	0,03570	1,089
<i>Photoscan</i> + <i>R</i>	0,03517	1,073
<i>Catch123D</i> + <i>R</i>	0,03283	1,001

A nuvem densa gerada no *Photoscan*, quando processada no *R* teve sua densidade de pontos reduzida para 5% em relação à original, visto que a mesma apresentou grande quantidade de pontos, tornando seu processamento lento para ser realizado em computadores pessoais. O equivalente a 5% dos pontos foi sorteado ao acaso, garantindo a total cobertura da superfície do objeto pela amostra extraída.

O parâmetro “alpha” utilizado foi de 0,14 para as nuvens oriundas de ambos os softwares. Este foi o valor mínimo encontrado capaz de envelopar os sólidos 3D por completo para as nuvens de pontos consideradas. Caso fosse adotado um parâmetro “alpha” inferior a 0,14 seria gerada uma casca tridimensional ao invés de um sólido. Ressalta-se que o valor de “alpha” é proporcional às unidades de medida adotadas nos eixos do espaço tridimensional, nesse caso em metros. Caso as unidades fossem transformadas em centímetros, o parâmetro seria multiplicado por 100 e forneceria o mesmo resultado.

Diferenças no volume podem ter sido causadas por conta do processo de isolamento do objeto 3D dos demais pontos que formam a cena. Fica evidente ainda que uma maior densidade de pontos da nuvem não implica, necessariamente, em incremento na acurácia das estimativas volumétricas. A literatura aponta diferentes métodos automatizados para extrair elementos de uma árvore de uma cena. O mais comum é através da segmentação baseada na coloração dos pixels (TAN *et al.* 2007). No entanto, o processo dentro dos softwares testados permite apenas a extração manual e esta etapa deve ser realizada cuidadosamente. Partes da malha original removidos indevidamente, ou inclusos erroneamente podem acarretar em diferenças significativas no volume final do objeto.

A fim de melhorar a qualidade e acurácia dos modelos tridimensionais gerados recomenda-se o estabelecimento do maior número possível de pontos de referência nas imagens. Ainda que não se especule um número mínimo necessário de fotografias para obtenção de uma nuvem de pontos de qualidade, contanto que haja eficiência na captura de todas as faces do objeto em mais de uma fotografia e a luminosidade seja constante ao longo de toda sua superfície, a quantidade de fotografias pode ser minimizada. As tomadas de fotos devem circundá-lo completamente, e as distâncias da tomada das fotografias não devem ser muito discrepantes, a fim de se evitar distorções no objeto virtual produzido.

CONCLUSÃO

A obtenção de volumes de sólidos simples por estereoscopia com precisão é possível, até mesmo com câmeras simples, ressaltando-se o cuidado necessário no processamento das fotos, principalmente no estabelecimento de pontos e distâncias de referência e no processo de recorte do objeto de interesse do modelo inicial gerado. Fatores como quantidade necessária de fotografias e número mínimo de pontos de referência precisam ser estudados com profundidade.

REFERÊNCIAS

- ADLER, D. *et al.* (2014). *rgl: 3D visualization device system (OpenGL)*. R package version 0.93.996. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=rgl>.
- AGISOFT LLC. *Agisoft PhotoScan User Manual: Standard Edition, Version 1.0*. St. Petersburg: Agisoft LLC, 2014, 45 p.
- LAFARGE, T. *et al.* R Implementation of a Polyhedral Approximation to a 3D Set of Points Using the Alpha-Shape. *Journal of Statistical Software*, v. 56, n. 4, p. 1-19, 2014.
- LEÓN, G.C. A general sectional volume equation for classical geometries of tree stem. *Madera y Bosques*, v. 16, n. 2, p. 89-94, 2010.
- MACHADO, S.A. *et al.* Comparação de métodos de cubagem absolutos com o volume obtido pelo xilômetro para bracinga (*Mimosa scabrella* Benthams). *Cerne*, v. 12, n. 3, p. 239-253, 2006.

MACHADO, S.A.; FIGUEIREDO FILHO, A. *Dendrometria, 2 ed.* Guarapuava: Unicentro, 2006, 316 p.

MARCHETTI, D.A.B.; GARCIA, G.J. *Princípios de fotogrametria e fotointerpretação.* São Paulo: Ed. Nobel, 1989, 257 p.

MOONS, T. *et al.* 3D Reconstruction from Multiple Images Part 1: Principles. *Foundations and Trends® in Computer Graphics and Vision*, v. 4, n. 4, p. 287-404, 2010.

R CORE TEAM (2014). *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>

TAN, P. *et al.* Image-based tree modeling. *ACM Transactions on Graphics (TOG)*, v. 26, n. 3, p. 87, 2007.

DEGRADAÇÃO DAS TERRAS DE MUNICÍPIOS DO SEMIÁRIDO PARAIBANO - BRASIL

LANDS DEGRADATION OF MUNICIPALITIES OF THE SEMIARID PARAIBA - BRAZIL

Dayana Priscyla da Silva França¹, Ridelson Farias de Sousa², Ermano Cavalcante Falcão³, Carlos Lamarque Guimarães⁴

^{1 2 3 4} Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba – IFPB, Avenida 1º de Maio, 720 – Jaguaribe – João Pessoa, PB, Brasil, dayapris@gmail.com; ridelson.farias@ifpb.edu.br; ermano@ifpb.edu.br; carlos.guimaraes@ifpb.edu.br

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo fazer o mapeamento da degradação das terras dos municípios de Santana dos Garrotes, Nova Olinda e Pedra Branca, localizados no semiárido paraibano. Foram utilizados dados multiespectrais do sensor AVNIR-2/ALOS e técnicas disponibilizadas pelo software SPRING para gerar o mapa dos níveis de degradação das terras dos municípios e, especificamente, no entorno das margens dos dois principais reservatórios hídricos: Barragens Saco (Nova Olinda) e Queimadas (Santana dos Garrotes). Os resultados demonstraram que os valores encontrados para o município de Pedra Branca: degradação baixa em 59,83% e degradação moderado + grave em 35,53%; para Santana dos Garrotes: degradação baixa em 50,40% e degradação moderado + grave em 46,42%; e, em Nova Olinda: degradação baixa em 40,07% e degradação moderado + grave em 54,30% de suas terras. Observou-se que para a margem/faixa de 100 metros referente à Barragem Saco, a degradação mostrou-se moderada em 7,58% e grave de 22,32%. E, para o Açude Queimadas, mostrou-se moderada de 10,79% e grave de 38,05% - demonstrando que ao longo do Açude Queimadas o solo é mais exposto e degradado.

Palavras-chave: Níveis de Degradação, SPRING, Áreas de Preservação Permanente, Imagens de satellite, Reservatórios artificiais.

ABSTRACT

This work aimed to make the mapping of land degradation in the municipalities of Santana dos Garrotes, Nova Olinda and Pedra Branca, located in the semiarid Paraíba. Were used multispectral data of the sensor AVNIR-2/ALOS and techniques provided by the software SPRING to generate the map of the levels of land degradation municipalities and, along of the two principal water reservoirs - dams Saco (Nova Olinda) and Queimadas (Santana dos Garrotes). The results showed that the values found for the municipalities of Pedra Branca: have low degradation in 59.83% and moderate + severe degradation in 35.53%; for Santana dos Garrotes: have low degradation in 50.40% and moderate + severe degradation in 46.42%; and on Nova Olinda: have low degradation in 40.07% and moderate + severe degradation in 54.30% of its lands. It was observed that the margin of 100 meters referring to dam Saco, degradation showed moderate in 7.58% and degradation severe 22.32%. And for dam Queimadas, showed moderate in 10.79% and showed severe in 38.05% - demonstrating that along the dam Queimadas soil is more exposed and degraded.

Keywords: Levels of degradation, SPRING, Permanent Preservation Areas, Satellite images, hydro reservoirs.

INTRODUÇÃO

De acordo com Sousa (2007), a degradação das terras é tida por muitos estudiosos e ambientalistas como um dos mais graves problemas ambientais da atualidade, visto que não se trata apenas de um problema ambiental, mas de uma problemática de caráter e efeitos multilaterais, abrangendo diversas esferas da sociedade, tais como as de ordem política, econômica, social e cultural. Esse processo afeta um terço da superfície terrestre, prejudicando, direta ou indiretamente, mais de 900 milhões de pessoas no mundo inteiro, segundo os dados do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA).

As áreas com algum tipo de degradação representam 15,7% do território brasileiro, onde vivem cerca de 32 milhões de habitantes, mais de 18% da população (MARIZ, 2006). Entre os estados da região Nordeste, a Paraíba é um dos que contém mais áreas degradadas.

A área escolhida para o estudo abrange os municípios de Santana dos Garotes, Nova Olinda e Pedra Branca. Contemplando também os dois principais açudes da região: o Açude Saco em Santana dos Garotes e o Açude Queimadas em Nova Olinda, pois neles existe uma cultura não conservacionista das terras.

A utilização de dados orbitais de sensores com boa resolução espacial e espectral, aplicados em conjunto com um software de tratamento digital de imagens, permitem que sejam feitas análises espaciais da área, levando em conta aspectos físicos e ambientais.

Neste sentido, os dados do sensor AVNIR-2 pertencente ao satélite ALOS, possuem boas características espectrais e espaciais que possibilitam a identificação dos níveis de degradação dos solos a partir de reconhecimento do uso e ocupação das terras. Este processo pode ser otimizado utilizando software específico de sistemas de informações geográficas (SIGs), com características para tratamento digital de imagens, a exemplo do SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas).

Os SIGs constituem ferramentas de grande importância em diversos tipos de trabalhos, pelos recursos que os mesmos possuem, pois possibilitam uma maior capacidade para processamento e análise espacial. Em vários lugares do Brasil e do mundo esta tecnologia é utilizada na gestão de recursos ambientais, sendo também aplicada no mapeamento da degradação das terras. As geotecnologias têm sido cada vez mais usadas para dar subsídio a trabalhos sobre a temática da degradação ambiental. Diante disto, o SPRING, (software de SIG do INPE - Instituto Nacional de Pesquisa Espacial), disponibiliza ferramentas de Processamento Digital de Imagens e de análises espaciais. Viabilizando o tratamento e geração dessas informações, na forma de mapas convencionais, ou seja, mapas dos níveis de degradação das terras dos municípios com ênfase no entorno dos principais reservatórios hídricos da área escolhida.

Para as análises em torno dos açudes utilizou-se uma resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Essa lei regulariza o uso dos patrimônios ambientais tais como a água, a flora, a fauna e o solo. O CONAMA define as Áreas de Preservação Permanente como espaços territoriais especialmente protegidos.

Com isso, o trabalho tem como objetivos, identificar os processos de degradação das terras alocadas nos municípios de Santana dos Garotes, Nova Olinda e Pedra Branca. Demonstrar a viabilidade do SPRING como recurso para o tratamento digital de imagens e geração de bases de dados. Fazer o georreferenciamento das imagens do sensor AVNIR-2 pertencente ao satélite ALOS. Identificar solos, vegetação, relevo, uso e os níveis de degradação das terras através de trabalhos de campo. Gerar os mapas dos níveis de degradação das terras. E analisar a situação da degradação ambiental das áreas de preservação permanente (APP) ao longo dos reservatórios hídricos.

Localização da área em estudo

A área de estudo está situada na região do semiárido paraibano segundo o IBGE (2011), e abrange o território dos municípios de Santana dos Garotes, Nova Olinda e Pedra Branca (634,50 km²), parte da Região Oeste do Estado da Paraíba. Com intensa ocupação de terras sem práticas conservacionistas, o que intensifica o processo de degradação. A referida área está limitada pelas coordenadas geográficas 07°16'40'' S e 37°51'04'' W e 07°34'24'' S e 38°09'29'' W. Também faz parte do estudo os dois principais reservatórios hídricos da área: açude Saco (Nova Olinda) e Queimadas (Santana dos Garotes). A Figura 1 demonstra a localização da região.

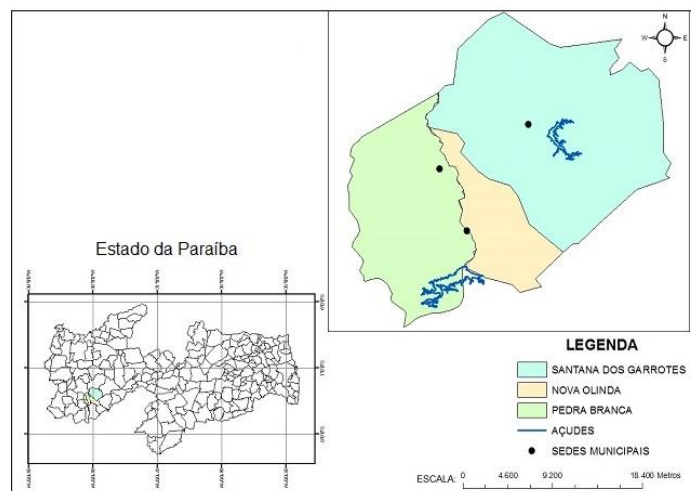


Figura 1. Localização dos municípios de Santana dos Garrotes, Nova Olinda e Pedra Branca-PB.

Figure 1. Location of the municipalities of Santana dos Garrotes, Nova Olinda and Pedra Branca-PB.

Os açudes são de grande importância para a população, pois a capacidade do Açude Saco é de 97.488.089 m³ e beneficia uma população de 6.070 habitantes tendo por finalidade: irrigação, piscicultura e controle de cheias. Já o Açude Queimadas tem a capacidade de 15. 625.338 m³e atende uma população de 7.266 habitantes tendo por finalidade: abastecimento e perenizarão do Riacho Santana, de acordo com a AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba).

MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia consistiu no uso de técnicas diversificadas que caracterizaram o estudo em uma pesquisa qualitativa, de caráter exploratório, descritivo e com observação não participante. Também se apropriou da utilização do software SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas) de disponibilidade gratuita pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) e produtos do sensor remoto (AVNIR-2/ALOS).

Material

Dados bibliográficos – consultas à Internet, livros e publicações referentes ao assunto e as áreas de estudo, além de mapas, destacando aspectos regionais e temáticos; Dados cartográficos – foram utilizadas as cartas topográficas da SUDENE (1972) correspondentes as Folhas de Itaporanga (SB.24-Z-C-II), Piancó (SB.24-Z-C-III), Serra Talhada (SB.24-Z-C-V) e Afogados de Ingazeira (SB.24-Z-C-VI), na escala de 1:100.000; Dados de sensor remoto – Imagens multiespectrais do AVNIR-2/ALOS, nas bandas 2 (região do verde), 3 (região do vermelho) e 4 (região do infravermelho próximo), com resolução espacial de 10 m, e com data de passagem em 07 de janeiro de 2010; GPS GARMIN MAP 76 CSX – para apoiar os trabalhos de campo (georreferenciar pontos); Suporte Computacional – foi utilizado o software SPRING 5.1.7 (Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas). Diário de campo – para registro das observações não participante; e, Material Fotográfico – utilizou-se registro fotográfico, obtido em campo, de diversos aspectos de interesse aos objetivos da pesquisa.

Métodos

As cartas da SUDENE, disponíveis em meio digital no site da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), foram utilizadas como apoio para a construção da base cartográfica, sendo dessas importados os vetores de estradas e de drenagens (hidrografia), objetivando o ajuste correto da imagem (georreferenciamento) a esta base de informações.

As imagens orbitais do sensor AVNIR-2 do satélite ALOS foram processadas digitalmente no software SPRING. Após o georreferenciamento das imagens no mesmo, feito a partir das informações referentes à hidrografia, ocorreu o processamento digital das imagens e compreendeu os seguintes procedimentos: Composição RGB, Manipulação de Contraste; Classificação de padrões (classificador K-Média); Mapeamento de Classes; Medidas de Classes; Criação dos Mapas.

Para a classificação das imagens foi utilizado o método não-supervisionado, utilizando o algoritmo classificador K-Médias. Na pós-classificação foram geradas 8 classes: Água/Açudes, Área Urbana, Vegetação Semi-Densa, Solo Exposto, Vegetação Rasteira, Afloramento Rochosos, Nuvens e Sombra de Nuvens. Assim, a identificação das classes temáticas se fundamentou no estudo dos diversos elementos de interpretação, sendo gerados a carta-imagem (composição RGB-342) e o mapa de interpretação preliminar (classificação), os quais foram complementados pelas observações de campo realizadas pela equipe técnica durante os meses de dezembro de 2010, agosto de 2011 e dezembro de 2011.

O Trabalho de campo possibilitou a descrição detalhada das características da área de estudo (solo, vegetação, recursos hídricos, relevo, da biodiversidade e formas de manejo do ecossistema) para subsidiar a interpretação e o processamento digital de imagens. Por meio do trabalho de campo foi observada a veracidade do mapa de interpretação preliminar quanto à identificação dos temas estudados. Essa fase foi apoiada por GPS, para possibilitar o georreferenciamento dos pontos descritos – sendo estes colocados sobre o referido mapa, o que permitiu associar a descrição *in loco* com aquelas classes encontradas durante a classificação automática. Também, com o objetivo de constatar a veracidade dos dados obtidos em campo, foi recolhido material fotográfico da área.

Após ter adquirido informações *in loco* na etapa de campo, foi feito, em escritório, um refinamento da classificação preliminar. Já que esta foi feita por meio de um método não-supervisionado. Esse refinamento se deu através do processo de edição matricial na imagem classificada.

De acordo com as características observadas durante os trabalhos de campo, foram identificados o uso e ocupação do solo, a saber: Vegetação Densa - áreas ocupadas por uma vegetação arbórea arbustiva densa, distribuída, principalmente, nas áreas de relevo ondulado a montanhoso; caracterizada por árvores de médio porte, frequentemente com altura inferior a 6 m e arbustos (baixo uso agropecuário - antropização imperceptível). Vegetação Semi-Densa - áreas ocupadas por uma vegetação arbustiva semi-densa com alguns exemplares arbóreos, distribuída, principalmente, nas áreas de relevo ondulado; caracterizada por árvores e arbustos de pequeno porte, frequentemente com altura inferior a 3 metros (áreas com médio uso agropecuário - pouco antropizadas, contudo parte delas se encontra em constante mudança pela prática de extração de lenha). Vegetação Rasteira - corresponde a uma vegetação do tipo Capoeira com ocorrência de poucos exemplares arbóreos e grande ocorrência de solo exposto, apresentando distribuição esparsa e menor número de espécies vegetais (áreas utilizadas pela exploração da agricultura de autoconsumo e, principalmente, pelo pastoreio - ocupadas pela pecuária semi-extensiva). Solo exposto - áreas ocupadas pela agricultura de autoconsumo, no período das chuvas, e por atividades extensivas de pecuarização, no período da seca; em alguns pontos se verifica a extração de material mineral (areia e argila). Água/açudes - áreas ocupadas por reservatórios (corpos d'água) e rios. Malha urbana - área ocupada pelas edificações (cidades). Afloramentos Rochosos - áreas onde a rocha aflora a superfície, onde não existe exploração agropecuária. Nuvens - Áreas que representam nuvens sobre os municípios. Sombra de Nuvens - áreas que representam sombra de nuvens sobre os municípios.

Para gerar o mapa dos níveis de degradação foi tomado como referência o uso e ocupação do solo. Foram adotados três níveis de degradação: Baixo, Moderado e Grave. A metodologia convencionou que o nível de degradação baixo está associado às áreas de vegetação densa, porém sem erosões no solo e com pouco uso agropecuário; no nível moderado se verificou vegetação semi-densa e do tipo capoeirão, com erosões pontuais laminar e/ou por sulcos e uso agropecuário médio a alto; já o nível grave se encontra com vegetação rala e solo exposto, com erosões do tipo laminar e/ou por sulcos, com forte pecuarização extensiva.

Para as análises de APP foram utilizados os limites dos dois principais Açudes da região: Açude Saco (Nova

Olinda) e o Açude Queimadas (Santana dos Garrotes). A partir dos limites foram gerados buffers, em conformidade o que é preconizado pelo Art. 3º da Resolução nº 302, de 20 de março de 2002, publicada pelo CONAMA - Constitui Área de Preservação Permanente a área com largura mínima, em projeção horizontal, no entorno dos reservatórios artificiais, medida a partir do nível máximo normal de: I - trinta metros para os reservatórios artificiais situados em áreas urbanas consolidadas e cem metros para áreas rurais; II - quinze metros, no mínimo, para os reservatórios artificiais de geração de energia elétrica com até dez hectares, sem prejuízo da compensação ambiental; III - quinze metros, no mínimo, para reservatórios artificiais não utilizados em abastecimento público ou geração de energia elétrica, com até vinte hectares de superfície e localizados em área rural. Sendo, portanto, tomado como base o parâmetro do CONAMA, “I - trinta metros para os reservatórios artificiais situados em áreas urbanas consolidadas e cem metros para áreas rurais”, pois ambos os açudes se enquadram na resolução específica. Porém como as imagens do sensor AVNIR-2/ALOS apresentam resolução espacial de 20 metros, utilizou-se, para efeito de análise de proximidade (buffers), uma faixa de 100 metros, o que corresponde a 5 pixels na imagem. O resultado da análise identificou os níveis de degradação conforme as classes adotadas: “baixo”, “moderado” e “grave”, o que culminou com a geração dos mapas com as áreas de preservação permanente no entorno dos açudes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2, tem-se a carta-imagem (Composição RGB-342) dos municípios de Nova Olinda, Santana dos Garrotes e Pedra Branca-PB devidamente georreferenciada. A referida carta-imagem apresenta um bom contraste entre as classes de uso do solo; além de dados vetoriais de drenagem e os Açudes dos municípios com a distribuição dos pontos de GPS adquiridos durante o trabalho de campo. O resultado (Figura 2) possibilitou identificar as áreas com maiores índices de vegetação (cor verde) daquelas mais utilizadas pelas atividades antrópicas (cor magenta). Nestas últimas, há uma intensa predominância de vegetação muito rala e de “solo exposto”, o que pôde ser comprovado durante as visitas em campo.

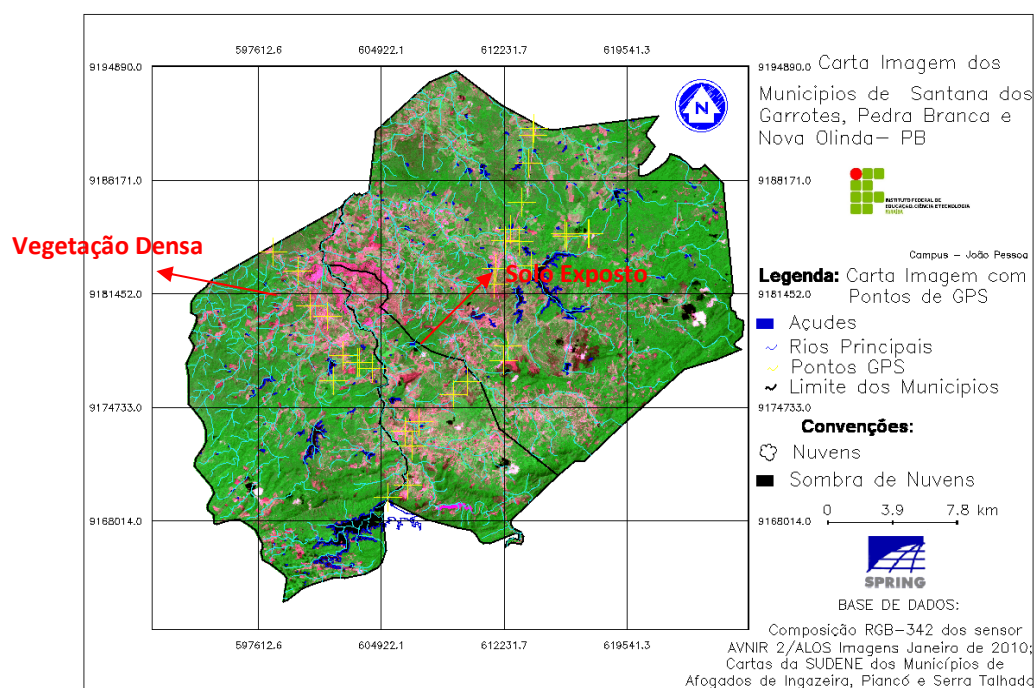


Figura 2. Carta-imagem dos municípios em estudo com a rede hidrográfica local.
 Figure 2. Letter-image of the municipalities study with the hydrographic network.

Os trabalhos de campo identificaram os vários usos que se destinam o solo dos municípios. A Figura 3 (A, B, C, D, E e F) revela as diferenças entre os níveis de degradação nos municípios e no entorno dos Açudes como também os usos diversificados do solo.

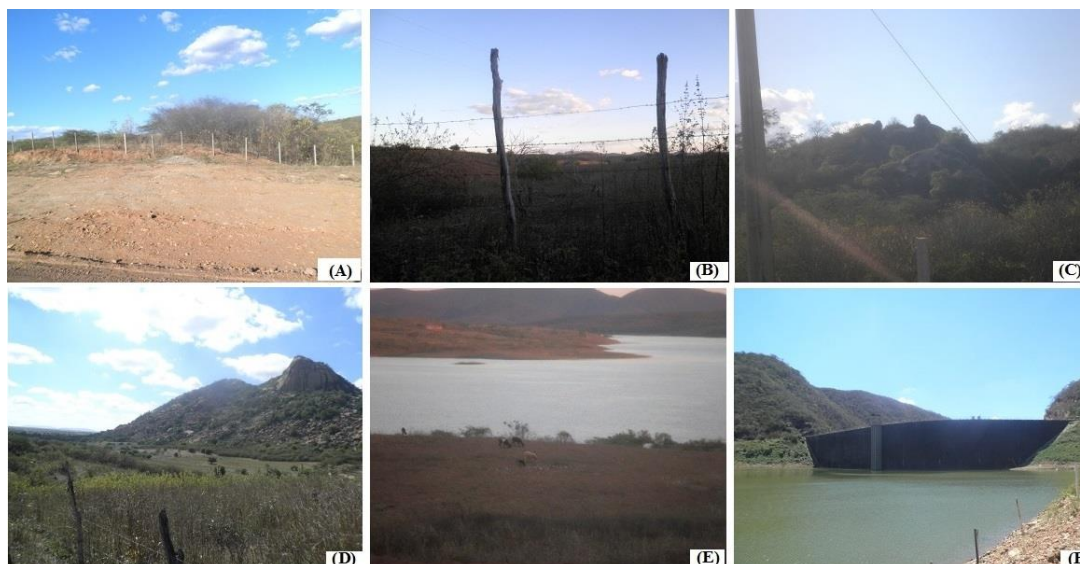


Figura 3. Aspectos gerais da área: (A) Solo exposto – Degradação Grave; (B) Vegetação semi-densa com solo exposto – Degradação Moderada; (C) Vegetação densa nas margens da BR – Degradação Baixo; (D) Afloramentos rochosos com vegetação rala – Degradação Moderada; (E) Margens do Açude Queimadas – uso do solo para criação bovina; e (F) Margens do Açude Saco – Degradação Baixo no entorno do Açude.

Figure 3. (A) Severe degradation; (B) Moderate degradation; (C) Low Degradation; (D) Moderate degradation; (E) Severe degradation; and (F) Low degradation.

O mapa dos níveis de degradação das terras está apresentado na Figura 4. A análise visual identifica que o quantitativo de terras com nível de degradação grave é mais acentuado nos municípios de Santana dos Garrotes e Nova Olinda, devido a maior frequência de solo exposto, com vegetação rala e vegetação semi-rala. Em campo foi possível verificar que os solos são mais expostos devido à criação de bovinos nas áreas de relevo mais planas, principalmente, próximo aos açudes.

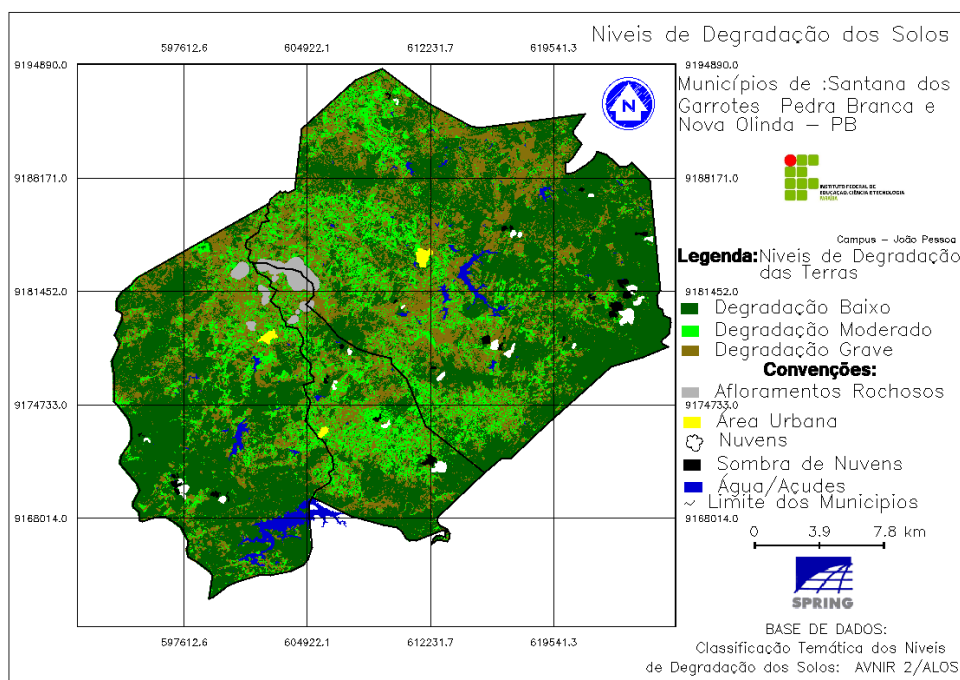


Figura 4. Mapa dos níveis de degradação das terras dos municípios em estudo.

Figure 4. Map of the levels of land degradation in the municipalities under study.

Os quantitativos (absolutos e relativos) dos níveis de degradação das terras dos municípios em estudo estão demonstrados na Tabela 1. O quantitativo que representa as áreas das classes convencionadas (Área Urbana, Água/Açudes, Afloramentos Rochosos, Nuvens e Sombras) não foram classificados quanto ao nível de degradação.

Tabela 1. Distribuição dos níveis de degradação das terras nos municípios em estudo.
Table 1. Distribution of the levels of land degradation in the municipalities under study.

Níveis de Degradação	Municípios					
	Pedra Branca		Santana dos Garrotes		Nova Olinda	
Baixo	115,8419Km ²	59,83%	178,3284Km ²	50,40%	33,7731Km ²	40,07%
Moderado	22,8512Km ²	11,80%	53,2437Km ²	15,05%	19,9166 Km ²	23,63%
Grave	45,9511Km ²	23,73%	111,0007Km ²	31,37%	25,8462 Km ²	30,67%
Outras Áreas	8,4823Km ²	4,64%	11,2205Km ²	3,17%	4,73990 Km ²	5,62%

Os resultados indicam uma maior predominância de áreas ocupadas por degradação baixa. Esta classe ocorre principalmente onde o relevo apresenta-se como ondulado e montanhoso. Os resultados também demonstram que as áreas mais afetadas pelo processo de degradação (degradação moderado e degradação grave) estão localizadas em Nova Olinda com 45,7628 Km² e em Santana dos Garrotes com 164,2444 Km².

A Figura 5 mostra as análises espaciais (buffer) de 100 metros, no entorno dos Açudes Saco e Queimadas. E os resultados absolutos e relativos das classes de degradação em torno dos reservatórios estão representados na Tabela 2.

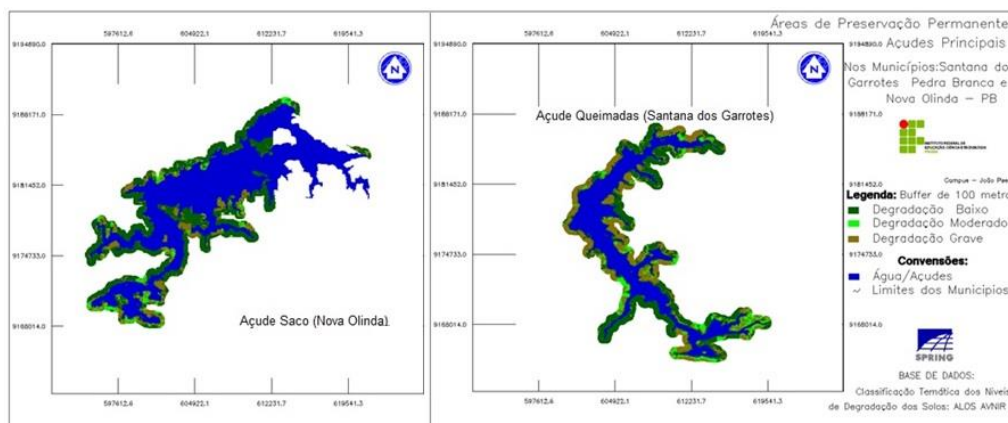


Figura 5. Mapa dos níveis de degradação das terras dos açudes na faixa (buffer) de 100 m.
Figure 5. Map of the levels of land degradation in the range of reservoirs (buffer) 100 m.

A Tabela 2 mostra a proporção de área dos níveis de degradação dos solos no entorno dos açudes Saco e de Queimadas.

Tabela 2. Níveis de degradação das terras dos açudes na faixa (buffer) de 100 metros.
Table 2. Levels of land degradation in the range of reservoirs (buffer) 100 m.

Níveis de Degradação	Área de Abrangência com APP de 100 metros para os Açudes Saco e Queimadas			
	Açude Saco (Nova Olinda)		Açude Queimadas (Santana dos Garrotes)	
Baixo	2,5255Km ²	70,10%	1,5349Km ²	51,19%
Moderado	0,2731Km ²	7,58%	0,3237Km ²	10,79%
Grave	0,8039Km ²	22,32%	1,1408Km ²	38,05%

No entorno do Açude Saco com margens de 100 metros, as terras estão mais conservadas, pois o nível de degradação baixo é de 70,10%, nível de degradação moderado é de 7,58% e nível de degradação grave é de 22,32% - do que as terras do entorno do Açude Queimadas - nível de degradação baixo é de 51,19%, nível de degradação moderado é de 10,79% e nível de degradação grave é de 38,05%, demonstrando que, ao longo deste último, o solo é mais exposto e degradado.

CONCLUSÕES

A degradação dos solos dos municípios de Nova Olinda, Santana dos Garrotes e Pedra Branca apresentou-se baixa em, respectivamente, 40,07%, 50,40% e 59,83% das terras, enquanto os níveis mais críticos de degradação (moderado + grave) corresponderam a 54,30%, 46,42% e 35,53%.

A APP do açude Saco encontra-se mais conservada, pois possui 70,10% de sua margem com baixo nível de degradação. Já o açude Queimadas os valores de degradação baixa ocorreram em 51,19% da área de APP.

Proporcionalmente, a Barragem Queimadas (Santana dos Garrotes) apresentou-se com suas margens mais degradadas do que a barragem Saco (Nova Olinda).

REFERÊNCIAS

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Geoprocessamento. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/geoproce.php>> Acesso em: 12 ago. de 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002, dispõe sobre as áreas de preservação permanente. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2002_303.pdf Acesso em: 13 mar. de 2011.

BRASIL. SUDENE. 1972. Ministério do Exército – Departamento de Engenharia e Comunicações - Diretoria de Serviços Geográficos. Região Nordeste do Brasil.

CÓDIGO FLORESTAL BRASIL: Lei Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 09 Set. de 2012.

IBGE. Dados estatísticos dos municípios de Santana dos Garrotes, Nova Olinda e Pedra Branca/PB. Disponível em:<[HTTP://WWW.ibge.gov.br](http://WWW.ibge.gov.br)>. Acesso em 08 Set. de 2011.

MARIZ, R. 2006. A ameaça do deserto. Correio Brasiliense, 22/08/06, pág. 10. Disponível em: <<http://desertificacao.cnrh-srh.gov.br/>>. Acesso em 25 out. de 2006.

SOUSA, R.F. de. Terras agrícolas e o processo de desertificação em municípios do semi-árido paraibano. 2007. 180p.: il. Tese (Doutorado Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2007.

DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS NA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL SERRA DO CIPÓ EM MINAS GERAIS

DETECTION OF BURNED AREAS IN THE REGION OF THE SERRA DO CIPÓ NATIONAL PARK IN MINAS GERAIS

Rafaella Silva Pereira¹, Gleyce Campos Dutra¹, Michel Cordeiro Silva¹, Rauff Pereira Barbosa¹

¹ Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Rodovia MG 367, n. 5000, Alto do Jacuba, cep: 39.100-000 – Diamantina, MG, Brasil, rafaellaengflorestal@gmail.com; gleycedutra@yahoo.com.br; michelcs91@gmail.com; rauffbarbosa@yahoo.com

RESUMO

Esse estudo teve como objetivo detectar e quantificar ocorrências de incêndios florestais na região do Parque Nacional Serra do Cipó-MG por meio da análise de imagens satélites LANDSAT 5 TM. Foram utilizadas 3 imagens da cena 218/73, datadas de 29 de julho de 2009, 01 de agosto de 2010 e 05 setembro de 2011. Elas foram redimensionadas, georreferenciadas e mosaicaadas. Calculou-se o NDVI para os Período A (2009 a 2010) e Período B (2010 a 2011). A perda de biomassa vegetal nos períodos foi destacada pela diferença entre os valores de NDVI nas imagens. Segmentando os “NDVI diferença” resultantes, detectou-se as áreas que sofreram perda de biomassa vegetal significativa. A imagem classificada foi editada mantendo os locais com perda de biomassa por incêndios. No Período A detectou-se 78 ocorrências, distribuídas em 688,59 ha de área total queimada. No Período B, obteve-se uma área total queimada de 2708,43ha em 107 ocorrências. Os resultados foram satisfatórios, sendo mais eficazes quando há significativa perda de biomassa vegetal devido a incidência de incêndios. Essa ferramenta é importante para as Unidades de Conservação, auxiliando na proteção e manutenção dos ecossistemas presentes em seu interior e no auxílio ao entendimento da dinâmica de uso e ocupação do espaço em seu entorno.

Palavras-chave: Processamento digital de imagens, NDVI, incêndios florestais.

ABSTRACT

This study aimed to detect and quantify occurrences of forest fires in the Serra do Cipó-MG National Park by analyzing satellite images LANDSAT 5 TM. Were used 3 pictures of the scene 218/73, dated 29 July, 2009, 1 August, 2010 and 5 September, 2011. They were resized, georeferenced and mosaicked. Were calculated the NDVI for the A Period (2009-2010) and B Period (2010-2011). The loss of plant biomass in the period was highlighted by the difference between the values of the NDVI images. Segmenting the "difference NDVI" resulting, detected the areas that suffered significant loss of plant biomass. The classified image, was edited keeping the locals of biomass loss by fire. In Period A were detected 78 occurrences distributed in 688.59 hectares of total area burned. In B Period, were obtained a total burned area of 2708.43 hectares in 107 instances. The results were satisfactory, being more effective when there is a significant loss of plant biomass, due to the incidence of fires. This tool is important for protected areas, assisting in the protection and maintenance of ecosystems present within it, and to aid in the understanding of the dynamics of the use and occupation of space around it.

Keywords: Digital image processing, NDVI, forest fires.

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais têm causado diversos danos ambientais, sociais e econômicos, e a sua ocorrência varia em função da época do ano, causa provável, localização geográfica, tipo de vegetação e área atingida (TETTO *et al.*, 2008). Os seus efeitos nos ecossistemas são complexos, abrangendo desde a perda de biodiversidade (ICMBio, 2007) e a redução ou eliminação da biomassa na superfície do solo a impactos nos processos físicos, químicos e biológicos abaixo da superfície (NEARY *et al.*, 1999), aumentando a susceptibilidade à erosão (CAMPO *et al.*, 2006).

Grande parte das Unidades de Conservação (UCs) no país vem sendo atingidas todos os anos pela ocorrência de incêndios (BONFIM *et al.*, 2003), e o fogo é considerado como a maior ameaça para a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos em áreas naturais, existentes nos seus limites (MEDEIROS e FIEDLER, 2004).

Nas últimas décadas, os impactos relacionados a tais incêndios, tem gerado uma importante discussão acerca das possíveis metodologias de detecção, controle e mitigação desses eventos (TETTO *et al.*, 2010). Perante essa situação, muitas técnicas estão sendo desenvolvidas a fim de auxiliar no manejo da prevenção e do controle desses incêndios, com o intuito de facilitar o trabalho dos gerentes dessas unidades.

Uma técnica que vem ganhando bastante destaque está associada ao processamento digital de imagens, ferramenta geradora de conhecimentos acerca da área de estudo de maneira mais rápida, facilitando assim no planejamento das ações de controle a serem tomadas. Elas têm sido amplamente utilizadas no setor florestal, seja para planejamento de atividades ou para elucidar questões ecológicas (SANTOS *et.al.*, 2006). Suas análises podem ser feitas por meio de correlação entre diversos dados coletados por sensores remotos demandando um tempo menor de aferições de campo (CÂMARA e DAVIS, 2000).

Elas permitem detectar e quantificar as áreas queimadas na região do Parque Nacional Serra do Cipó (PNSC) ao longo dos anos; e monitorar o fogo através do tempo é importante para entender a dinâmica natural e antropogênica associada a ele, bem como identificar possíveis mudanças (PALUMBO *et.al.*, 2011). Além disso, a viabilização do controle do fogo é fundamental para redução dos custos nas operações de combate e atenuação dos danos causados (BATISTA, 2004). A análise do comportamento histórico dos incêndios florestais permite estabelecer correlações entre as variáveis que influem na ocorrência e propagação do fogo, o qual auxilia e melhora as ações de prevenção e combate aos incêndios florestais (RODRIGUEZ e SOARES, 2004).

Este trabalho tem como objetivo detectar as áreas queimadas por incêndios florestais na região Parque Nacional Serra do Cipó entre os anos de Período A (2009 a 2010) e Período B (2010 a 2011), por meio da utilização do processamento digital de imagens a fim ser mais uma ferramenta de auxílio no planejamento do manejo do PNSC.

MATERIAL E MÉTODOS

Região de estudo

Possuindo uma área de aproximadamente 31.010 hectares, o Parque Nacional Serra do Cipó foi criado pelos decretos nº 19.278, de 3 de julho de 1977 e nº 90.223, de 25 de setembro de 1984 (IEF, 2014). É uma unidade de conservação federal de proteção integral, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos em suas leis de criação. Em 27 de junho de 2005, o PNSC pela sua localização, foi inserido no contexto da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (PMPNSCP, 2009).

Na região sul da Cadeia do Espinhaço, área caracterizada basicamente pela presença do Cerrado está localizado o Parque Nacional Serra do Cipó (PNSCP), onde já foram descritas mais de 2.000 espécies de plantas (MADEIRA, 2008).

Pode-se dizer que na Serra do Cipó, de forma geral e seguindo a classificação de Köppen (1931), o clima predominante é o tropical de altitude do tipo Cwb, com verões frescos e com estação seca bem pronunciada. No entanto, deve-se destacar que tal como todos os ambientes montanhosos, o conjunto orográfico da Serra do Cipó impõe drásticas diferenças climáticas ao longo do espaço, de modo que regiões muito próximas podem ter climas bastante distintos, que se refletem na vegetação (transição cerrado/mata atlântica) e em diversos outros componentes ambientais, como solos, hidrologia e padrões erosivos (PMPNSCP, 2009).

Neste estudo foi considerada uma zona de influência de 5 km ao redor do Parque. Dos seus 31.010 hectares de extensão, 1350 estão localizados dentro do município de Itambé do Mato Dentro, 21190 em Jaboticatubas, 5700 no Morro do Pilar e 2770 em Santana do Riacho (Figura 1).

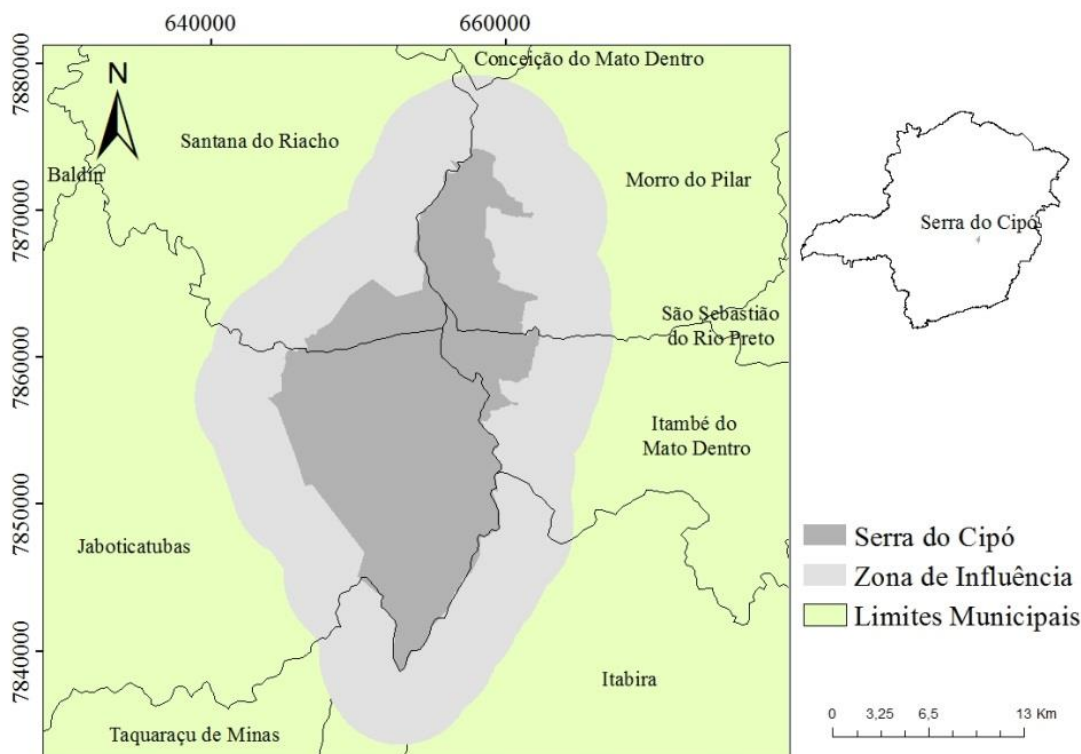


Figura 1. Localização do Parque Nacional Serra do Cipó.

Figure 1. Location of Serra do Cipó National Park.

Obtenção das imagens

As imagens utilizadas nesse estudo foram obtidas no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2014). Foram adquiridas um total de três imagens LANDSAT TM 5, com resolução espacial de 30 metros, sendo todas da cena 218/73.

Para o ano de 2009 a imagem é datada de 29 de julho, já para 2010, a imagem adquirida foi de 01 de agosto. No ano de 2011, a imagem é de 05 de setembro.

Processamento digital das imagens

As imagens foram redimensionadas de acordo com área de estudo, georreferenciadas e redimensionadas de acordo com área de estudo. Sendo assim, trabalhou-se com três mosaicos, um para cada ano estudado (2009, 2010, 2011).

Foi necessário minimizar os efeitos atmosféricos presentes nas imagens satélites utilizadas. A etapa de correção atmosférica foi realizada utilizando-se a técnica subtração do pixel escuro, cujo modelo teórico consiste em localizar em um corpo de água ou área de sombra absoluta o pixel de menor valor (próximo a zero) e subtrair esse valor daqueles dos demais pixels de todas as outras faixas da imagem. A radiância de um “pixel escuro” pode ser atribuída somente à contribuição da atmosfera, pois o valor deste pixel deveria ser zero. Desta maneira, quando se subtrai esse valor do valor de cada pixel da cena, remove-se a radiância da trajetória (MENESES e MADEIRA, 2001).

Foi obtido o NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) das imagens utilizadas. Para destacar a perda de biomassa vegetal nos anos estudados, calculou-se a diferença entre os valores de NDVI das imagens nos Períodos A e B.

As imagens “NDVI diferença” resultantes foram segmentadas pela técnica de limiarização, nas quais utilizou-se um limiar mínimo que permitiu que fosse possível a detecção automática das áreas que sofreram perda de biomassa vegetal significativa. Foram consideradas as perdas com áreas maiores que 0,9 hectares, ou seja, dez vezes o tamanho do pixel (900m²).

A imagem foi editada mantendo somente os locais com perda de biomassa por incêndios florestais; vetorizada e integrada a um ambiente SIG para o cálculo de área.

As classes de tamanhos de incêndios florestais foram estabelecidas de acordo com a sua área (SOARES *et al.*, 2005), sendo admitidas conforme a tabela abaixo:

Tabela 1. Classes de tamanho de incêndios florestais.

Table 1. Size classes of forest fires.

Classe	Área do Incêndio (ha)
I	0-0,09
II	0,1-4,0
III	4,1-40,0
IV	40,1-200,0
V	>200,0

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A localização das áreas queimadas pode ser observada para o período A e período B na Figura 2.

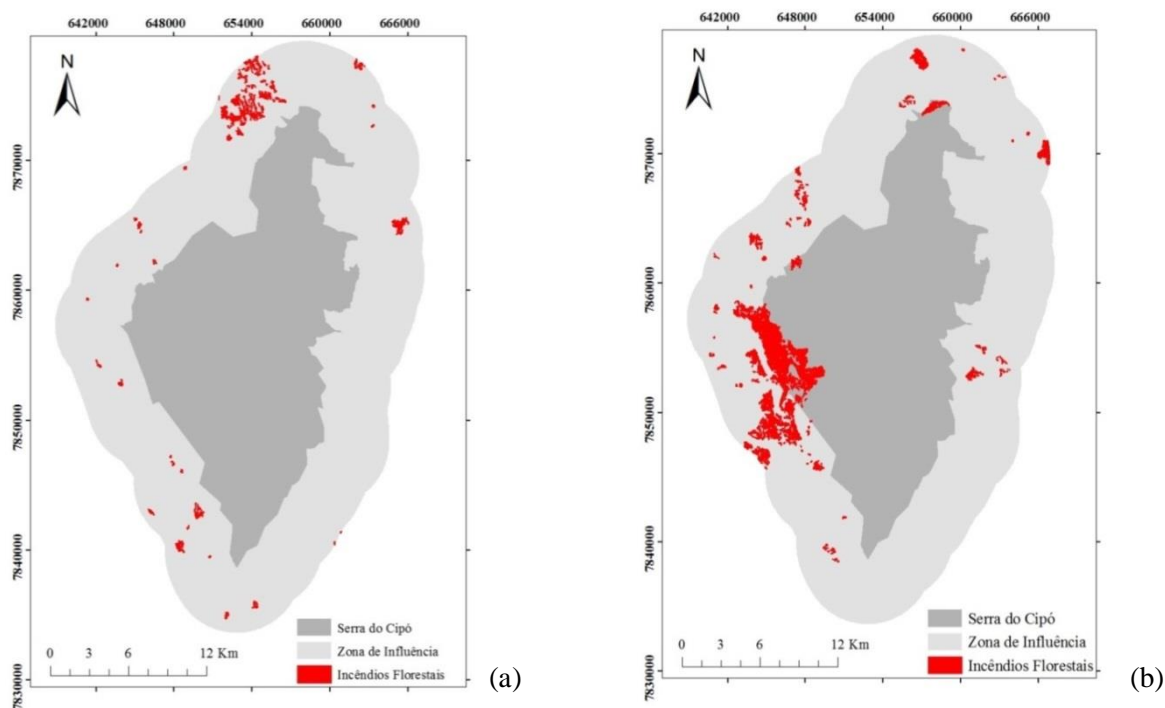


Figura 2. Área queimada detectada na Região do Parque Nacional Serra do Cipó-MG, nos Períodos A (a) e B (b).

Figure 2. Detected burned area in the region of Serra do Cipó National Park, in the A (a) and B (b) periods.

No Período A, não foram detectadas ocorrências de incêndios florestais dentro do Parque, mas na sua zona de influência observou-se um total de 78 ocorrências, distribuídas em 688,59 hectares de área total queimada (Tabela 2). Já para o Período B, observou-se um aumento significativo dos incêndios florestais detectados, alcançando uma área total queimada de 2708,4 hectares, distribuídas em 107 ocorrências em toda a área estudada (Parque e sua zona de influência), como demonstrado na Tabela 3.

Tabela 2. Distribuição dos Incêndios Florestais detectados na zona de influência do Parque Nacional Serra do Cipó no Período A, e respectiva área queimada por classes de tamanho.

Table 2. Distribution of Forest Fires detected in the zone of influence of the Serra do Cipó National Park in the Period A, and her respective area burned by size classes.

Classe de Tamanho	Incêndios		Área Queimada	
	n°	%	ha	%
I	-	-	-	-
II	44	56,41	96,29	13,98
III	31	39,74	421,66	61,24
IV	3	3,85	170,64	24,78
V	-	-	-	-
Total	78	100,00	688,59	100,00

Tabela 3. Distribuição dos Incêndios Florestais detectados na região do Parque Nacional Serra do Cipó (dentro do Parque e em sua zona de influência) no Período B, e respectiva área queimada por classes de tamanho.

Table 3. Distribution of Forest Fires detected in the Serra do Cipó National Park (within the Park and her zone of influence) in the B Period, and her respective area burned by size classes.

Classe de Tamanho	Incêndios		Área Queimada	
	n°	%	ha	%
I	-	-	-	-
II	68	63,55	126,15	4,66
III	30	28,04	317,35	11,72
IV	7	6,54	543,14	20,05
V	2	1,87	1721,79	63,57
Total	107	100,00	2708,43	100,00

A classe V foi a que apresentou maior valor de área total queimada no Período B, correspondendo a 1721,79 hectares (63,57%), distribuídas em apenas duas ocorrências de incêndios florestais que podem ser observadas no lado oeste do parque de acordo com Figura 2(b). Possivelmente o incêndio não foi detectado rapidamente e a comunicação com o acionamento das Brigadas e demais estruturas de combate foram feitas de maneira tardia, permitindo que o incêndio se alastrasse por uma área bastante extensa e se tornasse de difícil controle e combate. Já para o Período A, a classe V não foi detectada, sendo a classe III, a com maior área total queimada, com 421,66 hectares de área queimada (61,24%), distribuídas em 31 ocorrências.

A maior porcentagem de ocorrência de incêndios florestais se deu na classe II nos dois períodos, totalizando mais de 50%, sendo observadas 44 ocorrências (56,41%) detectadas no Período A e 68 (63,55%) no Período B, mesmo desconsiderando as perdas de biomassa com áreas maiores que 0,9 hectares, ou seja, dez vezes o tamanho do pixel (900m²). Porém, essa foi a classe de menor área queimada, sendo 96,29 hectares (13,98%) para o Período A e 126,15 hectares (4,66%) no Período B. A eficiência no combate aos incêndios florestais está associada a uma maior concentração de incêndios nas menores classes. Porém quanto maior a porcentagem de incêndios, mais concentrados e efetivos devem ser os esforços para a prevenção de ocorrências de incêndios. (SOARES e SANTOS, 2002)

Um das suas principais causas dos incêndios florestais é a presença humana e no caso da área aqui estudada, a sua proximidade com a região metropolitana de Belo Horizonte e o intenso fluxo de turistas na região, devido as suas belezas cênicas, a colocam em uma condição considerada de área de média/alta

pressão antrópica (MMA, 2004) e de recorrente risco de ocorrência de incêndios.

A metodologia foi eficiente apesar de apresentar algumas limitações, como o fato de a resolução espacial das imagens utilizadas não permitir a identificação de áreas queimadas maiores que 0,09 ha, logo para a classe I, não foi detectada nenhuma ocorrência nos Períodos estudados.

A detecção de áreas queimadas ao longo dos anos auxilia na análise do comportamento histórico dos incêndios florestais, e a análise do comportamento histórico dos incêndios permite estabelecer correlações entre as variáveis que influem na ocorrência e propagação do fogo, o qual auxilia e melhora as ações de prevenção e combate aos incêndios florestais (RODRIGUEZ e SOARES, 2004), e monitorar o fogo através do tempo é importante para entender a dinâmica natural e antropogênica associada a ele, bem como identificar possíveis mudanças (PALUMBO *et.al.*, 2011). Também, o monitoramento dos incêndios é fundamental para a viabilização do controle do fogo, redução dos custos nas operações de combate e atenuação dos danos (BATISTA, 2004).

A escala de impactos causados pelos incêndios florestais detectados, possivelmente afeta ou pode vir a afetar os elementos da biota do Parque, que já sofrem com a fragilização causada também por outros diversos impactos que ocorrem dentro e ao seu entorno, como alteração da qualidade de água dos rios, desmatamentos, urbanização e proximidade com grandes centros urbanos, como Belo Horizonte.

Com base nas características observadas neste estudo, percebeu-se que a detecção de áreas queimadas dentro do PNSCP pode ser de grande valia para subsidiar atividades de monitoramento, manejo e decisões tomadas pela gerência do Parque. Além disso, deve-se sempre lembrar, que muito provavelmente os custos com a prevenção dos incêndios florestais são consideravelmente menores que os custos com o combate dos mesmos, desconsiderando ainda as enormes perdas sob os diversos aspectos ambientais quando tais incêndios ocorrem, demonstrando ainda mais a importância dessa ferramenta.

Estudos desse tipo podem ser utilizados como ferramentas básicas no seu gerenciamento, ajudando na tentativa de manter as suas estruturas biológicas de maneira harmoniosa. Além de auxiliar na contratação de brigadas estrategicamente preparadas para o controle desses incêndios, caso eles ocorram e estabelecer possíveis áreas eventuais de ocorrência dos incêndios florestais, podem também auxiliar no estabelecimento de campanhas ambientais educativas em públicos específicos.

CONCLUSÕES

A concentração de áreas queimadas detectadas nas classes menores do Parque Nacional Serra do Cipó indica eficiência das ações de combate. Porém, principalmente no período de 2010 a 2011, ocorreram eventos que apesar de poucos, se destacaram pelo tamanho de área queimada indicando a dificuldade de supressão do incêndio florestal.

A metodologia utilizada neste trabalho atingiu resultados bastante eficientes, sendo possível a detecção de áreas queimadas nos anos estudados. No entanto, mostra-se mais adequada quando há perda de biomassa vegetal significativa causada por incêndios florestais.

Detectar a área queimada de uma Unidade de Conservação mostra ser de extrema influência para a proteção e manutenção dos ecossistemas presentes em seu interior e no auxílio ao entendimento da dinâmica de uso e ocupação do espaço em seu entorno.

REFERÊNCIAS

- BATISTA, A.C. Detecção de incêndios florestais por satélites. *Floresta*, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 237-241, 2004.
- BONFIM, V.R. *et al.* Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro,

MG. *Revista Árvore* 2003; 27(1): 87-94.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. *Por que Geoprocessamento? Introdução à Ciência da Geoinformação*. 2000.

CAMPO *et al.* Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*, v. 82: 376-387, 2006.

FERREIRA, M.E. Spectral linear mixture modelling approaches for land cover mapping of tropical savanna areas in Brazil. *International Journal of Remote Sensing, Reino Unido*, 2006b (in press).

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2007. Impactos do fogo na vegetação do Planalto do Itatiaia. Relatório Técnico. 17 p.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Disponível em < <http://www.inpe.br/>>. Acesso em: 08 de abril, 2014.

MADEIRA, *et al.* Distribuição espacial do esforço de pesquisa biológica na Serra do Cipó, Minas Gerais: subsídios ao manejo das unidades de conservação da região. *Megadiversidade* 4:15, 2008.

MEDEIROS, M.B.; FIEDLER, N.C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal* 2004; 14(2): 157-168.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: DF MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 404 p., 2002.

NEARY, D.G. *et al.* Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*. v. 122: 51-71, 1999.

PALUMBO, M.P.R. *et al.* Ten years fire observations from space: trends and anomalies of African fires. In: International Conference on fire behaviour and risk, Alghero, Itália, Book of abstracts. Alghero: Tas Tipografi Associati Sassari, p. 207, 2011.

Plano de Manejo do Parque Nacional Serra do Cipó (PMPNSCP), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Diretoria de Unidades de Conservação de Proteção Integral – DIREP, Ricardo Soavinski – Diretor, 2009.

SANO, E.E. *et al.* Spatial and Temporal Probabilities of Obtaining Cloud- Free Landsat Imagies over the Brazilian Tropical Savanna. *International Journal of Remote Sensing*, 2006 (in press).

SANTOS, J.F. *et al.* Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. *Floresta* 2006; 36(1): 93-100.

SOARES, *et al.* Evolução do perfil dos incêndios florestais em áreas protegidas no Brasil de 1983 a 2002, in ANAIS DO SEMINÁRIO DE ATUALIDADES EM PROTEÇÃO FLORESTAL. *Anais do Seminário de Atualidades em Proteção Florestal*, 2005.

SOARES, R.V. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1984 a 1987. *Floresta* 1988; 18(12): 94-121.

SOARES, R.V.; SANTOS, J.F. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. *Floresta* 2002; 32(2): 219-232.

TETTO, A.F. *et al.* Manejo da biomassa pós-colheita como forma de prevenção aos incêndios florestais. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SISTEMAS DE COLHEITA E TRANSPORTE FLORESTAL, 15. , 2008, Curitiba. *Anais Seminário de atualização em sistemas de colheita e transporte florestal*. Curitiba: FUPEF-PR, 2008. p. 286.

TETTO, A.F. *et al.* Subsídios à prevenção e combate a incêndios florestais com base no comportamento da precipitação pluviométrica na Floresta Nacional de Irati, Paraná. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 33-43, jan./mar. 2010.

RODRIGUEZ, M.P.R.; SOARES, R.V. Análisis comparativo entre los incêndios forestales em Monte Alegre, Brasil y Pinar del Río, Cuba. *Floresta*, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 101-107, 2004

DETECÇÃO DE MUDANÇA BASEADA EM OBJETO: ABORDAGEM MULTI-SENSOR PARA IDENTIFICAR PERDA DE VEGETAÇÃO

OBJECT-BASED CHANGE DETECTION: MULTI-SENSOR APPROACH TO IDENTIFY VEGETATION LOSS

Nathália Silva de Carvalho¹, Lucília Rezende Leite, Luis Marcelo Tavares de Carvalho³, Fortunato Silva de Menezes⁴

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, caixa postal: 3037, CEP 37200-000, Lavras- MG.
nathalia.bioufla@gmail.com; lucilia_rleite@hotmail.com; passarinho@dcf.com.br; fsdmenezes@dex.ufla.br

RESUMO

As mudanças na cobertura da terra correspondem a uma das principais atividades antrópicas que têm afetado a integridade dos sistemas florestais. A atual ampliação das fontes de dados provenientes de diferentes sistemas sensores fornece uma nova perspectiva nos estudos de detecção de mudança, permitindo a utilização de uma abordagem multi-sensor. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi identificar a viabilidade do uso de dados multi-sensor utilizando uma metodologia de detecção de mudança orientada a objeto, para detecção de perda de vegetação no Cerrado Mineiro. Foram utilizadas uma imagem RapidEye obtida em 17/09/2009 e duas imagens Landsat 5 TM adquiridas em 06/09/2009 e 12/09/2011. As análises de detecção de mudança foram realizadas considerando as imagens NDVI diferença Landsat/Landsat e Landsat/RapidEye, utilizando um método estatístico iterativo baseado em objeto. Foram identificados 82 objetos de mudança na análise Landsat/Landsat e 62 considerando Landsat/RapidEye, distribuídos entre desmatamento, queimada e mudanças sazonais. Embora, Landsat/RapidEye tenha detectado um menor número de mudanças, esta abordagem multi-sensor foi menos sensível as mudanças decorrentes da sazonalidade, sendo portanto mais indicado para estudos com o objetivo de detectar mudanças na vegetação nativa provocada pela ação antrópica.

Palavras-chave: Detecção de mudança, Multi-sensor, RapidEye, Landsat 5 TM.

ABSTRACT

Changes in land cover represent a major human activities that have affected the integrity of forest systems. The current expansion of data sources from different sensor systems, provides a new perspective in the study of change detection, allowing the use of a multi-sensor approach. Therefore, the aim this study was to determine the feasibility of using multi-sensor data using an object-based change detection methodology for the detection of loss of vegetation in the Cerrado Mineiro. We used one RapidEye image obtained on 09/17/2009 and two Landsat-5 TM images acquired on 09/06/2009 and 09/12/2011. The change detection analyzes were performed considering the NDVI difference images Landsat/Landsat and Landsat/RapidEye using an iterative statistical method based on object. We identified 82 objects of change in analysis Landsat/Landsat and 62 considering Landsat/RapidEye, distributed in deforestation, fire and seasonal changes. Although Landsat/RapidEye has detected fewer changes, this multi-sensor approach was less sensitive to seasonal changes, and therefore more suitable for studies aiming to detect changes in native vegetation caused human action.

Keywords: Change Detection, Multi-sensor, RapidEye, Landsat 5 TM.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são fundamentais para a estabilidade de ciclos biológicos, regulação climática, sequestro de carbono, além de constituírem as regiões com a maior biodiversidade e abrigarem a maior parte dos hotspots do mundo (MYERS *et al.*, 2000). Entretanto, a destruição do ambiente tem proporcionado repercussões mundiais causando grande preocupação devido à velocidade e escala global com que as mudanças nos processos ecológicos vêm ocorrendo.

Desde o uso de satélites para observação da superfície terrestre, dados provenientes de sensoriamento remoto representam importantes ferramentas para acompanhar a dinâmica destes processos, fornecendo informações detalhadas em diferentes escalas geográficas e temporais, sendo amplamente utilizados em estudos de detecção de mudança (ROGAN e CHEN, 2004).

A detecção de mudança é definida como o processo de identificar alterações no estado de um objeto ou fenômeno a partir das variações em seus valores de radiância ou reflectância ao longo do tempo, provocados por alterações na cobertura da terra (SINGH, 1989). Há um extenso conjunto de técnicas já desenvolvidas para este propósito, sendo a escolha do algoritmo muitas vezes definida a partir de objetivos específicos, com os métodos sendo adequados a diferentes contextos (COPPIN *et al.*, 2004; LU *et al.*, 2004). Entretanto, independente da técnica aplicada, para que os resultados obtidos sejam representações reais do fenômeno de interesse, é fundamental que a influência na resposta espectral de fatores como o espalhamento atmosférico e diferenças no ângulo do Sol sejam eliminados (SINGH, 1989).

Devido à longevidade do programa Landsat, o qual fornece informações sobre a superfície terrestre desde 1972 (HANSEN e LOVELAND, 2012), este corresponde a um dos principais banco de dados utilizados para o monitoramento da vegetação e, após a recente disponibilização gratuita deste arquivo pelo Sistema Geológico dos Estados Unidos (WOODCOK *et al.*, 2008), a utilização destes dados foi ainda mais incentivada. Entretanto, as condições atmosféricas podem dificultar a aquisição de imagens de boa qualidade, principalmente em regiões tropicais. Além disso, falhas no sistema satélite, podem comprometer a continuidade na disponibilização dos dados.

Nesta perspectiva, com a atual ampliação das fontes de dados provenientes de diferentes sistemas sensores, a combinação de imagens multi-sensor consiste em uma nova alternativa para estudos de detecção de mudança. Entre estas, a disponibilização de imagens de alta resolução têm permitido uma identificação mais detalhada das entidades geográficas, fornecendo resultados mais robustos, o que tem aprimorado estudos de monitoramento dos sistemas florestais (WULDER *et al.*, 2004). Neste caso, destaca-se o recente lançamento da constelação de 5 satélites com sensores multiespectrais pela RapidEye em 2008, fornecendo imagens com resolução espacial de 5 metros, as quais têm sido amplamente aplicadas em estudos de vegetação.

Contudo, a maioria das técnicas de detecção de mudança descritas na literatura (COPPIN *et al.*, 2004; LU *et al.*, 2004), tais como razão de imagem, imagem diferença, análise de componentes principais, são baseadas principalmente em imagens adquiridas de um mesmo sensor e considerando uma abordagem à nível de pixel. E, embora metodologias já tenham sido propostas para análises multi-sensor (WULDER *et al.*, 2008), ainda não há informações sobre a qualidade da resposta obtida em relação ao uso de imagens de um mesmo sensor. Além disso, áreas heterogêneas como o Cerrado, correspondem a mais um desafio para análises de detecção de mudança, uma vez que, devido à intensa pressão antrópica há uma dificuldade na distinção das suas características fitofisionômicas, sendo o uso de imagens de alta resolução importantes subsídios para o monitoramento de mudanças na cobertura da terra neste bioma.

Diante disso, o seguinte estudo foi desenvolvido abordando a seguinte questão científica: Há diferença nas classes de cobertura da terra detectadas como perda de vegetação no Cerrado Mineiro, utilizando imagens Landsat 5 TM/Landsat 5 TM e Landsat 5 TM/RapidEye, aplicando um método de detecção de mudança iterativo baseado em objeto? Dessa forma, o intuito deste estudo é identificar a viabilidade do uso de dados multi-sensor considerando uma metodologia orientada a objeto, para detecção de perda de vegetação em áreas heterogêneas, evidenciando as principais utilidades do uso desta abordagem.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada no norte de Minas Gerais, compreendendo as cidades de Bonito de Minas e Cônego Marinho, inserida na bacia do rio São Francisco. As formações vegetais são caracterizadas por fitofisionomias do Cerrado, com uma predominância do Cerrado *Sensu Strictu* e Campo Cerrado, além da

presença de manchas de veredas (Figura 1). E como consequência da antropização da área, a paisagem é constituída por mosaicos de vegetação inseridos em uma matriz de áreas agrícolas, manejo florestal, desmatamentos e queimadas.

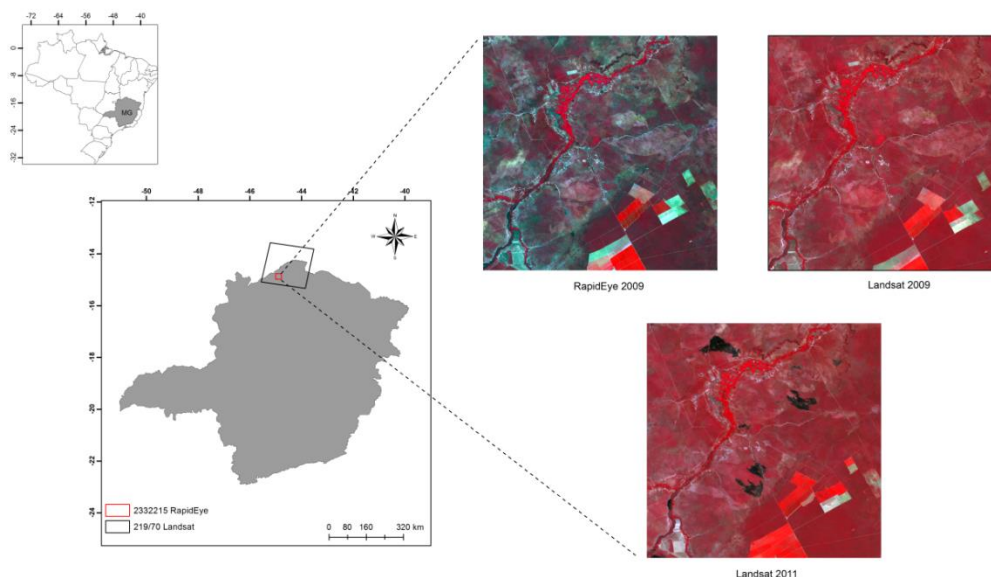


Figura 1. Representação da área de estudo delimitada pela cena RapidEye 2332215 a qual está inserida na cena Landsat órbita/ponto 219/070. As imagens Landsat estão representadas em uma composição falsacor 4-3-2 e a imagem RapidEye em 5-3-2, sendo reamostrada para resolução espacial de 30 metros.

Figure 1. Representation of the study area bounded by RapidEye scene 2332215, which is inserted in the Landsat scene path/row 219/070. The Landsat images are shown in false-color composition 4-3-2 and RapidEye image in 5-3-2, being resampled to spatial resolution of 30 meters.

Aquisição dos dados

Foram utilizadas duas imagens Landsat-5 TM órbita/ponto 219/70, adquiridas em 06/09/2009 e 12/09/2011 e uma imagem RapidEye, cena 2332215, adquirida em 17/09/2009. A aquisição de imagens em datas aniversariantes consiste em uma das principais limitações para avaliar a detecção de mudança utilizando uma abordagem multi-sensor, devido às diferenças temporais do imageamento de cada satélite. Diante disso, as imagens Landsat foram obtidas nas datas mais próximas à imagem RapidEye, visando reduzir a influência de fatores externos como as variações no ângulo do Sol, assim como, alterações no padrão de reflectância dos alvos de interesse devido à dinâmica sazonal dos ambientes, o que pode interferir em suas respostas espectrais (LU *et al.*, 2004).

A imagem RapidEye foi adquirida a partir do Ministério do Meio Ambiente, com nível de processamento 3A (correção radiométrica e geométrica). As imagens deste conjunto de satélites são coletadas em 5 bandas espectrais (azul, verde, vermelho, *red-edge* e infravermelho próximo) e apresentam alta resolução espacial (5 metros), radiométrica (12 bits) e temporal (revisita ao nadir a cada 5,5 dias). Já as imagens Landsat 5 TM possuem resolução espacial de 30 metros, radiométrica de 8 bits e temporal de 16 dias, sendo obtidas gratuitamente a partir do portal USGS – U.S. Geological Survey (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), adquirindo o produto Landsat CDR – *Surface Reflectance Climate Data Record* (imagens com correção radiométrica, geométrica e atmosférica).

Pré-processamento das imagens

Para detectar as mudanças na área de estudo, as imagens RapidEye e Landsat de 2009 foram determinadas como a condição inicial (T1) e a Landsat de 2011 como as mudanças na cobertura do solo (T2). As análises foram realizadas considerando Landsat 2011/Landsat 2009 e Landsat 2011/RapidEye 2009 com o intuito de comparar as mudanças identificadas entre ambas as combinações.

Algumas etapas de pré-processamento são fundamentais para padronização dos dados, garantindo que as mudanças detectadas sejam respostas representativas de modificações reais do uso e cobertura do solo, e não alterações provocadas por diferenças na calibração do sensor, erro de registro ou influência da atmosfera (LU *et al.*, 2004). Além destes fatores, para a detecção de mudança utilizando uma abordagem multi-sensor, outras etapas de pré-processamento também são necessárias para tornar as respostas espectrais equivalentes (WULDER *et al.*, 2008). Diante disso, inicialmente foi feita a correção atmosférica da imagem RapidEye para obter os valores de reflectância ao nível do solo e, em seguida, com o intuito de combiná-la com a resolução espacial das imagens Landsat, foi feita a reamostragem para 30 metros (Figura 2). Posteriormente, foi realizado o registro imagem-imagem, utilizando como base a Landsat (T2), considerando um erro quadrático médio menor que 0,5 pixel. Foram coletados 40 pontos de controle terrestre e aplicado um polinômio de segunda ordem. Em seguida, para extrair uma área comum entre as três imagens foi realizado um recorte considerando como referência a imagem RapidEye.

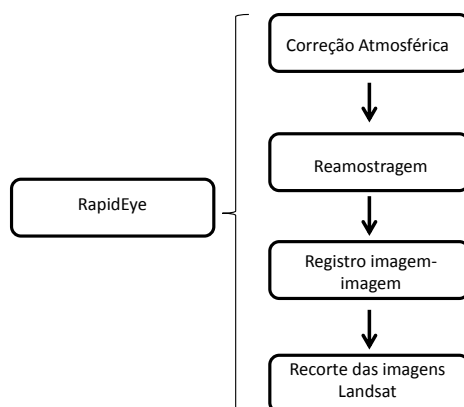


Figura 2. Etapas de pré-processamento da imagem RapidEye.

Figure 2. Steps pre-processing of RapidEye image.

Devido a grande heterogeneidade da região avaliada, a detecção foi limitada às regiões em que na condição inicial (T1) foi identificada a presença de vegetação nativa e, as mudanças de interesse (T2), foram restringidas as áreas com perda de vegetação, identificadas como desmatamento e queimada. Este delineamento foi determinado a fim de reduzir a variabilidade espectral dos pixels avaliados.

Para as análises foi utilizado o NDVI, o qual corresponde a razão entre a diferença das bandas do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho (R) e a soma do infravermelho próximo e do vermelho, como representado na equação 1:

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$$

Onde: NDVI = Índice da Vegetação da Diferença Normalizada; NIR = reflectância na faixa do infravermelho próximo; R = reflectância na faixa do vermelho.

Para o cálculo do índice, foram utilizadas as bandas 3 (0.66 µm) e 4 (0.83 µm) do sensor TM e as bandas 3 (0.657 µm) e 5 (0.805 µm) do satélite RapidEye, correspondendo as faixas do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente. Os valores resultantes variam de -1 a +1. Os valores próximos a zero indicam áreas em que não houve mudanças, valores positivos indicam regiões em que ocorreram redução e valores negativos indicam um crescimento significativo da cobertura de vegetação. Devido ao comportamento contrastante entre estas duas regiões do espectro eletromagnético, este é um dos principais índices para realçar alterações na vegetação, permitindo monitorar suas mudanças sazonais e interanuais. Além disso, por ser um índice que representa a razão entre regiões do espectro eletromagnético, a imagem resultante possui uma menor influência de ruídos decorrentes das condições atmosféricas (diferenças no ângulo do sol, iluminação do terreno, sombra de nuvens), o que favorece a sua aplicação em análises multi-sensor. Dessa

maneira, foi extraído o NDVI a partir dos recortes das três imagens, e em seguida, para as análises de detecção de mudança foi calculado o NDVI diferença (Figura 3).

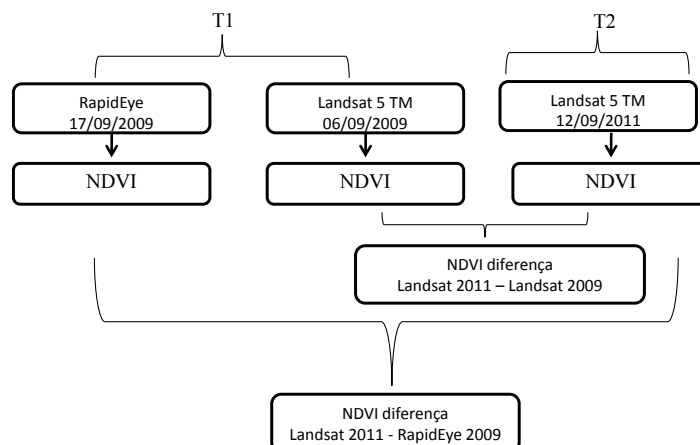


Figura 3. Diagrama ilustrando as etapas para obtenção das imagens NDVI diferença utilizadas nas análises de detecção de mudança.

Figure 3. Diagram illustrating the steps for obtaining the difference NDVI images used in the analysis of change detection.

Detecção de mudança e validação dos objetos

A Figura 4 ilustra as etapas do processo para a detecção de mudança, desde a extração dos objetos até a comparação dos resultados. As três imagens e seus respectivos NDVI diferença foram utilizados para a segmentação multi-data, sendo aplicado o algoritmo “*multi-resolution*”. Este procedimento permitiu definir as seguintes classes de cobertura do solo: culturas agrícolas, eucalipto, vegetação nativa e solo exposto. Como para as análises de detecção de mudança só foram consideradas as regiões que correspondiam a vegetação nativa na condição inicial (T1), foi elaborado o mapa de cobertura da terra a partir da imagem RapidEye, através do método de classificação supervisionada orientada a objeto, aplicando o algoritmo de vizinho mais próximo. Posteriormente, foi criada uma máscara a qual foi aplicada as imagens NDVI diferença para extração dos valores de média e desvio padrão apenas dos objetos pertencentes à classe de vegetação nativa.

Estes parâmetros foram utilizados para a análise de detecção de mudança, utilizando uma metodologia baseada em objeto, descrita por Desclée *et al.*, (2006). Embora, muitas técnicas têm sido propostas para detectar mudanças no uso e cobertura da terra (LU *et al.*, 2004), estas geralmente utilizam uma abordagem baseada a nível de pixel. Entretanto, o uso de imagens de alta resolução possibilita que entidades geográficas sejam facilmente identificadas e individualizadas. Sendo assim, a técnica proposta por Desclée *et al.*, (2006) foi utilizada devido ao uso de imagem de alta resolução neste estudo. Nesta abordagem, os valores de média e desvio padrão de cada objeto formam um vetor e um método estatístico iterativo computa a Distância de Mahalanobis (D_M) para cada objeto e estes são separados como mudança e não-mudança baseado na remoção de valores extremos “*outliers*” (BONTEMPS *et al.*, 2008; DESCLÉE *et al.*, 2006). Para as análises foi considerado um nível de confiança de 0,90.

A validação dos objetos detectados como mudança foi feita a partir de análise visual, devido a pequena extensão da área avaliada, avaliando as características destes objetos nas imagens RapidEye e Landsat em 2009 e seu respectivo padrão observado na imagem Landsat de 2011.

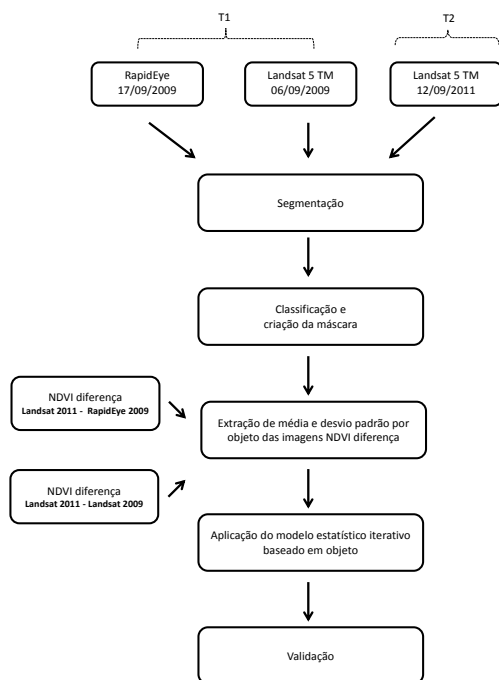


Figura 4. Fluxograma ilustrando as etapas da detecção de mudança utilizando uma abordagem multi-sensor. Figure 4. Flowchart illustrating the steps in the change detection using a multi-sensor approach.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Pré-processamento da imagem RapidEye

Os perfis espectrais da imagem RapidEye extraídos antes e após a correção atmosférica indicam uma variação nos valores de reflectância após este pré-processamento (Figura 5). Eduardo e Silva (2013), constataram a eficácia da correção atmosférica em imagens RapidEye, para análises baseadas em NDVI.

Os valores mais altos para reflectância aparente podem ser atribuídos principalmente aos efeitos do espalhamento atmosférico, provocado por gases, aerossóis, vapor d’água e partículas de poeira presentes na atmosfera, os quais interferem nos valores registrados pelo sistema sensor. Devido este efeito ser inversamente proporcional ao comprimento de onda, nota-se uma maior influência na região do azul do espectro eletromagnético (intervalo 0.4750 - 0.5550 μm na imagem RapidEye). Considerando que em análises de detecção de mudança é fundamental obter a reflectância ao nível do solo, a correção atmosférica corresponde a uma etapa essencial para atingir resultados coerentes com as respostas espectrais reais dos objetos de interesse.

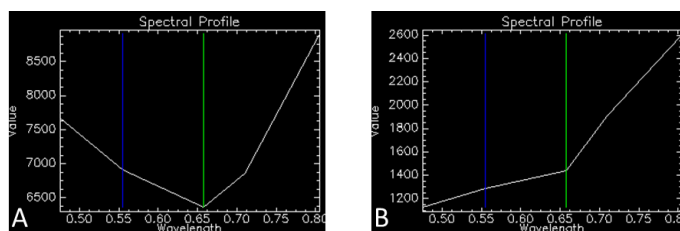


Figura 5. Correção atmosférica na imagem RapidEye. Em A está representado o perfil espectral da imagem com valores de reflectância aparente e em B, a imagem após a correção, representando os valores de reflectância de superfície.

Figure 5. Atmospheric correction in the RapidEye image. In A is represented in the spectral profile of the image with apparent reflectance values and in B, the image after correction, representing surface reflectance values.

Avaliação da detecção de mudança com uma abordagem multi-sensor

A utilização da abordagem multi-temporal no processo de segmentação é favorável para análises multi-sensor, uma vez que, as diferenças entre as datas de aquisição das imagens, assim como, nas características específicas de cada sistema sensor, influenciam de maneira distinta no padrão de reflectância das feições na superfície terrestre. Desta maneira, a segmentação através desta combinação temporal, permite que objetos de mudança tenham uma correspondência espacial em todas as imagens utilizadas no processo (CHEN *et al.*, 2012). A partir da segmentação multi-data e posterior aplicação da máscara, 1061 objetos foram identificados como pertencentes à classe de vegetação nativa.

A aplicação do método estatístico iterativo, considerando os valores de média e desvio padrão para estes objetos na imagem NDVI diferença Landsat 2011/Landsat 2009, identificou 82 polígonos de mudança (“*outliers*”), enquanto que para Landsat 2011/RapidEye 2009 foram identificados 62 polígonos (Tabela 1). A análise visual evidenciou uma boa acurácia do método estatístico iterativo em relação ao nível de acerto destes objetos detectados como mudança.

Tabela 1. Número de objetos detectados como mudança pelo método estatístico iterativo, considerando as análises Landsat/Landsat e Landsat/RapidEye. A partir da análise visual, estes objetos foram atribuídos às classes de queimada, desmatamento e sazonalidade, permitindo evidenciar as detecções identificadas em ambas às análises.

Table 1. Number of objects detected as change by iterative statistical method, considering the analysis Landsat/Landsat and Landsat/RapidEye. From the visual analysis, these objects were assigned to the classes of fire, deforestation and seasonality, allowing to show the detections identified in both the analysis.

Sensor	Objetos	Queimada	Desmatamento	Sazonalidade
Landsat 2011 / Landsat 2009	82	2	1	20
Landsat 2011 / RapidEye 2009	62	0	0	3
Polígonos iguais	59	26	3	30

Estes polígonos identificados como mudança que foram em seguida, atribuídos às classes de queimada, desmatamento e sazonalidade, foram corretamente detectados pelo método, indicando um alto nível de acerto para objetos identificados como *outliers*. Entretanto, estes resultados provavelmente foram subestimados, pois foi observado que entre objetos identificados como não-mudança, houve a ocorrência de desmatamento ou queimada. Mas, devido ao objetivo proposto neste estudo, as análises foram limitadas apenas aos objetos detectados como mudança.

Considerando os objetos identificados como mudança, destes totais, 59 polígonos foram coincidentes em ambas às análises, correspondendo a 26 mudanças identificadas como queimadas, 3 desmatamentos e 30 mudanças devido a sazonalidade da vegetação. Além destas, as mudanças detectadas apenas na análise Landsat 2011/Landsat 2009 também incluem 2 polígonos de queimada, 1 desmatamento e 20 mudanças sazonais. Embora para Landsat 2011/RapidEye 2009 nenhum polígono pertencente as classes de desmatamento ou queimada tenham sido identificados somente nesta análise, apenas 3 polígonos foram detectados como mudanças sazonais. Estes resultados evidenciam que a abordagem multi-sensor foi menos sensível aos efeitos de nuances da vegetação. Desta maneira, embora os resultados tenham sido semelhantes para ambas as análises em relação às classes de interesse, o uso de dados multi-sensor pode ser mais indicado para estudos com o objetivo de detectar mudanças na vegetação nativa que não sejam decorrentes de alterações naturais. Devido ao grande número de satélites coletando informações da superfície terrestre, há uma crescente aplicação de dados provenientes de múltiplos sensores, entretanto, para detecção de mudanças utilizando uma abordagem multi-sensor, ainda não há na literatura estudos semelhantes comparando as respostas espectrais dos objetos de interesse. Esta condição demonstra a relevância do estudo desenvolvido, entretanto, ainda são necessários novos estudos para aprimorar a metodologia proposta. Diante disso, sugere-se uma melhoria nas etapas de pré-processamento, principalmente na segmentação multi-data, o que pode aprimorar a performance do método estatístico iterativo na detecção de objetos de mudança.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPEMIG pelo apoio financeiro e a CAPES e CNPq pela bolsa de estudos concedida.

REFERÊNCIAS

- BONTEMPS, S.P. *et al.* An object-based change detection method accounting for temporal dependences in time series with medium to coarse spatial resolution. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 3181-3191, 2008.
- CHEN, G. *et al.* Object-based change detection. *International Journal of Remote Sensing*, v. 33, n. 14, p. 4434-4445, 2012.
- COPPIN, P. *et al.* Review article digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, n. 9, p. 1565-1596, 2004.
- DESCLÉE, B. *et al.* Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment*, v. 102, pp. 1-11, 2006.
- EDUARDO, B.F.S.; SILVA, A.J.F.M. Avaliação da influência da correção atmosférica no cálculo do índice de vegetação NDVI em imagens Landsat 5 e RapidEye. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16, 2013. Foz do Iguaçu. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu, Editado por José Carlos Neves Epiphany e Lênio Soares Galvão, 2013. p. 1442-1449.
- HANSEN, M.C.; LOVELAND, T.R. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, v. 122, p. 66-74, 2012.
- LU, D. *et al.* Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, p. 2365-2407, 2004.
- MYERS, N.R.A. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000.
- ROGAN, J.; CHEN, D.M. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*, v. 61, n. 4, p. 301-325, 2004.
- WOODCOCK, C.F. *et al.* Free access to Landsat imagery. *Science*, v. 320, p. 1011, 2008.
- WULDER, M.A. *et al.* High Spatial Resolution Remotely Sensed Data for Ecosystem Characterization. *BioScience*, v. 54, n. 6, p. 511-521, 2004.
- WULDER, M.A. *et al.* Cross-sensor change detection over a forested landscape: options to enable continuity of medium spatial resolution measures. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 796-809, 2008.

DETECTING INDIVIDUAL TREES USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 1: THE TREETOP TOOL

Carlos A. Silva¹, Andrew T. Hudak¹, Nicolas L. Crookston¹, Carine K. Silva², Veraldo Liesenberg³

¹ UDSA- Forest Service – Rocky Mountain Research Station –RMRS, 1221 South Main Street. Moscow, ID 83843, USA. E-mail: carlos_engflorestal@outlook.com

² Luiz de Queiroz College of Agriculture - ESALQ, University of São Paulo (USP), Av. Pádua Dias, 11, Piracicaba, SP - Brazil, 13418-050.

³ Institute of Geosciences, University of Campinas (Unicamp), R. Pandia Calogeras, 51, PO Box 6152, Campinas, SP, Brazil, 13083-970.

ABSTRACT

Extracting individual trees from remotely sensed data has been of great interest for both forest/environmental and government agencies. The current and traditional methods are usually time consuming and expensive. Light Detection And Ranging (LiDAR) data are currently the best remote sensing technology from which tree height can be retrieved accurately. Our objective in this investigation is to present a free Web-LiDAR forest inventory application as an additional tool to process a LiDAR-derived canopy height model (CHM) to detect individual trees. We show the performance of the application over the CHM of a coniferous forest type combining and varying both window sizes (i.e. 3x3, 5x5 and 7x7) and filters (i.e. mean, median and Gaussian). Although restricted to the environmental conditions of the selected test site, the relative errors observed for the best combination between window size and filters were: (i) 3.55 % with 7x7 and mean; (ii) 4.37% with 7x7 and Gaussian; (iii) -7.92% with 9x9 and mean; and (iv) -8.20% with 9x9 and Gaussian. The proposed Web-LiDAR TreeTop application provides a good tool for individual tree detection. We encourage potential users to explore this tool with their own datasets from other forest types.

Keywords: Remote sensing, web application, forestry engineering, individual trees.

INTRODUCTION

Remote sensing data are being used increasingly for both forest inventory and management. Among them, airborne laser scanning, also known as Light Detection And Ranging (LiDAR) is becoming a promising technique for modeling forest's structure and retrieving several forest attributes (HUDAK *et al.* 2006, KOCH *et al.* 2006, LEFSKY *et al.*, 2002, KOCH *et al.*, 2006). LiDAR is a technology that can be used to generate high-resolution maps, especially for the forestry sector. Among them, we can cite the estimation of stand volume, biomass and carbon content. LiDAR is also able to provide both three-dimensional information of the vertical structure of the forest and the underlying topography (EVANS *et al.*, 2009).

Individual tree detection has been of great interest to the forestry and LiDAR community. In the field, existing techniques for characterization of 3D structure of forest canopies and individual tree crowns in both natural and plantation forests are usually expensive and time consuming. However, several approaches of individual tree extraction have been achieved during the past few years using LiDAR data (HYYPÄ *et al.*, 2001, PERSSON *et al.*, 2002, BRANDTBERG *et al.*, 2003, POPESCU *et al.*, 2003 and POPESCU and WYNNE, 2004).

The local maxima algorithm has been the most method applied for individual tree detection using LiDAR data. This algorithm is reported in Popescu *et al.* (2002) and Popescu and Wynn (2004), and implemented in the TreeVAW (KINI and POPESCU, 2004). More recently, McGaughey (2013) implemented this algorithm in the executable file entitled "CanopyMaxima" available in FUSION software.

We present an implementation of the local maxima algorithm in a web platform, therefore providing the LiDAR community the ability to process their own datasets online. In the web platform, three different types

of window sizes and filters (i.e. mean, median and Gaussian) provide the user with a range of options for processing LiDAR-derived canopy height model (CHM) for individual tree detection.

The general objective of this study was to present the Web-LiDAR TreeTop application as a tool to process LiDAR data and to detect individual trees. The objectives of this investigation were: (i) to evaluate the efficiency and accuracy of the Web-LiDAR TreeTop application tool to detect individual trees in a conifer forest; and (ii) to evaluate the influence of different window sizes (i.e. 3x3, 5x5 and 7x7) and CHM filters (i.e. mean, median and Gaussian) on individual tree detection performance.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study area is located 14 miles west of Camilla, Georgia, USA (Figure 1). Figure 1 shows the LiDAR-derived canopy height model (CHM). The climate is characterized by hot, humid summers and generally mild to cool winters (CAMILA, 2014). The vegetation is longleaf pine forest (*Pinus palustris* Mill; Figs. 1A, B) that has an open canopy structure (up to 50% canopy cover).

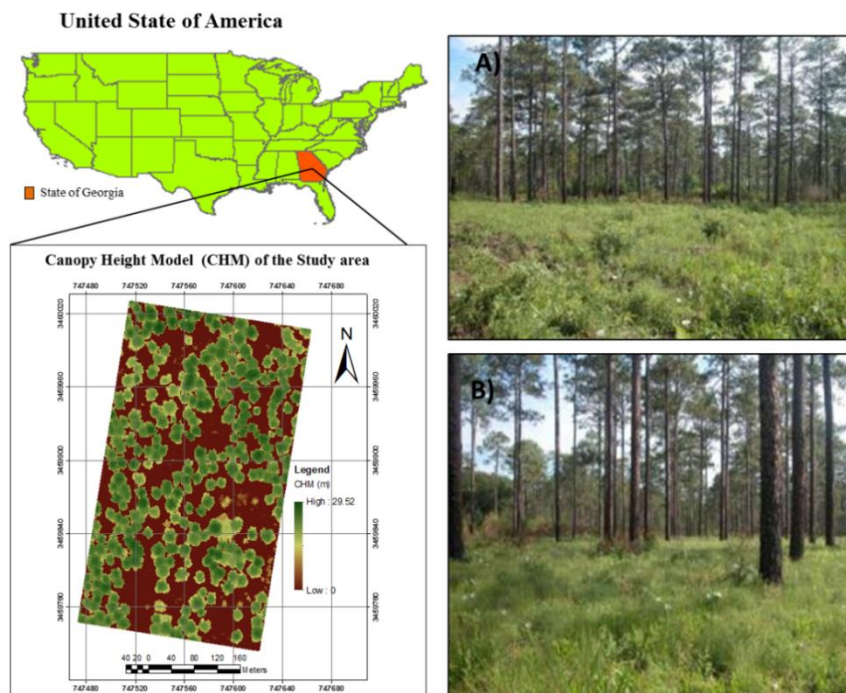


Figure 9. Study Area – A) and B) picture of the longleaf pine forest plantation (Photo credits to Heezin Lee, 2010).

The Web-LiDAR TreeTop Application

The Web-LiDAR TreeTop application has five major displays: (1) the settings menu; (2) the summary of the LiDAR metrics; (3) the CHM profile; (4) the individual detected trees represented over the CHM; and 5) an interactive 3D viewer of the CHM and the results of the individual detected trees. Figure 4 shows the major features of the Web-LiDAR TreeTop application. The generated results are shown in displays 2 to 5 (Figure 4). Furthermore, there are four buttons to download the generated results, which include: (i) the LiDAR derived metrics; (ii) a picture of the CHM profile; (iii) the CHM picture; and (iv) the LiDAR trees with the tree location and crown width estimates.

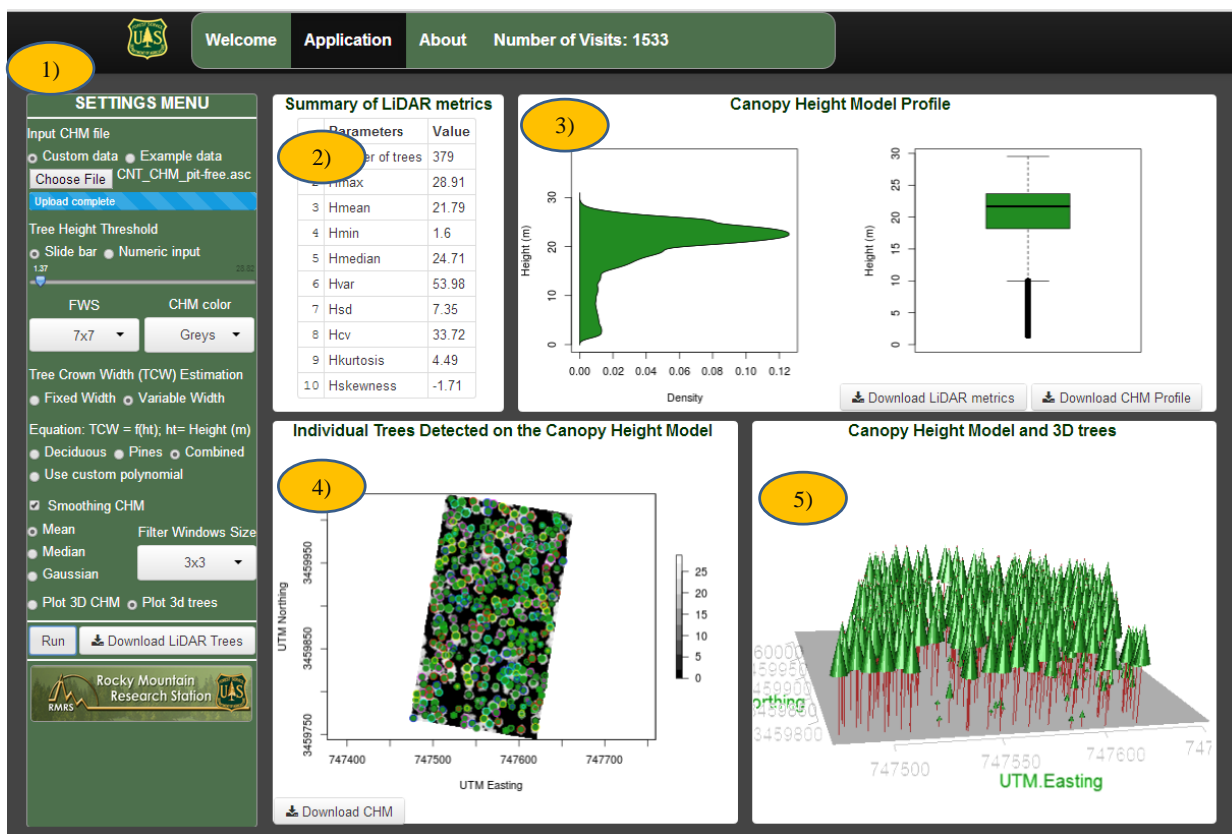


Figure 2. Example web page of the Web-LiDAR forest inventory: TreeTop application

Field and LiDAR data acquisitions

Field measurements are reported from a single sample plot of 3.9 ha that produced the most accurate results from among 15 plots. Tree height (Ht), diameter at breast height (DBH), and the number of trees per hectare (TPH) were available. The LiDAR data were collected using an Optech GEMINI Airborne Laser Terrain Mapper (ALTM) mounted in a twin-engine Cessna Skymaster. The survey parameters are given in Table 1.

Table 1. LiDAR Survey Parameters.

Parameter	Value
Scan Frequency	45 Hz
Scan Angle	+/- 20 deg
Scan Cutoff	+/- 4.0 deg
Scan Offset	0 deg
System PRF	125 kHz
Swath Width	344.64 m
Flying Altitude	600m AGL
Cross Track Resolution	0.522 m
Down Track Resolution	0.75 m
Points per square meter	5.06

The Web-LiDAR TreeTop Application

The Web-LiDAR TreeTop application has five major displays: (1) the settings menu; (2) the summary of the LiDAR metrics; (3) the CHM profile; (4) the individual detected trees represented over the CHM; and 5) an

interactive 3D viewer of the CHM and the results of the individual detected trees. Figure 4 shows the major features of the Web-LiDAR TreeTop application. The generated results are shown in displays 2 to 5 (Figure 4). Furthermore, there are four buttons to download the generated results, which include: (i) the LiDAR derived metrics; (ii) a picture of the CHM profile; (iii) the CHM picture; and (iv) the LiDAR trees with the tree location and crown width estimates.

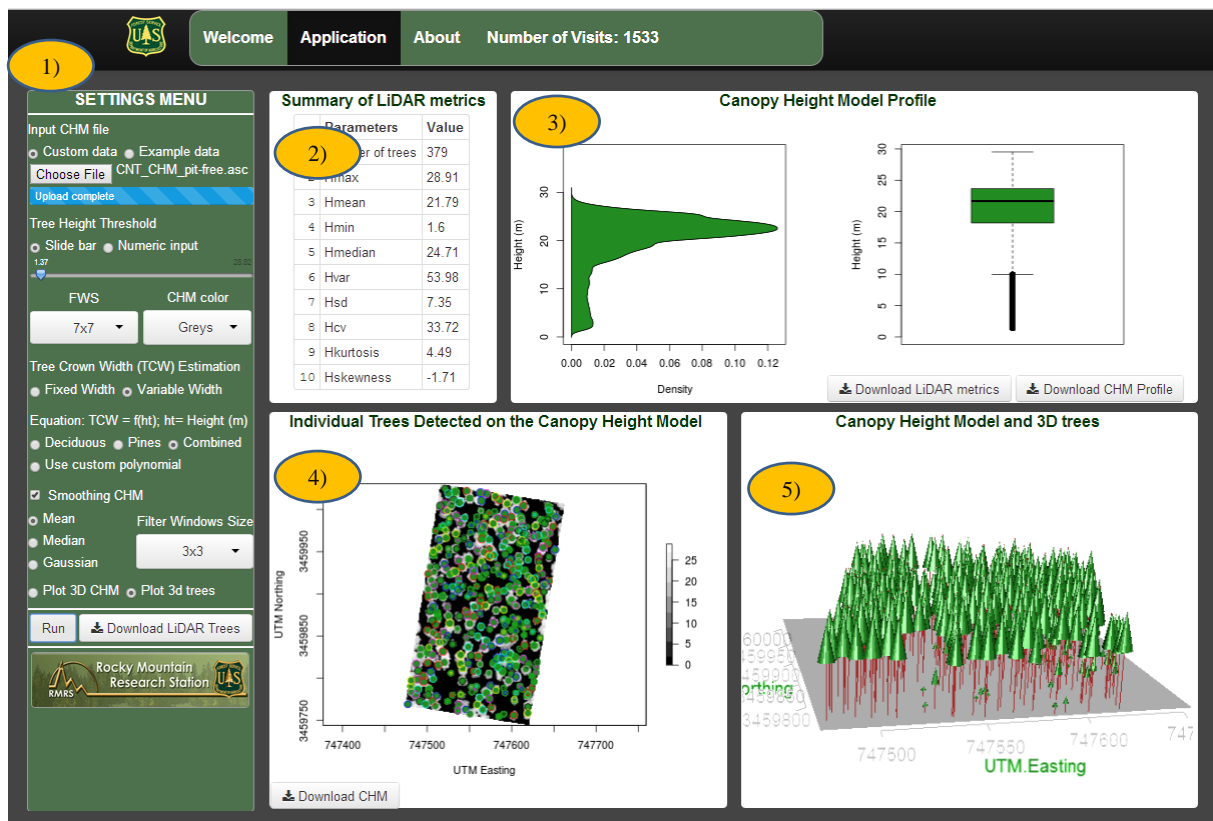


Figure 2. Example web page of the Web-LiDAR forest inventory: TreeTop application.

LiDAR data processing

The requested data input for individual tree detection algorithm through the Web-LiDAR Treetop application is a LiDAR' derived canopy height model (CHM). The Web-LiDAR TreeTop application is an interactive tool in which any user is able to conduct LiDAR analysis, to visualize and to download the generated results of the individual tree detection. This application is available on the web at <http://forest.moscowfs1.wsu.edu:3838/LiDARTreeTop/>. However, there is a size limitation for file uploading: the file size cannot be bigger than 30Mb. As an input, we used a CHM with a spatial resolution of 0.5 meters. The CHM was generated using LAStools according to the methodology proposed by Khosravipour *et al.* (2013).

The algorithm behind the Web-LiDAR TreeTop application is the local maximum algorithm using a user-defined window size along with three CHM filter options. Optionally, the user is able to estimate tree crown width using a list of equations available in the application or even a custom equation. The flowchart of the proposed Web-LiDAR Treetop application is presented in Figure 2. In this study, individual tree detection was tested using 16 different combination of both window sizes (i.e. 3x3, 5x5, 7x7 and 9x9 m) and CHM filters (i.e. no filter, mean, median and Gaussian). We used a window size of 3x3 for the CHM filter and an alpha threshold of 1.5 for the Gaussian filter.

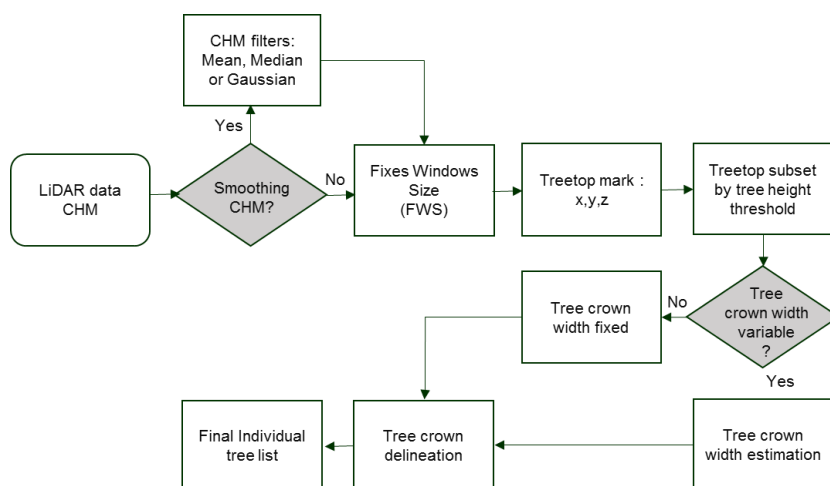


Figure 10. Flowchart of the Web-LiDAR Treetop application.

Performance of Individual Tree detection

The accuracy of the number of the individual detected trees was evaluated using:

$$\text{Absolute error (N}^{\circ}\text{tree)} = \text{N}^{\circ}\text{ tree detected} - \text{N}^{\circ}\text{ tree observed} \quad \text{Equation (1)}$$

$$\text{Relative Error (\%)} = \frac{(\text{N}^{\circ}\text{ tree detected} - \text{N}^{\circ}\text{ tree observed})}{\text{N}^{\circ}\text{ tree observed}} \times 100 \quad \text{Equation (2)}$$

The tree crown estimation was not evaluated in this study, however, an equation for tree crown area estimation was used for 3D visualization purpose only.

RESULTS AND DISCUSSION

Tree detection performance

Both the window size and the CHM filter showed important influence on the performance of the individual tree detection. The CHM is usually very noisy, with several peaks that needs to be smoothed. The non-filtering procedure of the CHM highlights several peaks and the local maxima algorithm inflates the real number of trees. With the changes in the settings, the detected number of trees ranged from 336 to 3882 (Figure 3).

The Figure 3 shows the variation of the number of detected trees by varying the settings of both above-mentioned parameters. A total of 366 trees were measured in the field. The best combinations of both window size and CHM filters for the individual tree detection were: (i) a window size of 7x7 and the CHM Mean filter, with 379 trees detected; (ii) a window size of 7x7 and the CHM Gaussian filter, with 382 trees detected; (iii) a window size of 9x9 and the CHM Mean filter, with 337 trees detected; and (iii) a window size of 9x9 and the CHM Gaussian filter, with 336 trees detected.

The relative error in the numbers of individual trees detected ranged from -30 to 960.66% (Table 2). According to this Table, the relative error for the best combinations were: (i) 3.55% (7x7 and mean); (ii) 4.37% (7x7 and Gaussian); (iii) -7.92% (9x9 and mean); and (iv) -8.20% (9x9 and Gaussian).

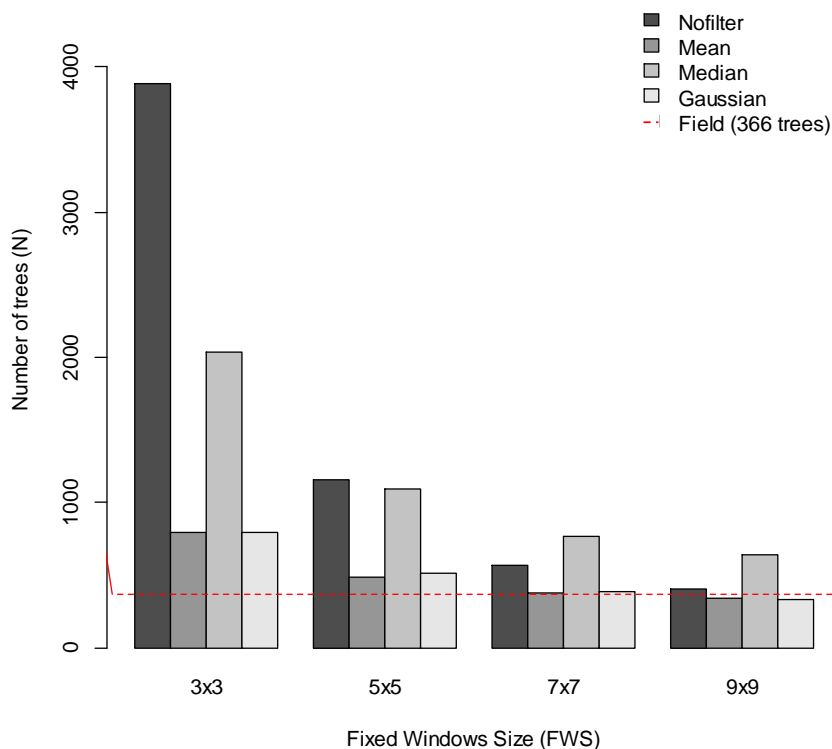


Figure 11. Number of the trees detected from the LiDAR CHM using the Web-LiDAR Treetop application.

Table 2. Performance of the individual tree detected.

FWS	Absolute error				Relative error (%)			
	No filter	Mean	Median	Gaussian	No filter	mean	Median	Gaussian
3x3	3516	430	1669	432	960.66	117.49	456.01	118.03
5x5	788	120	724	143	215.30	32.79	197.81	39.07
7x7	200	13	400	16	54.64	3.55	109.29	4.37
9x9	37	-29	272	-30	10.11	-7.92	74.32	-8.20

FINAL REMARKS

The presented results showed the performance of this Web-LiDARTreeTop tool to detect individual trees from a LiDAR-derived CHM online. Moreover, a prior calibration of the algorithm with the different possibilities of combining both window size and CHM filters can provide accurate results. Although restricted to the environmental conditions of the selected test site, the accuracy of the number of trees detected was capable of being very high, depending on the window size and filter parameters selected by the user.

This Web-LiDAR TreeTop Tool was developed to support LiDAR-based forest inventory and management in longleaf pine forests. However, it can be used in other forests types. We strongly encourage LiDAR users to test it broadly.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the US Forest Service International Department for supporting an exchange program with the USDA-FS Forestry Sciences Laboratory at Moscow, Idaho, where LiDAR data processing was done. This study was also supported by Department of Defense Strategic Environmental Research and Development

Program (SERDP): Patterns and processes: monitoring and understanding plant diversity in frequently burned longleaf pine landscapes. J. O'Brien, PI; R. Mitchell, A. Hudak, L. Dyer, Co-PIs. Field data were provided by R. Mitchell, and LiDAR data were collected by NCALM, Department of Electrical and Computer Engineering University of Florida, USA.

REFERENCES

- BRANDTBERG, T. *et al.* Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density LiDAR data from eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment*, v. 85, n. 3, p. 290-330, 2003.
- CAMILA. G. Available at: http://en.wikipedia.org/wiki/Camilla,_Georgia. Accessed on: 07 May, 2014.
- EVANS, J.S. *et al.* Discrete Return Lidar in Natural Resources: Recommendations for Project Planning, Data Processing and Deliverables. *Remote Sensing*, v. 1, p. 776-794, 2009.
- HUDAK, A.T. *et al.* Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return LiDAR and multispectral satellite data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 2, p. 126-138, 2006.
- HYYPPÄ, J. *et al.* A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 39, n. 5, p. 969-975, 2001.
- KINI, A.; POPESCU, S.C. TreeVaW: a versatile tool for analyzing forest canopy LIDAR data: A preview with an eye towards future. In: CD-ROM Proceedings, ASPRS 2004 Fall Conference, Kansas City, Missouri, Sept. 12-16, 2004.
- KHOSRAVIPOUR, A. *et al.* Development of an algorithm to generate a Lidar pit-free canopy height model. In: SILVILASER, 69, 2013. Beijing, China. *Silvilaser Interational Conference on Lidar Applications for Assessing Forest Ecosystems, Beijing*, Edited by SilviLaser, 2013. p. 125-128.
- KOCH, B. *et al.* Detection of Individual Tree Crowns in Airborne Lidar Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 72, n. 4, p. 357-363, 2006.
- LASTOOLS. Available: <http://www.cs.unc.edu/~isenburg/lastools/>. Accessed on: 01 Mar., 2013.
- LEFSKY, M.A. *et al.* LiDAR remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology & Biogeography*, v. 11, p. 393-399, 2002.
- MCGAUGHEY, R.J. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis Visualization. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 2013. 170 p.
- PERSSON, Å. *et al.* Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 68, n. 9, p. 925-932, 2002.
- POPESCU, S.C. *et al.* Estimating plot-level tree heights with Lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 37, n. 1-3, p. 71-95, 2002.
- POPESCU, S.C. *et al.* Measuring individual tree crown diameter with Lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 29, n. 5, p. 564-577, 2003.
- POPESCU, S.C.; WYNNE, R.H. Seeing the trees in the forest: Using Lidar and multispectral data fusion with local filtering and variable window size for estimating tree height. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 70, n. 5, p. 589-604, 2004.
- PYYSALO, U.; HYYPPÄ, H. Reconstructing tree crowns from laser scanner data for feature extraction. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 34, n. 3B, p. 218-221, 2002.

DETERMINAÇÃO DA PRECISÃO DE DADOS LiDAR ANALISADOS COM FUSION PARA MEDIÇÃO DE ALTURAS EM PLANTIOS FLORESTAIS

Caciane Peinhopf¹, Afonso Figueiredo Filho², Dennis Bernardi³, João Roberto dos Santos⁴

^{1,2} Universidade Estadual do Centro-Oeste –UNICENTRO, PR-153, KM 7, Bairro: Riozinho, 84500-000 - Irati, PR, Brasil, e-mail: cacianepeinhopf@hotmail.com, afigfilho@gmail.com

³ Fibria S.A.- Jacareí, SP, Brasil, dennis.bernardi@fibria.com.br

⁴ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, jroberto@dsr.inpe.br

RESUMO

O presente artigo apresenta análises feitas a partir de tecnologia LiDAR com 5 e 10 pontos/m² para medição de alturas de indivíduos arbóreos em povoamentos de *Eucalyptus urograndis* com idades diferentes, a fim de definir as diferenças em cada idade, comparando com o inventário convencional que ocorreu no mesmo período nas parcelas selecionadas. Os dados do LiDAR das fazendas no Vale do Paraíba, no estado de São Paulo, foram obtidos simultaneamente com a obtenção da altura no inventário convencional. Processando no software livre Fusion/LDV e comparando diretamente com os parâmetros do inventário, foi possível constatar que o Lidar para os dois métodos mostrou-se eficiente para coleta de alturas das árvores, principalmente das primeiras idades do plantio, sendo uma alternativa futura a ser aprimorada e auxiliar na coleta de dados de campo de inventários convencionais.

Palavras-chave: Fotointerpretação, GPS, Laser Scanner Aerotransportado, Sistemas de Informações Geográficas.

ABSTRACT

This article presents analyzes from LiDAR technology with 5 and 10 points / m² for measuring individuals arboreal height of diverse *Eucalyptus urograndis* forests of different ages in order to define the differences in each age comparing with conventional inventory that occurred the same period in the selected portions . LiDAR data from the farms in the Paraíba Valley, State of São Paulo, were obtained simultaneously with the height measurement in the conventional inventory. Processing at the Free Software Fusion / LDV and compared directly with the inventory parameters, it was possible to show the Lidar for both methods proved to be efficient for collecting heights of trees, especially of the first ages of planting, being an alternative future to be improved and auxiliary in the field data collection from conventional inventories.

Keywords: Photointerpretation, GPS, Airborne Laser Scanner, Geographic Information Systems.

INTRODUÇÃO

A introdução do LiDAR (*Light Detection and Ranging*) a partir do Sistema de Perfilamento a Laser (ALS-*Airborne LASER Scanning*) na área florestal impulsionou pesquisas em empresas relacionadas a atualização de mapas de elevação de terreno, cobertura vegetal e ainda elevação de objetos presentes no terreno. As informações obtidas do Laser para o processamento de dados da floresta vem ganhando em confiabilidade e melhorando os investimentos para aumento da eficiência do processamento para utilização em inventários florestais, garantindo uma coleta de dados, de modo que seja útil à tomada de decisão.

Para garantir a precisão e exata localização das nuvens de pontos Lidar é utilizado como forma de orientar o sensor, são elementos essenciais o GPS (*Global Positioning System*) e IMU (*Inercial Measurement Unit*). O GPS que registra a exata localização da aeronave conta com dois receptores, estando um no solo e outro a bordo da aeronave que registra a posição da antena Lidar durante a aquisição dos pontos. O IMU que estabelece a orientação, posição e velocidade da antena Lidar, garantindo uma boa exatidão, sendo indispensável, para isso um sistema compacto e leve.

O sistema LiDAR emite pulsos Laser que retornam ao receptor assim que encontram um objeto ou a superfície do solo. Em maciços florestais, onde as superfícies são irregulares, um mesmo pulso tem a capacidade de retornar ao sistema quando encontra a copa da árvore, porém continua penetrando até encontrar galhos ou o solo, isso faz com que produza informações de múltiplos retornos, utilizadas para auxiliar na identificação do perfil da copa. Quando um pulso retorna ao sensor, o mesmo é medido pelo sistema e gera uma informação de tempo entre emissão e retorno, criando assim um perfil diferenciado, entre os pontos de copa e de solo.

O Laser associado a fotografias aéreas aumenta a versatilidade do sistema auxiliando no pós processamento, principalmente na classificação, identificação da área além da sua medição. Sendo o Laser uma tecnologia recente, ainda não conta com uma técnica consolidada para processamento, utilizando neste caso, de técnicas mais antigas utilizadas pela fotogrametria. A associação do Lidar com a Fotogrametria tem um grande potencial de agregação de valor, onde as técnicas isoladas não atingiriam o mesmo resultado.

Quando é definido o objetivo de um inventário florestal, define-se as variáveis que serão medidas na parcela em campo. A altura ainda é indispensável para determinar a capacidade produtiva do sítio florestal quando relacionado com a idade da floresta.

O objetivo deste trabalho foi comparar a altura média de parcelas instaladas em povoamentos florestais de diferentes idades, com a altura média medida a partir de pontos de laser de 5 e 10 pontos/m².

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

Esta pesquisa assim como os dados, foram disponibilizados pela empresa Fibria Celulose S.A., unidade de Jacareí no estado de São Paulo. As fazendas foram selecionadas em função da sua idade para que houvessem dados de diferentes alturas para serem comparados. Os municípios que contemplam as fazendas são Jacareí, Paraibuna, Jambuí, São Luís do Paraitinga e Naturidade da Serra, todos localizados no Vale do Paraíba.

A área de efetivo plantio é de 520,38 ha de *Eucalyptus urograndis* distribuídas em 53 parcelas circulares temporárias com área de 400 m² cada parcela.

A área está classificada como clima tropical e a temperatura média mensal é de 25 °C, com mínima no mês de julho de 16 °C e máxima no mês de dezembro com temperatura de 29 °C.

A precipitação média anual no Vale do Paraíba é de 1.489 mm influenciada pela presença das serras do Mar e da Mantiqueira. O período de chuvas se concentra entre os meses de setembro e fevereiro.

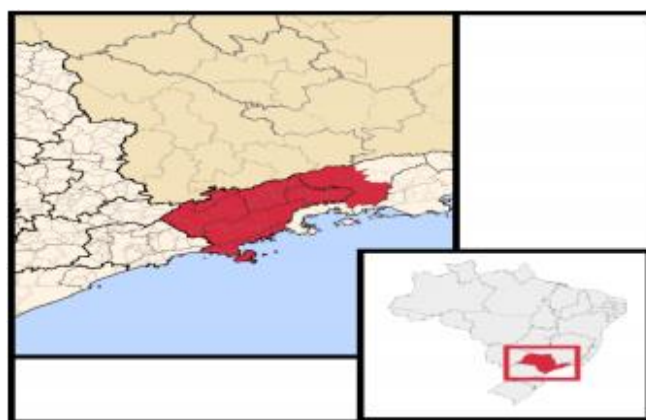


Figura 1. Mapa da distribuição das áreas de localização das parcelas.

Figure 1. Map of the distribution of areas for the location of the portions.

Dados no campo

Os dados de campo foram coletados em parcelas temporárias, nas quais foram medidas todas as alturas das árvores pelo método convencional de medição em inventário de campo, para comparar com os dados obtidos a partir do LiDAR. A coleta de altura de campo e o voo a laser ocorreram no mesmo período do ano.

O procedimento convencional utilizado pela empresa para a medição iniciou após a localização das parcelas no campo, foi obtido o ponto central da mesma, com receptor GPS PRO XRT, acoplado a um mastro estendível de 8 metros, apoiado a um tripé. Após estender o mastro para melhorar o recebimento de sinal de satélites, o mesmo permaneceu estendido por 5 minutos. As coordenadas encontradas no ponto foram posteriormente processadas com o Software Topcon Tools (Processamento de DGPS L1L2).

A medição das alturas foi feita em julho de 2012, medindo a altura com Hipsômetro Haglof HEC que inicia o procedimento com a identificação da base da árvore e o topo da mesma. A altura das árvores de toda a parcela foi medida. Os operadores que realizaram a atividade são experientes com relação a utilização dos instrumentos para garantir a qualidade das medições e minimizar os erros de não amostragem.

Dados do voo

Os dados de laser foram coletados por uma aeronave sobrevoando a área a uma altura de 2000 metros com direções alternadas utilizando o sistema Lidar Harrier. As faixas variam de 350 a 726 metros e frequência de operação de 300 khz e 400khz, para os dados de Laser de 5 e 10 pontos/m², respectivamente, com sobreposição lateral de 30% para as duas densidades de pontos pré definidas. Para garantir a cobertura de toda a área correspondente a pesquisa, foi sobrevoado um Buffer de 500 metros em torno dos limites do imóvel.

Os dados brutos gerados para 5 e 10 pontos/m² foram separados em:

- pontos no solo (DTM- Modelo Digital de Terreno);
- pontos na superfície (DSM- Modelo Digital de Superfície); e
- Nuvens de Pontos (NP- Todos os pontos no formato “.las”).

Simultaneamente a coleta de dados com o voo LiDAR foram obtidas fotografias aéreas ortoretificadas com 15 cm, normal e colorida para auxiliar na interpretação de objetos presentes na área, assim como a copa das árvores em duas dimensões.

Análise dos dados

Cada parcela foi individualizada na imagem aérea para facilitar o processamento dos dados e identificação das parcelas separadamente. Este processo foi realizado com o recorte da imagem no Software ArcGIS 9.3.

Os dados do Lidar foram analisados no software livre Fusion/LDV, carregada a nuvem de pontos (NP) de Laser correspondente a parcela, sobre a imagem e o Modelo Digital do Terreno (MDT). Para visualização apenas da parcela, a mesma foi selecionada e em seguida automaticamente carregada no aplicativo LDV, para a mensuração das alturas das árvores. Cada árvore foi inserida em um cilindro gerado pelo programa, identificando a altura dos pulsos de primeiro e último retorno, e o MDT para que possa eliminar na parcela a declividade do terreno a fim de minimizar erros de interpretação da superfície do solo/base da árvore. Os pulsos intermediários também são carregados e auxiliam na individualização das copas das árvores.

A identificação de cada árvore no LDV gera um arquivo que é carregado no Microsoft Office Excel, onde os indivíduos arbóreos recebem uma identificação numérica, além das coordenadas geográfica e altura total que corresponde a diferença de altura entre o primeiro e último ponto.

Obtidas as alturas das parcelas foi calculada a média da mesma para cada método, sendo eles o método convencional (real) e LiDAR 5 e 10 pontos/m². As médias para cada parcela foi comparada nas idades de 3, 4, 5, 6, 7 e 8 anos.

Uma vez obtidas a média das alturas por parcela pelos três métodos propostos foi aplicado testes de comparação de médias de Dunnett ($\alpha \leq 0,05$). Foi calculado para cada idade o Resíduo Médio Quadrático (%), Desvio Padrão e Coeficiente de Variação (CV%).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As médias das alturas obtidas entre os dados de campo, medidos com hipsômetro e as médias geradas com dados LiDAR 5 e 10 pontos/m² são apresentados na Tabela 1 com o erro médio encontrado para cada idade e o coeficiente de variação (CV%). As médias comparadas com o teste de Dunnett é representado pela letra que acompanha a média das alturas de cada idade.

Os parâmetros com idades 3, 4 e 7 anos apresentaram médias estatisticamente iguais pelos métodos testados. As idades de 5 e 8 anos apresentaram médias diferentes do obtido convencionalmente, porém com erro inferior a 15%.

Tabela 1. Médias de posição e dispersão para os três métodos de obtenção de alturas.

Table 1. Averages of position and dispersion for the three methods of obtaining Heights.

Idade (anos)	Parcela	Média da altura (m)			RQEM%		
		Real	LiDAR 5 Pontos	LiDAR 10 pontos	5 Pontos	10 pontos	CV%
3 anos	103	16,41	14,64	15,60			
	100	18,25	17,46	18,35			
	105	16,63	16,36	17,39			
	107	16,31	14,97	16,34			
	108	17,19	16,38	17,71			
	113	19,29	18,52	19,81			
	111	16,43	16,51	17,65			
Média		17,21 a	16,40 a	17,55 a	5,76	3,97	7,52
4 anos	79	20,61	21,49	22,04			
	81	18,91	21,08	21,28			
	83	20,88	21,88	22,35			
	89	21,89	23,06	23,88			
	82	21,07	22,33	22,40			
	84	21,43	23,67	24,11			
	85	20,89	22,03	22,5			
	86	21,35	21,87	22,34			
	87	22,17	24,33	24,29			
	88	17,92	19,61	19,69			
Média		20,71 a	22,13 a	22,40 a	7,40	8,89	6,20
5 anos	53	22,55	24,46	24,52			
	54	25,75	27,12	27,31			
	55	24,11	28,25	28,40			
	57	21,2	24,73	25,26			
	58	25,39	26,25	27,05			
	60	25,39	24,22	25,89			
	61	22,60	25,00	24,96			
Média		23,95 a	25,85 b	26,28 b	10,37	10,42	5,88
	75	24,63	26,78	26,86			

6 anos	76	23,3	26,73	26,67
	77	22,28	26,36	24,25
	78	20,18	21,98	21,64
	70	22,14	22,38	22,53
	71	22,51	24,86	24,78
	72	23,55	24,63	24,52

O desvio padrão e coeficiente de variação dos métodos alternativos são maiores para valores de referência (Tabela 2) o que pode ser explicado pelo método convencional ter maior abrangência de variação de altura, sendo as árvores menores suprimidas nos métodos alternativos.

Tabela 2. Coeficiente de variação e Desvio Padrão para as diferentes idades.

Table 2. Coefficient of variation and standard deviation for different ages.

Idade		Real	LiDAR 5 Pontos	LiDAR 10 Pontos
3 anos	Desvio Padrão	2,35	1,51	1,51
	CV%	5,55	2,27	2,26
4 anos	Desvio Padrão	2,41	1,64	1,49
	CV%	5,84	2,72	2,24
5 anos	Desvio Padrão	3,01	1,51	1,78
	CV%	9,08	2,29	3,17
6 anos	Desvio Padrão	2,94	2,01	2,06
	CV%	8,69	4,05	4,26
7 anos	Desvio Padrão	4,10	1,65	1,71
	CV%	16,85	2,75	2,94
8 anos	Desvio Padrão	4,22	2,94	2,90
	CV%	17,80	8,68	8,41

CONCLUSÕES

A medição da altura se torna mais difícil na tecnologia LiDAR com o aumento da idade do *Eucalyptus* spp., porque as copas nas idades jovens têm um formato de cone, alterando-se para uma forma mais achatada.

Os resultados obtidos na pesquisa mostram que os erros de medição de altura ficam entre 3,97% e 12,77% e estes erros são aceitáveis para uma variável de difícil obtenção em campo, como no caso da altura, considerando a coleta de dados de árvore em pé. O erro aumentou com o aumento da idade.

REFERENCIAS

- BALTSAVIAS, E.P. 1999 - A comparison between Photogrammetry and LASER scanning - ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 54, pp. 83-94.
- BRANDALIZE, A.A. Perfilamento a LASER: comparação com métodos Fotogramétricos. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, Porto Alegre, 2001.
- GARCIA, C.H. - Tabelas para classificação do coeficiente de variação. Circular Técnica IPEF, Piracicaba (171): 1-11, nov. 1989.
- GIONDO, M. *et al.* LIDAR: princípios e aplicações florestais. Pesquisas Florestais Brasileira, Colombo, v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.
- LINGNAU, C. *et al.* Determinação de diâmetros em diferentes alturas de árvores individuais a partir de dados laser terrestre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009, Natal. Anais...Natal: INPE 2009. p. 5031-5038.

MACHADO, S.A.; FIGUEIREDO FILHO, A. Dendrometria. 2.ed. Guarapuava: Ed. UNICENTRO, 2006. 316 p.

WACK, R.; SCHARDT, M.; BARRUCHO, L.; LOHR, U.; OLIVEIRA, T. Forest inventory for Eucalyptus plantations based on airborne laser scanner data. In: Proceedings of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing Symposium, International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, v. 34, n. 3/W13, The Netherlands, p. 40-46, 2003.

PRADAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. Mensura Forestal. Instituto Interamericano de cooperacion para la agricultura (iica). Costa Rica, 1997. 586 p.

DETERMINAÇÃO DA SEQUÊNCIA ÓTIMA DE ACESSO ÀS PARCELAS DE INVENTÁRIO FLORESTAL

FINDING THE OPTIMAL ACCESS ROUTE TO FOREST INVENTORY FIELD PLOTS

Gustavo Eduardo Marcatti¹, Carlos Antonio Alvares Soares Ribeiro¹, Marcus Vinícius Alvim Andrade¹, Vicente Paulo Soares¹, Fabrício Rodrigues Costa¹, Nero Lemos Martins de Castro¹, Alexandre Simões Lorenzon¹, Bruno Ferraz Martins¹, Getúlio Fonseca Domingues¹, Kelly de Oliveira Barros¹

¹Universidade Federal de Viçosa - UFV, Av. P. H. Rolfs s/n, 36570-900 - Viçosa, MG, Brasil, gustavomarcatti@gmail.com, cribeiro@ufv.br, marcus@dpi.ufv.br, vicente@ufv.br, fabricio.costa@ufv.br, nerolemos@yahoo.com.br, alelorenzonzon@yahoo.com.br, bferrazmartins@gmail.com, getulio.floresta@gmail.com, kellyobarros@yahoo.com.br

RESUMO

O objetivo desse estudo foi desenvolver metodologias visando à otimização do acesso e do caminhamento às parcelas de inventário florestal, bem como implementá-las em um ambiente com interface gráfica para o usuário e integradas a um sistema de informações geográficas. Foram utilizados dados provenientes da empresa florestal Floresteca, de plantios de teca (*Tectona grandis*). A otimização do acesso foi baseada no algoritmo do vizinho mais próximo e o problema do caminhamento entre as parcelas foi formulado como um problema do caixeiro-viajante (PCV). Permitiu-se, contudo, a imposição da malha viária no processo de otimização. Para fins de comparação, o problema foi também resolvido pelo método aproximativo do vizinho mais próximo, uma vez que o profissional responsável pelo inventário aplica, intuitivamente, esse algoritmo em campo. As metodologias foram implementadas usando-se a linguagem de programação Python e integradas ao *software* ArcGIS, criando-se, para tanto, uma ferramenta nativa (Toolbox) deste SIG. Essa ferramenta aumenta a eficiência tanto no planejamento do inventário quanto em sua execução. A metodologia de caminhamento proposta otimiza o percurso entre as parcelas a serem inventariadas. A solução exata mostrou-se, em média, 17% superior à solução aproximada.

Palavras-chave: sistemas de informação geográfica, python, otimização combinatória.

ABSTRACT

The aim of this study was to develop methods for finding the optimal route to forest inventory field plots, and to implement them in an environment with graphical user interface and integrated into a geographic information system (GIS). We used data from a plantation of teak (*Tectona grandis*) owned by the forestry company Floresteca. The optimization of access to inventory plots was based on the nearest neighbor algorithm. The problem of traversing field plots in an optimal way was formulated as a traveling salesman problem (TSP). The imposition of the road network in the optimization process was allowed in our analysis. For comparison purposes, the problem has also been solved by the method of approximate nearest neighbor, since the inventory professional intuitively applies this algorithm in the field. These methods were implemented using the Python programming language and integrated into the ArcGIS software, generating a native tool (toolbox). This tool increases the efficiency of the planning inventory and of its execution as well. The methodology optimizes the traversal path between plots to be inventoried. On average, the exact solution was 17% superior to the approximate one.

Keywords: geographic information systems, python, combinatorial optimization.

INTRODUÇÃO

A globalização da economia intensificou a competição no setor florestal, com a consequente redução das margens de lucro, forçando as empresas deste segmento a reverem suas estratégias de produção e a ampliarem seus nichos de mercado. Já há algum tempo, a indústria brasileira vive um momento de intensa reestruturação,

apontando para a consolidação de poucos e grandes grupos, incluindo-se aí parcerias com empresas estrangeiras. A sobrevivência das empresas brasileiras deste setor estratégico passa, necessariamente, pelo aumento da sua competitividade.

No passado, os programas de melhoramento genético e de clonagem propiciaram um aumento considerável na produtividade das nossas florestas comerciais, com destaque para os plantios de eucalipto. Para garantir a rentabilidade e se manterem no mercado, as empresas devem agora investir em iniciativas que melhorem a eficiência das atividades florestais. Apesar de não ser a atividade mais onerosa em termos de custos de produção, o inventário florestal tem papel considerável no processo produtivo, visto a grande quantidade de inventários que são realizados ao longo do tempo por uma empresa florestal. Sendo assim, melhorias nessa atividade resultam em significativas reduções de custos.

Uma abordagem para se reduzirem custos é a otimização do caminhamento para acesso às parcelas de inventário. Essa alternativa, porém, ainda é pouco explorada no setor florestal. No inventário florestal, as parcelas devem ser visitadas em uma ordem predefinida, para serem então mensuradas. Encontrar a rota que minimiza o custo de caminhamento traz benefícios óbvios ao rendimento do inventário, destacando-se a redução dos custos. Esse cenário típico ilustra o clássico problema do caixeiro-viajante (PCV) ou TSP (*traveling-salesman problem*), cuja definição é a seguinte: dada uma lista de cidades e as distâncias entre elas, o objetivo é encontrar o menor caminho possível para visitar todas apenas uma vez, retornando-se, ao final, à cidade de origem (APPLEGATE *et al.*, 2006).

Aparentemente de simples definição, o problema do caixeiro-viajante, entretanto, pertence à classe dos problemas NP-Completo. Isso implica dizer que ainda não existe algoritmo capaz de resolver o problema em tempo razoável, ou seja, em tempo polinomial, situação em que o tempo para resolução do problema cresce de forma polinomial em relação ao número de cidades. De acordo com Cormen *et al.* (2009), a maioria dos pesquisadores da ciência da computação acredita que tal algoritmo não exista realmente; porém, ainda não se têm provas definitivas disso.

Uma maneira intuitiva de se encontrar a solução ótima exata de um PCV é utilizar um algoritmo de força bruta (*brute-force*), enumerando-se todas as rotas possíveis e selecionando-se a de menor custo. Porém, esta estratégia torna-se impraticável mesmo para um número bem reduzido de cidades, pois o número de alternativas de rotas aumenta fatorialmente em relação ao número de cidades, sendo igual a $(n - 1)!$, em que n é o número de cidades (COOK, 2012). Felizmente, existem outros algoritmos para se resolver o PCV como, por exemplo, o método *branch-and-bound*, a programação dinâmica, o *branch-and-cut* e o *cutting-plane* (APPLEGATE *et al.*, 2006). Dentre os algoritmos de solução exata, o *cutting-plane* é um dos mais populares (APPLEGATE *et al.*, 2006). Desenvolvido por Dantzig *et al.* (1954) especificamente para resolver o PCV, o método foi utilizado para resolver uma instância de 49 cidades, uma quantidade absurdamente grande para aquela época. O *software* Concorde (APPLEGATE *et al.*, 2006) possui o *cutting-plane* implementado e é considerado atualmente como um dos mais robustos para se resolver problemas dessa natureza (DAVENDRA, 2010).

A execução de um algoritmo para se resolver o PCV tem como parâmetro de entrada principal a lista de custos entre as cidades. Geralmente o custo (ou impedância) é baseado na distância ou no tempo de percurso. A distância euclidiana é rotineiramente a métrica mais utilizada para o cálculo das distâncias. Porém, na maioria das situações práticas, é importante considerar-se a malha viária no processo de otimização, restringindo o caminhamento às estradas existentes. Pode-se adotar um algoritmo de caminho mínimo (*shortest path*), como o algoritmo de Dijkstra (DIJKSTRA, 1959), para se obter a lista de distâncias associadas aos trechos da malha viária. A execução do algoritmo para o PCV é exatamente a mesma, exigindo-se apenas uma etapa adicional preliminar, que é a aplicação de um algoritmo de caminho mínimo para a malha viária predefinida.

No presente trabalho desenvolveu-se uma metodologia para otimizar o acesso às parcelas de inventário florestal, permitindo-se identificar o melhor percurso entre a estrada e cada parcela. Uma outra metodologia foi então desenvolvida para otimizar o caminhamento entre as entradas das parcelas. Assim, o problema foi formulado como um problema do caixeiro-viajante permitindo-se, contudo, a imposição da malha viária no processo de otimização. Ambas as metodologias foram implementadas em um ambiente com interface gráfica para o usuário e integradas a um sistema de informações geográficas (SIG).

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram utilizados dados de povoamentos de teca (*Tectona grandis*), pertencentes à empresa florestal Floresteca, situados no município de Rosário Oeste, Mato Grosso. A base de dados espaciais foi composta das informações referentes a 80 parcelas de inventário, distribuídas em 15 talhões, e da rede de estradas florestais existentes no local. Como fonte de variação para se testarem as metodologias, formularam-se os seguintes cenários: 1^o) seleção aleatória de 20, 40 e 60 parcelas das 80 totais; 2^o) geração de 3 repetições aleatórias de 20, 40, 60 e 80 parcelas. Ao final, geraram-se 16 cenários.

O acesso às parcelas, ou seja, o caminhamento da estrada à parcela, também deverá ser otimizado. Normalmente as empresas florestais brasileiras adotam variações ou combinações de duas estratégias: 1^a) caminhamento da estrada até a parcela e, posteriormente, da parcela até a estrada (estrada → parcela₁ → estrada); 2^a) caminhamento da estrada até a parcela e da parcela até uma série de outras parcelas, retornando-se, posteriormente, à estrada (estrada → parcela₁ → parcela₂ ... → parcela_n → estrada). A definição de qual estratégia é mais adequada é uma questão relativa, pois dependerá principalmente da intensidade amostral do inventário. Em cenários de baixa intensidade amostral, a primeira estratégia é mais adequada; porém, não se têm estudos estabelecendo qual seria o limiar de intensidade amostral em que uma estratégia passaria a ser mais interessante que a outra. No presente estudo, a 1^a estratégia foi adotada para se acessarem as parcelas. Essa estratégia foi escolhida por ser amplamente utilizada, principalmente em inventários florestais contínuos e também pelo fato de a implementação das demais estratégias ser apenas uma questão de adaptação dessa metodologia.

Fica claro que o executor do inventário florestal retornará pelo mesmo caminho que ingressou na parcela. O objetivo principal da metodologia é identificar o ponto de entrada da parcela de forma a minimizar o caminhamento dentro do talhão. A otimização do acesso foi baseada no algoritmo do vizinho mais próximo (*Near_analysis*), presente na biblioteca *arcpy* do *software* ArcGIS, desenvolvida na linguagem de programação Python. Este algoritmo determina, basicamente, o ponto mais próximo de uma feição em relação ao ponto de consulta (SEDGEWICK, 1998). O próximo passo foi gerar uma feição espacial do tipo ponto representando os vizinhos mais próximos de cada parcela (entrada da parcela).

A distância euclidiana é a forma de cálculo de custo de caminhamento mais comumente utilizada em estudos do problema do caixeiro-viajante, principalmente em pesquisas que objetivam desenvolver algoritmos e estratégias de resolução do problema. Isso decorre da facilidade de obtenção deste parâmetro. Sendo (x_a, y_a) e (x_b, y_b) as respectivas coordenadas cartesianas dos pontos *A* e *B*, a distância euclidiana (d_{AB}) entre estes dois pontos é dada pela seguinte fórmula: $d_{AB} = \sqrt{(x_a - x_b)^2 + (y_a - y_b)^2}$.

Apesar de amplamente citada na literatura, a distância euclidiana não pode ser adotada em muitas aplicações práticas do PCV. Isso ocorre quando se tem interesse em otimizar uma rota restrita a uma malha viária existente. Para se resolver essa questão, pode-se aplicar, preliminarmente, um algoritmo do menor caminho (*shortest path*) para o cálculo dos custos entre os pares de cidades e, posteriormente, executar o algoritmo para resolução do problema do caixeiro-viajante (RODRÍGUEZ e RUIZ, 2012; ESRI, 2013). No presente estudo utilizou-se o algoritmo do menor caminho proposto por Dijkstra (DIJKSTRA, 1959). A implementação do algoritmo utilizada nesse trabalho foi a disponibilizada pela biblioteca *NetworkX* (HAGBERG, 2008), desenvolvida na linguagem de programação Python.

Assim como no acesso às parcelas de inventário, as empresas florestais adotam diferentes estratégias para encontrarem o caminhamento a ser feito para visitar todas as parcelas. Geralmente não utilizam nenhum método para otimizar este percurso. Buscou-se, então, desenvolver uma metodologia para preencher essa lacuna do setor florestal brasileiro. Para isso, o problema foi formulado como um problema do caixeiro-viajante. Esse problema é um dos mais estudados em otimização combinatória (JOHNSON e MCGEOCH, 1997). O PCV pode ser entendido da seguinte forma: Dada uma matriz de custo $C = (c_{ij})$, em que c_{ij} representa o custo associado ao caminho da cidade *i* para a cidade *j* ($i, j = 1, \dots, n$), o objetivo é encontrar a permutação $(i_1, i_2, i_3, \dots, i_n)$ de inteiros de 1 até *n* que minimiza a quantidade: $c_{i_1 i_2} + c_{i_2 i_3} + \dots + c_{i_n i_1}$. Uma opção para se obter a solução exata do PCV é por intermédio da programação dinâmica (BELLMAN, 1960). Entretanto, a forma mais usual é via formulação por programação inteira. A formulação de Dantzig *et al.* (1954) é uma das mais citadas, principalmente pelo seu pioneirismo. Para uma formulação de desempenho

extremo deve-se consultar o trabalho de Applegate *et al.* (2003). Essa formulação é a base do *software* Concorde.

Para fins de comparação, foi implementado o algoritmo do vizinho mais próximo para otimização do caminhamento. Este algoritmo é considerado uma solução aproximativa para o PCV e foi escolhido porque, mesmo sem utilizar nenhum algoritmo computacional específico, o executor do inventário tenta, na prática, aplicá-lo intuitivamente. A partir de uma parcela inicial, busca-se seguir para a parcela mais próxima, e assim sucessivamente, até que se tenha percorrido todas as parcelas. Como o executor normalmente retorna ao local de início do inventário, muitas vezes é mais interessante visitar determinada parcela na volta do que na ida; sendo assim, na grande maioria dos casos, esse método apresenta solução inferior quando comparado a um algoritmo de solução exata. Para aplicar esse algoritmo deve-se seguir os passos: 1^o) Escolha aleatoriamente um vértice; 2^o) Encontre o vértice mais próximo ainda não visitado e visite-o então; 3^o) Se houver algum vértice que ainda não foi visitado, retorne ao 2^o passo; 4^o) Retorne ao vértice inicial.

Para facilitar e incentivar a utilização das metodologias de otimização desenvolvidas, tanto em ambiente acadêmico quanto em empresas florestais, ambas foram implementadas em um ambiente provido de interface gráfica com o usuário. Por se tratarem de feições espaciais, ou seja, as parcelas e estradas são dados que apresentam informação de localização espacial, torna-se imprescindível que essas metodologias estejam integradas a um SIG. Assim, além de facilitar seu uso, essa integração aumenta a sua credibilidade, pois o resultado gerado será apresentado visualmente, permitindo ao usuário perceber e explorar todo o contexto espacial da solução ótima.

As metodologias foram implementadas como funções separadas, utilizando a linguagem de programação Python, aproveitando-se os recursos da biblioteca *arcpy* do ArcGIS. A ferramenta desenvolvida é completamente integrada a este SIG, comportando-se como uma ferramenta nativa. Os softwares utilizados neste estudo foram: Linguagem de programação Python (www.python.org); Biblioteca *NetworkX* (HAGBERG, 2008); Solver Concorde (APPLEGATE *et al.*, 2004) e ArcGIS versão 10.1 (ESRI, 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Mostra-se, na Tabela 1, a distância total que deverá ser percorrida, de acordo com a quantidade de parcelas a serem inventariadas, sendo que a Repetição 1 refere-se a parcelas realmente existentes em campo. Percebe-se, para cada repetição, uma elevação gradual nas distâncias totais, apresentando uma relação aproximadamente linear com a quantidade de parcelas, contribuindo, assim, para elevar a variabilidade dentro das repetições. O desvio padrão para cada número de parcelas apresentou-se reduzido e, como se pode observar, não houve grandes diferenças entre as parcelas de campo e as parcelas geradas aleatoriamente.

Tabela 1. Solução ótima para o acesso às parcelas de inventário, contendo a distância total para cada quantidade de parcelas (20, 40, 60, 80) e suas repetições, bem como suas médias e desvio padrão (DP).

Table 1. Optimal solution for accessing the inventory plots, showing the total distance for each number of plots (20, 40, 60, 80) and their repetitions, as well as the respective mean and standard deviation values.

Cenários	Distância Total (m)				Médias
	Número de Parcelas				
	20	40	60	80	
Repetição 1	1.453,18	3.861,39	5.222,40	7.576,22	4.528,30
Repetição 2	1.620,66	4.233,25	4.928,19	8.479,46	4.815,39
Repetição 3	1.623,96	3.979,14	6.429,22	7.984,08	5.004,10
Repetição 4	2.278,12	4.948,88	5.848,92	7.889,49	5.241,35
Médias	1.743,98	4.255,66	5.607,18	7.982,31	4.897,28
DP	364,91	487,50	669,15	374,47	

O aumento das distâncias em função do aumento no número de parcelas é coerente para esse tipo de estratégia de acesso à parcela (1^a estratégia) pois, à medida em que a intensidade amostral aumenta, torna-se interessante inventariar mais de uma parcela antes de se retornar à estrada.

Os tempos de execução do algoritmo do vizinho mais próximo foram omitidos pois, para essas instâncias, foram considerados desprezíveis (menores que 1 segundo), além de apresentarem pouca variabilidade. Mesmo para instâncias consideravelmente maiores, estima-se que o algoritmo se comporte de forma eficiente, pois o mesmo apresenta tempo de execução proporcional a $O(n \log n)$, em que n é o número de pontos, desde que seja implementado utilizando-se a estratégia de “dividir e conquistar” (SHAMOS e HOEY, 1975). Vale lembrar que, ainda que se utilize um algoritmo de força-bruta (*brute-force*), pode-se obter um tempo proporcional a $O(n^2)$.

A rugosidade do relevo não foi considerada no processo de otimização, mas seria, sem sombra de dúvida, o primeiro investimento no aperfeiçoamento da metodologia apresentada. Liu & Wong, (2010) desenvolveram uma metodologia para se resolver o problema do caminho mínimo considerando a superfície do terreno. Estes autores adaptaram os algoritmos convencionais, concebidos originalmente para trabalharem com dados bidimensionais. Para aumentar o desempenho do algoritmo, desenvolveram adicionalmente um método de simplificação da superfície de um modelo TIN (*Triangular Irregular Network*), visto a elevada demanda computacional necessária para se resolver um problema como este.

Os resultados da solução do problema do caixeiro-viajante via formulação de programação linear inteira, para o cenário em questão, podem ser observados na Tabela . Essa tabela contém informações acerca da distância total para cada repetição e da quantidade de parcelas, além de conter as respectivas médias e desvios-padrão (DP). As distâncias foram apresentadas como valores inteiros, uma imposição do software Concorde. Assim, foi necessário o arredondamento prévio dos custos para a correta execução do algoritmo.

Tabela 2. Solução exata para o caminhamento às parcelas de inventário, contendo a distância total para cada quantidade de parcelas (20, 40, 60, 80) e suas repetições, bem como suas médias e desvio padrão (DP).

Table 2. Exact solution of the optimal access route to inventory plots problem, showing the total distances for each number of plots (20, 40, 60, 80) and their repetitions, as well as standard deviation and mean values.

Cenários	Distância Total (m)				Médias
	Número de Parcelas				
	20	40	60	80	
Repetição 1	13.729	17.480	20.642	21.524	18.343,75
Repetição 2	12.194	15.077	20.058	21.204	17.133,25
Repetição 3	14.447	16.310	18.327	20.618	17.425,50
Repetição 4	14.099	17.099	21.316	20.240	18.188,50
Médias	13.617,25	16.491,50	20.085,75	20.896,50	17.772,75
DP	993,09	1.061,44	1.280,22	576,45	

O aumento nas distâncias percorridas em função do aumento no número de parcelas possui comportamento semelhante à solução do acesso à parcela, ou seja, quanto maior o número de parcelas maior a distância percorrida. A diferença marcante no comportamento é que a distância total tende a estagnar na faixa próxima a 60 parcelas. Isso se deve à elevada intensidade amostral proporcionada pelas quantidades de parcelas iguais a 60 e 80. A área total dos talhões da região de estudo é 331,92 ha; então, a respectiva intensidade amostral para os números de parcelas 20, 40, 60 e 80 é 1:16,6; 1:8,3; 1:5,5 e 1:4,1. O valor de uma parcela para cada 5,5 ha já é considerado uma intensidade elevada. Devido à grande quantidade de parcelas, o caminhamento obrigatoriamente deverá passar por quase todos os segmentos das estradas. Comportamento similar foi observado na resolução aproximada do PCV, via algoritmo do vizinho mais próximo, como se pode observar na Tabela 3.

Tabela 3. Solução aproximada para o caminhamento às parcelas de inventário, contendo a distância total para cada quantidade de parcelas (20, 40, 60, 80) e suas repetições, bem como suas médias e desvios-padrão (DP).

Table 3. Approximate solution of the inventory plots traversal problem, presenting the total distance for each number of plots (20, 40, 60, 80) and their repetitions, as well as their means and standard deviations.

Cenários	Distância Total (m)				Médias
	Número de Parcelas				
	20	40	60	80	
Repetição 1	16.250	21.313	23.261	25.987	21.702,57
Repetição 2	15.193	21.463	23.840	26.093	21.647,38
Repetição 3	17.788	18.310	20.464	26.380	20.735,53
Repetição 4	14.805	23.595	24.727	22.694	21.455,30
Médias	16.009,12	21.169,95	23.073,20	25.288,51	21.385,20
DP	1.334,03	2.173,14	1.840,84	1.737,64	

A diferença entre os dois métodos (solução exata e aproximada) está na qualidade de solução. Porquanto a média geral de distância para a solução exata seja de 17.772,75 m, para a solução aproximada ela é de 21.385,20 m, uma diferença de aproximadamente 17%. De acordo com Johnson e McGeoch (1997), esses percentuais alcançam em média 25%. Karl Menger, nos anos 1930, além de definir a forma geral do PCV, constatou que o método do vizinho mais próximo não garantia solução ótima para o PCV e que, na maioria dos casos, não era gerava a melhor rota. Apesar de apresentar desempenho ruim, esse método aproximado foi escolhido como fonte de comparação por se considerar que, na prática o executor do inventário florestal, intuitivamente, tenta aplicá-lo. Existem métodos aproximativos que alcançam qualidade de solução muito superior a esta, por exemplo, a heurística de Lin e Kernighan, cujos resultados, em geral, diferem de apenas 1 a 2% do valor da solução exata (JOHNSON e MCGEOCH, 1997).

Pela sua característica gulosa, em algumas situações o algoritmo do vizinho mais próximo assinala um caminhamento que notoriamente não é a melhor alternativa. Isso ocorre quando se isola algum vértice do problema, o que, posteriormente, impõe percorrer um longo caminho para se visitá-lo. Sendo assim, o usuário, em algumas situações, poderá melhorar a resposta do algoritmo de forma manual. Entretanto, se a demanda pelo serviço for alta, a adaptação manual torna-se inviável.

Devido à grande quantidade de inventários que uma empresa florestal realiza ao longo do tempo, um aumento em torno de 17% na eficiência do caminhamento já seria suficiente para se obterem benefícios significativos. Esse aumento poderá ser ainda maior, pois, na prática, as empresas florestais brasileiras geralmente não adotam nenhuma estratégia de otimização, seja para se encontrar o ponto mais próximo da estrada à parcela, seja para se obter a sequência de visita a todas as parcelas. As metodologias aqui discutidas, além de propiciarem redução nos custos, auxiliam no controle de qualidade do inventário, pois é possível calcular o tempo de percurso para cada segmento do caminhamento.

As metodologias desenvolvidas foram implementadas em um ambiente com interface gráfica para o usuário e integradas a um SIG, fazendo com que o processo seja completamente automatizado. Foi criado uma caixa de ferramenta (*toolbox*) nativa do software ArcGIS. As etapas de execução do conjunto de ferramentas são ilustradas na Figura .

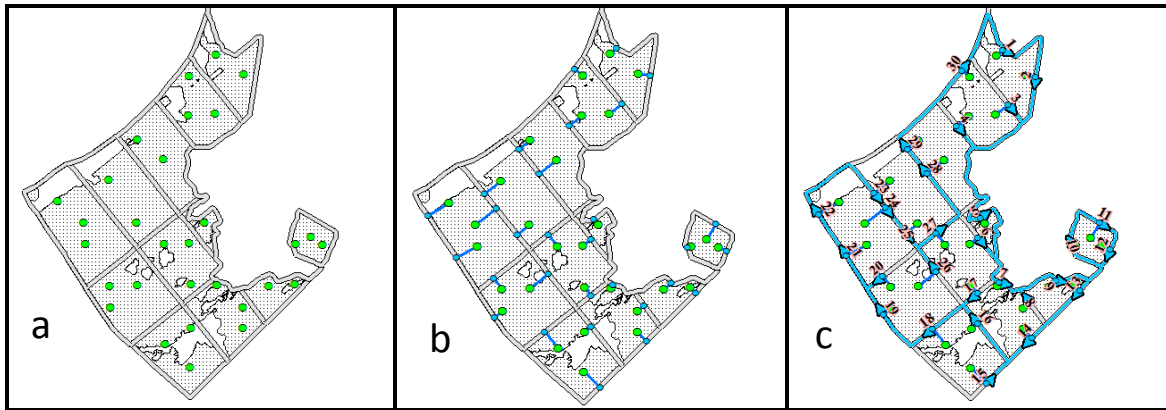


Figura 1. Sequência de operações realizadas: (a) localização das estradas, talhões e parcelas a serem inventariadas; (b) determinação dos pontos de acesso às parcelas e (c) caminhamento ótimo.
 Figure 1. Sequence of operations to be performed: (a) the location of roads, forest stands and plots to be inventoried; (b) determining access points to forest inventory plots and (c) optimal traversal.

A partir das feições de estrada e parcelas (Figura a) executa-se a primeira função (Figura 9a), cujo resultado é mostrado na Figura b. O próximo passo é executar a função de otimização do caminhamento (Figura 9b), obtendo-se o caminhamento ilustrado na Figura c.

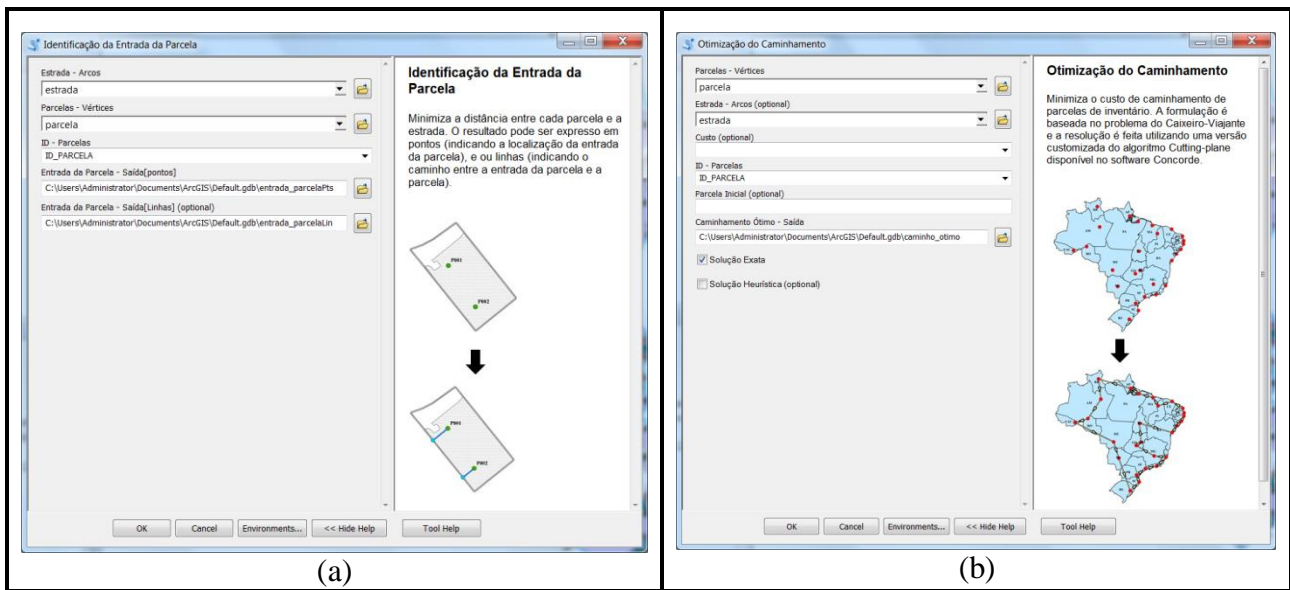


Figura 9. Interface das ferramentas: (a) para otimizar o acesso às parcelas, (b) para otimizar o caminhamento.
 Figure 2. Tools' interfaces: (a) to optimize access to inventory plots, (b) to optimize the traversal to all plots.

CONCLUSÕES

A metodologia desenvolvida para o acesso às parcelas otimiza o caminhamento entre a estrada e as parcelas de inventário florestal. Sua implementação computacional permite que isso seja feito de forma automatizada. Assim, aumenta-se a eficiência tanto do planejamento do inventário quanto de sua execução.

A metodologia desenvolvida para o caminhamento otimiza o percurso total entre as parcelas a serem inventariadas. A solução exata mostrou-se muito superior à solução aproximada, que intuitivamente é feita em campo, sendo em média 17% menor.

REFERÊNCIAS

- APPLEGATE, D.L. *et al.* The Traveling Salesman Problem: A Computational Study. 1ª ed. Princeton: Princeton University Press. 2006. 606 p.
- APPLEGATE, D.L. *et al.* Certification of an optimal TSP tour through 85,900 cities. *Operations Research Letters*. v. 37, n. 1, p. 11-15, 2009.
- APPLEGATE, D.L. *et al.* Implementing the Dantzig–Fulkerson–Johnson algorithm for large scale traveling salesman problems. *Math Program Ser B*, v. 97, p. 91-153, 2003.
- BELLMAN, R. Combinatorial processes and dynamic programming. In: BELLMAN, R.; HALL, J.M (Eds). *Combinatorial Analysis. Proceedings of Symposia in Applied Mathematics*. v. 10, p. 217-249, 1960.
- COOK, W.J. In Pursuit of the Traveling Salesman: Mathematics at the Limits of Computation. 1º ed. Princeton: Princeton University Press. 2012. 272 p.
- CORMEN, T.H. *et al.* Introduction to Algorithms. 3.ed. MIT Press. 2009. 1312 p.
- DANTZIG, G. *et al.* Solution of a large-scale traveling-salesman problem. *Operations Research*. v. 2, p. 393-410. 1954.
- DAVENDRA, D. Traveling Salesman Problem. Theory and Applications. 1ª ed. Tech Publishing. 2010. 298 p.
- DIJKSTRA, E.W. A note on two problems in connection with graphs. *Numerische Mathematik*. v. 1, p. 269-271. 1959.
- E.S.R.I. – Enviromental Systems Research Istitute. ESRI. (USA), 2013.
- HAGBERG, A.A. *et al.* Exploring network structure, dynamics, and function using NetworkX. In: VAROQUAUX, G.; VAUGHT, T.; MILLMAN, J. (Eds). *Proceedings of the 7th Python in Science Conference (SciPy2008)*. Pasadena, CA, USA, p. 11-15, 2008.
- JOHNSON, D.S.; MCGEOCH, L.A. The traveling salesman problem: A case study in local optimization. In: E. H. L. AARTS, E. H. L.; LENSTRA, J. K. (Eds). **Local search in combinatorial optimization**. John Wiley and Sons, Ltd. p. 215-310. 1997.
- LIN, S.; KERNIGHAN, B.W. An effective heuristic algorithm for the traveling-salesman problem. *Operations Research*. v. 21, p. 498-516. 1973.
- LIU, L.; WONG, R.C. Finding shortest path on land surface. *Proceedings - ACM-SIGMOD International Conference on Management of Data*. p. 433-444. 2010.
- RODRÍGUEZ, A.; RUIZ, R. The effect of the asymmetry of road transportation networks on the traveling salesman problem. *Computers & Operations Research*. v. 39, p. 1566-1576. 2012.
- SEDGEWICK, R. Algorithms in C⁺⁺. 3ª ed. Pearson Education. 1998. 752p.
- SHAMOS, M.I.; HOEY, D. Closest-point problems. *Proceedings of the 16th Annual IEEE Symposium on Foundations of Computer Science (FOCS)*. IEE Computer Society, Los Alamitos. p. 151-162. 1975.

DETERMINAÇÃO DE VETORES ESPAÇO-TEMPORAIS DA PRODUÇÃO DE MADEIRA EM TORA PARA PAPEL E CELULOSE

DETERMINATION OF SPATIOTEMPORAL VECTORS FROM PRODUCTION OF ROUNDWOOD FOR PULP AND PAPER

Wilson A. Holler¹, Rafael Mingoti¹, Mayra A. Brasco¹, Elio L. Filho¹

¹Embrapa Gestão Territorial, Av. Soldado Passarinho, 303, 13070-115 - Campinas, SP, Brasil,
wilson.holler@embrapa.br, rafael.mingoti@embrapa.br, mayra.brasco@colaborador.embrapa.br,
elio.filho@embrapa.br

RESUMO

O trabalho apresenta uma análise geoespacial, com ênfase na dinâmica espaço-temporal da produção de madeira em tora para papel e celulose. Para tanto, optou-se por uma abordagem conceitual teórica acompanhada de um estudo de caso para verificar a aplicação de uma metodologia desenvolvida pela Embrapa Gestão Territorial. Por meio da determinação dos centros de massa foram gerados os vetores temporais, que caracterizam a dinâmica espaço-temporal da produção de madeira em tora para papel e celulose. É apresentada a construção dos centros de massa e do vetor que determina o deslocamento da produção, no Brasil, no período de 1990 a 2012. O vetor mostrou que a dinâmica foi maior no período de 1996 a 2004 e nos últimos anos vem apresentando tendência de estabilização na distribuição geográfica dos municípios produtores. Os centros de massa ao longo dos anos podem ser utilizados, como indicador de desigualdade espacial em projetos que desejam determinar um perfil espaço-temporal de dados econômicos, sociais e ambientais e necessitem compará-los entre si, desde que se tenha uma série histórica que permita sua espacialização. O perfil espaço-temporal indica a direção, sentido e velocidade e em estudos futuros essas informações podem projetar tendências na produção de madeira em tora para papel e celulose.

Palavras chave: Vetor, dinâmica, espaço-temporal, silvicultura, centro de massa.

ABSTRACT

This paper presents a geospatial analysis, with an emphasis on spatio-temporal dynamics of the production of roundwood for pulp and paper. To this end, we opted for a guided theoretical conceptual approach of a case study to verify the application of the methodology developed by Embrapa Territorial Management. By determining the mass centers temporal vectors that characterize the direction of growth of the production of roundwood for pulp and paper were generated. The construction of the centers of mass and the vector that determines the displacement of production in Brazil, in the period 1990-2012 is presented. Vector showed that dynamic was higher in the period 1996-2004 and in recent years has shown a tendency to stabilization in the geographical distribution of production cities. The centers of mass over the years can be used as an indicator of spatial inequality in projects who wish to determine a space - time profile of economic, social and environmental data and need to compare them with each other, provided one has a time series that allows spatialization. The spatiotemporal profile indicates the direction, speed and direction and in future studies of this information can project trends in the production of roundwood for pulp and paper.

Keywords: Vector, dynamic, spatial-temporal, silviculture, center of mass.

INTRODUÇÃO

Analisar o contexto agropecuário e florestal no território nacional de forma estratégica, considerando as possíveis limitações de uso da terra, compreendendo as tendências de evolução da agricultura, pecuária e florestas brasileiras com a possibilidade de confrontar dados sociais, econômicos e ambientais ajuda a redirecionar os vetores de crescimento do agronegócio de forma sustentável. Além disso, conhecer a produção florestal no espaço territorial e ao longo do tempo permite também conhecer seu dinamismo.

Em análises econômicas, é comum utilizar-se a determinação do centro de massa da economia mundial, ou seja, onde o ponto médio, ponderado pelas economias de cada país, está localizado em um mapa mundial. As análises são realizadas observando o comportamento do deslocamento do centro de massa ao longo dos anos, determinando-se a dinâmica espaço-temporal da economia mundial (Anderson; Van Wincoop, 2003; Grether; Mathys, 2008; World Bank, 2009; Quah, 2011; Dobbs *et al.*, 2012).

Uma das primeiras aplicações do deslocamento do centro de massa para avaliação de comportamentos e tendências econômicas foi introduzido por Anderson e Van Wincoop (2003). A aplicação buscava definir os fluxos comerciais entre os países desenvolvidos. Ao invés de produção, a ponderação foi efetuada pela balança comercial de cada país.

O relatório “*Urban World: Cities And The Rise Of The Consuming Class*”, publicado pela McKinsey & Company em 2012, apresenta o caminho percorrido pela economia mundial do ano 1 D.C. a 2010, além de uma projeção até 2025. A Figura 1 mostra que a velocidade do deslocamento do centro econômico de massa mundial foi maior entre 2000 e 2010 do que nos anos anteriores, e que a partir de 1950 o sentido foi invertido em relação as décadas anteriores.

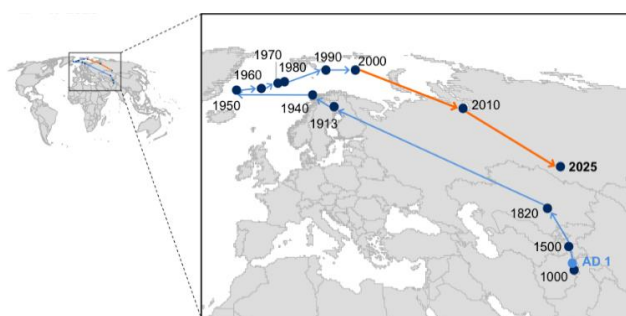


Figura 1. Evolução do centro de massa econômico mundial.

Fonte: McKinsey e Company, 2012.

Para a agropecuária, estudos semelhantes são apresentados em Garagorry e Filho (2008) e Beddow (2010).

Empregar o conceito de centro de massa em uma projeção, tem quatro implicações principais, a saber: a primeira é a de que toda a produção é agregada em um único ponto do município; a segunda é de que pode-se abstrair todas as distorções que surgem quando a superfície da Terra é representada em um sistema de projeção baseada em uma perspectiva tridimensional (Aboufadel e Austin, 2006); a terceira é a de que a distância entre a localização de um ponto (centro geométrico do município) e o centro de massa para todo o país, se torna uma alternativa para mensurar a média ponderada da distância entre a sua localização e todos os outros municípios (Grether e Mathys, 2008); e quarta a possibilidade de avaliar-se a velocidade na qual o centro de massa se desloca (distância em km pelo tempo em anos) em determinados períodos.

Neste trabalho é apresentada a metodologia descrita em Holler *et al* (2013) em um estudo de caso da produção de madeira em tora para papel e celulose, buscando-se tornar evidente o uso de metodologias de análise espacial que podem ser replicadas com o uso de dados disponíveis gratuitamente para estudos relacionados a silvicultura.

DESENVOLVIMENTO

Neste trabalho a metodologia adotada foi da determinação de centros de massa e vetores temporais, criados a partir dos dados disponíveis no sítio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Define-se o centro de massa como um ponto central médio com coordenadas calculadas utilizando a produção dos municípios como fator de ponderação. A obtenção dos centros de massa e dos vetores foi realizada por meio da metodologia descrita em Holler *et al* (2013).

Os dados foram obtidos no sítio do IBGE, por meio do Serviço IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). Esses dados são referentes à Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS). Como estudo de caso, foram adquiridos os dados de madeira em tora destinados a papel e celulose (MTPC), em m³, no período de 1990 a 2012, nos seguintes anos: 1990, 1993, 1996, 2000, 2004, 2007, 2010 e 2012. Os dados foram coletados por município, empregando o seu respectivo geocódigo, o qual permite a associação de atributos alfanuméricos com a base cartográfica dos limites municipais.

Um dos primeiros cuidados na análise da dinâmica espaço-temporal é a padronização dos dados. Neste processo os campos das tabelas foram renomeados e retiraram-se as informações excedentes, como cabeçalhos e linhas de rodapé, os quais são gerados automaticamente quando se faz o *download* dos dados no SIDRA. Os dados foram adquiridos em formato “csv” (*comma separated values*), carregados em uma planilha eletrônica, analisados e padronizados.

A nomenclatura dos campos e o tipo dos dados (texto, numérico etc.) foram padronizados, de forma a evitar possíveis inconsistências nas análises, de acordo com a relação a seguir:

- Geocódigo (geocódigo dos municípios): campo numérico do tipo inteiro;
- Município (nome dos municípios): campo tipo texto com 255 caracteres;
- UF (sigla dos estados): campo tipo texto;
- QPn (quantidade produzida nas unidades já especificadas anteriormente, em determinado ano): campo numérico tipo *double*.

Além disso, foi necessária a conversão do caractere “-” (padrão nos dados adquiridos do IBGE) para o valor 0 (zero). Finalmente, a planilha eletrônica foi armazenada em um formato que permite essa distinção dos padrões dos campos (no caso, o formato padrão do LibreOffice Calc: *.odc). A Figura 2 sumariza a seqüência das etapas empregadas para a tratamento dos dados.



Figura 2. Sequência das etapas de padronização dos dados utilizados

Para a espacialização dos dados foi empregado software ArcGIS 10.1, utilizando a base cartográfica oficial com os limites municipais do Brasil de 2013, obtida no IBGE.

A partir da camada vetorial, dos limites municipais foi gerada uma camada vetorial dos pontos correspondentes ao centro geométrico de cada município (Figura 3). Nesses pontos foram calculadas suas coordenadas x e y e associado o valor de produção de cada município.

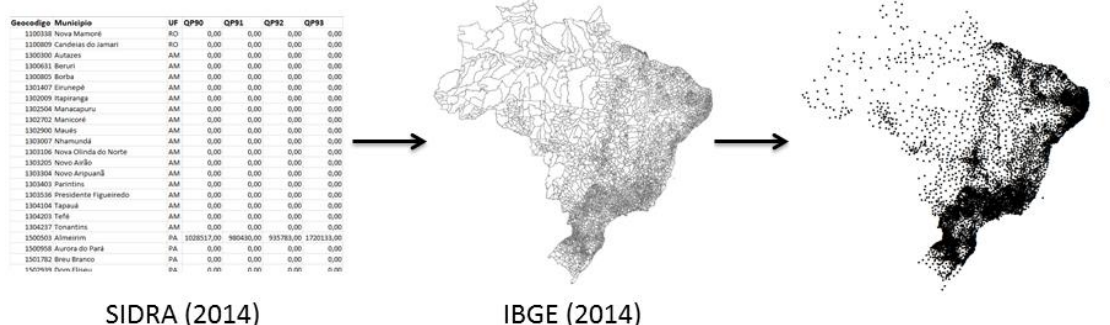


Figura 3. Camada vetorial de pontos.

Para cada ano realizou-se a ponderação da produção por meio das equações 1 e 2, considerando-se a localização dos pontos centrais dos municípios desse grupo e as respectivas quantidades produzidas.

$$X_{CM} = \frac{\sum(X_n * QP_n)}{\sum(QP_n)} \quad (1)$$

Em que:

- X_n é a coordenada X do centro de geométrico do enésimo município;
- QP_n é a quantidade produzida no enésimo município no ano em análise;
- X_{CM} é a coordenada X do centro de massa para o grupo e para o ano em análise.

$$Y_{CM} = \frac{\sum(Y_n * QP_n)}{\sum(QP_n)} \quad (2)$$

Em que:

- Y_n é a coordenada Y do centro de geométrico do enésimo município;
- Y_{CM} é a coordenada Y do centro de massa para o grupo e para o ano em análise.

Os pontos, com os respectivos cálculos, foram inseridos em uma nova camada no formato vetorial, criando assim uma camada de centros de massa. As análises da dinâmica espaço-temporal dos centros de massa foram feitas por meio de vetores.

Várias grandezas físicas, tais como comprimento, área, volume, tempo, massa e temperatura são completamente descritas uma vez que a magnitude (intensidade) é dada. Tais grandezas são chamadas escalares e são modeladas por números reais. Outras grandezas físicas não são completamente caracterizadas até que uma magnitude, uma direção e um sentido sejam definidos, como por exemplo o deslocamento, a velocidade e a força. Tais grandezas são chamadas vetoriais, sendo modeladas por vetores.

Na Figura 5, dois pontos distintos A e B no espaço determinam uma reta. reta define uma direção no espaço, não sendo necessária a reta inteira para determinar-se esta direção, pois o segmento da reta entre os pontos A e B é suficiente para determiná-la. Esse segmento de reta é orientado na metodologia em relação à direção Norte-Sul, provendo um sentido para o segmento, considerando-se um dos pontos como ponto inicial e o outro como ponto final.

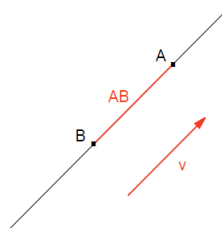


Figura 5. Representação de grandeza vetorial.

Fonte: Embrapa Gestão Territorial.

Na Figura 5, o segmento orientado como ponto inicial A (Ano i) e ponto final B (Ano i+1) será denotado por AB. Além disso, pode-se observar o comprimento do segmento determinado por A e B, denotado por AB.

Logo, vetores são representados por segmentos orientados caracterizados por:

1. Direção: da reta que contém o segmento;
2. Sentido: dado pelo sentido do movimento. Para onde aponta sua extremidade; e
3. Magnitude (intensidade, módulo): comprimento do segmento.

A distância geométrica ou vetorial "de A para B", define que o ponto A está sendo "carregado" até atingir o ponto B. Nesse trabalho significa que o centro de massa de um ano é carregado para outra localização no ano seguinte.

O comportamento do centro de massa ano-a-ano define um vetor. Esse vetor nos permite visualizar a orientação, direção e a velocidade (intensidade) da produção de MTPC.

A sequência de etapas para a determinação dos centros de massa e geração de vetores está apresentada na Figura 6.

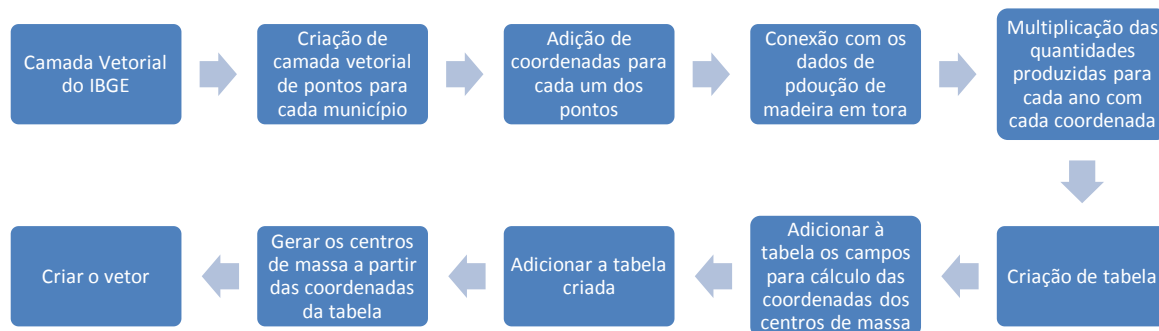


Figura 6. Etapas para a criação dos centros de massa e do vetor.

RESULTADOS

Os centros de massa e o vetor espaço-temporal da produção de MTPC gerado pela metodologia proposta estão apresentados nas Figuras 7 e 8.

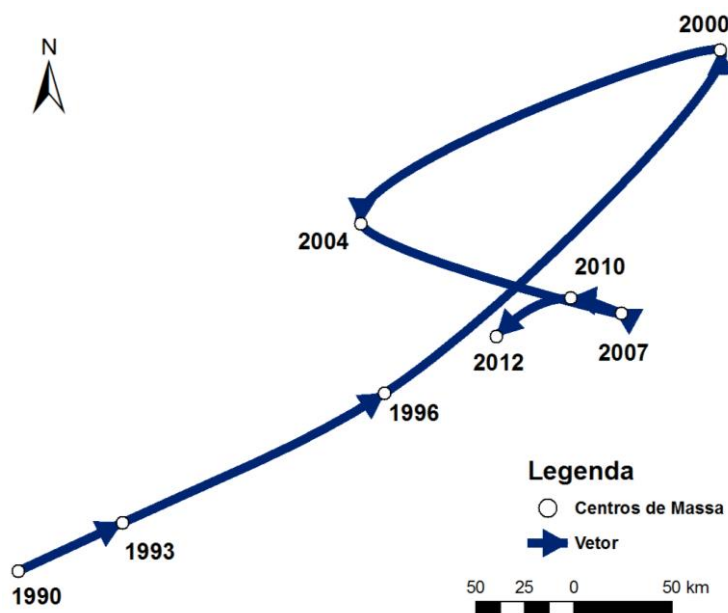


Figura 7. Vetor de produção de madeira em tora para papel e celulose (MTPC).

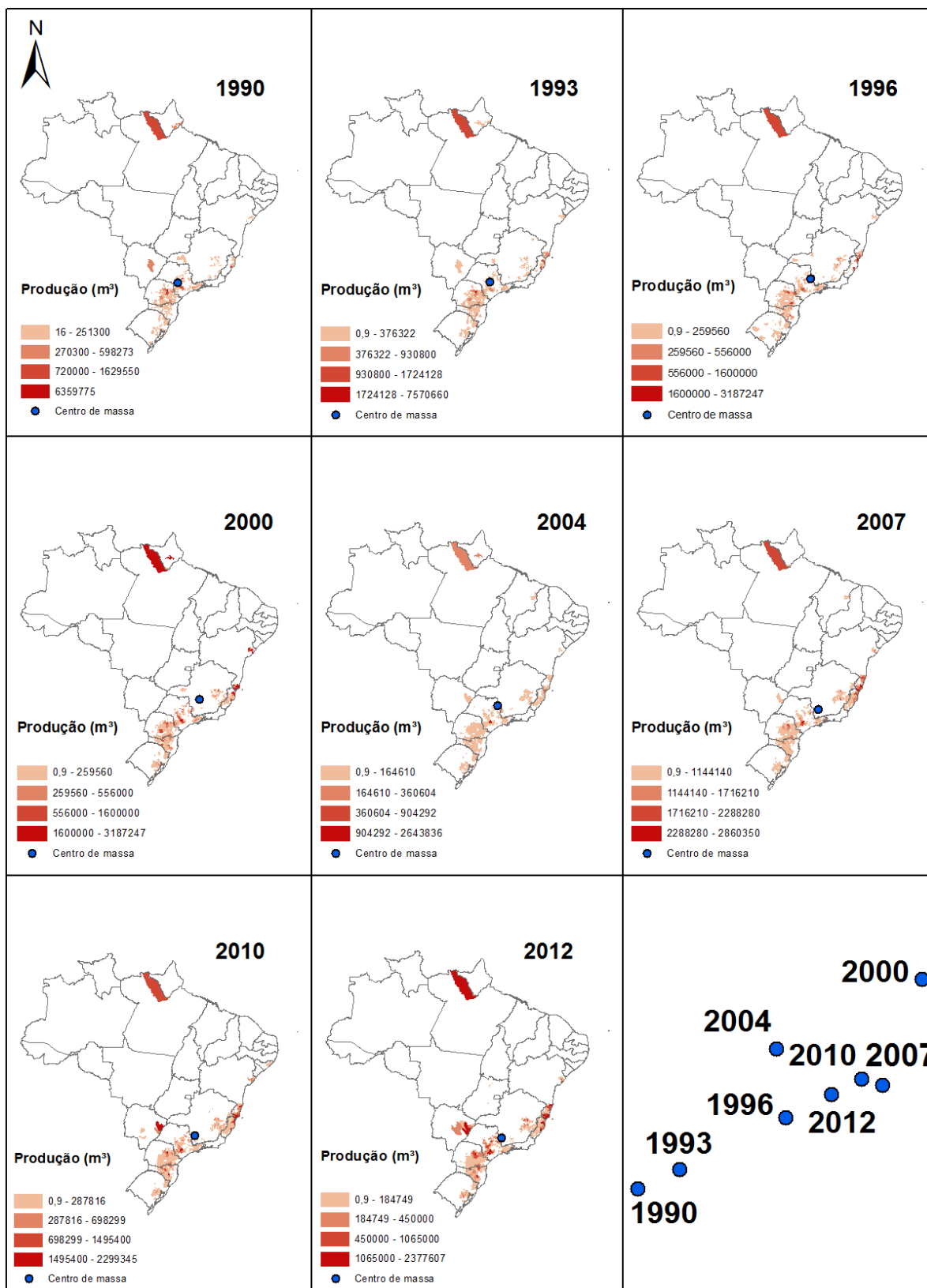


Figura 8. Centros de massa.

A variação da localização dos centros de massa, na Figura 8, é influenciada pela produção de MTFC de cada município. O centro de massa se desloca mais para os municípios que tem maior produção nos anos considerados nesse trabalho.

Observando as Figuras 7 e 8, podemos perceber que a produção de MTPC se deslocou constantemente no sentido nordeste até 2000 e que a partir de então seu sentido variou influenciado pela produção de MTPC em municípios do Mato Grosso do Sul.

Segundo o IBGE (2012) em 2012 o principal município produtor foi Brasilândia no Mato Grosso do Sul, seguido por Caravelas e Mucuri na Bahia. Além dos três municípios citados, no ranking dos 20 maiores produtores em 2012, tem-se três municípios em São Paulo; três no Paraná; cinco na Bahia; um em Mato Grosso do Sul; dois no Espírito Santo; um no Pará; e dois em Santa Catarina. A produção desses municípios responde por 38,7% do total produzido no País.

Pode-se observar nas Figuras 7 e 8 que entre 2004 e 2007 o centro de massa se deslocou no sentido Sudoeste. Isso se deve aos municípios da região Leste do estado de Mato Grosso do Sul, que aparecem como grandes produtores de MTPC. Percebe-se a influência dessa região, na determinação do centro de massa no ano de 2010.

Na Figura 9 estão apresentadas as distâncias vetoriais dos centros de massa para cada período.



Figura 9. Distâncias entre os centros de massa espaço-temporais.

Comparando a Figuras 7 e 9, é possível perceber que a mudança na direção do vetor, a partir do ano 2000, é sucedida de uma distância menor e direção contrária do vetor alterando sua direção predominante no sentido Nordeste.

Na Figura 10 estão apresentadas as distâncias acumuladas para verificar se há tendência de estabilização no deslocamento dos centros de massa.



Figura 10. Distâncias acumuladas entre os centros de massa espaço-temporais.

Na figura 10 percebe-se uma tendência do centro de massa ficar em torno de uma mesma região.

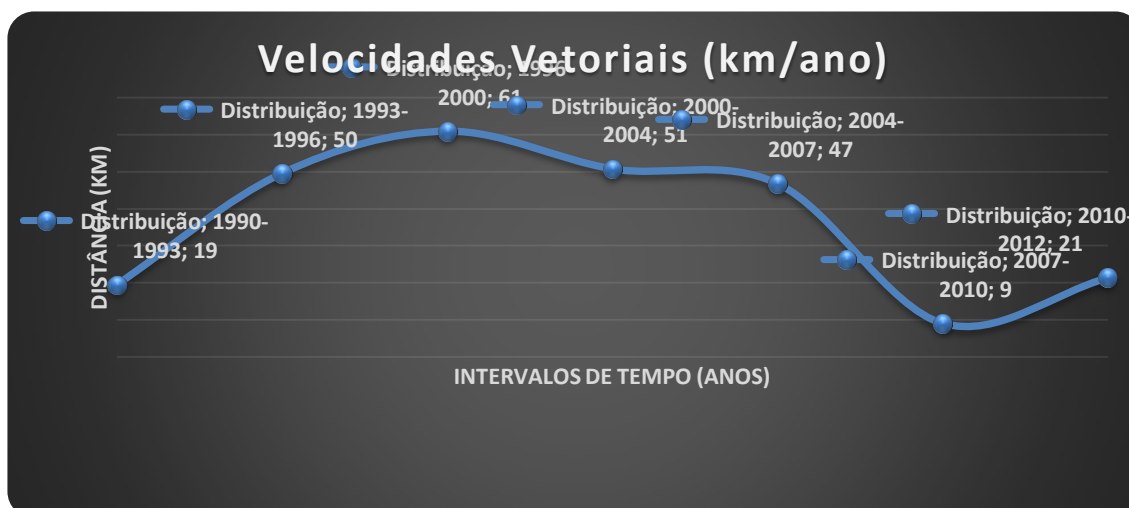


Figura 11. Velocidades dos deslocamentos dos centros de massa por período.

Na Figura 10 nota-se que nos dois últimos períodos (2007-2010 e 2010-2012) o centro de massa se deslocou mais devagar se comparado aos períodos anteriores. A partir dos dados observados na Figura 11 pode-se calcular a velocidade média de deslocamento do vetor em todo o período, que é 37 km/ano.

As Figuras 7, 8, 9 e 10 indicam que até o ano 2000 diferentes municípios foram aumentando sua participação na produção de MTPC, provavelmente os localizados nos estados do Espírito Santo e Bahia. Essas figuras mostram a dinâmica espaço-temporal para MTPC, mas não explicam as causas da variação da direção do vetor. As causas podem ser as mais diversas como políticas regionais de incentivo à produção de MTPC ou exploração de regiões com condições edafoclimáticas diferentes das já exploradas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia descrita no trabalho permite mostrar a dinâmica espaço temporal da produção nacional para qualquer produto agropecuário e florestal além de quantificá-lo. Os seus resultados são passíveis de cálculos

e análises estatísticas, permitindo, assim, várias aplicações. Os centros de massa da produção de madeira em tora para papel e celulose ao longo dos anos podem ser utilizados como indicador de desigualdade espacial.

Isso possibilita a comparação da dinâmica espaço-temporal da produção de madeira em tora para papel e celulose com outros dados como os socioeconômicos e ambientais. As informações utilizadas nesse trabalho estão disponíveis para consulta e uso, sendo assim, poderão ser replicadas, aperfeiçoadas e usadas para qualquer aplicação que deseja determinar um perfil espaço-temporal de dados econômicos, sociais e ambientais desde que se tenha uma série histórica que permita sua espacialização. O perfil espaço-temporal indica a direção, sentido e velocidade e em estudos futuros essas informações podem projetar tendências na produção de madeira em tora para papel e celulose.

REFERÊNCIAS

- ABOUFADEL, E.; AUSTIN, D.A. (2006) New Method for Computing the Mean Center of Population of the United States. Disponível em: < <http://faculty.gvsu.edu/aboutfade/web/census-rev.pdf> >. Acesso em: 23 nov. 2013.
- ANDERSON, J.E.; VAN WINCOOP, E. (2003) Gravity with Gravitas: A Solution to the Border Puzzle. *American Economic Review*, Nashville, v. 93, n. 1, p. 170–92.
- BEDDOW, J.M.; PARDEY, P.G.; KOO, J.; WOOD, S. (2010) The changing landscape of global agriculture. In: Alston, J. M.; Babcock, B.; Pardey, P. G. (Ed.). *The Shifting Patterns of Agricultural Production and Productivity Worldwide*. Iowa: State University. p. 8-38.
- DOBBS, R.; REMES, J.; MANYIKA, J.; ROXBURGH, C.; SMIT, S.; SHAER, F. (2012) Urban World: Cities And The Rise Of The Consuming Class, June 2012. Disponível em: < http://www.mckinsey.com/insights/urbanization/urban_world_cities_and_the_rise_of_the_consuming_class >. Acesso em: 22 nov. 2013.
- GARAGORRY, F.L.; FILHO, H. (2008) Evolução da Agricultura Brasileira em um Tempo Recente: elementos de agrodinâmica. *Relatório Técnico*, versão preliminar. Brasília: SGE/Embrapa.
- GRETHER, J.M.; MATHYS, N. (2008) Is the World's Economic Center of Gravity Already in Asia? Disponível em: <<http://www.hec.unil.ch/deep/textes/08.03.pdf> >. Acesso em: 23 nov. 2013.
- HOLLER, W.A.; HOLLER, W.A.; MINGOTI, R.; MINGOTI, R.; SPADOTTO, C.A.; SPADOTTO, C.A.; BRASCO, M.A.; BRASCO, M.A. (2013). Comparação entre metodologias de representação da dinâmica territorial da produção agropecuária. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento n° 3*. Campinas: Embrapa Gestão Territorial. 38p. Disponível em: < http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/99434/1/2014_0312-BPD3-SGTE.pdf >.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2014) Mapeamento das unidades territoriais. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#GEOG >.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012) Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. Rio de Janeiro: v. 27, p. 1–63, 2012. Disponível em: < [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_da_Extracao_Vegetal_e_da_Silvicultura_\[anual\]/2012/pevs2012.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_da_Extracao_Vegetal_e_da_Silvicultura_[anual]/2012/pevs2012.pdf) >.
- QUAH, D. The global economy's shifting centre of gravity Global policy. (2011) *Global Policy*, v.2, n.1, p. 3-9. Disponível em: < <http://www.globalpolicyjournal.com/articles/world-economy-trade-and-finance/global-economy%C3%A2%E2%82%AC%E2%84%A2s-shifting-centre-gravity> >. Acesso em: 21 nov. 2013.
- SIDRA, Sistema IBGE de Recuperação Automática. (2014) Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>.
- SILVEIRA, S. (2004) Software Livre: a luta pela liberdade do conhecimento. São Paulo: Editora Fundação Perseu Abramo, 1ª Edição.
- WORLD DEVELOPMENT REPORTS. (2010) World Development Report 2009. Disponível em: < <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/EXTDEC/EXTRESEARCH/EXTWDRS/0,,contentMDK:23062295~pagePK:478093~piPK:477627~theSitePK:477624,00.html> >. Acesso em: 23 nov 2013.

DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR NO PET/RS ATRAVÉS DE FOTOS HEMISFÉRICAS UTILIZANDO O HEMIVIEW

DETERMINATION OF LEAF AREA INDEX IN PET / RS THROUGH HEMISPHERIC PICTURES USING HEMIVIEW

Tarik Cuchi¹, Fábio Marcelo Breunig¹, Rafaelo Balbinot¹, Fernanda Raquel Lambrecht¹, Daniele Arndt Erthal¹

¹Departamento de Engenharia Florestal - Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.
CESNORS - Linha Sete de Setembro s/n - BR386 KM40. CEP 98400-000 - Frederico Westphalen, RS, Brasil - tcuchi@outlook.com; breunig@ufsm.br; rafaelo.balbinot@gmail.com; fernanda.lambrecht@hotmail.com; dani.a.erthal@hotmail.com

RESUMO

A antropização altera a dinâmica e estrutura do dossel dos fragmentos florestais remanescentes. Assim, avaliar a dinâmica do dossel em ambientes florestais pode oferecer informações importantes para conservação e manejo dessas áreas. O estudo teve o objetivo de avaliar as mudanças do índice de área foliar da floresta do Parque Estadual do Turvo (PET) com uso de fotografias hemisféricas. A área de estudo escolhida foi a floresta do PET, no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Foram instaladas sete unidades amostrais de 20 x 100 m para a aquisição dos dados. Para a análise do dossel utilizou-se o IAF calculado a partir de fotografias hemisféricas. Foi conduzida uma campanha de campo em setembro de 2013. Os índices médios de IAF obtidos variaram entre 1,235 e 2,354. Considerando o valor médio geral de IAF de 1,802, pode-se observar que a área apresentou um baixo índice. Dentre possíveis outros fatores os que mais influenciaram esse baixo valor foram a época da tomada das fotografias, considerando a característica caducifólia da Floresta Estacional Decidual e também devido a densidade absoluta da área estudada. Além disso, o limiar de corte utilizado pode ter influenciado os resultados. Contudo, foram identificadas diferenças entre as parcelas, indicando que a metodologia pode capturar variações locais de ecossistemas florestais.

Palavras chave: Floresta estacional decidual, PET, sensoriamento remoto, IAF, Hemiview.

ABSTRACT

The anthropogenic effect can change the dynamics and canopy structure of the remaining forest fragments. Thus, the evaluation of canopy dynamics in forest environments may offer important information for its conservation and management. This study aimed to evaluate changes in the leaf area index (LAI) of the “Parque Estadual do Turvo” (PET) forest using hemispheric photographs. The selected study area was PET, located in the northwestern of Rio Grande do Sul State, South of Brazil. A total of seven sample plots of 20 x 100 m were installed for data acquisition. For the canopy analyzes LAI calculated from hemispheric photographs were used. The field campaign was conducted in September 2013. The average LAI obtained ranged from 1.235 to 2.354. Considering the overall average LAI value a low value of 1.802 were observed. Among the possible factors that influenced this low value we can highlight the photographs acquisition during litter fall and due also because the absolute density of the studied area. Furthermore, the threshold used to images processing could influence the results. However, differences were identified between the sample plots, indicating that this approach can capture local variations of forest ecosystems.

Keywords: Deciduous forest, PET, remote sensing, LAI, Hemiview.

INTRODUÇÃO

O Parque Estadual do Turvo (PET) é um fragmento da Floresta Estacional Decidual (Mata caducifólia), tal nomenclatura, desta floresta, refere-se à marcante característica apresentada por esta vegetação onde grande parte das árvores do estrato superior perde suas folhas em época desfavorável. O conjunto florestal pode

perder mais de 50% das folhas conforme as estações (IBGE, 1992; 2012). Podemos então interpretar que “estacional” refere-se à estação do ano e “decidual” tem origem de decídua que significa parcial (KLEIN, 1983 *apud* FARIAS, 1994).

As maiores árvores dessa mata (estrato emergente ou dominante) atingem alturas que superam os 30 metros sem formarem, contudo, uma cobertura superior contínua. Nessa categoria estão, por exemplo, grápia (*Apuleia leiocarpa*), guatambu (*Balfourodendron riedellianum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e angico (*Parapiptadenia rigida*). É importante ressaltar que as espécies ocorrentes nesse estrato, embora não tenham atualmente uma ocorrência generalizada no Parque (como é o caso da canafístula, presente apenas numa pequena porção de mata melhor conservada próximo à estrada para o Salto do Yucumã e de ocorrência muito esporádica em outras áreas), são de extrema importância na caracterização fisionômica da floresta, não apenas pela sua altura destacada, como pela sua caducifólia, determinante para o enquadramento das matas do Alto Uruguai na Região Fitoecológica da Floresta Estacional Decidual (Teixeira *et al.*, 1986 *apud* SEMA, 2005).

A antropização pode levar a mudanças na dinâmica e estrutura do dossel dos fragmentos remanescentes, alterando a produtividade, evapotranspiração, temperatura foliar, penetração de luz, interceptação da chuva e temperatura do solo, podendo ainda levar à redução de biodiversidade e a mudanças na distribuição e abundância dos organismos (PAULA, 2001). Avaliar a dinâmica do dossel em ambientes florestais pode oferecer informações importantes para conservação e manejo dos mesmos. Existem diversas variáveis para analisar a dinâmica, sendo uma delas o Índice de Área Foliar (IAF), ou em inglês LAI (*Leaf Area Index*). O IAF é uma importante variável biofísica da vegetação usada em vários modelos de produção primária através de escalas e modelos globais de clima, hidrologia, biogeoquímica e ecologia (SILVA, 2009). Com isso surge a necessidade de um levantamento florístico e fitossociológico para que a dinâmica da floresta seja compreendida de uma forma relevante, não sendo suficiente apenas analisar o IAF.

A determinação dos valores do IAF pode ocorrer por meio de métodos diretos destrutivos onde valores são obtidos diretamente pela retirada completa das folhas, ou por meio de métodos indiretos que considera parâmetros de medidas de diâmetro do caule, folhas e ramos. A utilização de fotos hemisféricas para quantificar o IAF é um método indireto não destrutível uma vez que o mesmo permite descrever a abertura de dossel e sua relação com a disponibilidade de luz (SILVA, 2009). O IAF pode também ser estimado através da determinação da área foliar específica (AFE, área foliar por biomassa foliar), em uma amostra significativa da parcela estudada, multiplicada pela biomassa total de folhas da parcela (PAULA, 2001). No caso da Floresta Estacionário Decidual do PET, o IAF tende a diminuir nas estações mais frias e secas, pois é nesta época que ocorrem as quedas de folhas da vegetação.

As fotografias hemisféricas permitem um registro permanente de importantes informações sobre o dossel florestal. Estas fotografias podem ser obtidas com câmeras que fazem uso de lentes hemisféricas (olho de peixe), a um custo relativamente baixo (JONCKHEERE, 2004). Esses dados permitem fazer a ponte entre dados de campo e produtos gerados a partir de imagens de satélite ou sensores aerotransportados.

A utilização de dados provenientes de técnicas de Sensoriamento Remoto, com ênfase para a utilização de fotografias hemisféricas, as quais são tratadas em programas computacionais como o Gap Light Analyzer (GLA©, 1999 - Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canadá), que permitem realizar cálculos das dimensões foliares e consideram a área com base na escala e na resolução da fotografia, realizando assim uma classificação dos pixels da fotografia como folha (considera troncos e galhos) ou não folha (FRAZER, 1999 *apud* SILVA, 2009). Geralmente os resultados obtidos referem-se ao índice de área da planta. Mesmo assim, esses índices representam informações relevantes para a validação de produtos de sensoriamento remoto, geralmente processados para grandes áreas.

Neste sentido, o objetivo do presente trabalho foi avaliar as variações do IAF da floresta do PET a partir de fotografias hemisféricas e fazer uma comparação com dados fitossociológicos obtidos em amostragem conjunta em campo.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado no PET (Parque Estadual do Turvo), que contém cerca de 17.500 hectares (Figura 1). O parque situa-se no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas 27° 07' a 27° 16' latitude Sul e 53° 48' a 54° 04' longitude Oeste, altitudes entre 100 m e 400 m, no município de Derrubadas, junto ao rio Uruguai, fazendo divisa com o estado de Santa Catarina e a província argentina de Misiones (SEMA, 2005).

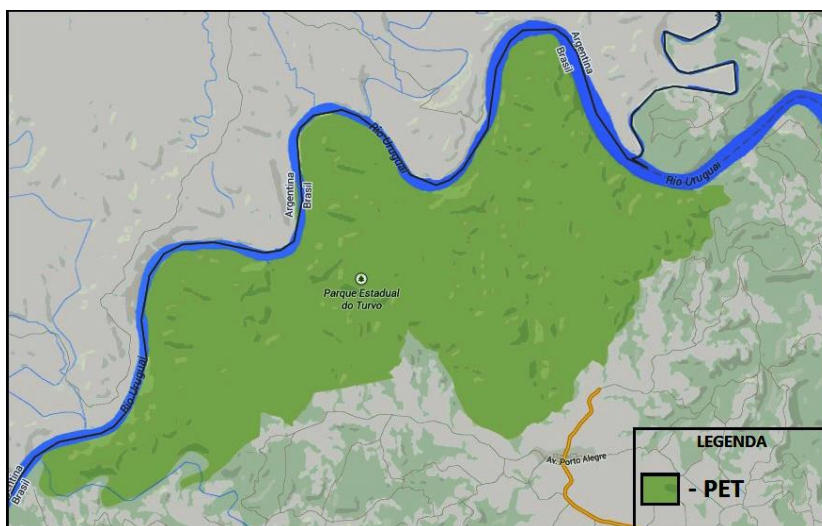


Figura 1. Demonstração da localização do PET (Parque Estadual do Turvo), obtida no Google Maps.

Figure 1. Demonstration of the localization of PET (Parque Estadual do Turvo), obtained with Google Maps.

Para a captura das imagens hemisféricas, utilizou-se o método de área fixa, sendo instaladas 7 unidades amostrais, divididas em duas subparcelas (subparcela A = 20 x 50 m e subparcela B = 20 x 50 m), totalizando 14 subparcelas, de forma aleatória ao longo da estrada principal do PET, sendo escolhida uma parcela a esquerda e uma a direita sucessivamente, sempre instaladas 20 m floresta adentro de forma ortogonal com a estrada, totalizando uma amostragem de 14.000 m². A altura de aquisição foi feita a partir do DAP (diâmetro na altura do peito), com a base da câmera nivelada (tripé com nivelamento). A sequência da tomada de imagens era de 10 em 10 metros ao longo do eixo central da parcela, com 2 repetições (2 fotos para cada ponto), os intervalos das subparcelas “A” iam de 0 m à 50 m e os das subparcelas “B” iam de 50 m à 100 m (Figura 2), sendo assim obteve-se 11 imagens em cada subparcela, ou seja, 22 imagens para cada parcela, totalizando 154 fotografias hemisféricas. Todas as imagens foram obtidas nos dias 11, 12 e 13 de setembro de 2013.

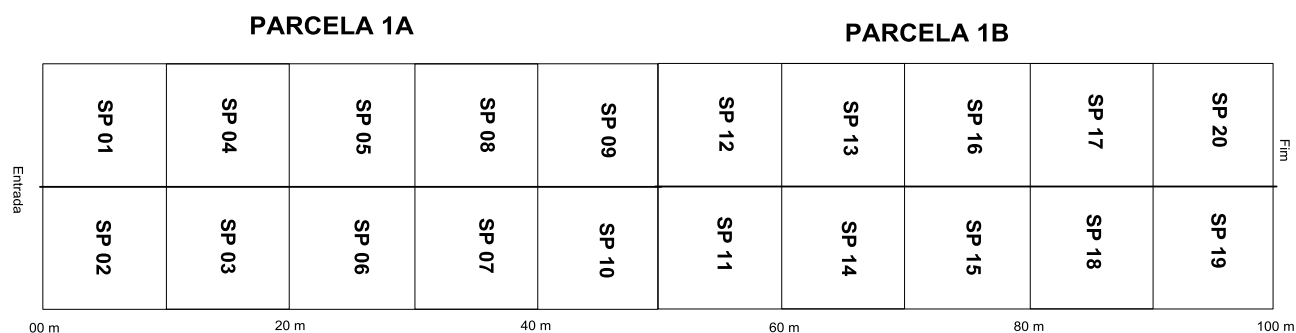


Figura 2. Distribuição esquemática da metodologia utilizada para a tomada de fotografias hemisféricas em cada parcela.

Figure 2. Schematic distribution of the methodology used for taking the hemispherical photographs in each parcel.

A lente utilizada para a obtenção das fotos hemisféricas foi a SIGMA EX DG 8 mm. É uma lente estilo *fisheye* (olho de peixe) esférica, para câmeras Cannon EOS, que captura imagens com uma visão de 180° em todas as direções, com distância focal de 8 mm e oferece uma abertura de f/3.5.

As imagens obtidas foram analisadas no software Hemiview, onde os dados do local foram utilizados para medir o IAF. A combinação destas informações com as técnicas empregadas pelo Hemiview permite a análise de pixels obtendo assim o IAF de cada fotografia. Os resultados são armazenados em formato padrão do Microsoft Office Excel® “.xls”.

Para relacionar e comparar os IAF's obtidos com o Hemiview, foram usados os dados do levantamento florístico e fitossociológico realizados por Lambrecht *et al.* (*no prelo*) na mesma área de estudo, seguindo a mesma metodologia de amostragem das parcelas, onde todos indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP superior a 10 cm foram medidos e identificados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Um exemplo de fotografia hemisférica obtida na parcela 2 é apresentado na Figura 3. Nessa figura fica clara a abertura do dossel e a presença significativa de galhos sem folhas. Isso mostra o caráter decidual da floresta do PET. Cabe destacar que nem todas as amostras apresentaram esse padrão com significativa perda de folhas no inverno.



Figura 3. Exemplo de uma fotografia hemisférica obtida na subparcela 2B em 80 metros da parcela 2.
Figure 3. Example of a hemispheric photograph taken in subparcel 2B at 80 meters of the parcel 2.

Os resultados médios obtidos em cada subparcela (Figura 4), a partir da análise de dados com o Hemiview, foram os seguintes: 1A = 1,811; 1B = 2,174; 2A = 1,575; 2B = 1,235; 3A = 1,656; 3B = 1,432; 4A = 1,727; 4B = 2,070; 5A = 1,914; 5B = 1,946; 6A = 1,953; 6B = 1,519; 7A = 2,359; e 7B = 1,855 (unidade m²/m² ou

adimensional). A parcela que encontrou maior homogeneidade entre as subparcelas foi a 5, apresentando apenas 0.032 de diferença entre os IAF's da 5A e 5B. O menor IAF foi encontrado na subparcela 2B (1,235 m²/m²) e o de maior índice na 7A (2,359 m²/m²). O índice médio geral da área estudada é 1,802 m²/m² e as subparcelas que se encontraram mais próximas deste valor foram a 1A e a 7B, as demais leituras variam de 5 à 31% do IAF médio geral.

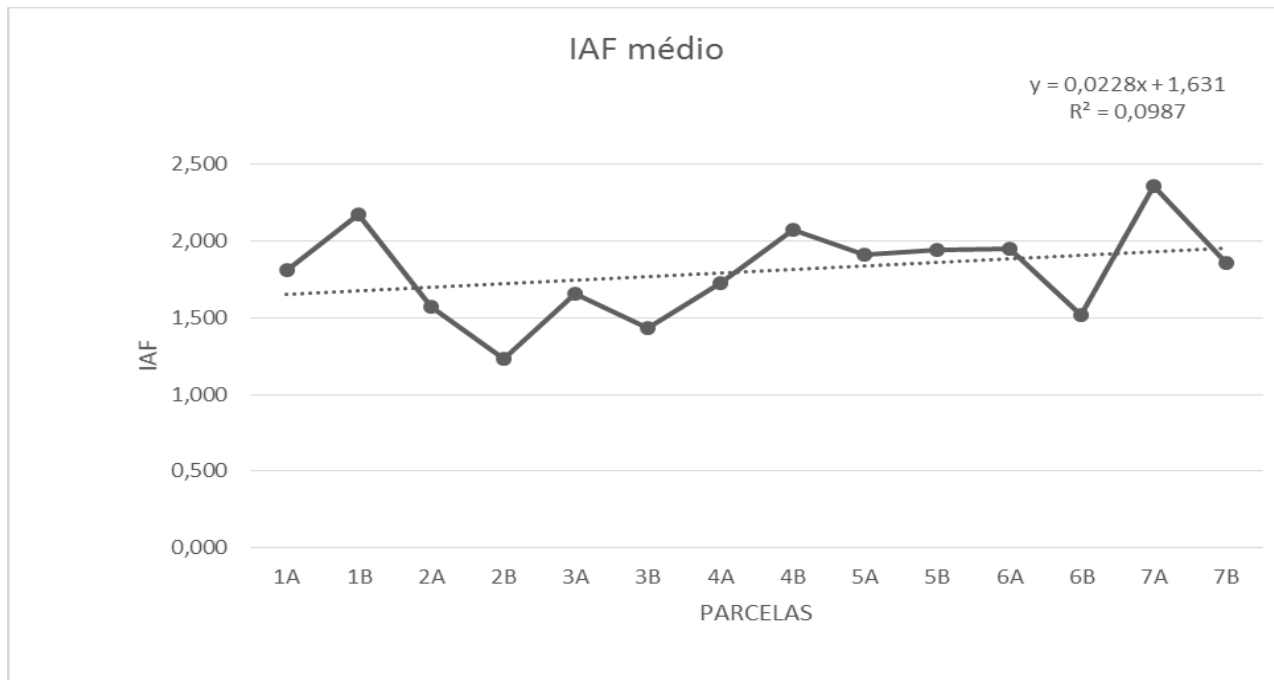


Figura 4. Gráfico com valores médios do IAF encontrados em cada subparcela do PET.

Figure 4. Graph with average values of LAI found in each subparcel of PET.

A densidade absoluta (DA) de plantas é um importante fator que pode ser correlacionado com o IAF, pois quanto menor for a densidade da vegetação maior o espaçamento entre elas, sendo assim terá uma tendência de apresentar um menor valor de área foliar. Segundo Lambrecht *et al.* (no prelo) a densidade absoluta (DA) total encontrada na área foi de 480,71 indivíduo/ha para a comunidade arbórea e arbustiva, considerada mediana. As espécies que se destacaram, que obtiveram maior densidade no fragmento foram *Syagrus romanzoffiana* (78,57 indivíduos/ha), *Sebastiania commersoniana* (37,86 indivíduos/ha), *Lonchocarpus muehlbergianus* (30,71 indivíduos/ha), *Nectandra megapotamica* (25 indivíduos/ha) e *Eugenia subterminalis* (21,43 indivíduos/ha). Estas espécies contribuíram com 40,27% do número total de árvores mensuradas, sendo que *Syagrus romanzoffiana* contribuiu com 16,34%.

Além da densidade absoluta, outro fator relevante que acarreta em perda ou ganho é a queda sazonal de folhas. Segundo Andreis (2005), em um estudo realizado em Santa Tereza/RS em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, houve sim queda de 50% das folhas na estação fria, que foi do início do mês de junho até o fim de outubro, onde o pico máximo de queda foi entre agosto e setembro. Como as fotos foram tiradas no mês de setembro, nos dias 11, 12 e 13, ocorreu uma grande influência para a subestimação do IAF.

CONCLUSÕES

Com este trabalho pode-se concluir que o PET apresentou um baixo IAF (mínimo de 1,235 ≤ média de 1,802 ≥ máximo de 2,354). Acredita-se que os fatores que afetaram esse resultado foram a época da tomada de fotografias, no mês de setembro, onde a Floresta Estacional Decidual encontra-se em seu estado de “dormência” perdendo as folhas de mais 50% de seu estrato superior; e, a Densidade Absoluta, que

apresentou um valor mediano, nos mostrando que o extrato vegetativo, com DAP maior que 10 cm, esteja relativamente afastado, fazendo com que tenha uma maior área descoberta por folhas.

Contudo, mais parâmetros podem ser analisados para relacionar esses fatores, um exemplo seria utilizar valores morfométricos que necessitam das medidas das dimensões de copa e altura das árvores, como o índice de saliência (diâmetro de copa/DAP), índice de abrangência (diâmetro de copa/altura) e formal de copa (diâmetro de copa/comprimento de copa). O uso de outros métodos para determinar o IAF, como o estimado através da determinação da área foliar específica (AFE, área foliar por biomassa foliar), seria de fundamental relevância. Essas avaliações serão realizadas em estudos futuros.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) (ARD – processo nº 12/0383-5 de 2012), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo nº 478085/2013-3) e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) (processo nº 2013/03908-3) pelo apoio financeiro e ao CNPq pela bolsa de Iniciação científica (PIBIC).

REFERÊNCIAS

- ANDREIS, C. *et al.* Estudo fenológico em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza, RS. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 55-53, 2005.
- LAMBRECHT, F.R. *et al.* Análise fitossociológica de um fragmento de floresta estacional decidual no Parque Estadual do Turvo/RS. *No prelo*
- FARIAS, J.A.C. *et al.* Estrutura fitossociologia de uma Floresta Estacional Decidual na Região de Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 4, n. 1, p. 109-128, 1994.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências, Número 1.** Rio de Janeiro, Brasil: IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1992.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências, Número 2.** Rio de Janeiro, Brasil: IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.
- JONCKHEERE, I. *et al.* Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 121, p. 19-35, 2004.
- PAULA, S.A.; LEMOS FILHO, J.P. Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo Horizonte, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 545-551, 2001.
- Secretaria Estadual do Meio Ambiente – RS (SEMA). **O Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo - RS.** Porto Alegre: SEMA, 2005. Disponível em: < www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf >. Acesso em 06 abril 2014.
- SILVA, J.R. *et al.* Comparação de métodos indiretos para medição de abertura do dossel no cerrado, utilizando observações obtidas nos trabalhos de campo e fotos hemisféricas digitais. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 3059-3064. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.19.30>>. Acesso em: 01 abril 2014.

DIAGNÓSTICO DAS FLORESTAS PÚBLICAS FEDERAIS NÃO DESTINADAS

DIAGNOSIS OF FEDERAL PUBLIC FORESTS NOT INTENDED

Mauricio de Camargo Vianna, Humberto Navarro de Mesquita Junior

Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
mauricio.vianna@florestal.gov.br, humberto.mesquita-junior@florestal.gov.br

RESUMO

O presente artigo é um diagnóstico do avanço do desmatamento no montante das áreas de florestas públicas federais não destinadas, presentes na região Amazônica, no período compreendido entre os anos de 2006 e 2011. Este diagnóstico teve como base os dados do cadastro nacional de florestas públicas para o ano de 2012 (CNFP), assim como as taxas anuais de desmatamento da Amazônia Legal, produzidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) através da metodologia PRODES. Também foram utilizados dados do sistema DEGRAD, que indicam o crescimento da degradação florestal na Amazônia. A área total de floresta não destinada foi classificada de acordo com o nível de qualidade dos maciços florestais, estabelecendo-se uma relação entre área e perímetro dos diversos polígonos. Os resultados obtidos dão um panorama do que vem ocorrendo com essas áreas de florestas públicas federais nos últimos anos, em relação a evolução do desmatamento e degradação da cobertura florestal que ocorre na região Amazônica.

Palavras-chave: Floresta pública não destinada, desmatamento, degradação, Amazônia, cadastro, CNFP, PRODES.

ABSTRACT

This article presents the deforestation rates on the non-designated public forests, on the Amazonian Region, from 2006 to 2011. The forests changes diagnostic was based on National Register of Public Forests of 2012, as well as, data generated by PRODES methodology by National Institute of Space Research (INPE) . DEGRAD data was also analyzed to recognize the increase of forest degradation on the Amazonian Region. The total area of non-designated forest was classified regarding the quality of the of the forest coverage considering area and perimeter relationship. The obtained results are a temporal overview of the covering changes in this specific kind of public forest since 2006 comparing non designated public forests with the overall rates of deforestation in the Amazonian region.

Keywords: Public forest not intended, deforestation, degradation, Amazon, joined, CNFP, PRODES.

INTRODUÇÃO

O Cadastro Nacional de Florestas Públicas (CNFP) foi criado pela Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei nº 11.248, de 2 de março de 2006) e regulamentado pelo Decreto nº 6.063, de 20 de março de 2007, e pela Resolução do Serviço Florestal Brasileiro nº 2, de 6 de julho de 2007.

Foram identificados aproximadamente 308 milhões de hectares de florestas públicas na atualização 2012 do CNFP, sendo 231 milhões de hectares de florestas públicas destinadas, como Terras Indígenas, Unidades de Conservação, Projetos de Assentamento Florestais, Agroextrativistas e de Desenvolvimento Florestal e áreas militares, e 76 milhões de hectares correspondem às florestas públicas não destinadas (FPND). Anualmente o Serviço Florestal Brasileiro atualiza o Cadastro Nacional de Florestas Públicas utilizando as informações do mapa base das florestas de 2006 que são sobrepostas com as terras públicas identificadas até aquele ano para a identificação das florestas públicas.

Do total de FPND o montante de 39.189.241 ha corresponde às florestas públicas não destinadas federais, sendo esta área distribuída em 56.814 polígonos distribuídos pelo território nacional. Para facilitar a análise os polígonos foram agrupados em classes de tamanho (fig.1), levando-se em conta a área total de cada polígono (> 500.000 ha, ≤ 500.000 ha, ≤ 300.000 ha, ≤ 100.000 ha, ≤ 50.000 ha, ≤ 30.000 ha, ≤ 15.000 ha,

≤ 1.000 ha). A classificação por tamanho está diretamente relacionada com a potencial destinação para produção florestal sustentável por meio das concessões de florestas públicas. Nestas concessões a extração de madeira é de baixo impacto, assim, são necessárias áreas relativamente grandes para tornar o empreendimento viável.

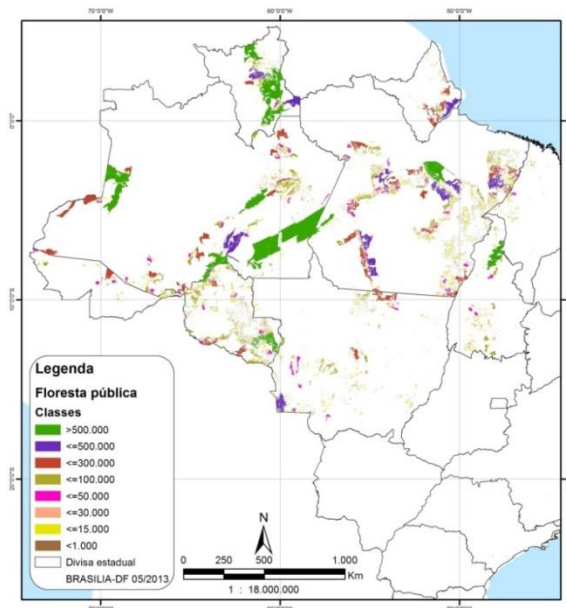


Figura 1. Distribuição espacial das classes de polígonos de florestas públicas não destinadas na região da Amazônia legal.

Figure 1. Size classes spatial distribution of non-designated public forests on the Amazonian Region.

O objetivo deste trabalho é analisar a evolução do desmatamento e degradação florestal nas florestas públicas não destinadas em relação à área total de florestas da região amazônica. Avaliar a alternativa de destinação deste tipo de floresta para a produção florestal sustentável na Amazônia, por meio das concessões de manejo em florestas públicas, faz parte também do escopo, evidenciando o potencial (área de cobertura florestal) e ameaça (desmatamento e degradação florestal).

MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente, os polígonos que correspondem a área total de florestas públicas não destinadas, foram analisados em relação a quantidade de polígonos e área em cada classe de tamanho (Figura 2 e 3).

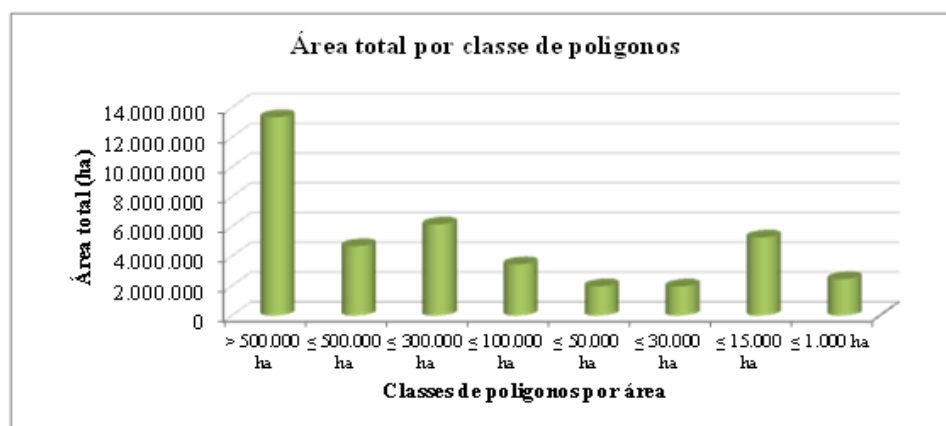


Figura 2. Área total de polígonos por classe de tamanho.

Figure 2. Total area of polygons per size class.

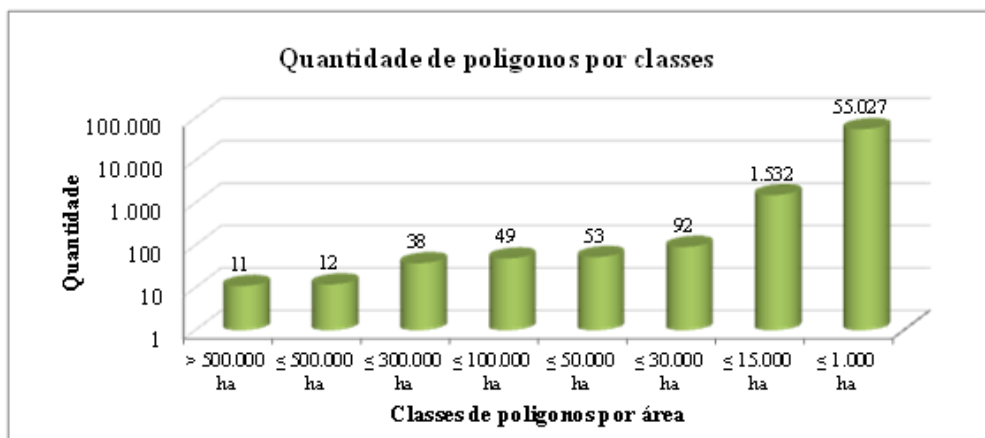


Figura 3. Quantidade total de polígonos por classe de tamanho.
 Figure 3. Total amount of polygons per size class.

Os polígonos inferiores a 50.000 ha embora ocorram em grande número representam menos de 1/3 da área total de FPND. Assim, os polígonos maiores, com potencial para concessão florestal sustentável, têm maior participação no total da área não destinada.

Desde 1988, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) vem produzindo as taxas anuais do desmatamento da Amazônia Legal. A partir do ano de 2002, estas estimativas são produzidas por classificação digital de imagens seguindo a metodologia do PRODES. A principal vantagem deste procedimento está na precisão do geo-referenciamento dos polígonos de desmatamento, de forma a produzir e disponibilizar um banco de dados geográfico multitemporal.

A Tabela 2 apresenta as taxas de desmatamento na Amazônia Legal para os anos de 2007 a 2012. Embora os dados do PRODES façam parte de uma série temporal maior, foram considerados apenas os anos posteriores a Lei de Gestão das Florestas Públicas. Para realizar o cálculo dos valores relativos foi considerada a área total de floresta na Amazônia Legal para o ano de 2012 de **289.833.315 ha**.

Tabela 2. Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal (INPE) posteriores a lei de gestão das florestas públicas.
 Table 2. Annual deforestation rates for Legal Amazonian Region (INPE) after the public forest management law.

	Ano					
	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Área total de desmatamento (ha)	1.165.100	1.291.100	746.400	700.000	641.800	465.600
Percentual do total (%)	0,40199	0,44546	0,25753	0,24152	0,22144	0,16064

Em 2008, o INPE desenvolveu o sistema DEGRAD, em função das indicações do crescimento da degradação florestal da Amazônia que haviam sido detectadas pelo sistema DETER no ano de 2007. Trata-se de um sistema destinado a mapear áreas em processo de desmatamento onde a cobertura florestal ainda não foi totalmente removida. O sistema utiliza imagens dos satélites LANDSAT e CBERS e seu objetivo é mapear anualmente áreas de floresta degradada e com tendência a ser convertida em corte raso.

A Tabela 3 apresenta as taxas de degradação florestal na Amazônia Legal para os anos de 2007 a 2010. Considerando a área total de floresta para a Amazônia Legal de **289.833.315 ha** para o ano de 2012.

Tabela 3. Taxas anuais de degradação na Amazônia Legal (INPE) posteriores a lei de gestão das florestas públicas.

Table 3. Annual degradation rates for Legal Amazonian Region (INPE) after the public forest management law.

	Ano			
	2007	2008	2009	2010
Área Total Degradada (ha)	1.598.300	2.741.300	1.330.100	750.800
Percentual do total (%)	0,55145	0,94582	0,45892	0,25905

Os critérios para seleção de polígonos, com maior viabilidade para destinação ao desenvolvimento florestal sustentável, devem considerar o tamanho e a forma dos polígonos. Para as classes de polígonos foi feita uma nova classificação considerando a forma para estimar a qualidade da cobertura florestal do polígono. Esta classificação levou em conta a relação entre a área e o perímetro do polígono, assim como a relação da área do polígono com a área de uma geometria de limite mínimo - retângulo (fig. 4).

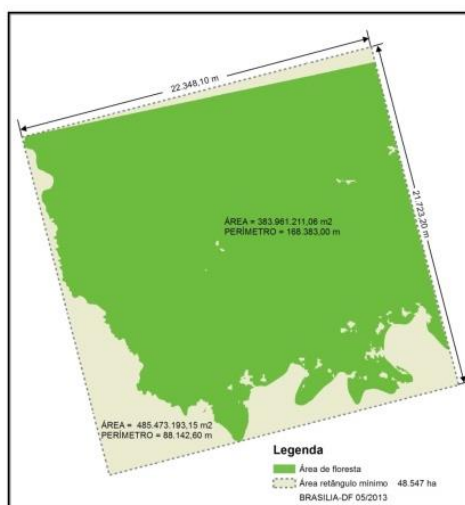


Figura 4. Cálculo do índice de qualidade da cobertura florestal baseado na forma.

Figure 4. Index of forest coverage quality calculation based on shape.

$$\text{Índice de Qualidade da Cobertura Florestal} = \frac{\text{Área do Polígono}}{(\text{Perímetro})^2} + \frac{\text{Área do Polígono}}{\text{Área do Retângulo Envolvente}}$$

Com a finalidade de identificar os polígonos com maior viabilidade estes foram classificados em níveis de qualidade da cobertura florestal baseado na forma, sendo: > 0,65 = ÓTIMO, < 0,65 > 0,45 = BOM e < 0,45 = REGULAR.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 4 apresenta as taxas de desmatamento para as classes de polígonos nos anos de 2007 a 2012 de acordo com o PRODES. Apenas as classes de polígonos superiores a 500.000 hectares apresentaram taxas de desmatamento inferiores as que ocorrem em média para toda a região Amazônica.

Tabela 4. Taxas de desmatamento anuais para as classes de polígonos, em vermelho as superiores e em azul as inferiores ao que ocorre na Amazônia Legal.

Table 4. Annual deforestation rates for the polygon classes, in red higher in blue lower than the overall rate for the Amazonian Region.

PRODES						
Classe	2007 (%)	2008 (%)	2009 (%)	2010 (%)	2011 (%)	2012 (%)
Maior 500.000 ha	0,229	0,343	0,072	0,126	0,180	0,12463
Menor e igual 500.000 ha	0,980	1,542	0,973	0,934	0,615	0,36250
Menor e igual 300.000 ha	0,883	0,915	0,502	0,336	0,316	0,20574
Menor e igual 100.000 ha	1,258	1,040	0,554	0,665	0,690	0,50313
Menor e igual 50.000 ha	0,958	1,048	0,543	0,598	0,617	0,45948
Menor e igual 30.000 ha	0,905	0,930	0,498	0,518	0,334	0,30820
Menor e igual 15.000 ha	1,383	1,447	0,677	0,710	0,599	0,38602
Menor e igual 1.000 ha	2,005	2,193	0,944	0,950	0,748	0,40803

A Tabela 5 apresenta o percentual de aumento ou diminuição nas taxas de desmatamento para cada classe de polígonos em relação à área total da Amazônia Legal. Embora as taxas de desmatamento nas classes de polígonos (tab. 4), bem como, na Amazônia Legal tem diminuído de 2007 para 2012, podemos observar uma diferença nas tendências das taxas das classes em relação as taxas para toda a Amazônia. Embora a classe > 500.000 ha apresente sempre taxas inferiores as da Amazônia Legal, a proporção tem diminuído ao longo do tempo. As classes de 100.000 ha e 50.000 ha apresentam tendência inversa, no entanto, como as taxa são superiores também representam aumento relativo em relação à Amazônia Legal. Nos maiores polígonos as taxas absolutas são maiores daquelas que ocorrem para toda Amazônia, no entanto as diferenças entre as taxas estão diminuindo nesta classe. Nas Classes de 100 e 50 mil hectares as taxas são maiores e estão aumentando nos últimos anos.

Tabela 5. Variação relativa das taxas anuais de desmatamento na classe de tamanho em relação a taxa para a região Amazônica, em vermelho as superiores e em azul as inferiores ao que ocorre na Amazônia Legal.

Table 5. Relative variation of annual deforestation rates of the polygon classes and the overall rates, in red higher in blue lower than the overall rate for the Amazonian Region.

PRODES						
Classe	2007 (%)	2008 (%)	2009 (%)	2010 (%)	2011 (%)	2012 (%)
Maior 500.000 ha	-42,98	-22,85	-71,68	-47,56	-18,44	-22,42
Menor e igual 500.000 ha	143,81	246,18	277,88	286,90	178,17	125,65
Menor e igual 300.000 ha	119,89	105,59	95,29	39,36	42,90	28,07
Menor e igual 100.000 ha	213,16	133,58	115,29	175,63	211,64	213,19
Menor e igual 50.000 ha	138,53	135,47	111,17	147,72	179,06	186,02
Menor e igual 30.000 ha	125,31	108,95	93,51	114,58	51,20	91,85
Menor e igual 15.000 ha	244,22	224,95	162,96	194,16	170,61	140,30
Menor e igual 1.000 ha	399,01	392,35	266,62	293,35	238,14	154,00

Segundo Reydon (2011, p. 2) "O desmatamento da floresta amazônica é um processo complexo com múltiplos determinantes e objeto de diferentes estudos teóricos e empíricos".

A Tabela 6 apresenta as taxas de degradação florestal para as classes de polígonos nos anos de 2007 a 2010 de acordo com o DEGRAD. As áreas detectadas em processo de degradação florestal foram maiores nos primeiros anos de identificação e depois tiveram queda nos anos seguintes.

Tabela 6. Valores absolutos de degradação florestal em hectares.

Table 6. Absolute values of forest degradation in hectares.

Classe \ DEGRAD	2007 (ha)	2008 (ha)	2009 (ha)	2010 (ha)
Maior 500.000 ha	15.185	2.166	806	406
Menor e igual 500.000 ha	23.901	828	1.620	32
Menor e igual 300.000 ha	32.304	8.171	825	488
Menor e igual 100.000 ha	27.349	5.794	1.329	2.224
Menor e igual 50.000 ha	16.613	3.636	90	43
Menor e igual 30.000 ha	9.217	2.809	322	284
Menor e igual 15.000 ha	56.364	11.973	1.095	2.368
Menor e igual 1.000 ha	26.954	3.216	300	781
Total (ha)	207.886	38.593	6.387	6.627

A Tabela 7 apresenta o percentual nas taxas de degradação florestal para cada classe de polígonos em relação ao percentual de degradação médio observado nas florestas não destinadas. Em destaque (azul) as taxas inferiores em relação à média das florestas não destinadas.

Tabela 7. Percentual de degradação florestal em relação a degradação média em florestas não destinadas. Em azul inferior à média e em vermelho aumento superior a 100%.

Table 7. Perceptual of forest degradation in relation to average degradation in the non-designated forests, in blue lower and in red higher than 100%.

Classe \ DEGRAD	2007 (%)	2008 (%)	2009 (%)	2010 (%)
Maior 500.000 ha	-78,56	-83,53	-62,97	-82,00
Menor e igual 500.000 ha	-3,41	-81,98	113,16	-95,96
Menor e igual 300.000 ha	-0,60	35,43	-17,40	-52,88
Menor e igual 100.000 ha	49,68	70,80	136,69	281,76
Menor e igual 50.000 ha	60,01	88,67	-71,79	-86,86
Menor e igual 30.000 ha	-11,01	46,10	1,23	-13,90
Menor e igual 15.000 ha	102,38	131,58	27,96	166,72
Menor e igual 1.000 ha	107,88	33,61	-24,59	89,02

A partir do índice de qualidade da cobertura florestal baseado na forma as classes de tamanho foram agrupadas nas classes de qualidade (Figura 5).

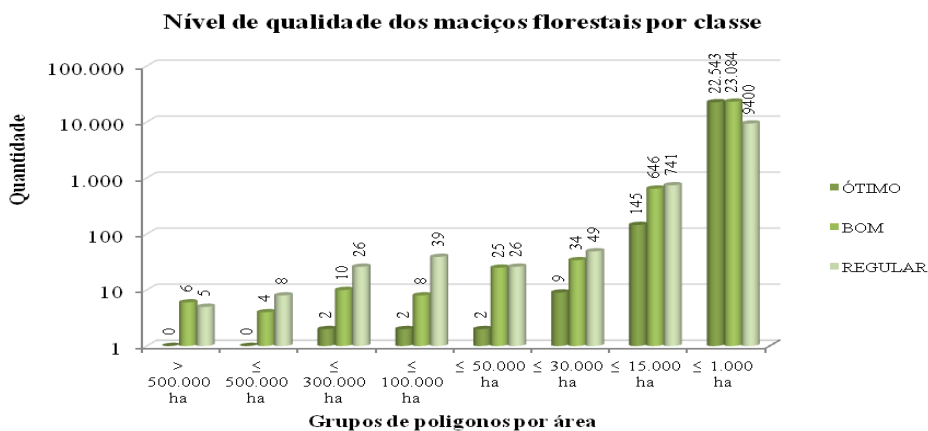


Figura 5. Quantidade de polígonos nas classes de qualidade baseada na forma.

Figure 5. Number of polygons for each class of quality based on shape.

De acordo com estudos de viabilidade econômica do manejo florestal sustentável, determina-se uma distância limite de 30 km para um maciço florestal de 50.000 hectares até a via principal de escoamento da produção. Na Figura 6 temos a quantidade de polígonos limítrofes às vias acesso (rodoviária ou fluvial), que atendem a este critério em relação ao total apresentado inicialmente.

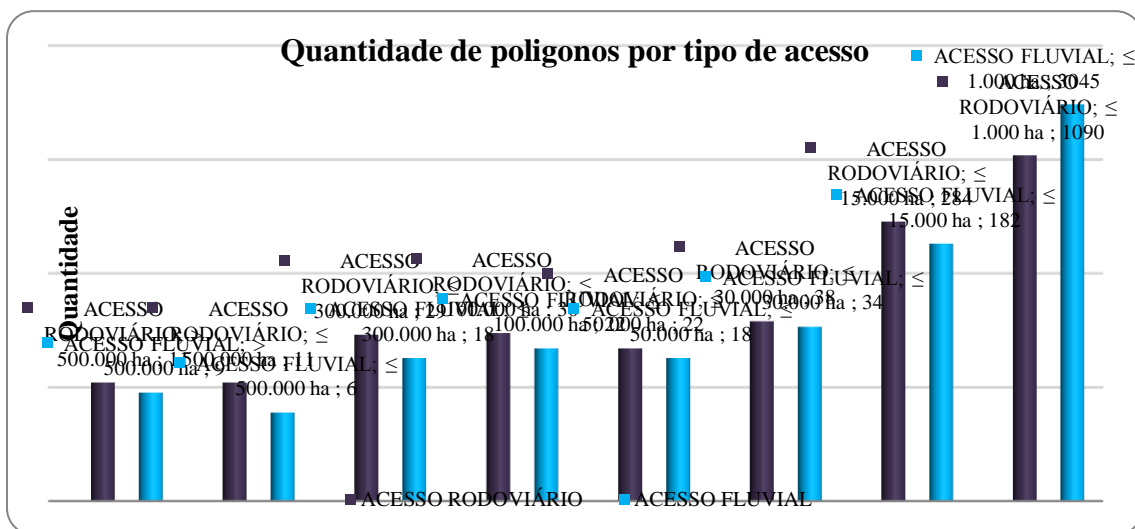


Figura 6. Número de polígonos que atendem ao critério de proximidade de via rodoviária ou fluvial.
 Figure 6. Number of polygons that satisfy the proximity criteria for terrestrial or aquatic transportation.

CONCLUSÕES

Os critérios baseados em tamanho, forma e proximidade das vias de transporte possibilitaram identificar que mais da metade das áreas não destinadas tem potencial para produção florestal. Foram identificadas ameaças de desmatamento e degradação florestal nestas áreas bem como a comparação com as tendências gerais na Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Projeto PRODES (Divisão de Processamento de Imagens - DPI). [acesso em 05 jul 2013]. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Sistema DETER (Coordenação-Geral de Observação da Terra - OBT). [acesso em 05 jul 2013]. Disponível em <http://www.obt.inpe.br/deter/>
- REYDON, B.P. Economia Verde - Desafios e Oportunidades. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. jun 2011. Disponível em <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/P%E1ginas%20de%20PoliticaAmbienta108reydon.pdf>

DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE FLORESTA E SAVANA NO ESTADO DE RORAIMA

LAND USE AND COVER CHANGE DYNAMICS IN TRANSITION REGION OF FOREST AND SAVANNA IN RORAIMA STATE

João Arthur Pompeu Pavanelli¹, Maristela Ramalho Xaud², Haron Abraham Magalhães Xaud², João Roberto dos Santos¹, Lênio Soares Galvão¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010, São José dos Campos, SP, Brasil, e-mail: jpompeu@dsr.inpe.br

²Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Roraima
BR- 174, km 8, Distrito Industrial, 69301-970 - Boa Vista - RR, Brasil
maristela.xaud@embrapa.br

RESUMO

O objetivo do presente artigo é analisar a dinâmica de uso e cobertura da terra em um trecho da zona de contato floresta e savana no Estado de Roraima, por meio de procedimento classificatório multi-sensor, envolvendo imagens TM/Landsat-5, (ano 2010), e do OLI/Landsat-8 (2014). As imagens foram calibradas e classificadas fazendo uso da abordagem pixel a pixel pelo algoritmo Mínima Distância. A análise da dinâmica da paisagem foi realizada a partir dos mapeamentos temáticos com a ferramenta *Land Change Modeler*. Os resultados evidenciaram maior pressão antrópica sobre a região savânica, em comparação com a área florestal.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, Monitoramento, Land Change Modeler, Uso e cobertura da terra.

ABSTRACT

The aim of this study was to access land use and cover change dynamics in the transition zone between forest and savanna in Roraima State, by means of multisensor approach with TM/Landsat-5 (2010) and OLI/Landsat-8 (2014) images. The images were calibrated and the pixel based Minimum Distance algorithm was used to make the classification. The landscape dynamics was accessed with Land Change Modeler tool, based on the thematic maps from 2010 and 2014. The results highlighted more anthropogenic pressure, mainly, in savanna region than in forest areas.

Keywords: Remote Sensing, Monitoring, Land Change Modeler, Land use and land cover

INTRODUÇÃO

A escolha de procedimentos para detecção de mudanças de uso e cobertura da terra varia de acordo com objetivos, pois existem técnicas que tornam possível a simples detecção, outras que expressam mensurações e ainda aquelas estritamente destinadas a atualização das transformações em determinada paisagem. Todas elas, devem se basear na escolha dos dados-fonte para o levantamento, que devem estar e refletir a frequência, a variabilidade do fenômeno. Por conseguinte, diversas técnicas de detecção de mudanças da paisagem, fazendo uso de produtos derivados da tecnologia espacial, vêm sendo utilizadas, podendo-se citar a diferenciação de imagens, a razão entre bandas, a comparação pós-classificação, a análise de componentes principais (ACP) e a análise de vetores de mudanças (SINGH, 1989; MÁZ, 1998; MALDONADO *et al.*, 2002; COPPIN *et al.*, 2004; LORENA *et al.*, 2004).

Utilizando séries temporais de imagens-índice de vegetação EVI do MODIS/Terra (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), Lacruz e Santos (2007) estudaram as lacunas de conservação de corredores ecológicos na Amazônia e Cerrados, monitorando a dinâmica de uso e cobertura da terra através da técnica

de análise harmônica. A técnica de rotação radiométrica controlada por eixo de não-mudança (RCEN), desenvolvida por Maldonado *et al.* (2007) em paisagem do semi-árido como alternativa àquela de Principais Componentes, mas permitindo sobretudo integrar informações de distintos sensores de mesma característica espectral (por exemplo, TM/Landsat, ETM+/Landsat, SPOT, CBERS) faz parte desse rol de técnicas inovadoras de detecção, também aplicada por Ugarte *et al.* (2007) em áreas de floresta tropical.

De acordo com Chen *et al.* (2012), tradicionalmente, as técnicas de detecção de mudanças fazem uso de pixels individuais como unidades básicas de análise das alterações na paisagem. Porém, sistemas computacionais de alto desempenho, com *softwares* especificamente mais eficientes, permitiram incrementar a análise, com possibilidades de segmentação e extração de características de imagens multispectrais e em multi-escala, que por sua vez têm facilitado a integração de processamento através de análise orientada a Objetos Geográficos (GEOBIA) e as funcionalidades de sistemas de informações geográficas baseado em vetores (BLASCHKE, 2010). Recentes transformações culturais e ambientais, bem como suas derivações antropogênicas da paisagem têm por base as mudanças de uso e cobertura da terra, que são fatores essenciais para estabelecer a expressão espacial e a interpretação da influência humana nessa dinâmica e seus respectivos impactos ocorrentes. Nessa linha de raciocínio, Freitas *et al.* (2013) trataram de representar e simular, fazendo uso de autômatos celulares, abordagem GEOBIA e técnicas de análise espacial, os padrões dinâmico-espaciais e cenários futuros na paisagem da bacia do Alto Uruguai, onde variáveis sócio-econômicas e ambientais se integraram à análise. Hussain *et al.* (2013) sumariza as diferentes técnicas de detecção de mudanças e suas vantagens e limitações em vários campos aplicativos.

Dentro dessa contextualização acerca do estado da arte acerca das técnicas de detecção de mudanças, o objetivo do presente artigo é analisar a dinâmica de uso e cobertura da terra em um trecho da zona de contato floresta e savana no Estado de Roraima, fazendo uso da abordagem pixel a pixel, através de procedimento classificatório multi-sensor, envolvendo imagens TM/Landsat-5 e do recente OLI (*Operational Land Imager*)/Landsat-8.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Caracterizada pelo contato savana/floresta, de tensão ecológica, a área de estudo está localizada entre as coordenadas 60° 45' 35.15" a 61° 03' 06.00" W e 2° 24' 06.63" a 2° 41' 53.50" N, na porção centro-norte do Estado de Roraima. Com uma área de 895 km², a região sob investigação é cortada na direção sudeste-noroeste pelo Rio Mucajaí, tendo ao sul dessa hidrografia as áreas de floresta ombrófila aberta e floresta estacional semidecidual e ao norte a predominância das formações savânicas (parque, graminosa e campinarana). Barbosa e Miranda (2005) definiram savana parque como uma fisionomia com distribuição agrupada dos elementos lenhosos, além de elevada área basal, densidade de indivíduos e grau de cobertura; e savana graminosa como sendo composta de campos limpos e sujos, entremeados por lagoas temporárias ou permanentes e buritizais nas redes de drenagem.

A expansão das atividades agrícola e pecuária tem ocorrido no domínio florestal, decorrente do processo histórico de colonização ali implantado, mas tal condição de uso também se estende ao domínio savânico, com surgimento mais recente da implantação de algumas áreas de reflorestamento. O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo tropical chuvoso com nítida estação seca (Aw), com amplitude térmica entre as médias do mês mais quente e do mês mais frio inferior a 5° C. Os latossolos vermelho amarelo, constituídos por solos apresentando a seqüência de horizontes A, B e C, profundos a muito profundos, são predominantes e nas áreas próximas ao Rio Mucajaí e Rio Branco, predomina o solo hidromórfico gleizado, caracterizado pelo pouco desenvolvimento e saturado com água. Em manchas isoladas ainda ocorrem os solos litólicos e hidromórfico cinzento.

Procedimento metodológico

Para o desenvolvimento desse trabalho foram utilizadas imagens de órbita 232 e ponto 58 do sensor

Thematic Mapper (TM/Landsat-5), com 8 bits, de 06/10/2010, nas bandas 1 (0.45 - 0.52 μm), 2 (0.52 - 0.60 μm), 3 (0.63 - 0.69 μm), 4 (0.76 - 0.90 μm) e 5 (1.55 - 1.75 μm), bem como uma imagem recente do sensor *Operational Land Imager* (OLI), com 16 bits, do satélite Landsat-8, com imageamento de 07/03/2014, nas bandas 2 (0.45 - 0.515 μm), 3 (0.525 - 0.60 μm), 4 (0.63 - 0.68 μm), 5 (0.845 - 0.885 μm) e 6 (1.56-1.66 μm). Esse foi o período inter-ano selecionado para a análise da dinâmica de uso e cobertura da terra dessa zona de transição vegetacional, compreendendo as feições florestais e savânicas representativas do ambiente roraimense. Registre-se nessa oportunidade o fato de se estar trabalhando com dados multi-sensores, um dos quais de recente disponibilização aos usuários, no caso do produto OLI. Outro aspecto também importante refere-se ao uso de imagens coletadas em períodos de imageamentos distintos, meses de outubro/2010 e de março/2014, quando os níveis de precipitação pluviométrica do mês anterior das aquisições eram de 115 mm e 15 mm de chuva, respectivamente.

Na Figura 1 pode-se observar o fluxograma de atividades estabelecidas para o presente estudo de análise da dinâmica desse trecho da paisagem de tensão ecológica roraimense. A primeira etapa do pré-processamento das imagens foi a correção geométrica, feita no ArcGIS 9.3. A imagem OLI serviu de referência para registro da imagem TM, com 30 pontos de controle distribuídos pela cena em áreas livres de nuvens (RMS=0,46), utilizando polinômios de primeira ordem e o algoritmo de interpolação pelo vizinho mais próximo. O passo seguinte aplicado foi a normalização dos dados dos diferentes sensores. Assim, os números digitais (DN) das imagens foram convertidos em valores de reflectância no topo da atmosfera com a ferramenta de calibração radiométrica do ENVI 5.0.3. Para minimizar os efeitos do espalhamento atmosférico, foi aplicado o método de subtração do objeto escuro (*Dark Object Subtraction – DOS*), que consiste em assumir que há objetos escuros na imagem cujos valores de reflectância são próximos à zero, porém aparecem na cena com valores superiores aos reais. Essa diferença aparente na imagem é atribuída ao espalhamento atmosférico e é removida de todos os pixels da cena.

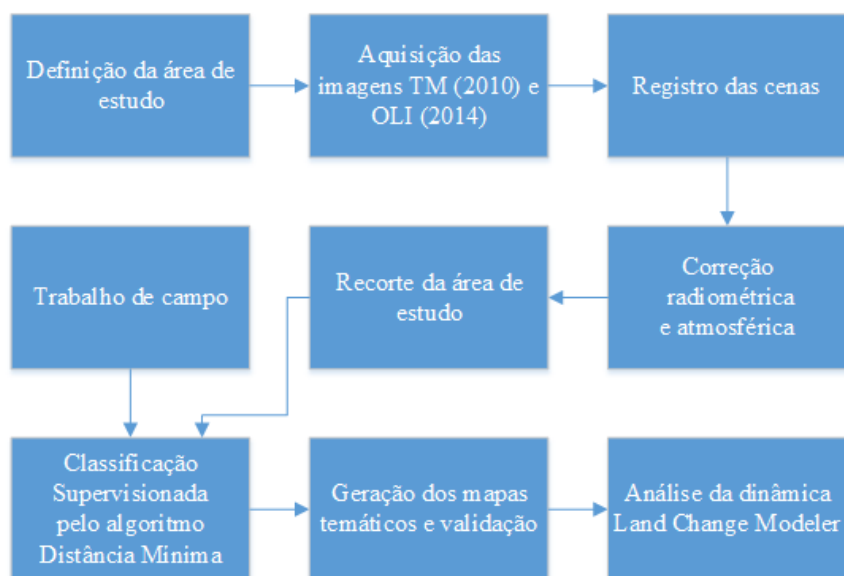


Figura 1. Fluxograma das atividades para realização deste trabalho.
 Figure 1. Flowchart of the steps to make this survey.

As imagens inter-ano assim calibradas foram recortadas com o polígono pré-estabelecido que envolve a área de estudo. A classificação supervisionada foi realizada por meio do algoritmo Distância Mínima, cujas regiões de interesse representativas de cada classe foram delimitadas com suporte de observações temáticas, devidamente caracterizadas, georreferenciadas e fotografadas em trabalho de campo realizado recentemente, logo após a disponibilização da imagem OLI. Por conseguinte, tais pontos observacionais serviram de treinamento e de validação para essa imagem 2014. Por sua vez, informações derivadas de imagens QuickBird, do acervo DigitalGlobe, disponíveis no Google Earth 7.1.2, e aquelas decorrentes de dados históricos de especialistas que trabalham na região, serviram para a definição temática na análise

classificatória da imagem TM/Landsat-5 de 2010. No presente estudo, a fase de levantamento de campo permitiu estratificar a paisagem e seu uso em nove classes, a saber: Agropecuária (1), Água (2), Campinarana (3), Campo Graminoso (4), Capoeira (5), Floresta (6) Savana Parque (7) Reflorestamento (8) e Solo Exposto (9). O desempenho classificatório levou em consideração a estatística *Kappa* e a matriz de confusão.

Após o processo classificatório das duas imagens, os mapas temáticos gerados foram importados no SIG IDRISI Selva 17.0 que contém a ferramenta *Land Change Modeler* (LCM) de análise das mudanças de uso e cobertura da terra entre duas datas. O LCM realiza a comparação pixel a pixel dos mapeamentos e quantifica para cada classe a perda e ganho de área em relação às demais classes e a persistência de cada classe, ou seja, o que se manteve inalterado no período de estudo (EASTMAN, 2009; PÉREZ-VEGA *et al.*, 2012), permitindo observar as transformações temáticas na paisagem dessa zona de transição ecológica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para realizar a classificação da imagem TM de 2010 foram usados 88 polígonos compreendendo 27.024 pixels para treinamento e, para validação, 44 polígonos com 12.376 pixels. Para classificação da imagem OLI de 2014, foram utilizados para treinamento 128 polígonos, com 21.539 pixels e 69 polígonos com 9.604 pixels para validação. Com base nos pontos de validação foram geradas as matrizes de confusão das classificações TM de 2010 (Tabela 1) e OLI de 2014 (Tabela 2). As análises estatísticas realizadas a partir das matrizes de confusão evidenciaram que a Exatidão Global do mapeamento de 2010 foi de 79,93% e o Índice de *Kappa* 0,76 e, para o mapeamento de 2014, a Exatidão Global foi de 89,01% e o Índice de *Kappa* foi 0,86.

Tabela 1. Matriz de Confusão derivada da imagem TM de 2010.
Table 1. Confusion Matrix derived from TM image of 2010.

%	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	66.42	0.00	0.65	1.88	0.00	0.00	5.18	0.00	0.00
2	0.00	100.00	0.00	1.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.74	0.00	71.80	2.69	0.00	0.09	0.00	31.25	0.00
4	16.25	0.00	0.00	65.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	4.79	0.00	0.19	0.20	67.07	10.00	0.00	0.00	0.00
6	0.00	0.00	1.30	0.07	32.93	88.96	0.00	0.00	0.00
7	11.47	0.00	0.46	27.51	0.00	0.00	94.82	0.00	0.00
8	0.33	0.00	25.60	0.03	0.00	0.95	0.00	68.75	0.00
9	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

A resolução radiométrica da imagem OLI (16 bits), favoreceu uma classificação temática com melhor nível de acurácia (Tabela 2) comparada com aquela da imagem do TM (8 bits).

Tabela 2. Matriz de Confusão derivada da imagem OLI de 2014.

%	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	84.77	0.00	0.00	6.95	0.00	0.00	0.00	0.00	17.19
2	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.38	0.00	86.33	0.54	6.35	0.00	0.00	0.00	0.00
4	4.55	0.00	0.00	67.10	0.00	0.00	0.00	0.00	15.16
5	5.88	0.00	9.29	0.00	86.74	0.69	0.00	0.00	0.00
6	0.00	0.00	0.34	0.00	6.91	99.31	0.00	3.18	0.00
7	4.42	0.00	4.00	9.01	0.00	0.00	100.00	0.00	2.49
8	0.00	0.00	0.06	0.22	0.00	0.00	0.00	96.82	0.00
9	0.00	0.00	0.00	16.18	0.00	0.00	0.00	0.00	65.16
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Table 2. Confusion Matrix derived from OLI image of 2014.

Na Figura 2 pode-se observar o polígono sob investigação nas duas imagens, do TM (2010) e do OLI (2014), com as respectivas classificações temáticas. A partir dessa distribuição espacial das distintas classes inter-anos e fazendo-se uso da ferramenta *Land Change Modeler*, é demonstrada a dinâmica de uso e cobertura da paisagem, cujas extensões em área (em km²) podem ser observadas na Tabela 3.

A expansão de uma classe sobre áreas antes não ocupadas por ela, no intervalo de tempo estudado, é quantificada como “Ganho”, enquanto as áreas de uma classe que foram convertidas para outras classes são contabilizadas como “Perda”. As áreas de cada classe que não sofreram quaisquer mudanças entre 2010 e 2014 são denominadas “Persistência”.

Tabela 3. Área de uso e cobertura da terra por classe nas duas datas e os resultados de ganho, perda e persistência.

Table 3. Land use and land cover area for each class and its gains, losses and persistence.

Classes	Área 2010 (km ²)	Área 2014 (km ²)	Ganho (km ²)	Perda (km ²)	Persistência (km ²)
Agropecuária	93,30	94,81	41,91	41,92	51,19
Água	39,76	29,52	1,08	12,19	27,25
Campinarana	77,35	67,80	37,95	49,94	27,40
Campo Graminoso	93,66	102,86	48,25	53,52	45,42
Capoeira	127,11	137,57	76,14	82,68	50,47
Floresta	258,51	263,02	52,85	55,97	201,24
Savana Parque	110,5	95,87	52,99	73,15	37,37
Reflorestamento	50,96	46,63	27,82	33,72	17,14
Solo Exposto	8,80	51,13	47,37	6,91	1,90
Não classificado	34,78	6,27	2,44	30,95	3,83
Total	895	895	388,8	440,95	463,21

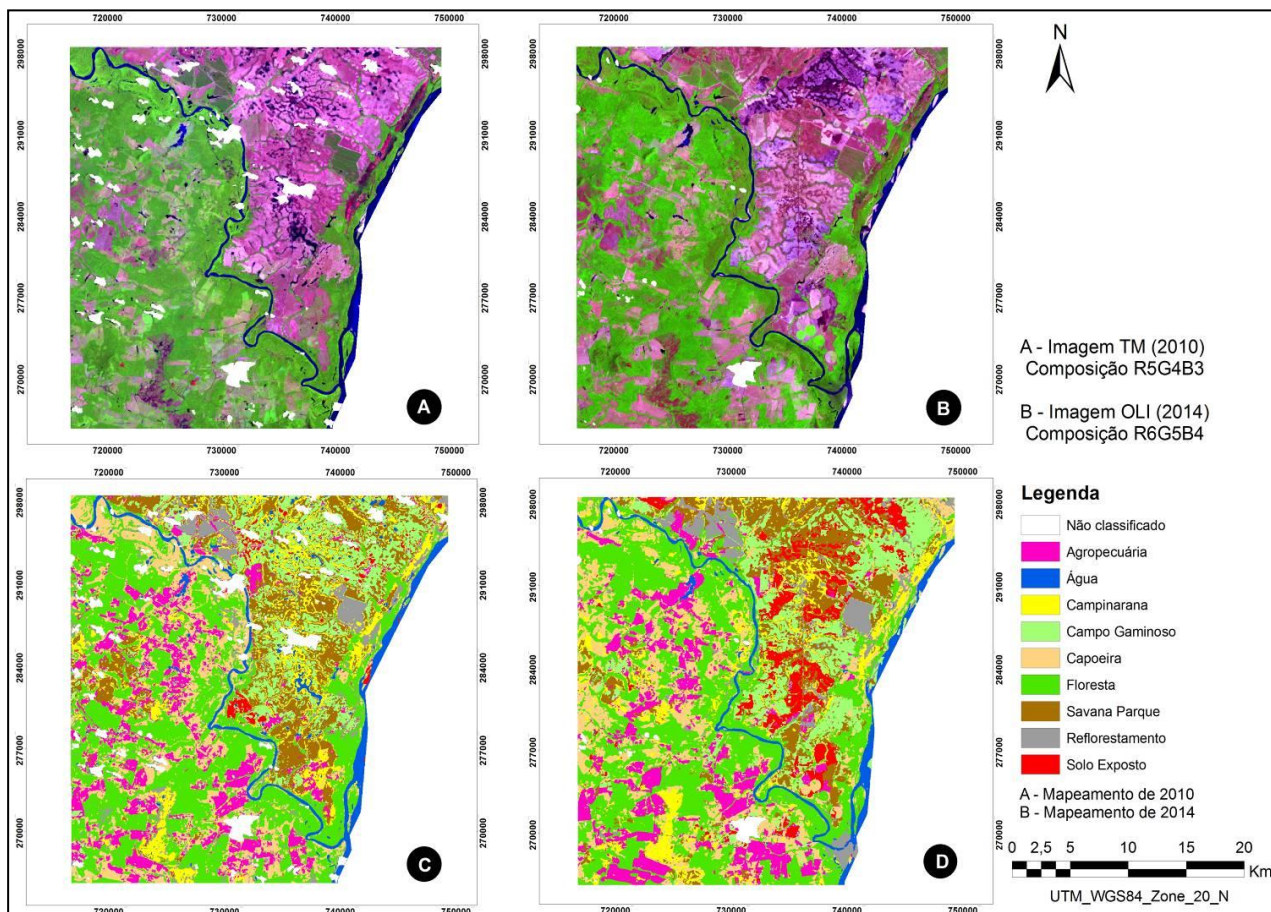


Figura 2. A – imagem TM (2010) na composição colorida R5G4B3; B – imagem OLI (2014) na composição colorida G6G5B4; C – classificação correspondente à imagem TM (2010); D – classificação correspondente à imagem OLI (2014). Espaços em branco são áreas não classificadas devido à ocorrência de nuvens e sombra de nuvens e também da mancha urbana, que não era o foco desse estudo.

Figure 2. A – TM image (2010) in false colour R5G4B3; B- OLI image (2014) in false colour R6G5B4; C – land cover classification corresponding to TM image (2010); D – land cover classification corresponding to OLI image (2014). Blank gaps are non classified areas because of cloud cover and cloud shadows, and the urban patch, which was not the focus of this research.

Devido à ocorrência de nuvens na cena TM (2010), foi aplicada uma máscara sobre as nuvens e sombras das nuvens somando 30,95 km² e sobre a mancha urbana de 2010 foi aplicada uma máscara de 3,83 km². As máscaras foram contabilizadas como “Não classificado”. Na imagem OLI (2014), a máscara aplicada sobre nuvens e respectivas sombras foi de 2,32 km² e 3,95 km² sobre a mancha urbana. Isso influencia na quantificação de perdas e ganhos de área das classes, pois regiões não classificadas em 2010 foram classificadas em 2014 e uma pequena mancha não foi classificada em 2014, pela cobertura de nuvens.

A área total líquida ocupada pela classe Agropecuária se manteve, no entanto, pode-se notar sua dinâmica a partir do ganho de novas áreas e perda para outras classes. A conversão de Agropecuária para Capoeira no período estudado representa 43% da perda de área, sendo um possível indicativo de abandono das pastagens e áreas agrícolas. No entanto, 56% do ganho de área dessa classe aconteceram sobre capoeiras.

A Floresta apresentou ganho líquido de área, especialmente sobre a Capoeira (68%), indicando a possível recomposição desses ecossistemas degradados, porém, houve a conversão de 39 km² (70% da perda) de Floresta para Capoeira. Essa conversão deve estar relacionada à degradação florestal, como algum corte seletivo e/ou efeito de incêndios florestais passados, ao invés do estabelecimento de capoeiras propriamente

ditas. Capoeiras em estágio avançado podem se confundir com florestas perturbadas e o intervalo de tempo analisado não é suficiente para que haja o corte da floresta e a sucessão da capoeira. Dessa forma, as áreas de transição de Floresta para Capoeira podem indicar o início de perturbações antrópicas na vegetação nativa.

As lagoas, brejos e veredas presentes no lavrado têm o nível de água controlado pela sazonalidade, causando o *stress* hídrico nas fisionomias de savana (MENESES *et al.*, 2007). A precipitação acumulada em setembro de 2010 foi de 115,4 mm, enquanto em fevereiro de 2014 foi de apenas 15,2 mm e, dessa forma, é possível explicar a substituição de corpos d'água na classificação recente, principalmente pelas classes savânicas: Savana Parque (24,2%), Campinarana (15,9%) e Campo Graminoso (12,14%).

As fisionomias de savana são as de maior dificuldade de classificação, fato evidenciado pela matriz de confusão e, na época da estiagem, a eficiência na distinção das savanas com o uso de sensoriamento remoto é menor (MESQUITA JR., 1998; STUART *et al.*, 2006), causando confusão entre as classes. Entretanto, a região savânica, formada pelas classes Campinarana, Savana Parque e Campo Graminoso, sofreu maior antropização em relação à região florestal, evidenciando a pressão sobre esses ecossistemas, como evidenciado por Barbosa e Campos (2011). Do ganho total da classe Solo Exposto, 90% foi sobre a região savânica, representando a atividade antrópica de maior impacto nessa área.

CONCLUSÃO

A avaliação da dinâmica de uso da terra é fundamental para reconhecer os processos de antropização sobre a vegetação natural, orientando ações para conservação da biodiversidade e zoneamento agroecológico. Nessa região de transição floresta e savana em Roraima pode-se verificar a preservação de 78% da área florestal, o que evidencia a pequena taxa de desmatamento, em comparação àquelas tidas em estados amazônicos (FEARNSIDE *et al.*, 2013). Projetos de colonização e a ampliação de estradas que ligariam Roraima ao Arco do Desmatamento são uma ameaça para as florestas no sul de Roraima (BARNI, *et al.*, 2012).

Na região savânica, Barbosa e Campos (2011) constataram que o padrão de antropização está relacionado à distribuição das rodovias. A área de estudo, cortada pela BR-174 que liga Mucajaí-Boa Vista, mostra ao longo de sua extensão a maior ocorrência de conversão de savanas para solo exposto, indicando que essas áreas já estão destinadas ao processo agrícola-pecuário-silvicultural produtivo. Apenas 40% da região savânica se manteve inalterada no período estudado, o que mostra o alto grau de pressão antrópica sobre esse ecossistema e destaca a necessidade de criação de Unidades de Conservação nas savanas de Roraima.

Estudos adicionais utilizando diversos sensores, com melhores resoluções radiométricas, a exemplo do OLI, podem resultar em classificações tematicamente mais precisas para um melhor entendimento da dinâmica de uso e cobertura da terra nessa região de tensão entre floresta e savana.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, R.I.; CAMPOS, C. Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas ('*lavrado*') of Roraima using Google Earth web tool. *Journal of Geography and Regional Planning* v. 4, n. 3, pp. 122-136, 2011.

BARBOSA, R.I.; MIRANDA, I.S. 2005. Fitofisionomias e diversidade vegetal das savanas de Roraima. In: BARBOSA, R.I. *et al.* (orgs.), *Savanas de Roraima: Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris*. FEMACT, Boa Vista. p. 61-77.

BARNI, *et al.* Desmatamento no sul do Estado de Roraima: padrões de distribuição em função de Projetos de Assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). *Acta Amazonica*, v. 2, n. 2, PP. 195-204, 2012.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and*

Remote Sensing, v. 65, p. 2 -16, 2010.

CHEN, G. *et al.* Wulder. Object-based change detection, *International Journal of Remote Sensing*, v. 33, n. 14, p. 4434-4457, 2012.

COPPIN, P. *et al.* Review article digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, n. 9, p. 1565-1596, 2004.

EASTMAN, J.R. IDRISI Guide to GIS and Image Processing. Clark University, Worcester, 2009.

FEARNSIDE, *et al.* Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. *Revista Agro@mbiente*, v. 7, n. 1, p. 95-111, 2013.

FREITAS, M.W.D. *et al.* Land-use and land-cover change processes in the Upper Uruguay Basin: linking environmental and socioeconomic variables. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 311-327, 2013.

HUSSAIN, M. *et al.* Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 80, p. 91-106, 2013.

LACRUZ, M.S.P.; SANTOS, J.R. Monitoramento da paisagem de unidades de conservação. In: RUDORFF *et al.* (Org.). O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil. São José dos Campos: Bookimage, 2007, v. 1, p. 171-180. 1ed.

LORENA, R.B. *et al.* Técnica de detecção de mudanças aplicada em imagens de satélite como ferramenta de monitoramento de uso e cobertura na Amazônia ocidental (Acre). *Espaço & Geografia*, v. 7, n. 1, p. 47-76, 2004.

MALDONADO, F.D. *et al.* Change detection technique based on the radiometric rotation controlled by no-change axis, applied on a semi-arid landscape, *International Journal of Remote Sensing*, v. 28, n. 8, pp. 1789-1804, 2007.

MALDONADO, F.D. *et al.* Land use dynamics in the semiarid region of Brazil (Quixabá-PE): characterization by principal components analysis. *International Journal of Remote Sensing*, v. 23, n. 23, p. 5005-5013, 2002.

MÁS, J.F. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v. 20, n. 1, p. 139-152, 1998.

MENESES, M.E.N.S. *et al.* Os lagos do lavrado de Boa Vista - Roraima: fisiografia, físico-química das águas, mineralogia e química dos sedimentos. *Brazilian Journal of Geology*, v. 37, n. 3, 2007.

MESQUITA JUNIOR, H.N. Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga – SP). Dissertação mestrado IBUSP. São Paulo, 1998.

PÉREZ-VEGA, A. *et al.* Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, v.29, pp. 11-23, 2012.

SINGH, A. Digital change detection techniques using remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, v. 10, n. 6, p. 989-1003, 1989.

STUART, N. *et al.* Classifying the Neotropical savannas of Belize using remote sensing and ground Survey *Journal of Biogeography* v. 33, pp. 476-490, 2006.

UGARTE, H.F. *et al.* The monitoring of the Amazon rainforest deforestation on the basis of a radiometric analysis of satellite images. *Sylwan*, v. 152, p. 3-8, 2008.

EFEITOS DA ANISOTROPIA NA IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTA TROPICAL COM IMAGENS HIPERESPECTRAIS

EFFECTS OF ANISOTROPY ON SPECIES DISCRIMINATION IN TROPICAL FOREST USING IMAGING SPECTROSCOPY

Matheus Pinheiro Ferreira¹, Yosio Edemir Shimabukuro¹, Carlos Roberto de Souza Filho²

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, mpf;yosio@dsr.inpe.br

² Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, R. João Pandiá Calógeras, 51, 13.083-870- Campinas, SP, Brasil, beto@ige.unicamp.br

RESUMO

Dados hiperespectrais obtidos por sensores a bordo de aeronaves e satélites tem demonstrado grande potencial para o estudo de florestas tropicais. Em particular, a identificação de espécies arbóreas com imagens de alta resolução espacial e espectral mostrou-se viável e pode contribuir para inventários fitossociológicos a nível local e regional. Neste trabalho, buscou-se avaliar o efeito da anisotropia das copas na identificação de nove espécies em uma floresta neotropical utilizando imagens hiperespectrais aerotransportadas. A distribuição de brilho dos pixels das espécies foi dividida nas classes iluminada e sombreada, por meio de um limiar calculado de forma automática. A performance de métodos paramétricos (Análise Discriminante Linear e Quadrática) e não-paramétricos (*Support Vector Machine* e *k*-vizinhos mais próximos) foi avaliada em termos de exatidão de classificação, tendo como dados de entrada pixels iluminados e sombreados simultânea e separadamente. A distribuição de brilho dos pixels de algumas espécies, principalmente as com copas de grandes dimensões, mostrou claro comportamento bimodal, o que afetou a performance de classificadores paramétricos de forma mais severa. De modo geral, a exatidão de classificação aumentou para todos os métodos testados ao se utilizar somente pixels iluminados. Os resultados apresentados neste trabalho demonstram a importância de se considerar os efeitos da anisotropia das copas na identificação de espécies arbóreas em ambientes tropicais com dados de sensoriamento remoto hiperespectral de alta resolução espacial.

Palavras-chave: Espectroscopia de imageamento, diversidade florística, efeitos de iluminação, mapeamento de espécies.

ABSTRACT

Airborne and spaceborne hyperspectral data provide important information for management and conservation of tropical forests. In particular, species identification using high-fidelity imaging spectroscopy have proven to be feasible and could contribute to floristic assessments at local to regional scales. This study aims to evaluate the effects of crown anisotropy for discrimination of nine species from a Neotropical forest using airborne hyperspectral data. Pixel brightness distribution was divided into sunlit and shaded, by means of an automatic thresholding method. The performance of parametric (linear and quadratic discriminant analysis) and non-parametric (*Support Vector Machine* and *k*-Nearest Neighbor) was evaluated in terms of classification accuracy, with sunlit and shaded pixels classified simultaneous and separately. Pixel brightness distribution of some species, particularly those with large crowns, showed a clear bimodal behavior, which affected the performance of parametric classifiers more severely. In general, classification accuracy increased for all tested methods when using only sunlit pixels. Results presented in this study demonstrate the importance of considering the effects of crown anisotropy on species discrimination in tropical environments using high spatial resolution hyperspectral data.

Keywords: Imaging spectroscopy, floristic diversity, illumination effects, tree species mapping.

INTRODUÇÃO

A potencialidade do sensoriamento remoto para identificação de espécies de plantas foi verificada na década de 1980, quando as primeiras imagens de alta resolução espectral foram adquiridas (GOETZ e VANE,

1985). Desde então, estudos têm sido realizados visando obter informações sobre a possível utilidade de dados de reflectância para discriminação de espécies e fitofisionomias. Em ambientes tropicais, com alta diversidade florística, estudos desta natureza estão restritos à condição de que a variabilidade espectral intraespecífica seja significativamente menor do que a interespecífica. Esta condição foi verificada ao nível foliar (COCHRANE *et al.*, 2000; CASTRO-ESAU *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2013) e, de modo mais restrito, ao nível de dossel (ZHANG *et al.*, 2006). Ao nível foliar, segundo Gates *et al.* (1965), a interação da radiação eletromagnética com o tecido vegetal é controlada basicamente pela concentração de pigmentos, estrutura e quantidade de água. Já ao nível de dossel, um número maior de variáveis se inter-relaciona. Dentre elas, além dos próprios elementos da vegetação (folhas, galhos, cascas, frutos, sementes, etc.), podemos citar as propriedades espectrais do substrato, os parâmetros biofísicos (Índice de Área Foliar (IAF); Distribuição Angular das Folhas (DAF)), fatores de natureza geométrica (ângulos de iluminação e visada) e anisotrópicos (PONZONI *et al.*, 2012).

Particularmente, em imagens de alta resolução espacial, o efeito da anisotropia das copas, afeta seu comportamento espectral, produzindo proporções distintas de pixels sombreados e iluminados. Os pixels iluminados geralmente possuem uma relação sinal/ruído mais alta em imagens hiperespectrais, o que melhora algumas aplicações como, por exemplo, a extração de atributos bioquímicos do dossel (MALENOVSKÝ *et al.*, 2013). No entanto, à identificação de espécies, esta questão foi pouco estudada, principalmente em ambientes tropicais. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da anisotropia das copas na discriminação de nove espécies ao nível de dossel, utilizando imagens hiperespectrais de alta resolução espacial. Para tanto, foi avaliada a performance de métodos paramétricos e não-paramétricos na classificação de espécies, tendo como dados de entrada pixels iluminados e sombreados simultânea e separadamente.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo deste trabalho compreende a Reserva de Santa Genebra (22°48' - 22°50' S, 47°06' - 47°07' W), localizada no município de Campinas/SP (Figura 1). Esta área possui 251,8 hectares (GUARATINI *et al.*, 2008), onde a formação florestal predominante é a floresta estacional semi-decidual (VELOSO *et al.*, 1991). A Reserva de Santa Genebra é um remanescente bem preservado de Floresta Atlântica e abriga alta diversidade de espécies arbóreas.

Imagens hiperespectrais

Foram utilizadas imagens hiperespectrais obtidas pelo sensor ProSpec-TIR-VS de um levantamento aéreo realizado no dia 07/06/2010. Estes dados possuem resolução espacial de 1 metro e 357 bandas espectrais no intervalo de 400 a 2.500 nm. Dez faixas foram necessárias para o imageamento completo da área de estudo. A alta resolução espacial e espectral das imagens permite visualizar com clareza a copa de árvores emergentes, bem como sua resposta espectral (Figura 1).

Primeiramente, foi realizada a correção atmosférica das imagens para converter os dados de radiância aparente em reflectância de superfície por meio do algoritmo *Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH) (ITT Visual Information Solutions, 2009). Em seguida, as imagens foram georreferenciadas utilizando-se o arquivo *Internal Geometry Map* (IGM), gerado durante o levantamento aéreo de cada faixa e, então, mosaicadas, apresentando pouca variação de brilho entre as faixas (Figura 1). Após a eliminação dos canais com baixa relação sinal/ruído, localizados principalmente ao redor das feições da absorção de água atmosférica (1.400 nm e 1.900 nm), a imagem foi composta de 260 bandas espectrais.

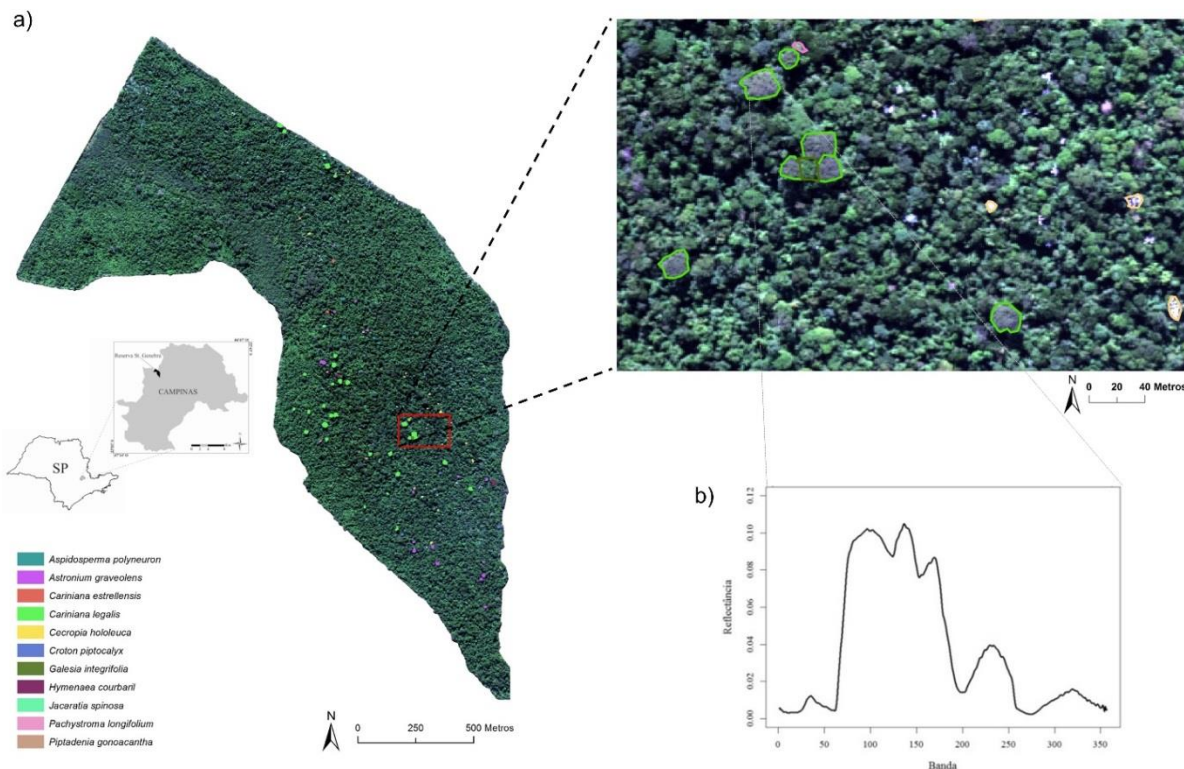


Figura 1. (a) Localização da área de estudo e distribuição espacial das espécies arbóreas identificadas em campo; (b) Resposta espectral média de uma copa de Cariniana legalis, localizada na porção central.

Figure 1. (a) Geographic location of the study area and spatial distribution of tree species identified at the field; (b) Mean spectral response a Cariniana legalis crown, located in the central portion.

Tabela 1. Número de pixels total, iluminados e sombreados por espécie, com destaque para as espécies que possuíram menos de 300 pixels e foram excluídas da análise

Table 1. Total, sunlit and shaded number of pixels per species, boldfaced lines indicate species with less than 300 pixels, which were excluded from the analysis.

Espécie	Nº de pixels	Nº de pixels iluminados	Nº de pixels sombreados
<i>Croton piptocalyx</i>	537	273	264
<i>Cecropia hololeuca</i>	686	443	243
<i>Astronium graveolens</i>	1.837	896	941
<i>Jacaratia spinosa</i>	300	155	145
<i>Hymenaea courbaril</i>	559	311	248
<i>Cariniana legalis</i>	7.805	3.355	4.450
<i>Cariniana estrellensis</i>	278	-	-
<i>Pachystroma longifolium</i>	320	95	225
<i>Galesia integrifolia</i>	405	221	184
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	158	-	-
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	701	412	289

Seleção de amostras de treinamento

Inicialmente, as copas de 100 árvores emergentes foram manualmente delineadas, tendo como base uma composição colorida de cor verdadeira em uma escala fixa de 1:1.500. Em campo, foi possível identificar 92 destas árvores que se distribuíram entre 11 espécies (Figura 1, Tabela 1). Visto que a proporção de pixels entre as espécies foi desigual (Tabela 1), após extrair suas respostas espectrais, foram selecionados

aleatoriamente 300 pixels de cada uma delas. No entanto, apenas 9 espécies possuíam quantidade igual ou superior a esta e, assim, foi construído um conjunto de dados composto por 2.700 pixels. Deste conjunto, foram selecionadas ao acaso um total de 1.000 amostras para compor os grupos de treinamento e teste, que foram utilizados na avaliação da exatidão das classificações. Para separar os pixels em duas classes, ou seja, iluminados e sombreados, utilizou-se um limiar de brilho, escolhido de forma automática pelo método de Otsu (OTSU, 1979). O método de Otsu baseia-se no histograma da classe e busca encontrar um valor que divide a distribuição dos pixels em duas, de maneira a minimizar a variância intraespecífica (i.e. maximizar a variância interespecífica). Visando manter proporções equivalentes entre as classes, foram selecionados ao acaso 90 e 100 pixels, iluminados e sombreados para cada espécie, respectivamente.

Classificações

A classificação de imagens hiperespectrais normalmente requer um procedimento de seleção de bandas, devido à elevada dimensionalidade deste tipo de dado. Os principais objetivos da seleção de atributos é evitar o efeito de Hughes (HUGHES, 1968), ou seja, redução da acurácia com o aumento da dimensionalidade, e diminuir o custo computacional. Neste trabalho, foi utilizado o método de regressão linear múltipla *stepwise* na seleção de bandas para classificação. O método *stepwise* verifica a importância das variáveis (bandas), incluindo ou excluindo-as em um modelo de regressão, com base em uma regra de decisão definida em termos de uma medida de significância estatística, no caso, o *p*-valor. Ao final do processo, são identificadas as bandas que foram incluídas no modelo, sendo estas utilizadas para classificar as espécies. O método *stepwise* foi aplicado separadamente para os três conjuntos de dados, ou seja, todos os pixels (iluminados+sombreados), apenas iluminados ou apenas sombreados.

Buscou-se avaliar a performance de métodos paramétricos e não-paramétricos na classificação das espécies ao nível de dossel, visto que a distribuição dos pixels das classes pode não seguir uma distribuição normal. Os métodos paramétricos utilizados foram: Análise Discriminante Linear (ADL) e Análise Discriminante Quadrática (ADQ). ADL e ADQ foram utilizados com sucesso na discriminação de espécies com dados de reflectância ao nível foliar (CASTRO-ESAU *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2013), mas seu emprego com dados obtidos ao nível de dossel é controverso (ZHANG *et al.*, 2006). A análise discriminante é uma técnica da estatística multivariada que busca obter uma combinação linear de características observadas, ou seja, bandas, que apresente o melhor poder de discriminação entre classes. Esta combinação linear é conhecida como função discriminante e procura maximizar a variância interespecífica e minimizar a variância intraespecífica, assumindo que as classes possuem distribuição normal e compartilham da mesma matriz de covariância (como é o caso da ADL) ou não (como no caso ADQ, em que a covariância é estimada separadamente para cada classe).

Os métodos não-paramétricos empregados foram: *Support Vector Machines* (SVM) e *k*-vizinhos mais próximos (*k*-NN). SVM é uma técnica de aprendizado computacional baseada em *kernels*, que realizam a classificação construindo hiperplanos no espaço multidimensional para separar amostras de diferentes classes (VAPNIK, 1995). Este classificador tem sido utilizado com sucesso na discriminação de espécies arbóreas florestais (DALPONTE *et al.*, 2014; FÉRET e ASNER, 2013). Dentre os vários tipos de *kernels* existentes, este estudo aplicou somente o *kernel* linear, que possibilita apenas o ajuste do parâmetro de penalidade (C), estimado por um procedimento de busca exaustiva. *k*-NN é um classificador baseado em analogia, que procura *k* elementos do conjunto de treinamento que estejam mais próximos do elemento que se pretende classificar, de acordo com a menor distância euclidiana. O número ideal de vizinhos do algoritmo *k*-NN foi escolhido pelo método de validação cruzada *leave-one-out*. Todo processamento dos dados foi realizado em ambiente MatLab®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A distribuição de frequência do brilho dos pixels mostrou um comportamento claramente bimodal para algumas espécies, principalmente as com copas de elevado diâmetro. A Figura 2 apresenta a distribuição de frequência dos pixels, em termos de intensidade, para *Cariniana legalis*. A copa de uma árvore foi inserida

na figura para ilustrar o efeito da anisotropia nos valores de brilho. Esta espécie, conhecida popularmente como Jequitibá-Rosa destaca-se por atingir grandes dimensões. Devido ao tamanho e formato das suas copas, a resposta espectral ao nível de dossel é influenciada pela anisotropia, causada tanto pela própria estrutura da copa, quanto por fatores de natureza geométrica, como os ângulos de iluminação e visada. Isto causa o efeito bimodal apresentado no histograma da Figura 2, produzindo pixels sombreados e iluminados no interior da copa de uma mesma árvore. Por este motivo, assumir que as espécies possuem distribuição normal, como é feito por métodos paramétricos, pode não ser a melhor abordagem de classificação.

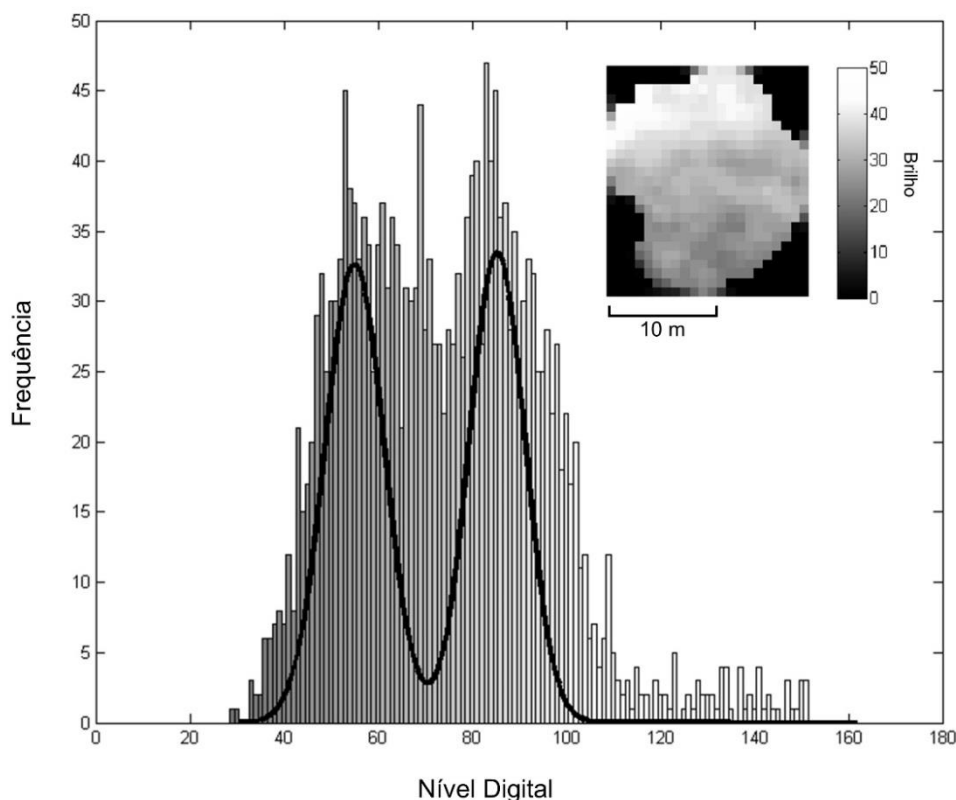


Figura 2. Distribuição de frequência dos valores de brilho dos pixels de *Cariniana legalis*, com a copa de uma árvore para ilustrar o efeito da anisotropia. Uma distribuição normal bimodal foi ajustada ao histograma (curva em preto), para representar pixels sombreados e iluminados.

Figure 2. Frequency distribution of pixel brightness values of *Cariniana legalis* with a tree crown to illustrate the effects of anisotropy. A bimodal normal distribution was fitted to the histogram (black line), in order to represent shaded and sunlit pixels.

Na realidade, após separar a distribuição dos pixels em sombreados e iluminados, observou-se um considerável ganho na exatidão de classificação, principalmente para os métodos paramétricos, como mostra a Tabela 2. Nota-se que LDA e QDA aumentaram sua performance em aproximadamente dez pontos percentuais. Dentre os métodos não-paramétricos, este aumento de performance foi maior para o SVM-linear do que para o k -NN. De modo geral, tanto para métodos paramétricos quanto não-paramétricos, a exatidão foi maior ao se utilizar apenas pixels iluminados. Acredita-se que estes pixels possuam uma relação sinal/ruído alta, o que contribuiu na caracterização da resposta espectral das espécies. A seleção de pixels iluminados provou melhorar algumas aplicações do sensoriamento remoto hiperespectral da vegetação, como, por exemplo, a extração de atributos bioquímicos do dossel (ZARCO-TERJADA *et al.*, 2004; MALENOVSKÝ *et al.*, 2013) e, inclusive, a classificação de espécies em florestas boreais (DALPONTE *et al.*, 2014). Os resultados apresentados neste trabalho, também demonstraram os benefícios da utilização de pixels iluminados na identificação de espécies arbóreas em florestas tropicais.

Tabela 2. Exatidão de classificação das espécies apresentadas na Tabela 1, utilizando classificadores paramétricos e não-paramétricos, bem como pixels iluminados e sombreados simultânea e separadamente.

Table 2. Classification accuracy of the species listed in Table 1, using parametric and non-parametric methods for classification of shaded and sunlit pixels simultaneous and separately.

Exatidão de classificação (%)					
Dados de entrada	Paramétrico		Não-paramétrico		Nº Bandas selecionadas
	LDA	QDA	SVM linear	k-NN	
Todos os pixels	74.3	83.3	82.1	89.8	30
Pixels iluminados	85.9	93	94.7	95	40
Pixels sombreados	82.5	94.1	90.2	91.3	26

CONCLUSÕES

Neste trabalho, foi avaliado o efeito da anisotropia das copas na classificação de espécies arbóreas em floresta tropical utilizando dados de sensoriamento remoto hiperespectral de alta resolução espacial. A performance de métodos paramétricos e não-paramétricos foi avaliada em termos de exatidão de classificação, com a separação dos pixels de cada espécie em duas classes: iluminados e sombreados. A estrutura e dimensão das copas, bem como parâmetros de natureza geométrica (ângulos de iluminação e visada), contribuíram para o comportamento anisotrópico do dossel, principalmente de espécies de grande porte, influenciando sua resposta espectral. Métodos paramétricos (LDA e QDA) mostraram-se mais sensíveis ao caráter bimodal de distribuição dos pixels do que métodos não-paramétricos. Em todos os testes, a utilização de pixels iluminados mostrou-se mais adequada para classificar as espécies.

Os resultados apresentados neste trabalho mostram a importância de se considerar a anisotropia das copas na classificação de espécies arbóreas tropicais com imagens de alta resolução espacial e espectral. Esta questão deve ser mais profundamente estudada, visando o aperfeiçoamento de técnicas de processamento de imagens e a elaboração de metodologias de mapeamento de espécies com dados hiperespectrais. Visto que, em um futuro próximo, a disponibilidade destes dados irá aumentar, tanto pelo surgimento de missões hiperespectrais em nível orbital, quanto pela crescente popularização dos veículos aéreos não tripulados (VANTs) e sensores de alta resolução espectral especialmente projetados para estes veículos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de auxílio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa, através do projeto nº 2013/11.589-5, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro para realização do trabalho de campo e a empresa FotoTerra por gentilmente ceder as imagens hiperespectrais.

REFERÊNCIAS

- CASTRO-ESAU, K.L. *et al.* Variability in leaf optical properties of Mesoamerican trees and the potential for species classification. *American Journal of Botany*, v. 93, n. 4, p. 517-530, 2006.
- COCHRANE, M.A. Using vegetation reflectance variability for species level classification of hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, v. 21, n. 10, p. 2075-2087, 2000.
- DALPONTE, M. *et al.* Tree crown delineation and tree species classification in boreal forests using hyperspectral and ALS data. *Remote sensing of environment*, v. 140, p. 306-317, 2014.
- FÉRET, J.B.; ASNER, G.P. Tree Species Discrimination in Tropical Forests Using Airborne Imaging Spectroscopy. *IEEE Geoscience and Remote Sensing*, v. 51, n. 1, p. 73-84, 2013.

- FERREIRA, M.P. *et al.* Analyzing the spectral variability of tropical tree species using hyperspectral feature selection and leaf optical modeling. *Journal of Applied Remote Sensing*, v. 7, 073502-1-073502-13, 2013.
- GATES, D. M. *et al.* Spectral Properties of Plants. *Applied Optics*, v. 4, n. 1, 1965.
- GOETZ, A.; VANE, G. Imaging spectrometry for earth remote sensing. *Science*, v. 228, n. 4704, p. 1147-1153, 1985.
- GUARATINI, M.T.G. *et al.* Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 31, n. 2, p. 323-337, 2008.
- HUGHES, G.F. On the mean accuracy of statistical pattern recognizers. *IEEE Transactions on Information Theory*, vol. IT-14, n. 1, p. 55-63, 1968.
- ITT Visual Information Solutions, 2009. Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH User's Guide. Version 4.7. *ITT Visual Information Solutions*, Boulder, CO.
- MALENOVSKÝ, Z. *et al.* Retrieval of spruce leaf chlorophyll content from airborne image data using continuum removal and radiative transfer. *Remote Sensing of Environment*, v. 131, p. 85-102, 2013.
- OTSU, N. A threshold selection method from gray-level histograms. *IEEE transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, v. 9, n. 1, p. 62-66, 1979.
- PONZONI, F.J. *et al.* *Sensoriamento remoto da vegetação*, 2012. 160 p.
- VAPNIK, V.N. *The Nature of Statistical Learning Theory*. New York: Springer-Verlag, 1995.
- VELOSO, H.P. *et al.* *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro, 1991.
- ZARCO-TEJADA, P.J. *et al.* Needle chlorophyll content estimation through model inversion using hyperspectral data from boreal conifer forest canopies. *Remote sensing of environment*, v. 89, n. 2, p. 189-199, 2004.
- ZHANG, J. *et al.* Intra and interclass spectral variability of tropical tree species at La Selva, Costa Rica: Implications for species identification using HYDICE imagery. *Remote Sensing of Environment*, v. 105, n. 2, p. 129-141, 2006.

ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE ÀS MARGENS DOS RIOS EM APUÍ-AM

CONSERVATION STATUS OF PERMANENT PRESERVATION AREAS ALONG WATERCOURSES IN THE MUNICIPALITY OF APUÍ, AMAZONAS, BRAZIL

Frederico Octávio Ribeiro Fonseca¹, Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça¹, Philip Martin Fearnside¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Av. André Araújo, 2936, 69.060-075 - Manaus, AM, Brasil, fredbioinf@gmail.com, pmlag@inpa.gov.br, pmfearn@inpa.gov.br

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo analisar o estado de conservação das Áreas de Preservação Permanente (APP) das margens dos cursos d'água em Apuí, Amazonas. Para isso foram utilizadas técnicas de modelagem hidrológica para a extração da malha hidrográfica e o estabelecimento das faixas marginais de proteção em conformidade ao Código Florestal Brasileiro de 2012. Após esse procedimento, foram analisadas as perdas de cobertura florestal até 2012 das APP para cada faixa marginal. O município de Apuí apresentou um total de 1.140,6 km² de APP em áreas marginais de cursos d'água, sendo que a maior extensão está concentrada na faixa marginal de 30 m (73,8%). O Projeto de Assentamento (PA) do Juma foi onde se concentrou a perda de cobertura florestal original até 2012, representando 68,2% do desmatamento em faixas marginais de APP. Portanto, espera-se que as novas regras para recomposição da cobertura vegetal (conhecida como “escadinha”) em APP ripárias devam gerar um passivo ambiental significativo em Apuí. Isto, porque o PA do Juma é composto, em sua maioria, de pequenas propriedades que se beneficiarão do afrouxamento das exigências para a recomposição florestal.

Palavras-chave: Desmatamento, modelagem hidrológica, monitoramento, sensoriamento remoto, Amazônia.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the state of conservation of Areas of Permanent Preservation (APPs) along watercourses in the municipality of Apuí, Amazonas state, Brazil. Hydrological modeling techniques were used to extract the hydrological network and delimit buffers for protection along the banks of watercourses in accord with the current Brazilian Forest Code as revised in 2012. After this procedure, the losses of forest cover by 2012 in the APPs were analyzed for each buffer. The municipality of Apuí had a total of 1140.6 km² of APPs along watercourses, with the largest part of this area (73.8%) in the 30-m buffers that apply to smaller rivers. The Juma Settlement Project was where the loss of original forest cover by 2012 was concentrated, representing 68.2% of the deforestation in APPs along watercourses. It is therefore expected that the new rules for restoration of riparian vegetation cover in APPs (known as the “*escadinha*” [“little staircase”]) should generate a significant area that escapes from any requirement to restore areas that were previously cleared in Apuí, since the Juma Settlement Project consists mostly of small properties that will benefit from reduced requirements for recuperation.

Keywords: Deforestation, hydrologic modeling, monitoring, remote sensing, Amazonia.

INTRODUÇÃO

O desmatamento da floresta amazônica causa efeitos ambientais danosos, tais como a perda de biodiversidade, e alterações no regime de chuva e emissão de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 2008). O Amazonas apesar de ser um dos estados mais conservados da Amazônia Legal, com apenas 2,4% de cobertura florestal removida, atualmente vem sofrendo aumento da pressão antrópica na parte sul do estado por influência da proximidade do Arco do Desmatamento. Apuí encontra-se na terceira posição dentre os municípios do Amazonas com maior contribuição ao desmatamento até 2012, alcançando uma área desmatada de 1852,0 km² (PRODES, 2014).

Áreas de Proteção Permanente (APP) em margens de cursos d'água cumprem importante função ecológica em proteger os leitos dos rios contra a erosão do solo, na regulação dos recursos hídricos e na conservação da fauna e flora destes locais. A aprovação do novo Código Florestal Brasileiro (CFB) de 2012² manteve as mesmas faixas marginais de proteção em relação aos cursos d'água estabelecidos no código anterior de 1965, porém, alterou a referência da cota do nível de água para o estabelecimento das faixas de APP, do nível mais alto para a borda da calha do leito regular. A alteração do CFB traz uma expectativa de um aumento futuro nas taxas de desmatamento na Amazônia em consequência do afrouxamento das leis, “anistiando” proprietários que desmataram até 22 de julho de 2008. Estima-se que a área necessária para recomposição florestal (débito ambiental) em APP de margens de cursos d'água, no estado do Amazonas, seja de 120,7 mil hectares, sendo que as novas regras do CFB reduziram estas APP em 52% em relação ao código anterior (SOARES-FILHO *et al.* 2014, Tabela S3). Apesar do novo CFB reduzir as áreas de APP para recomposição florestal, este pode apresentar avanços na conservação ambiental por meio de mecanismos de compensação ambiental, tal como, a Cota de Reserva Ambiental (CRA). A partir do CRA, alguém com excedente de áreas de vegetação nativa em sua propriedade poderia utilizá-lo para compensar a recomposição florestal de outra propriedade dentro de um mesmo bioma. Uma vez implementado este tipo de mecanismo, poderia ser criado um mercado de comercialização de áreas florestadas, dando valor monetário às florestas em pé (SPAVOREK *et al.* 2010; SOARES-FILHO *et al.* 2014).

Estimativas específicas de áreas de preservação permanente para os municípios do Amazonas, assim como, a respectiva área necessária para recomposição florestal ainda não são conhecidas. Existe uma grande dificuldade em realizar a demarcação das APP atualmente, devido à falta de tecnologia apropriada para esta finalidade acarretando em delimitações muitas vezes não confiáveis (PINTO, 2008). Atualmente, o Governo Federal está fazendo um grande esforço para o cadastramento rural para que seja possível obter uma malha fundiária dos imóveis rurais compatível como as normas estabelecidas do Decreto No. 7.830 (MMA, 2014). De acordo com o Art. 2º (inciso IX) deste decreto, a escala mínima para representação gráfica das propriedades e de suas características naturais e artificiais é de 1:50.000. Escalas cartográficas de 1:50.000 ou maiores são necessárias para monitorar APP com faixa mínima de 30 metros (SOARES-FILHO *et al.*, 2010). Enquanto uma base cartográfica territorial compatível com esses pré-requisitos não está disponível, há a necessidade de desenvolver metodologias que supram essa finalidade, tais como, aquelas baseadas na modelagem hidrológica para determinar a largura dos cursos d'água.

Desta forma o objetivo deste estudo foi analisar o estado de conservação das Áreas de Preservação Permanente (APP) em áreas marginais de cursos d'água no município de Apuí (AM), baseado no cumprimento do Código Florestal Brasileiro (2012), para o ano de 2012, utilizando ferramentas de modelagem hidrológica.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização e localização da área de estudo

A área de estudo compreende o município de Apuí, localizado no sudeste do Estado do Amazonas, situado entre as coordenadas geográficas 06°30' e 08°00' de latitude sul e de 59°00' e 60°30' de longitude oeste.

O clima na região de Apuí é classificado como equatorial com variações de temperatura anual média entre 26 °C a 27 °C, apresentando período chuvoso entre os meses de dezembro a maio e o período seco entre junho a outubro. A precipitação média anual está em torno de 2.000 mm (SDS, 2007). A região do município de Apuí é caracterizada por uma vegetação predominante de floresta ombrófila densa e aberta com algumas formações de campinas sobre solos arenosos. De acordo com os dados do RADAMBRASIL (1978), o solo da região é caracterizado pela predominância de Latossolo Vermelho-Amarelo com pequena porção de Argissolos Bruno acinzentados. O município de Apuí possui como base da produção agrícola o arroz, café, feijão, sendo que a atividade econômica predominante é a pecuária bovina. Estima-se que o rebanho bovino seja composto por 86.000 cabeças de gado e com outras criações como caprinos, suínos, ovinos e aves em menor extensão (IBGE, 2010).

² Novo Código Florestal Brasileiro (Lei No. 12.651, 25.05.2012, modificada pela Lei No. 12.727 e Decreto 7.830, 17.10.2012)

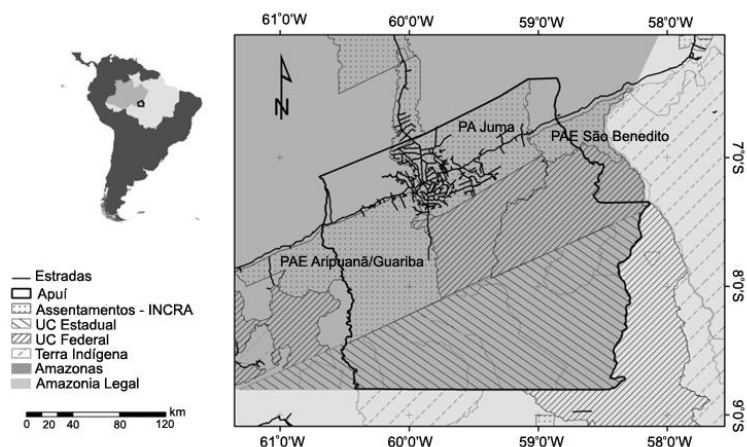


Figura 1. Localização do município de Apuí.
 Figure 1. Location of the municipality of Apuí.

Procedimentos metodológicos

Este estudo foi desenvolvido abordando três etapas. Primeiramente, foram obtidas imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução horizontal de 90m (<http://www.cgiar-csi.org>) as quais foram armazenadas e organizadas em um banco de dados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) no programa QGIS por meio de um mosaico projetado para a projeção cartográfica Universal Transversal Mercator (UTM 21 S), datum WGS 1984. As cenas do SRTM utilizadas foram as S07W059, S07W060, S07W061, S08W059, S08W060, S08W061, S09W059, S09W060, S09W061. Em seguida, o mosaico SRTM para Apuí serviu como dados de entrada para a modelagem Hidrológica utilizando o programa desenvolvido por RENÓ *et al.* (2008), denominado *Height Above the Nearest Drainage* (HAND). Neste estudo o HAND foi utilizado para extrair a rede de drenagem para obter a malha hidrográfica de Apuí. A malha hidrográfica foi sobreposta às imagens de alta resolução para estabelecer as larguras médias dos cursos d'água utilizadas para determinar as faixas marginais de APP, de acordo com o CFB de 2012. Por fim, uma vez, estabelecidas as faixas de proteção, pôde-se então estimar a perda de cobertura florestal. Para isto, foram obtidos dados de desmatamento a partir do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES) para as cenas 229/65, 229/66, 230/64, 230/65 e 230/66 de acordo com a grade Landsat TM, para resolução espacial de 60 m. Esses dados foram armazenados no programa ARCGIS para realizar a análise da perda de cobertura florestal nas APP ripárias.

Delimitação das APP de cursos d'água em Apuí

Inicialmente, antes de realizar a modelagem hidrológica, foram corrigidos os valores espúrios de *pixels* encontrados no SRTM, utilizando a ferramenta de correção presente no HAND (por exemplo, eliminação de valores iguais a -32767) para evitar inconsistências na rede hidrográfica modelada. Contudo, o resultado da modelagem da hidrográfica, é representado em forma de linhas (vetorial), sem apresentar a largura dos cursos d'água, fator este limitante para estabelecer as áreas de APP às margens dos cursos d'água. Outra característica da modelagem hidrológica é que a rede de drenagem apresenta como resultado dos rios modelados a sua divisão por ordens, que, para Apuí, totalizaram oito ordens diferentes.

Com base nas ordens dos rios resultantes da modelagem hidrográfica foi feita a separação dos rios e a sobreposição em imagens de satélite de alta resolução utilizando-se o programa QGIS acoplado a uma ferramenta denominada *Openlayers*, que permite o uso das imagens disponíveis no banco de dados da *Google*. Para estimar a largura média dos rios, foram sorteados 30 pontos diferentes ao longo do curso de cada rio por meio da ferramenta *random points* no QGIS 1.8. A amostragem foi realizada de acordo com um delineamento amostral estratificado considerando-se a densidade de rios em relação às ordens. Nos locais

amostrados, foram feitas seções de 500 ms nos rios de maior ordem e de 50 m nos rios de menor ordem de acordo com o tamanho em extensão destes rios. Em seguida, foi realizada a medição da largura das respectivas seções, estimando-se, posteriormente, a média de largura (Tabela 1). Como resultado da amostragem, foram obtidas as médias de largura dos rios que posteriormente foram utilizadas para a modelagem das larguras dos rios a fim de calcular suas respectivas faixas de distância de APP com base no com base no Código Florestal Brasileiro.

Tabela 1. Largura média estimada dos rios e as faixas de APP de acordo com o Código Florestal Brasileiro.
Table 1. Estimation of mean of river widths and buffer-width APP according to the Brazilian Forest Code.

Ordem	Largura de rios (m)	APP (m)	N SEC	N RIOS	Largura Média (m)	Desv p
1	<10	30	40	10	1,2	2,1
2	<10	30	40	10	3,3	1,9
3	<10	30	40	10	4,9	1,7
4	10 – 50	50	40	10	11,8	2,1
5	10 – 50	50	40	10	21,1	8,9
6	50 a 200	100	359	10	65,9	34,5
7	200 a 600	200	851	8	383,1	152,7
8	>600	500	282	4	920,2	314,9

Desv p (desvio padrão), N SEC (número de seções amostradas), N RIOS (número de rios amostrados). Ordem dos rios classificada de acordo com STRAHLER (1952).

Estimativa de áreas desmatadas em APP em margens de cursos d'água.

Para obter o desmatamento nas áreas de APP, os dados originais do PRODES (60 m) foram reamostrados para uma resolução espacial de 30 m para obtenção do total de desmatamento acumulado até 2012. A perda de cobertura florestal foi associada às faixas de distância para as APP, em conformidade com a largura média estimada dos rios, de acordo com a ordem, baseada nas regras estabelecidas pelo Código Florestal para demarcação dessas áreas, como mencionado no item anterior. Para isso, foi elaborado um procedimento automatizado baseado em operações de álgebra de mapas no dispositivo *model building* do programa ARCGIS para estabelecimento das faixas de APP a partir da malha hidrográfica modelada. Este procedimento realizou o ajuste das larguras dos rios resultante da modelagem hidrográfica feita no HAND. A partir desse ajuste, todo o banco de dados representado somente por linhas passou a ser representado por polígonos, com as áreas dos rios sendo representadas segundo as suas larguras médias. A determinação das larguras dos rios permitiu o estabelecimento de *buffers* para representar as faixas marginais de proteção dos rios conforme os critérios do CFB. Por fim, estes procedimentos permitiram que a hidrografia modelada para a região do município de Apuí e as suas respectivas faixas marginais de proteção permanente fossem sobrepostas aos dados do PRODES. Conseqüentemente, a inclusão da nova rede hidrográfica acarretou uma pequena redução da estimativa de desmatamento em Apuí (cerca de 1%), pois algumas das áreas classificadas pelo PRODES como “desmatamento” coincidem com a rede hidrográfica modelada. O cálculo da perda de cobertura florestal em APP desconsiderou as unidades de conservação e terras indígenas no município de Apuí, uma vez que as APP são restritas às áreas privadas rurais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mapa da hidrografia modelada de Apuí

Uma das dificuldades para o monitoramento do estado de conservação das APP em margens de cursos d'água é ausência de mapas da rede de drenagem com escala cartográfica adequada e a falta de informação da largura dos rios. Neste estudo foi desenvolvida uma malha hidrográfica específica para Apuí a partir de técnicas de modelagem hidrológica. Um dos motivos para isso foi que a malha hidrográfica disponível pelo Sistema de Proteção da Amazônia (SIPAM)³, derivado da Agência Nacional de Águas (ANA), fornece uma representação da rede de drenagem muito heterogênea para Apuí, evidenciando uma diferença abrupta em seu detalhamento. Esta inconsistência na rede de drenagem foi superada com a extração da rede de drenagem

³ <http://www2.sipam.gov.br/geonetwork/srv/br/main.home>

pela modelagem hidrológica. O mapa resultante mostrou-se mais coerente, apresentando uma malha hidrográfica mais homogênea do que aquela presente no banco de dados do SIPAM (Figura 2).

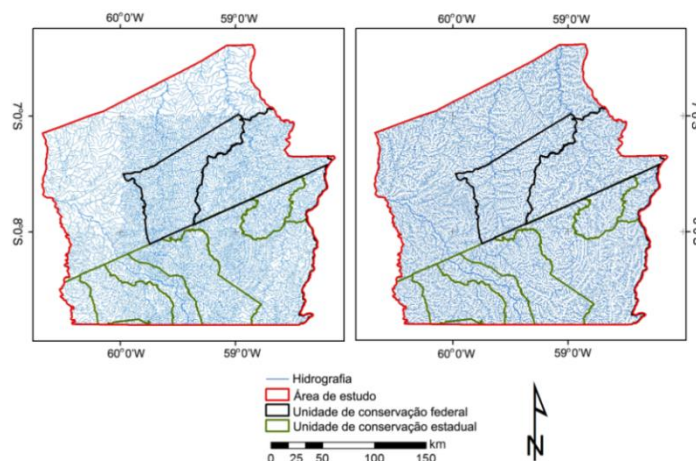


Figura 2. a) Malha hidrográfica de Apuí apresentando inconsistências na base de dados do SIPAM; b) Malha hidrográfica resultante da modelagem hidrológica.

Figure 2. a) Hydrographic network of Apuí showing inconsistencies in the SIPAM database; b) Hydrographical network resulting from hydrological modeling.

Adicionalmente, o método utilizado neste estudo permitiu a representação da estimativa da largura dos rios necessária para estabelecer as faixas de proteção permanente em conformidade ao CBF (Figura 2). No entanto, ainda há a necessidade de uma maior quantidade de coleta de pontos de referência em campo para que se possa avaliar o nível de concordância entre a malha da hidrografia gerada pelo modelo com aquela verificada no local de estudo.

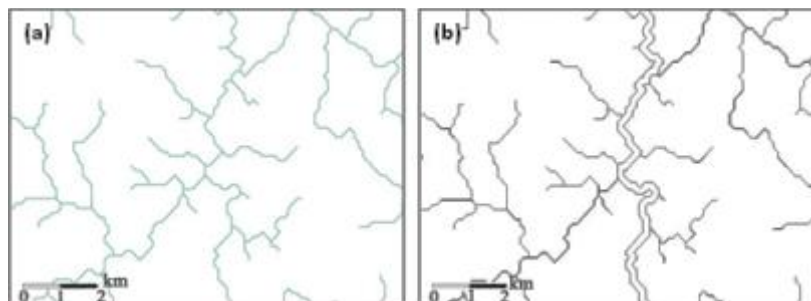


Figura 3. Representação da hidrografia em forma de linhas obtida pelo modelo hidrológico HAND (a) e a representação hidrográfica ajustada para polígonos, resultante do método utilizado para a estimativa de largura médias dos rios (b).

Figure 3. Representation of the hydrography in polyline format obtained from the HAND hydrological model (a) and the hydrographic representation converted to polygons by means of the method used to estimate the mean width of rivers (b).

Perda de cobertura florestal nas áreas de APP em margens dos cursos d'água

O município de Apuí apresentou um total de 1.140,6 km² de APP em áreas marginais de cursos d'água, sendo que a maior extensão está concentrada na faixa marginal de 30 m (73,8%). Esse resultado expressa a densa rede de drenagem nesta região, onde grande parte dos cursos d'água possui largura igual ou inferior a 10 m. A perda de cobertura florestal original em APP em Apuí foi de 9,6%, representando uma área desmatada até 2012 de 10,9 mil hectares. Apesar da maior extensão de APP em faixas marginais de 30 m, percentualmente a faixa que apresentou maior perda de cobertura florestal foi a de 100 m (14,4%), logo seguida pela faixa marginal de 500 m (14,3%) (Tabela 2).

Tabela 2. Perda acumulada de cobertura florestal em APP no município de Apuí em relação às faixas marginais de cursos d'água.

Table 2. Cumulative losses of forest cover in APPs in the municipality of Apuí for marginal buffers of watercourses.

Faixas marginais de APP	Área original (km ²)	Área desmatada (km ²) até 2012	Percentual de perda de cobertura florestal (%)
30 m	841,4	80,7	9,6
50 m	164,2	14,8	9,0
100 m	54,0	7,8	14,4
200 m	43,2	0,34	0,8
500 m	37,8	5,4	14,3
Total	1140,6	109,1	9,6

A perda de cobertura florestal em APP marginais aos rios em Apuí foi concentrada nas áreas de assentamento rural (projetos de assentamento [PA] e projetos de assentamento extrativista [PAE]). No entanto, a maior contribuição foi do PA do Juma que representou 74,6% do total desmatado em APP de 30 m no município, correspondendo a uma área de seis mil hectares. Adicionalmente, apenas o PA do Juma também representou uma perda de 89,7% da cobertura florestal em APP de 100 m. nas PAE de Aripuanã-Guariba e São Benedito às áreas desmatadas em APP nas margens de rios foram pouco expressivas, exceto a faixa marginal de 200 m. Nesta faixa de proteção, a PAE Aripuanã-Guariba representou 92% do desmatamento acumulado até 2012 em Apuí, porém em termos de área totalizou apenas 31 ha (Tabela 3). As áreas de PAE são ocupadas por populações tradicionais que, em sua maioria, habitam as margens dos rios e têm o extrativismo como a principal atividade econômica. Portanto, os PAE apresentam menor impacto na remoção da floresta do que os projetos de assentamento tradicionais, tal como o PA do Juma, fundamentados na atividade pecuária. RORIZ (2013) encontrou no município de Boca do Acre, que também é dominado pela atividade pecuária, 1.883,2 km² de APP em margens de rios, equivalente a 9% do município, e destas APP, 294,4 km² (15,6%) encontravam-se desmatadas em 2012. Em Apuí esse percentual foi menor (9,6%) para o mesmo ano, possivelmente porque o desmatamento acumulado até 2012 em Boca do Acre foi maior, sendo considerado o segundo município do Amazonas que mais desmatou até 2012 (total de 2.076,0 km²).

Tabela 3. Perda acumulada de cobertura florestal até 2012 de APP localizadas em áreas de assentamento em Apuí.

Table 3. Cumulative losses of forest cover by 2012 APP located in settlement areas in Apuí.

Faixas marginais de APP	Área desmatada no PA do Juma (km ²)	Área desmatada no PAE Aripuanã-Guariba (km ²)	Área desmatada no PAE São Benedito (km ²)	Perda de cobertura florestal em relação ao total de APP de Apuí (%)
30 m	60,2	4,0	0,12	79,7
50 m	7,1	1,3	0	56,8
100 m	7,0	0,02	0,14	91,7
200 m	0	0,31	0	91,1
500 m	0	1,1	0	20,3
Total	74,4	6,7	0,3	74,6

O PA do Juma apresentou uma área total de 397,1 km² de APP ripárias (78% em APP de 30 m) e, até 2012, havia 322,7 km² (81,3%) de florestas remanescentes nestas áreas. Uma vez que o PRODES não considera a regeneração vegetal, as áreas desmatadas nestas APP representam a perda da cobertura florestal original, e assim, um passivo ambiental “máximo”, sem considerar a recomposição da vegetação. No entanto, deve-se notar que com o CFB de 2012, a recomposição de APP em margens de rios para desmatamentos anteriores a 2008, segue uma nova regra, apelidada de “escadinha”, que estabelece a recomposição das faixas de proteção de acordo com o tamanho da propriedade, definido por módulos fiscais. Como o PA do Juma, é em sua grande maioria, formada por pequenas propriedades (1 a 4 módulos fiscais), é esperado um passivo ambiental significativo para o município de Apuí, uma vez que as faixas marginais obrigatórias para

recomposição foram reduzidas para propriedades deste tamanho. A faixa de recomposição para rios com larguras inferiores a 30 m alcança, no máximo, 15 m para pequenas propriedades (2 a 4 módulos fiscais). SOARES-FILHO *et al.* (2014) estimaram uma redução de 8 milhões de hectares em APP em margens de rios no Brasil devido a esta nova regra no CFB de 2012. No Amazonas, os mesmos autores, estimaram uma redução de 52% para as APP ripárias (totalizando 120,7 km² de APP em margem de rio pelo CFB 2012).

As áreas restantes fora dos limites de áreas protegidas (unidade de conservação e terras indígenas) e de projetos de assentamento contribuíram com 25,3% para redução da cobertura florestal (área desmatada de 26,7 km²) do total das APP do município de Apuí. É importante ressaltar que, nestas áreas, é possível encontrar propriedades não cadastradas localizadas em terras não destinadas da União, mas que neste estudo foram consideradas no computo das APP, uma vez que não foi possível certificar a condição fundiária destas áreas.

CONCLUSÕES

A modelagem hidrológica mostrou-se uma ferramenta útil para extração da rede hidrográfica e para a estimativa da largura dos rios para o estabelecimento das faixas de APP nas margens dos cursos d'água em consonância com o CFB. Os resultados mostraram que, no município de Apuí, a perda de cobertura florestal acumulada até 2012 se concentrou no Projeto de Assentamento do Juma. As novas regras para recomposição da cobertura vegetal em APP ripárias devem gerar um passivo ambiental significativo em Apuí, uma vez que grande parte do desmatamento nestas áreas se concentra em rios menores do que 30 m e em pequenas propriedades no PA do Juma (1 a 4 módulos fiscais). O desenvolvimento de técnicas de geoprocessamento para a determinação das faixas marginais de APP ripárias, assim como, a utilização de imagens de satélite de alta resolução espacial (<5 m) se tornarão essenciais para o monitoramento ambiental destas áreas.

REFERÊNCIAS

- FEARNSIDE, P.M. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 80, n. 1, pp. 101-114, 2008.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Cidades. Apuí - AM. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 30 jun., 2010.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES). Disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes/>. Acesso em 12 fev., 2014.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA), disponível em <http://www.car.gov.br/#/legislacao>. Acesso em 15 maio, 2014.
- PINTO, B.P. Mapeamento das áreas de preservação permanente de cursos d'água e nascentes por meio de um sistema de informações geográficas (SIG). Monografia (Graduação em Gestão Ambiental) – Escola Agrotécnica Federal Inconfidentes, 2008. p. 55.
- PROJETO RADAMBRASIL. Folha no. SB 20 Purus: geologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Departamento Nacional de Produção Mineral, Rio de Janeiro, Brasil, 1978. 566 p.
- RENÓ, *et al* (2008). HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, pp. 3469-3481, 2008.
- RORIZ, P.A.C. Como o novo código florestal (lei nº 12.651/2012) afeta o desmatamento no município de Boca do Acre - AM. Dissertação (mestrado), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2013. 88 p.
- Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SDS). Unidade de Conservação de Uso Sustentável do Juma – Baixo rio Aripuanã/Amazonas. Governo do Estado do Amazonas, 2007. 66 p.
- SOARES-FILHO, B.S. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.
- SPAVOREK, G. *et al.* The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science and Policy*, v. 16, p. 65-72, 2012.
- STRAHLER, A. N. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, v. 63, p. 923-938, 1952.

ESTOQUE DE CARBONO E NUTRIENTES DAS PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DE OCORRÊNCIA NO ESTADO DO ACRE

CARBON STOCK AND NUTRIENTS OF THE MAIN SOILS CLASS FROM OCCURRING IN THE STATE OF ACRE

Ediu Carlos da Silva Júnior¹, Elaine Lopes², Antônio Willian Flores de Melo³, Neila Cristina de Lima Fernandes⁴

¹ Universidade Federal de Lavras – UFLA, Dr. Álvaro Botelho, Centro, 698, 37200-973
Lavras, MG, ediuCarlos@gmail.com

^{2,3,4} Universidade Federal do Acre – UFAC, BR 364, km 04 - Distrito industrial - 69.920-900 - Rio Branco - AC, Brasil, elainelopesac@hotmail.com, willianflores@gmail.com, neila.fernandes@hotmail.com

RESUMO

O estado do Acre apresenta grande diversidade de solos devido às condições pedoambientais e influência geológica da cordilheira dos Andes. Diante desta grande variabilidade, a maior preocupação está no uso e ocupação dos solos de maneira que possa respeitar as condições e aptidões de uso, e para isso, o presente trabalho baseou-se em levantamentos pedológicos de escala regional, utilizando uma base cartográfica de dados analíticos de perfis de solos existentes na literatura. A partir das informações obtidas nos levantamentos pedológicos foi possível a criação de uma planilha de dados contendo valores sobre os perfis de solos e com esses dados calculado a soma dos valores de estoque de carbono e nutrientes em Mg.ha⁻¹ nas profundidades de 0-30 cm e 0-100 cm. Mediante auxílio de um software SIG (ArcGis 10.0) foi possível espacializar e quantificar o estoque de carbono e nutrientes gerando cartas temáticas com tais informações no estado. A partir da análise dos dados e mapas observamos que o estoque de carbono de todos os grupos de solos estudados variou de 55,55 a 144,27 Mg. ha⁻¹ de C para 0-100 cm. Observando os demais nutrientes verificamos que os maiores valores foram observados na região que abrange os municípios de Tarauacá e Cruzeiro do Sul, estando intimamente relacionado aos sedimentos oriundos do transporte da formação andina.

Palavras-chave: Pedológicas, ambientais, SIG.

ABSTRACT

The state of Acre presents great diversity of soils due to pedologic geological conditions and the influence of the Andes ridge. Given this variability, the biggest trouble is the use and occupation of land so that you can comply with the conditions of use and aptitudes, and for this, the present work was based on pedologic surveys of regional scale, using analytical cartographic database of soils profiles existing in the literature. From the information obtained in soil surveys was possible to create a spreadsheet data containing values on soil profiles and with these data was calculated the sum of the stocks values of carbon and nutrients in Mg ha⁻¹ at depths of 0- 30 cm and 0-100 cm. Through the support of a GIS (ArcGIS 10.0) software was possible spatialize and quantify the carbon stock and nutrients generating thematic maps with such information in the state. From the analysis of data and maps we observed that the carbon stock of all groups of studied soils ranged from 55.55 to 144.27 Mg.C ha⁻¹ for 0-100 cm. Observing the other nutrients, we found the highest values observed in the region covering the municipalities of Tarauacá and Cruzeiro do Sul, and this found is closely related to the transport of sediments originated of Andean formation.

Keywords: Pedologic, environmental, GIS .

INTRODUÇÃO

O Estado do Acre está inserido em uma região do extremo oeste do Brasil, ocupando uma área de 152.581 km², cerca de 3% da Amazônia legal e 1,8% do território nacional (IBGE 2012). Devido às condições ambientais e influência geológica da cordilheira dos Andes, apresenta grande diversidade de solos.

Sombroek (1984) aponta que os solos da bacia Amazônica podem ser divididos em quatro grandes regiões segundo o seu material de origem. A porção leste da bacia é composta por sedimentos caulíníficos do período terciário da Formação Barreiras, originárias principalmente de materiais do complexo cristalino ao norte e sul desta região. Nos extremos norte e sul da região, os solos são mais diversos, apresentando solos como Latossolos, Argissolos, Nitossolos e Litossolos.

Diante da grande variabilidade de solos existentes no Acre, a maior preocupação está no uso e ocupação dos solos, que tem sido feito de modo imprudente e desordenado, desrespeitando as condições ambientais, e que dentre tais podemos citar a prática de preparo de área para plantio utilizada secularmente pelos agricultores familiares da Amazônia e de várias regiões tropicais, conhecida como agricultura itinerante, migratória ou de corte-e-queima, e à queima de pastos com infestação de plantas invasoras (pastos degradados) para a sua renovação (SÁ *et al.*, 2007).

Nesse contexto, podemos estabelecer correlações significativas entre as diferentes classes de solos do Acre e o estoque de carbono e nutrientes destes, e assim determinar as variações previsíveis nas propriedades do solo ao longo de um gradiente pedogenético. De maneira geral, existe uma forte relação entre o grau de intemperismo e as características físicas dos solos. Intensos intemperismo durante milhões de anos, deram origem a solos de terra firme com baixa concentração de nutrientes, e em geral profundos, bem drenados e de boa estrutura (JORDAN, 1986).

Amaral (2007) afirma que atualmente o estado tem enfrentado o grande desafio na busca de alternativas de uso do solo que possibilitem alcançar o desenvolvimento sustentável, consolidando as áreas já desmatadas e valorizando o uso múltiplo da floresta, através do reconhecimento das potencialidades e vulnerabilidades ambientais.

A presença de solos com características pedológicas distintas das encontradas nos demais solos da bacia Amazônica levaram a necessidade de conhecer suas propriedades químicas, físicas e morfológicas para a realização do planejamento de uso e conservação do solo e a utilização adequada dos recursos naturais. Para isso a análise das estimativas de estoque de carbono e nutrientes dos solos do Acre representam informações importantes ao uso adequado do solo nas condições edáficas e climáticas presentes na região.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho baseou-se em levantamentos pedológicos de escala regional, e os estoques de carbono e nutrientes dos solos do Acre foram estimados utilizando uma base cartográfica de dados analíticos de perfis de solos existentes na literatura e classificados conforme Embrapa (2006).

A partir das informações obtidas nos levantamentos pedológicos e Banco de dados de solos foi possível a criação de uma planilha contendo dados descritivos sobre os perfis de solos do estado. Além da organização dos registros em tabelas do programa Microsoft Excel possibilitando a interligação das informações descritivas dos perfis, consultas e classificações com a finalidade de facilitar a obtenção das informações diversas acerca das classes de solos existentes no registro.

O estoque de carbono e nutrientes dos principais solos do Acre foram estimados utilizando uma base cartográfica de solos na escala 1: 3.200.000 (ACRE, 2007) e informações analíticas de 143 perfis de solos (AMARAL, 2003; 2007; AMARAL e ARAÚJO NETO, 1998; AMARAL *et al.*, 2000; ARAÚJO, 2000; 2008; BARDALES, 2005; 2009; BRASIL, 1976; 1977; MELO, 2003; RODRIGUES *et al.*, 2001). Para a confecção dos mapas, foi utilizado o programa ArcGis versão 10.0.

Os estoques de carbono e nutrientes ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) por horizontes (ECh) foram obtidos multiplicando a concentração de C e nutrientes (%), densidade aparente do solo (kg m^{-3}) e espessura h (m) do horizonte [eq. (1)]. Os estoques de carbono (kg m^{-2}) por perfil de solo (ECP) foram calculados para duas profundidades, 0-30 e 0-100 cm. O cálculo consistiu da soma dos estoques dos horizontes contidos nas profundidades

estabelecidas [eq. (2)].

$$EC_h = C \times DA \times h \quad (1)$$

$$EC_p = \sum_{0-100cm}^{0-30cm} EC_h \quad (2)$$

Para os perfis que onde não foi determinada a densidade do solo foram utilizadas equações multilíneas que relacionam teor de argila, carbono e pH com densidade do solo, obtidas a partir de dados de solos representativos da Bacia Amazônica (BERNOUX *et al.*, 1998). Para horizontes com teor de argila menor $\leq 20\%$ foi utilizada a seguinte equação:

$$DS = 0,0181 \times (100 - TA - 5) - 0,08 \times CO, r^2=0,66 \quad (3)$$

Nos demais casos o cálculo foi realizado com as equações para cada grupo de solo com características específicas, conforme equações abaixo:

$$DS = 1,394 - (0,0051 \times TA) - (0,037 \times CO), r^2=0,47 \quad (4)$$

$$DS = 1,58 - (0,0040 \times TA) - (0,050 \times CO) - (0,047 \times PH), r^2=0,51 \quad (5)$$

$$DS = 1,404 - (0,0040 \times TA) - (0,048 \times CO), r^2=0,71 \quad (6)$$

Onde: DS = densidade do solo em peso por volume ($g\ cm^{-3}$); TA = conteúdo de argila (partículas $< 2\ mm$), após dispersão com hexametáfosfato de sódio (% [peso/peso] da fração de solo $< 2\ mm$); CO = carbono orgânico por oxidação dicromática [% (peso/peso) da fração de solo $< 2\ mm$] (WALKLEY e BLACK, 1934); PH = pH em água.

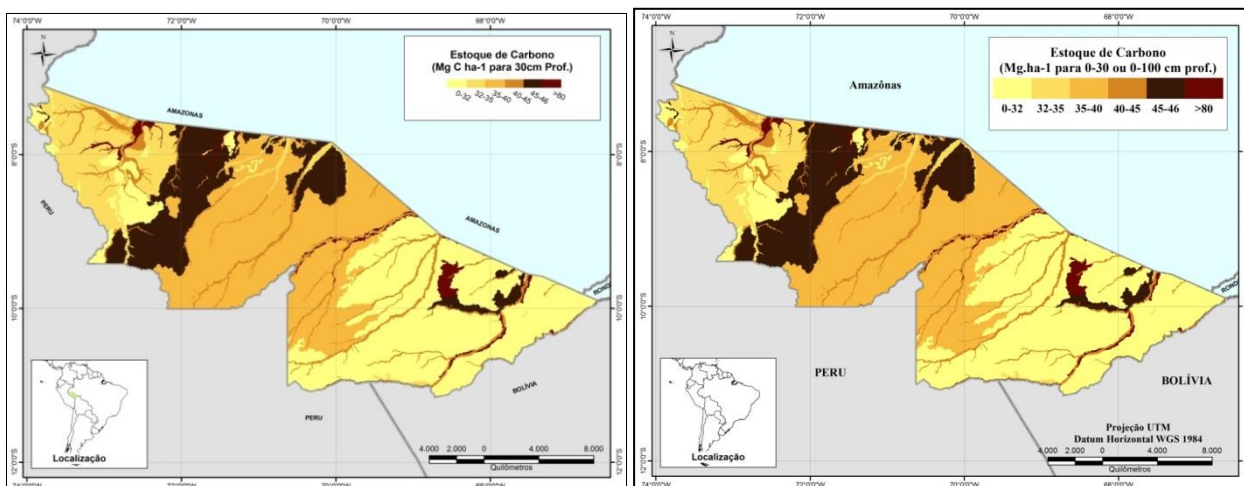
RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estoque de carbono de todos os grupos de solos estudados variou entre 30,62 a 86,19 $Mg\cdot ha^{-1}$ de C para 0-30 cm e de 55,55 a 144,27 $Mg\cdot ha^{-1}$ de C para 0-100 cm conforme a Tabela 1.

A maior média foi observada nos Gleissolos Háplicos Ta Distrófico. Visto que é uma classe de solo que apresenta condições hidromórficas, o que permite uma decomposição e transformação mais lenta da matéria orgânica, a tendência é a acumulação de carbono na superfície, mesmo em um clima bastante favorável como é o do estado do Acre, O ambiente anóxico presente dificulta a ação dos microorganismos aeróbios degradantes da matéria orgânica do solo.

Nos três maiores grupos de solos encontrados no estado do Acre (Luvisolos, Cambissolos e Argissolos) o estoque de carbono variou de 30,62 a 47,51 $Mg\cdot ha^{-1}$ de C para 0-30 cm e 57,60 a 73,73 $Mg\cdot ha^{-1}$ para 0-100 cm.

Com base na média de todos os solos estudados, cerca de 56% do estoque de carbono concentra-se nos primeiros 30 cm (Figuras 1 e 2). E a mesma proporção ocorre nos primeiros 30 cm entre os maiores grupos, em que se inserem os Luvisolos, Cambissolos e Argissolos.



Figuras 1 e 2. Estoque de Carbono para 0-30 cm e 0-100 cm de profundidade nos solos do Acre.
 Figures 1 and 2. Carbon stock for 0-30 cm and 0-100 cm depth in soils of Acre.

Já os cátions básicos do solo (Ca, Mg, K e Na) apresentaram grande variação entre os perfis. Os menores valores de estoque de Ca foram verificados nos Nitossolos, destacando-se os Nitossolos Háplicos Distróficos com médias de 0,26 Mg.ha⁻¹ para 0-30 cm e 0,46 Mg.ha⁻¹ para 0-100 cm (Figura 3). Os maiores valores foram verificados nos Vertissolos Ebânicos sendo 27,08 Mg.ha⁻¹ para 0-30 cm e 66,04 Mg.ha⁻¹ para 0-100 cm.

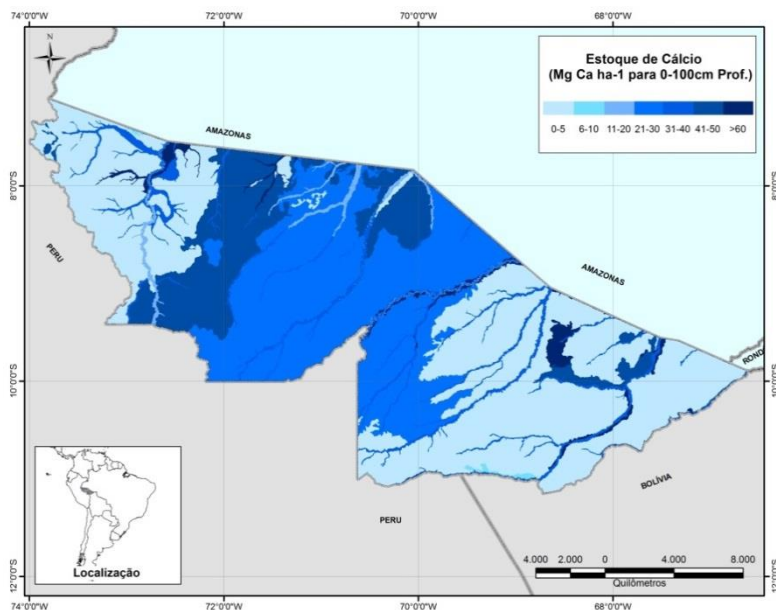


Figura 3. Estoque de cálcio (Ca) para 0-100 cm de profundidade nos solos do Acre.
 Figure 3. Calcium stock (Ca) to 0-100 cm depth in soils of Acre.

Observando o macronutriente Mg, a maior média foi observada nos Luvisolos Crômicos com 8,06 Mg.ha⁻¹ para 0-100 cm (Figura 4).

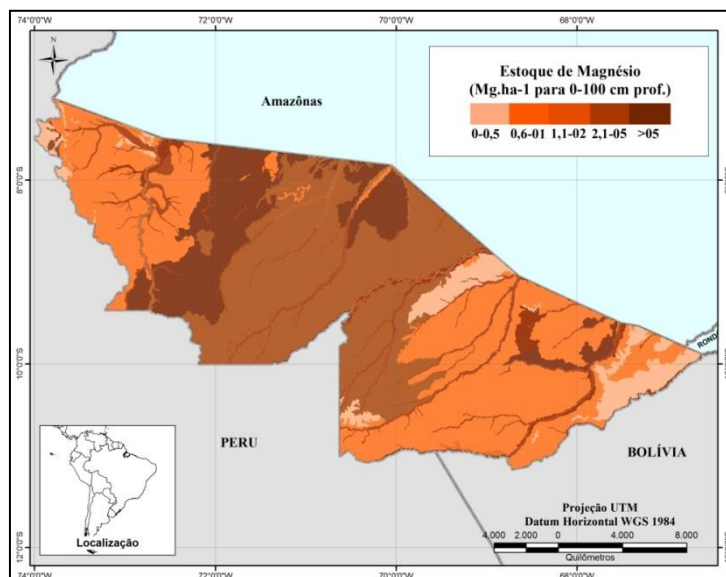


Figura 4. Estoque de Magnésio (Mg) para 0-100 cm de profundidade nos solos do Acre.
Figure 4. Magnesium Stock (Mg) to 0-100 cm depth in soils of Acre.

Para o potássio (K) a maioria das classes apresentaram médias em torno de $0,60 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para 0-100 cm de profundidade, o que mostrou pequena variação dentro da base de dados estudada (Figura 5). Mas houve maior estoque para os Vertissolos Ebânicos com $1,06 \text{ Mg.ha}^{-1}$. A presença dessa classe de solos no Acre caracteriza a predominância de argilominerais 2:1 expansivos ainda em alguns locais, e se tratando de intemperismo, os fatores de formação idealizados por Jenny (1941) (clima, relevo, material de origem, organismos e tempo) de alguma maneira levaram a lenta remoção de bases e sílica, o que ainda deixa icógnitas acerca dos mecanismos e fenômenos pretéritos que levaram a sua formação.

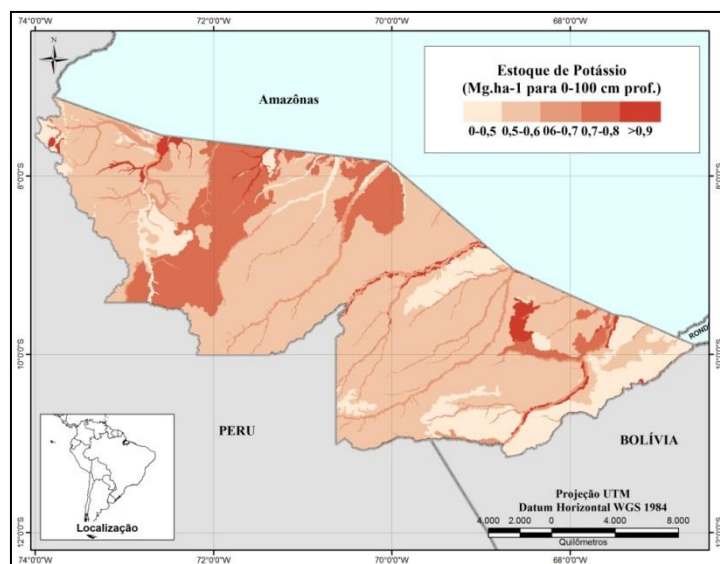


Figura 5. Estoque de Potássio (K) para 0-100 cm de profundidade nos solos do Acre.
Figure 5. Potassium stock (K) for 0-100 cm depth in soils of Acre.

Os valores de alumínio foram maiores nos Gleissolos, sendo que o Gleissolo Háplicos Ta Distrófico apresentou média de $7,11 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para 0-100 cm. De maneira geral apresentaram alta variação entre as camadas de 0-30 e 0-100, sendo que os valores tendem a crescer conforme o aumento da profundidade dentro do perfil (Tabela 1). Os teores de alumínio dos solos do acre são em grande parte elevados, principalmente em solos de floresta nativa.

Tabela 1. Valores médios de estoque de carbono e nutrientes do banco de dados de solos do Acre.
 Table 1. Average values of carbon stock and nutrients from the soil database of Acre.

Clase	Prof.	pH	Complexo Sortivo em Mg.ha ⁻¹								C Mg.ha ⁻¹
			Ca	Mg	K	Na	SB	Al	H	T	
Argissolo Amarelo	0-30	4,34	0,48	0,28	0,24	0,07	1,07	0,62	0,08	1,77	33,8
	0-100		0,66	0,59	0,53	0,22	2,01	3,79	0,15	5,94	62,2
Argissolo Vermelho	0-30	4,63	1,72	0,30	0,12	0,06	2,20	0,54	0,07	2,80	30,62
	0-100		4,26	0,82	0,39	0,15	5,62	2,94	0,18	8,74	60,87
Argissolo Vermelho- Amarelo	0-30	4,96	1,96	0,36	0,26	0,02	2,60	0,33	0,05	2,97	31,71
	0-100		3,42	0,96	0,52	0,08	4,98	2,11	0,12	7,21	57,60
Cambissolo Haplico Ta Distrófico	0-30	4,55	2,17	0,43	0,18	0,04	2,83	0,66	0,11	3,60	30,69
	0-100		6,33	2,06	0,35	0,21	8,94	5,75	0,21	14,89	62,42
Cambissolo Haplico Ta Eutrófico	0-30	5,53	11,29	1,51	0,35	0,06	13,21	0,13	0,07	13,40	39,39
	0-100		40,92	5,66	0,76	0,51	47,85	2,35	0,21	50,42	64,35
Chernossolo Haplico	0-30	5,77	19,97	1,88	0,30	0,08	22,22	0,11	0,12	22,45	54,37
	0-100		63,17	6,00	0,64	0,37	70,18	1,34	0,23	71,75	84,02
Gleissolo Háplico Ta Distrófico	0-30	4,80	7,78	0,73	0,28	0,05	8,84	0,80	0,10	9,74	50,11
	0-100		10,08	1,16	0,61	1,01	12,85	7,11	0,17	20,13	144,27
Gleissolo Háplico Ta Eutrófico	0-30	4,55	21,51	2,18	0,34	0,09	24,12	0,84	0,13	25,10	37,30
	0-100		63,88	6,92	0,72	0,61	72,13	6,16	0,29	78,58	55,55
Latossolo Amarelo Distrófico	0-30	4,55	0,68	0,21	0,17	0,02	1,08	0,76	0,08	1,93	37,74
	0-100		0,73	0,32	0,27	0,06	1,38	2,32	0,14	3,84	67,69
Latossolo Vermelho Distrófico	0-30	4,62	0,81	0,20	0,21	0,03	1,27	0,55	0,04	1,85	31,75
	0-100		1,24	0,41	0,41	0,09	2,15	2,03	0,11	4,29	57,35
Luvisolo Crômico	0-30	5,38	9,90	1,67	0,35	0,06	11,97	0,34	0,10	12,41	42,89
	0-100		40,10	8,06	0,94	0,45	49,54	3,28	0,32	53,15	72,93
Luvisolo Hipocrômico	0-30	5,41	12,10	1,53	0,29	0,07	13,99	0,32	0,11	14,42	47,51
	0-100		42,60	6,13	0,74	0,53	50,00	4,15	0,34	54,49	73,73
Neossolo Flúvico Ta Eutrófico	0-30	5,07	4,02	0,65	0,15	0,04	4,86	0,20	0,07	5,13	34,00
	0-100		13,49	2,27	0,41	0,24	16,41	1,22	0,14	17,77	61,63
Nitossolo Haplico Distrófico	0-30	4,22	0,26	0,09	0,12	0,02	0,48	0,74	0,12	1,34	40,91
	0-100		0,46	0,20	0,20	0,07	0,93	2,52	0,23	3,67	64,52
Nitossolo Vermelho Distrófico	0-30	4,51	0,24	0,07	0,15	0,01	0,40	0,78	0,05	1,23	34,47
	0-100		0,51	0,16	0,31	0,06	0,87	3,46	0,13	4,46	59,09
Plintossolo Argiluvico Ta Distrófico	0-30	5,02	2,64	0,42	0,18	0,03	3,27	1,09	0,00	4,36	31,88
	0-100		6,37	1,47	0,63	0,14	8,61	8,35	0,00	16,96	64,46
Plintossolo Haplico Ta Distrófico	0-30	4,78	3,28	0,46	0,20	0,86	4,13	1,09	0,00	5,21	34,36
	0-100		8,46	1,62	0,62	1,05	10,40	7,06	0,00	17,47	69,33
Vertissolo Ebanico	0-30	7,58	27,08	2,01	0,81	0,08	29,97	0,00	0,15	30,12	86,19
	0-100		66,04	3,73	1,06	0,30	71,12	0,00	0,15	71,27	112,99

Os solos do Acre são jovens em termos pedológicos, evidenciado pela presença de Vertissolos, onde predomina argilominerais filossilicatos 2:1, estes solos de maneira geral, apresentam elevado teor de bases, CTC e uma textura mais argilosa que os demais. Com a predominância da textura argilosa há menor decomposição da matéria orgânica, ou seja, a argila constitui um fator de proteção ao carbono orgânico do solo.

CONCLUSÕES

A partir da análise dos dados e posterior confecção dos mapas verificamos que o estoque de carbono dos solos do Acre está concentrado em cerca de 56% dentro dos primeiros 30 cm de profundidade, sendo que os Gleissolos apresentaram maiores médias, juntamente com os solos de regiões de várzea, e mais próximo aos leitos dos rios.

Observando os demais nutrientes verificamos que os maiores valores foram observados na região que abrange os municípios de Tarauacá e Cruzeiro do Sul. O deve estar intimamente relacionado aos sedimentos oriundos da formação andina, que se acumularam na região em maior volume e que coincide com a presença de solos com menor índice de intemperismo, ou seja, solos mais jovens e de melhores propriedades químicas em geral.

REFERÊNCIAS

- ACRE. *Base de Dados do Zonamento Ecológico e Econômico do Estado do Acre*. Rio Branco: SEMA, 2007.
- AMARAL, E.F.; ARAÚJO NETO, S. E. Levantamento de reconhecimento dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do projeto de assentamento Favo de Mel, Sena Madureira-AC: Documentos. Rio Branco: Embrapa Acre, 1998. 75 p.
- AMARAL, E.F. Ambientes, com ênfase nos solos e indicadores ao uso agroflorestal das bacias dos rios Acre e Iaco, Acre, Brasil. 2003. 178 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.
- AMARAL, E.F. Estratificação de ambientes para gestão ambiental e transferência de conhecimento, no estado do Acre. 2007. 185 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- AMARAL, E.F. *et al.* Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos da região de inserção do Projeto RECA, Estados de Rondônia, Acre e Amazonas: Boletim de Pesquisa. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 39 p.
- ARAÚJO, E.A. Caracterização de solos e modificação provocadas pelo uso agrícola no assentamento Favo de Mel, na região do Purus - Acre. 2000. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.
- ARAÚJO, E.A. Qualidade do solo em ecossistemas de mata nativa e pastagem na região leste do Estado do Acre. 2008. 233 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- BARDALES, N.G. Gênese, morfologia e classificação de solos do baixo vale do rio Iaco, Acre, Brasil. 2005. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- BARDALES, N.G. Estratificação ambiental, classificação, mineralogia e uso do solo da microbacia do igarapé Xiburema, Sena Madureira, Acre. 2009. 228 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- BERNOUX, M. *et al.* Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, v. 62, n. 3, p. 743-749, 1998.
- BRASIL. *Folhas SC. 19 Rio Branco; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*: Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1976. 464 p.
- BRASIL. *Folhas SB/SC. 18 Javari/Contamana; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*: Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1977. 420 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Área territorial oficial. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/areaterritorial/principal.shtm>>. Acesso em: 5 Jun., 2014.
- JENNY, H. *Factors of soil formation*. New York: McGraw-Hill, 1941. 281 p.
- JORDAN, C. F. Soils of the Amazon rainforest. In: PRANCE, G.T.; LOVEJOY, T.E. (Ed.). *Amazonia*. Oxford: Pergamon Press, 1986. p. 83-94.

MELO, A.W.F. Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre. 2003. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

RODRIGUES, T.E. *et al.* *Caracterização e classificação dos solos do campo experimental da Embrapa Acre, Rio Branco, Estado do Acre: Documentos.* Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001.

SÁ, T.D. de A. *et al.* Queimar ou não queimar ? De como produzir na Amazônia sem queimar. *Revista USP*, São Paulo, n. 72, p. 90-97, fev. 2007.

SOMBROEK, W.G. Soils of the Amazon region. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.* Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, c. 20, v. 56, p. 521-535. 1984.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the degtjareff method for determinig soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid trititation method. *Soil Science*, v. 37, p. 29-38, 1934.

ESTUDO DAS ILHAS DE CALOR NO MUNICÍPIO DE PIRATININGA/SP, POR MEIO DE DADOS ORBITAIS

Nathália Maria Salvadeo Fernandes Parizoto¹, Sérgio Campos¹, Mariana de Campos¹, Andréa Cardador Felipe¹, Yara Manfrin Garcia¹, Daniela Polizeli Traficante¹, Aline Kuramoto Gonçalves¹, Aline Minarelli Reche

¹ UNESP, Departamento de Engenharia Rural, Rua José Barbosa de Barros, 1780, Vila dos Lavradores, 18610-307 - Botucatu, São Paulo, Brasil, seca@fca.unesp.br

RESUMO

Com a ocupação massiva da malha urbana e as atividades decorrentes do crescimento desordenado dessas áreas, ocorre uma alteração do clima urbano, tornando-o insalubre. Um dos fatores que contribui para a má qualidade de vida em decorrência deste fato são as ilhas de calor que consiste no acúmulo de calor na superfície e eleva a temperatura nas cidades. A vegetação urbana constituída de arborização urbana, bosques e áreas verdes, têm como função minimizar este efeito. O trabalho tem como objetivo levantar os dados de temperatura de superfície através de imagens de satélite, LANDSAT 5 captada no dia 18/12/2012 dos pontos 75 e 76, órbita 221, banda 6 e levantamento *in loco* com termo-higrômetro, com posse dos dados, cruzar com o levantamento vegetativo realizado e proporcionar uma visão de gestão para melhorar o microclima do município em estudo. O sensoriamento remoto e o sistema de informação geográfica permitem a avaliação de diferentes temperaturas da superfície terrestre. A área reduzida do Município e a baixa resolução do sensor utilizado dificultaram a análise de temperatura da área urbana sendo necessário o uso de outros programas para auxiliar na interpretação de dados. A cobertura de vegetação na área urbana interfere diretamente na diminuição da temperatura melhorando o micro-clima urbano. As diferentes coberturas da superfície analisada também interferem na temperatura aparente. Entre as classes estudadas a classe cultivo de eucalipto e mata nativa apresentaram temperatura aparente amena em torno de 22.0 °C e o solo exposto a maior temperatura aparente entre 37.0 °C. Os setores 4,5 e 7 apresentam uma média de temperatura de 27,0 °C sendo os setores com temperatura mais amena devido a área de cobertura vegetal. A diferença de temperatura nos setores 9, 10, 12 e 13 de 32.0 °C para 27.0 °C é devido a existência de áreas verdes como praças. As altas temperaturas do levantamento em campo com termo-higrômetro na área urbana, em média de 35.0 °C é devido ao clima que seco e a ausência de vento além da rugosidade e edificação da superfície.

Palavras-chave: Ilhas de Calor, Geoprocessamento, Arborização Urbana; Gestão Pública.

ABSTRACT

With the massive occupation of the urban and activities arising from the uncontrolled growth of these areas, a change occurs in the urban climate, making it unhealthy. One factor that contributes to poor quality of life due to this fact are the islands of heat which consists in the accumulation of surface heat and raises the temperature in the cities. The vegetation consists of urban greening, urban forests and green areas, have the function to minimize this effect. The work aims to collect data on surface temperature by satellite images, LANDSAT 5 captured on 18/12/2012 point 75 e 76, orbits 221, band 6 and on-site survey with thermo-hygrometer, with possession of the data, crossing to the survey conducted vegetative and provide a management vision to improve the microclimate of the city under study. The remote sensing and the geographic information system allow the evaluation of different earth surface temperatures. The municipality reduced area and the low resolution detector used makes the temperature analyzes at the urban area more difficult requiring the use of other programs to assist in the data interpretation. The vegetation coverage at urban area directly affects in the temperature decreasing improving the urban micro-climate. The different analyzed surface coverage also affects the apparent temperature. Among the studied ranks, the eucalyptus cultivation and native forest rank show mild apparent temperature around 22.0 °C and the solo exposed to the higher apparent temperature around 37.0 °C. The 4,5 and 7 sectors present a 27,0 °C temperature average, and these are the sectors with the milder temperature due to the vegetation coverage area. The temperatures difference at the 9, 10, 12 and 13 sectors from 32.0 °C to 27.0 °C is due to the existing green areas, such as squares. The site survey high temperatures measured by thermo-hygrometer are around 35.0 °C due to the dry weather and the lack of windy besides the surface rugosity and building.

Keywords: Heat Islands, GIS, Urban Forestry; Public Management.

INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU) hoje a população mundial soma 7,2 bilhões/ano de pessoas, sendo que mais de 50% encontra-se locado em área urbana. As atividades decorrentes do crescimento urbano e industrial descontrolado ocasionam um ambiente insalubre nas cidades, devido às alterações na pureza do ar e climáticas. Assim, os benefícios ambientais da arborização se tornam mais necessários à saúde ambiental do ecossistema urbano, quanto maior o nível de urbanização.

A vegetação nas cidades surge normalmente como jardins e parques, ocupando diferentes áreas com aspectos e função variada. (ALMEIDA, 2006).

A arborização urbana bem com as áreas cobertas por vegetação (floresta urbana) contribui não apenas para a melhoria do Clima, mas também para o controle da poluição atmosférica filtrando partículas, retendo poeira e fumaça e proporcionando conforto acústico em alguns casos (JUNIOR, 2009). No entanto, varias cidades brasileiras não possuem adequado planejamento de arborização urbana, não atingindo assim o seu fundamento. (ALMEIDA, 2009)

Atualmente com o avanço das geotecnologias e dos dados do sensoriamento remoto, como o aumento da resolução de imagens de satélite, obtém-se diversas informações do ambiente terrestre, sendo que uma das informações contidas nas imagens é a temperatura aparente da superfície, através da captação da energia eletromagnética emitida por determinado ambiente ou objeto.

A tecnologia junto com os avanços em geoprocessamento fornece ao poder público novos horizontes de gestão, com a utilização de imagens de satélite e levantamento de campo é possível organizar e distribuir a arborização urbana, áreas verdes e praças de forma a propiciar um ambiente com temperaturas agradáveis, além de outros benefícios que acompanham a linha de benefícios.

Além da rápida obtenção de dados e disponibilidade gratuitas das imagens de satélite, o uso do sensoriamento remoto é crescente devido aos registros históricos disponíveis, oferecendo dados importantes para a análise temporal do desenvolvimento das ilhas de calor.

Os Sistemas de Informação Geográficos (SIG) são ferramentas fundamentais para aplicação das técnicas de processamento digital das imagens, possuem diversos algoritmos e dentre eles um capaz de transformar os dados do infravermelho termal em temperatura aparente da superfície, imprescindíveis para interpretação destes dados.

O objetivo deste trabalho é utilizar o sensoriamento remoto e a imagem de satélite para avaliar a temperatura confrontando a existência de ilhas de calor e arborização urbana, utilizando imagens de satélite e levantamento de arborização urbana realizado anteriormente, a fim de auxiliar na gestão de uso do solo urbano visando a melhoria do micro-clima.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de Piratininga está situado a noroeste do estado de São Paulo, coordenadas geográficas: 22° 24' 00" de altitude S e 49°08'00" de longitude W GR., localizado próximo as rodovias Marechal Rondon (SP 300) e Comandante João Ribeiro de Barros (SP 294). Com território de 392 Km², limita-se com os municípios de Bauru (Norte e Nordeste), de Agudos (Sul e Sudeste), de Duartina (Noroeste), de Cabralia Paulista (Oeste) e de Avaí (Norte e Noroeste).

A classificação climática segundo Koeppen é Aw, mais quentes, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18 °C e o solo Latossolo Vermelho (CEPAGRI, 2013). A temperatura média anual é de 22,2 °C com Max. de 30,6 °C e min. 11,3 °C a precipitação anual é de aproximadamente 1.317,1 mm. (CEPAGRI, 2013)

A densidade demográfica de Piratininga, em 1996, conforme dados do IBGE, era de 25,7 hab/km², cabendo à zona urbana 81,7% do total de habitantes, e apenas 18,3%, para a zona rural, com um crescimento de 7,49% o censo realizado em 2010 apresentou população estimada de 12.072 habitantes, um aumento de 30 hab/km² de densidade. Foram utilizados dados vetoriais da malha urbana e da delimitação de cada bairro do município que foram confeccionados no programa Autocad Map, usando-se como base a banda 6 do infravermelho termal, para obtenção da temperatura de superfície, imagem do Landsat 5, correspondente à órbita 221 ponto 075 e 076, passagem de 18/12/2012.

As fases de pré-processamento, processamento e transformação dos níveis de cinza em temperatura aparente foram executados no programa de Sistema de Informação Geográfica (SIG) Idrisi Selva.

Os dados de arborização urbana e áreas verdes foram adquiridos do mapa do município de Piratininga através da Prefeitura Municipal em levantamento realizado anteriormente. (FERNANDES, *et al.* 2011).

Para a obtenção dos dados da temperatura aparente da superfície é necessário o pré-processamento das imagens. Esta etapa visa melhorar a qualidade dos dados, com o emprego de técnicas como: redução da dimensionalidade realce da imagem e retificação geométrica.

Primeiramente a cena imageada foi reduzida de modo a restringir-se apenas à área de estudo, utilizando-se a ferramenta *reformat menu* (WINDOW) do Idrisi, sendo realçada com o intuito de melhorar a qualidade visual das imagens, isto é, para ampliar o contraste das feições da cena, utilizando-se da ferramenta *image processing* (STRETCH) para todas as bandas.

Para correção dos erros contidos na imagem devido à movimentação do satélite e curvatura da Terra (projeção e sistema de referência) foi executada a retificação geométrica. Neste processo faz-se o registro, através das coordenadas geográficas, dos pontos de controle utilizando uma imagem previamente registrada, onde pontos devidamente identificados (georreferenciados) foram associados aos *pixels* da imagem de interesse.

O algoritmo de transformação do DN para graus Celsius utilizado foi do programa Idrisi 15.0, devidamente validada por Coltri (2006), através das funções *Image processing* (TRANSFORMATION/ THERMAL).

Para encontrar as faixas intermediárias de níveis de cinza de cada imagem, foi feito um histograma da imagem. Para associar o DN ao seu respectivo pixel, as imagens da banda termal foram transformadas para o formato de arquivo ASCII, a fim de relacionar cada pixel com um valor de DN e associá-lo ao grau Celsius definido pelo algoritmo.

Os valores de temperatura das imagens foram submetidos a análise de variância a fim de verificar se os valores encontrados se diferem estatisticamente, caso sejam diferentes serão submetidos ao teste de Tukey, ao nível de 5% para comparação de médias duas a duas.

O mapa de áreas verdes e arborização urbana que foram utilizados estarão no formato Dwg foi aberto no AutoCAD para que haja a correção cartográfica, com referências geográficas e depois exportado para o Idrisi Selva Crack onde foi feita a sobreposição da imagem do mapa com a imagem de satélite com as bandas termais definidas.

O levantamento de temperatura no município utilizando-se o termohigrômetro Smart Sensor® modelo AR 837, realizado dia 21/11/2012 com início as 14h30 e término as 15h32, mostra as temperaturas mínimas e máximas (°C) além da máxima umidade relativa do ar (%) de 25 pontos distintos.

Os pontos foram escolhidos aleatoriamente em vários locais da cidade distantes entre si e atingiu toda a malha urbana.

A área do município foi classificada de acordo com o uso do solo, por meio de imagens de satélite obtidas pelo Google Earth foram: Cultura de Eucalipto, Mata nativa, Área urbana e Solo exposto.

A classe área urbana sofre influência das atividades humanas o que altera o micro-clima, as classes cultura de eucalipto e mata nativa podem apresentar semelhante amplitude térmica, caso estejam no mesmo estágio de desenvolvimento. E a classe solo exposto apresenta a maior elevação térmica devido a área de exposição a radiação solar direta.

A malha urbana do município foi dividida por setores (Figura 1), tendo em vista que os limites de bairros são relativamente pequenos, o que permitiu uní-los formando um único setor (Tabela 1).



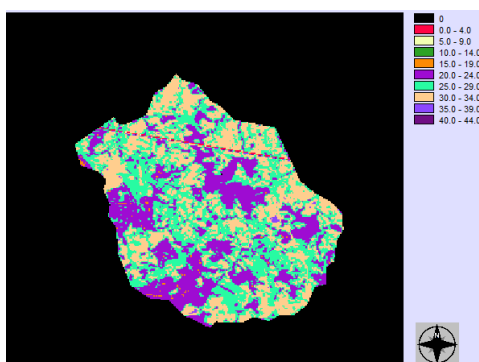
Figura 1. Mapa de setorização do município de Piratininga - SP.
Figure 1. Section map of section of the municipal district of Piratininga - SP.

Tabela 1. Setores do Município de Piratininga - SP.
Table 1. Sections of the Municipal district of Piratininga - SP.

Setor	Bairro
1	Parque Bela Vista
2	Vila Soares
3	Vila Moraes
4	Centro I
5	Jardim Panorama
6	Jardim Santo Antônio
7	Jd. Ferroviário Pta. I, II, III e Centro II
8	Jd. Cel. Antonio da Cunha Castro, Jd Panorama II e Conj. Hab. “Padre Unsué Verde”
9	Centro III
10	Jd. Kirilos, Conj. Hab. “Dr. Antônio Ferreira do Espírito Santo”
11	Conj. Hab. “Luis Faustino de Souza”, Boa Vista I, II, III e IV e Conj. Hab. “Sebastiana Garcia Falqueiro”
12	Coj. Hab. “Amire Maluf” e Jardim Vilane
13	Conj. Hab. “Fernando Motta Mendes” e Jd. Santa Maria

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O algoritmo termal de transformação (Idrisi Selva) e o processamento da imagem permitiu classificar 10 faixas de temperatura aproximadamente 4.0° registrada junção das imagens



que variaram de 0.0 °C a 44.0 °C, sendo as temperaturas de 0.0 °C a devido ao ruído resultante do processo de (Figura 2).

Figura 2. Temperatura aparente da superfície do Município de Piratininga - SP.
 Figure 2. Apparent temperature of the surface of the Municipal district of Piratininga - SP.

O histograma (Figura 3) gerado a partir da imagem do município mostra que as temperaturas de 20.0 °C a 34.0 °C (colunas 5, 6 e 7) foram predominantes em todo o município.

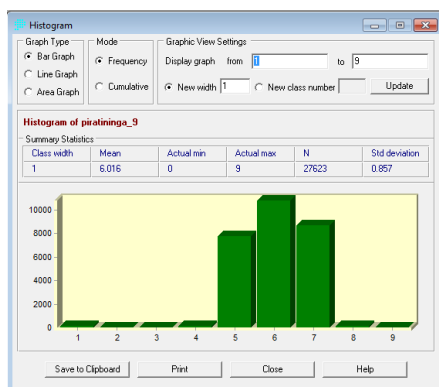


Figura 3. Histograma da temperatura aparente do Município de Piratininga - SP.
 Figure 3. Histogram of the apparent temperature of the Municipal district of Piratininga - SP.

No detalhe, a Figura 4 mostra a faixa de temperatura nos setores anteriormente definidos da área urbana, sobreposta á imagem da área, é possível observas que as temperaturas variam de 20 °C (lilás) a 34 °C (bege).

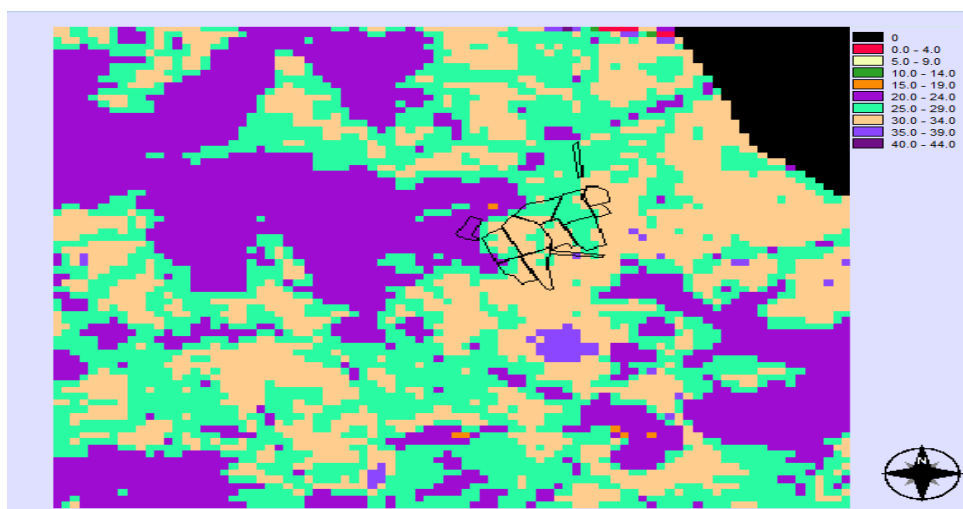


Figura 4. Polígono dos setores da área urbana do Município de Piratininga - SP.
 Figure 4. Sections polygon of the urban area of the Municipal district of Piratininga - SP.

Forma possíveis identificar quatro classes através da imagem do Geo Eye (Figura 5 e Tabela 2).



Figura 5. Classificação de uso do solo utilizando imagem do Geo Eye.

Figure 5. Classification of soil use using image of Geo Eye.

Tabela 2. Coordenadas das classes de solo.

Table 2. Coordinates of the soil classes.

Ponto	Coordenada x	Coordenada y	Classe
1	22°24'50"	49°08'08"	Área urbana
2	22°25'11"	49°08'47"	Cultura de eucalipto
3	22°25'38"	49°09'44"	Mata nativa
4	22°24'55"	49°07'22"	Solo exposto

Devido as diferentes épocas de ocupação do espaço urbano, é possível trabalhar por setores e detectar diferenças de temperatura resultante do tipo de edificação e intensidade de impermeabilização do solo.

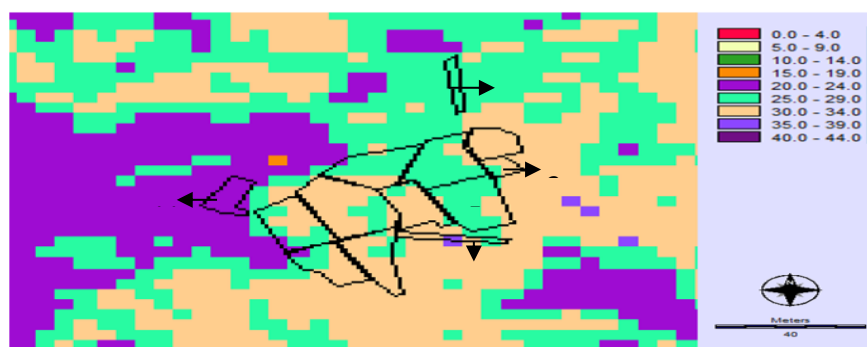


Figura 6. Detalhe da temperatura aparente da área urbana.

Figure 6. Detail of the apparent temperature of the urban area.

Os setores 4, 5 e 7 são mais antigos e apresentam temperaturas em torno de 25.0 °C a 29.0 °C (Figura 6) esse padrão de temperatura é devido a arborização urbana, constituída de espécies arbóreas de grande porte com Índice de Cobertura Vegetal correspondente a metade do tamanho de área impermeável, como indicado na Tabela 3.

Tabela 3. Índice de Cobertura Vegetal (ICV), conforme Fernandes (2011).
 Table 3. Vegetable Covering Index (ICV), according to Fernandes (2011).

Setor	ICV(m ²)	%
4	56.130,769	38,35
5	29.619,031	33,82
7	29.619,031	41,70

O setor 1 também apresenta temperatura variável entre 25.0 °C a 29.0 °C este caso ao contrário dos anteriormente citados é um bairro novo, porém sua área de cobertura vegetal é maior, segundo Fernandes *et al* (2011), pois muitos terrenos ainda não estão edificadas e a população ainda é reduzida.

Analisando os setores 9, 10, 12 e 13 (Figura 7), podemos observar que a predominância é de temperaturas mais elevadas que estão entre 30.0 °C a 34.0 °C. Isso ocorre devido ao grande número populacional da região que é ocupado em sua maior parte por moradia social. Os pontos de temperatura variável entre 25.0 °C a 29.0 °C dos mesmos setores ocorre devido a uma concentração da arborização representada por praças e áreas verdes.



Figura 7. Pontos de levantamento de temperatura em campo.
 Figure 7. Points of temperature rising in field.

A temperatura amena no setor 11 foi devido a proximidade do plantio de eucalipto que ladeia todo o loteamento e por ser um bairro periférico, apresenta uma diferença de temperatura (LOMBARDO, 1985).

Outra análise que pôde ser feita é possível observar que existe uma transição entre as áreas de temperaturas amenas e elevadas como se fosse um cinturão de forma a mesclar as temperaturas.

Os setores 4, 5 e 7 apresentaram uma média de temperatura de 27,0 °C sendo os setores com temperatura mais amena devido a área de cobertura vegetal e a diferença de temperatura dentro nos setores 9, 10, 12 e 13 de 32.0 °C para 27.0 °C é devido a existência de áreas verdes como praças.

O levantamento em campo realizado com pontos aleatórios demonstrados na Figura 7 mostra uma variação de temperatura em torno de 34,4 °C a 36,6 °C, como demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4. Levantamento com termo-higrômetro 21/11/2012.

Table 4. Rising with term-hygrometer 21/11/2012.

Ponto	Coordenada X	Coordenada Y	Temperatura (°C)
1	22°25'02"	49°08'05"	34,4
2	22°25'26"	49°08'04"	35,6
3	22°24'49"	49°08'44"	36,8
4	22°24'43"	49°08'09"	35,8
5	22°24'19"	49°07'51"	35,2
6	22°25'50"	49°08'43"	36,6

Classe eucalipto

A temperatura variável entre 20.0 °C a 24.0 °C, correspondente ao cultivo de eucalipto apresentou uma temperatura amena, devido a utilização da incidência da luz solar pelas folas nos processos biológicos através da fotossíntese (Figura 8).

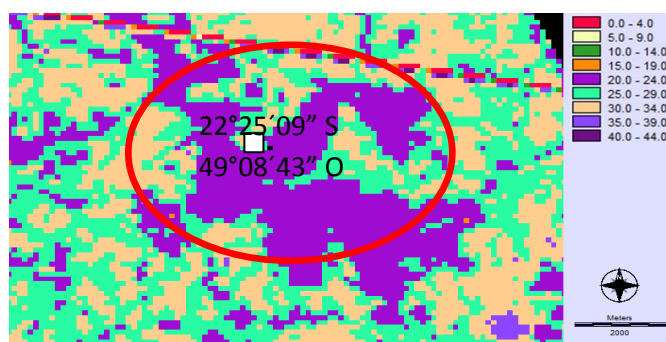


Figura 8. Ponto da classe eucalipto.

Figure 8. Point of the class eucalyptus.

Classe mata nativa

A área de mata nativa representada pela cor lilás, na Figura 9, se mistura com a vegetação de cultivo de eucalipto por estarem próximas e apresentarem a mesma temperatura aparente. Essa igualdade de temperatura se deve a homogeneidade da vegetação que se encontra em estado tardio de regeneração, estando com o desempenho físico-químico em total desempenho há um maior aproveitamento da incidência de radiação solar, bem como na cultura de eucalipto que por possuir plantio uniforme e de mesma idade.

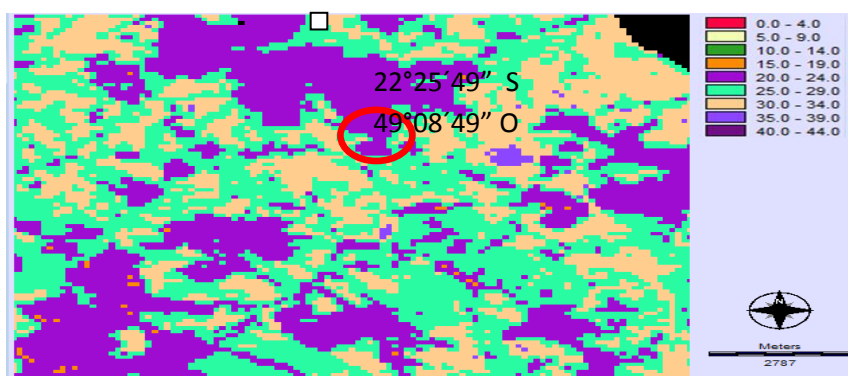


Figura 9. Ponto da classe mata nativa.

Figure 9. Point of the class kills native.

Classe solo exposto

Na Figura 10 podemos observar a mancha azulada que representa o solo exposto, com temperatura variável entre 35.0 °C e 39.0 °C, assim como no trabalho realizado por Mashiki (2012), que encontrou valores bem próximos ao citado numa área de solo exposto no Município de Botucatu.

Entre as classes estudadas a classe cultivo de eucalipto e mata nativa apresentaram temperatura aparente amena em torno de 22.0 °C e o solo exposto onde há maior temperatura aparente este valor apresenta uma média de 37.0 °C.

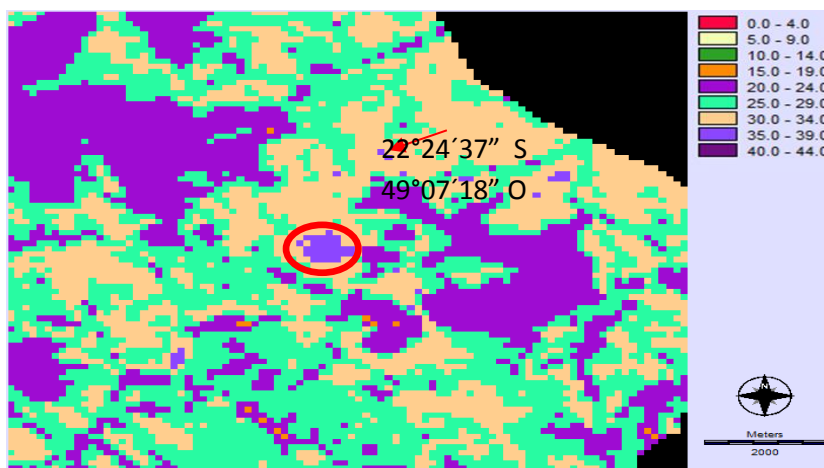


Figura 10. Detalhe da classe solo exposto.

Figure 10. Detail of the class exposed soil.

Essa temperatura elevada é possível devida a falta de cobertura do solo o que proporciona um aquecimento rápido no período de exposição a radiação solar.

CONCLUSÕES

A imagem de satélite e a utilização dos sistemas de informação geográfica mostraram-se como importantes ferramentas em função da facilidade e rapidez para o mapeamento das unidades de paisagem, e, dessa forma, permitiram subsidiar na elaboração de mapas digitais, fornecendo resultados confiáveis num pequeno intervalo de tempo. Os dados obtidos auxiliarão nos futuros planejamentos de recuperação e ordenamento da área, visto que possibilitaram a verificação de que a área da bacia não vem sendo ambientalmente preservada, pois se apresenta coberta com apenas 12,54% de matas, sendo que o mínimo exigido pela legislação do Código Florestal Brasileiro vigente é de 20%. O alto índice de ocupação do solo pela cultura da cana-de-açúcar na microbacia (81%) reflete a predominância da ocupação agrícola na região. A área de preservação permanente possui 248,36ha, dos quais 29,46% estão sendo ocupados inadequadamente por cana-de-açúcar.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. L. B. dos S. de S. S. L.. Árvores e floresta urbana: condições que a cidade oferece. In: O valor das árvores: Arvore e floresta urbana de Lisboa. Tese (Doutorado em arquitetura Paisagista) – Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 2006. p. 5-45.

ALMEIDA, D. N. de. Análise da arborização urbana de cinco cidades da região Norte do Estado de Mato Grosso. 62 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso – Cuiabá – MT. 2009.

CEPAGRI, Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. A CLASSIFICAÇÃO

CLIMÁTICA DE KOEPPEN PARA O ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>, acesso em 13 jun 2013.

FERNANDES, N. M. S.; CAMPOS, S.; MOREIRA K. F.; PISSARRA, T. C. T.; RODRIGUES, F. M.; Análise do índice de cobertura vegetal da área urbana de Piratininga (SP), Revista Ciência Geográfica, Bauru, Vol. XV, Jan/Dez. Pág. 78 – 83, 2011.

JUNIOR, O. P. M. Arborização urbana e Qualidade de vida. 2009. Disponível em: <<http://www.ida.org.br/artigos/37-meioambiente/57-arborizacaourbana?format=pdf>> acesso em 12 abr 2011.

EXTRAÇÃO AUTOMÁTICA DE REDE DE DRENAGEM OBTIDA A PARTIR DE DIFERENTES MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO

AUTOMATIC EXTRACTION OF DRAINAGE NETWORK OBTAINED FROM DIFFERENT DIGITAL ELEVATION MODELS

Arthur Bratti Schmidt¹, João Paulo Czarnecki de Liz², Marcos Benedito Schimalski³, Lorenzo Teixeira de Melo da Silva²

¹Acadêmico do curso de Engenharia Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000, Lages, SC, Brasil, arthurbratti@hotmail.com

²Engenheiro Florestal. M.Sc., Celulose Irani S.A., Rodovia BR 153, Km 47, Vargem Bonita, SC, Brasil, jpcdljoao@gmail.com; lorenzomelo@irani.com.br

³Professor adjunto do departamento de Engenharia Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000, Lages, SC, Brasil, schimalski@uol.com.br

RESUMO

O presente artigo objetivou a comparação entre redes de drenagem extraídas a partir de diferentes Modelos Digitais de Elevação (MDE), sendo os dados obtidos através de levantamento aerofotogramétrico, GDEM e SRTM. As imagens GDEM e SRTM foram interpoladas para as resoluções espaciais de 10 e 30 m respectivamente, pelo método *Spline Regularizado* disponível no pacote de ferramentas do *Software ArcGis10.0*. Foram utilizadas as ferramentas *Fill*, *Flow Direction*, *Flow Accumulation*, *Stream order_Strahler* e *Stream to Feature* para extração automática das redes de drenagem, sendo comparadas com linhas de drenagem extraídas manualmente. Os resultados foram comparados pelo teste de Tukey a 95% de probabilidade de confiança que separou os resultados em dois grupos de médias. O SRTM_90 e SRT_30 são iguais para a variável estudada. O MDE_5, MDE_10, GDEM_30 e GDEM_10 não apresentaram diferença entre si, diferindo apenas em relação aos MDE's SRTM.

Palavras-chave: Interpolação, rede de drenagem, MDE, GIS.

ABSTRACT

The objective of this paper was to compare drainage networks extracted from different digital elevation models (DEM), and the data obtained from aerial photogrammetric, GDEM and SRTM survey. The GDEM and SRTM images were interpolated to the spatial resolutions of 10 and 30 m, respectively, using the *Spline Regularized* method available in the *Spatial Analyst* software package from ArcGis10.0. The *Fill*, *Flow Direction*, *Flow Accumulation*, *Stream* and *Stream to Feature* order_Strahler tools were used for automatic extraction of drainage networks, and compared with manually extracted drainage lines. The results were compared by Tukey test at 95% confidence probability that separated the results into two groups of averages. The SRTM_90 and SRT_30 are equal for the studied variable. The MDE_5, MDE_10, GDEM_30 GDEM_10 and did not differ from each other, differing only in relation to SRTM MDE's.

Keywords: Interpolation, network drainage, DEM, GIS.

INTRODUÇÃO

As redes de drenagem constituem um elemento importante nos estudos de desenvolvimento ambiental, sendo parte integrante dos Sistemas de Informação Geográfica (GIS), no que diz respeito às análises e gerenciamento de recursos naturais, que podem ser realizadas devido a um conjunto de ferramentas desenvolvidas para estes programas que são voltadas a análise de bacias hidrográficas. Com o desenvolvimento dos Modelos Digitais de Elevação (MDE) esta tarefa pôde ser automatizada, através de programas que disponham de métodos para tal operação.

Atualmente, ferramentas de geoprocessamento e Sistemas de Informação Geográfica têm sido empregadas para obter informações como delimitação de bacias hidrográficas, determinação da área de contribuição em pontos de interesse, identificação dos principais cursos d'água, obtenção de características pertinentes a bacia (BURROUGH e MCDONNEL, 1998). O processo automático de extração de redes de drenagem tem sido intensamente estudado nos últimos tempos com a disponibilização de Modelos Digitais de Elevação (MDE) em formato digital (METZ *et al.*, 2011; RAHMAN *et al.*, 2010; JESUS, 2009).

O objetivo deste trabalho foi de avaliar extração automática das linhas de drenagem a partir de um Modelo Digital de Elevação obtido a partir de levantamento aerofotogramétrico, *Global Digital Elevation Model* (GDEM) e *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), como contribuição para a geração e atualização de bases cartográficas.

METODOLOGIA

A área de estudo, que corresponde a 2000 hectares, abrange duas propriedades da Celulose Irani S.A. situadas entre os municípios de Vargem Bonita – SC, Latitude 27° 00' 24'' Sul, Longitude 51° 44' 24'' Oeste e Ponte Serrada – SC, Latitude 26° 52' 18" Sul, Longitude 52° 00' 57" Oeste. Para realização deste estudo, foi utilizado um modelo digital de elevação (MDE) obtido a partir de levantamento aerofotogramétrico de propriedade da empresa. Este MDE foi extraído das curvas de nível com equidistância de 5 m atendendo aos critérios do Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC) classe A. Foram utilizados também, os MDE's GDEM e SRTM, com 30 m e 90 m de resolução espacial respectivamente. Os MDE's GDEM e SRTM foram interpolados para resoluções de 10 m e 30 m respectivamente, já os MDE's do levantamento aerofotogramétrico foram gerados com resoluções espaciais de 5 e 10 m. Estes valores foram utilizados por aumentar em 9 vezes sua resolução espacial após a interpolação. No caso do MDE do levantamento, quadruplicar a resolução. A interpolação teve por objetivo suavizar as linhas de drenagem extraídas. Optou-se pela utilização do modelo matemático de interpolação do tipo *Spline Regularizada*, pois este calcula os valores utilizando uma função matemática que minimiza a curvatura da superfície. Além disso o modelo também suaviza pontos de depressões ou de picos no terreno. O algoritmo *Spline* utiliza a seguinte equação para a interpolação pontos cotados:

$$S(x, y) = T(x, y) + \sum_{j=1}^N \lambda_j R_j$$

Onde: J = 1,2, ..., N; N = número de pontos; λ_j = coeficientes encontrados pela solução de um sistema de equações lineares; R_j = distância do ponto (x, y) ao ponto j-ésimo; R = Coeficiente do Modelo para opção de *Spline regularizada*; T = Coeficiente obtido a partir de derivativa.

Os produtos gerados pela interpolação e os MDE's originários do levantamento foram testados para extração da rede de drenagem. Trabalhou-se com todas as imagens em projeção Cartográfica Universal Transversa de Mercator (UTM), meridiano central 51°W, Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000). A localização da área de estudo pode ser visualizada na Figura 1.

Foi utilizado o *software* ArcGis 10.0, para extração automática das linhas de drenagem. Seguindo a metodologia aplicada por Neto e Becegato (2009), foram utilizadas as ferramentas *Fill* (preencher), *Flow Direction* (direção de fluxo), *Flow Accumulation* (acumulação de fluxo), *Stream Order Strahler* (ordem dos canais) e *Stream to Feature* (conversão *raster-shapefile*), presentes no pacote *Spatial Analyst* do ArcGIS 10.0.

A ferramenta *Fill* remove picos e preenche depressões em pixels de uma imagem. Os picos e depressões podem causar um fluxo descontínuo de uma linha de drenagem ao extraí-la automaticamente. Picos e depressões são muitas vezes os erros relativos à resolução dos dados ou o arredondamento de elevações para o valor inteiro mais próximo.

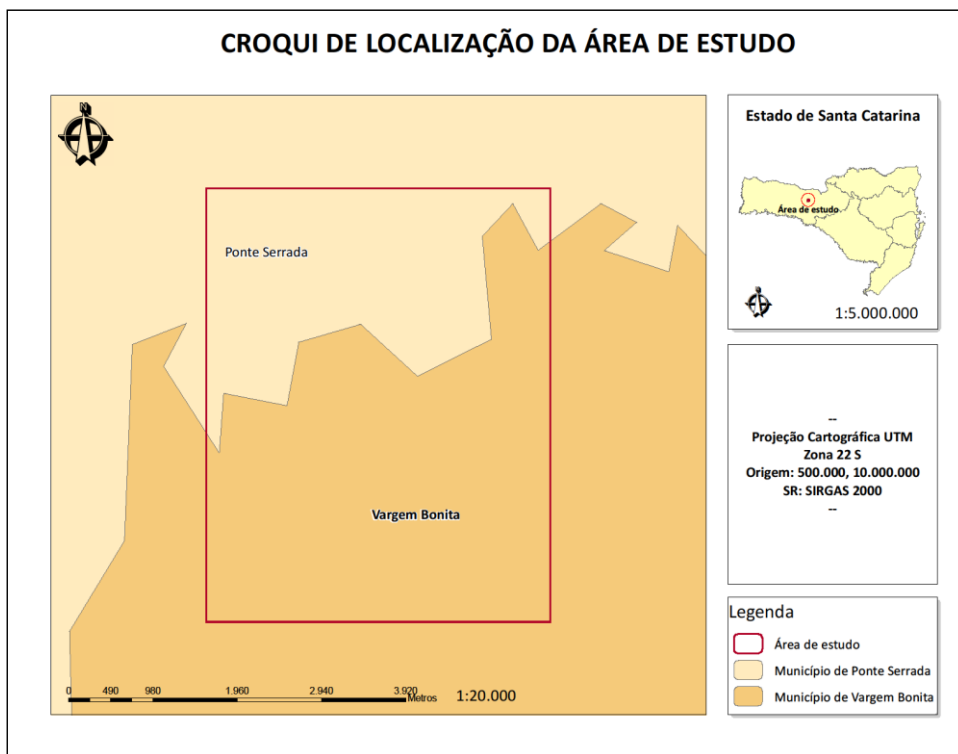


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo.
 Figure 10. Location map of the study area.

A direção de fluxo (*flow direction*) é obtida através de um modelo denominado D8, que trabalha com 8 possíveis direções de fluxo em que a drenagem pode seguir, isso acontece quando uma janela passa de pixel em pixel e determina qual a direção de fluxo a seguir, sempre tendo como referência o pixel central. O fluxo sempre seguirá para a direção da maior declividade, ou seja, do pixel em análise para o que estiver mais baixo dentre os oito vizinhos mais próximos, como é demonstrado na Figura 2.

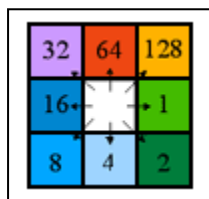


Figura 11. Modelo D8.
 Figure 2. D8 model.

Após isso, é gerada uma grade de direção de fluxo, e a partir dessa grade é gerado o fluxo acumulado, onde obtém-se outra grade em que o valor atribuído a cada pixel é a quantidade de fluxo que converge para ele, originando as linhas de drenagem do terreno. Quanto mais alto o valor do pixel mais pixels estão convergindo fluxo para ele, sendo provável que este pixel faça parte de um canal de drenagem.

Através do fluxo de ordenação (*Stream Order*) é possível atribuir uma ordem numérica de ligações em uma rede de drenagem. Esta ordem é um método para identificar e classificar os tipos de fluxos com base no seu número de afluentes.

O método *Strahler* é o mais comum utilizado em ordenamento de fluxos. Neste método, todas as linhas de fluxo que não recebem contribuições de qualquer outro afluente são designadas como primeira ordem.

A ordem de fluxo aumenta quando fluxos da mesma ordem se cruzam. Portanto, a interseção de duas ligações de primeira ordem irá criar um fluxo de segunda ordem, a interseção de dois fluxos de segunda ordem irá criar um fluxo de terceira ordem, e assim por diante. A interseção de dois elos de diferentes ordens, no entanto, não irá provocar um aumento da ordem. Por exemplo, o cruzamento de uma ligação de primeira ordem e de segunda ordem não irá criar um fluxo de terceira ordem, mas vai manter a ordem da ligação maior ordenada, como pode ser visualizado na Figura 3.

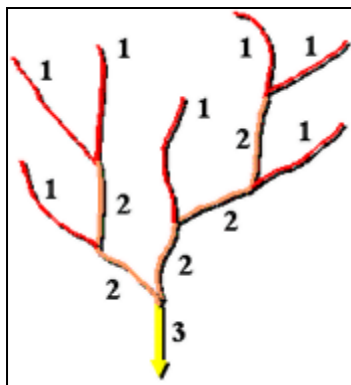


Figura 3. Método Strahler.
Figure 3. Strahler method.

Por fim, a ferramenta *Stream to Feature* é utilizada para converter o RASTER em um arquivo vetorial em formato *shapefile*.

A comparação entre as redes de drenagem obtidas foi realizada considerando seu posicionamento, continuidade e forma dos canais, e quantitativamente através do número de canais extraídos, extensão total e quantidade de ordens de canais obtidas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após realizada a interpolação dos modelos, os mesmos foram identificados como: MDE_5 (modelo digital de elevação obtido por levantamento aerofotogramétrico com resolução de 5 metros), MDE_10 (modelo digital de elevação obtido por levantamento aerofotogramétrico com resolução de 10 metros), GDEM_30 (GDEM com resolução de 30 metros), GDEM_10 (GDEM com resolução de 10 metros), SRTM_90 (SRTM com resolução de 90 metros) e SRTM_30 (SRTM com resolução de 30 metros).

A primeira análise foi realizada visualmente. Efetuou-se a vetorização manual de possíveis linhas de drenagem, sendo esta realizada com base em curvas de nível na escala de 1:10.000 e imagem de alta resolução obtida do levantamento aerofotogramétrico para possíveis comparações. Os dados quantitativos foram determinados através de ferramentas de cálculo do programa ArcGIS, podendo ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 4. Dados obtidos.

Dado	MDE 5	MDE 10	GDEM 30	GDEM 10	SRTM 90	SRTM 30
Nº de linhas	12560	4624	1556	5762	393	1372
Menor comprimento (m)	2,50	5,00	14,66	5,00	43,98	15,00
Maior comprimento (m)	565,00	464,14	481,31	760,00	703,73	690,00
Extensão total (Km)	159,4	91,9	85,1	115,6	55,2	67,8
Média do Comprimento (m)	12,69	19,88	54,70	20,06	140,46	49,43
Desvio Padrão (m)	26,46	27,96	40,75	28,41	81,07	48,72
Nº de ordens	9	8	7	8	5	7

O produto gerado através da extração da rede de drenagem pelo MDE_5, demonstrou um resultado satisfatório em relação ao posicionamento das linhas de drenagem quando comparada com a vetorização manual e também com a imagem. Não apresentou interrupções no fluxo de drenagem e apresentou formas características de afluentes, poucos canais apresentaram forma retilínea. Determinou-se canais de até nona ordem, sendo considerados os canais de quarta ordem em diante, a fim de remover o excesso de informação gerada pela extração, dessa maneira, para todos os produtos obtidos foram desconsideradas as primeiras ordens. A extensão total das linhas foi de 159,4 km e o total de linhas de drenagem extraídas foi de 12560 linhas, sendo esta a extração que apresentou maior número de linhas de drenagem. Na Figura 4, pode-se observar nas linhas em vermelho possíveis canais de drenagem que foram extraídos automaticamente. O modelo em questão é o MDE_5.



Figura 4. Possíveis canais de drenagem.

Figure 4. Possible drainage canals.

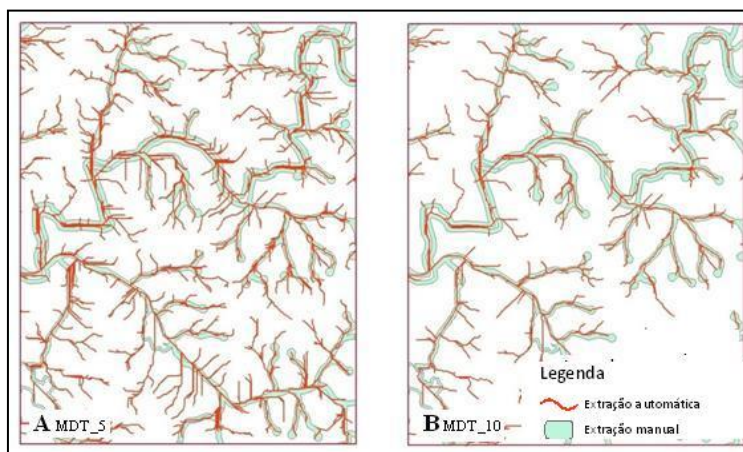


Figura 5. Canais de drenagem obtidos por extração automática do MDE_5 e por vetorização manual (A).

Canais de drenagem obtidos por extração automática do MDE_10 e por vetorização manual (B).

Figure 5. Drainage canals obtained by automatic extraction from MDT_5 and manual vectorization (A).

Drainage canals obtained by automatic extraction from MDT_10 and manual vectorization (B).

Para o MDE_10, oito ordens de canais foram obtidas pela extração automática. Apresentou posicionamento satisfatório dos canais como no MDE_5, não se percebeu nenhuma descontinuidade do fluxo de drenagem e apresentou formas características de linhas de drenagem, em alguns pontos as linhas foram mais retilíneas em relação à vetorização manual e ao MDE_5. A extensão total das linhas foi de 91,9 km, o número de

linhas extraídas foi de 4624, apesar da menor quantidade de linhas extraídas em relação ao MDE_5, apresentou várias possíveis linhas de drenagem que não foram identificadas pela vetorização manual, mesmo fato ocorreu para o MDE_5.

A extração obtida através do GDEM_30 apresentou canais de até sétima ordem, no geral o posicionamento foi considerado bom, porém, em determinadas regiões se percebe que existem deslocamentos em relação às linhas vetorizadas manualmente. Observou-se pouca descontinuidade dos canais. As linhas se mostraram mais retilíneas, o que pode ser explicado pela resolução da imagem, que é de 30 m. A extensão total obtida foi de 85,1 Km, o número total de linhas foi de 1556. Apesar da forma mais retilínea e menor número de linhas, o modelo extraiu várias possíveis linhas de drenagem que não foram identificadas na vetorização manual.

O resultado obtido a partir do GDEM_10, apresentou-se uma boa forma de obter uma melhora na suavidade em relação a forma e quantidade de canais, se tratando ser o produto de uma interpolação do GDEM_30. O posicionamento não diferiu visualmente do resultado obtido pelo GDEM_30, porém apresentou formas mais características de linhas de drenagem, sendo menos retilíneas, aumento no número de linhas (5762 linhas), e também no número de ordem dos canais (8 ordens).

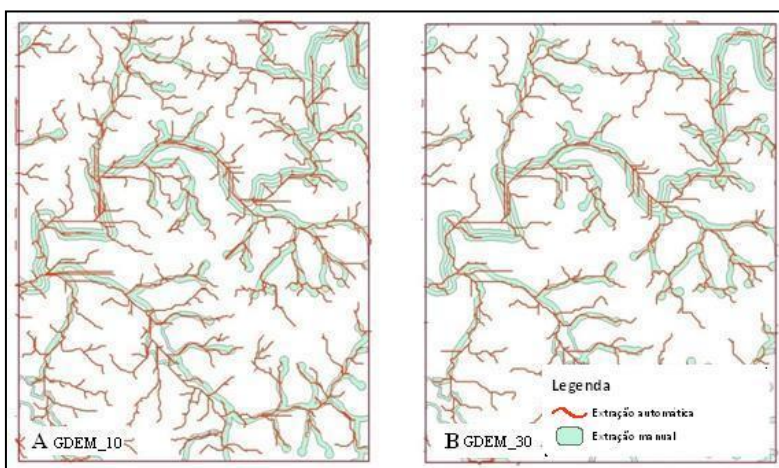


Figura 6. Canais de drenagem obtidos por extração automática do GDEM_10 e por vetorização manual (A). Canais de drenagem obtidos por extração automática do GDEM_30 e por vetorização manual (B).

Figure 6. Drainage canals obtained by automatic extraction from GDEM_10 and manual vectorization (A). Drainage canals obtained by automatic extraction from GDEM_30 and manual vectorization (B).

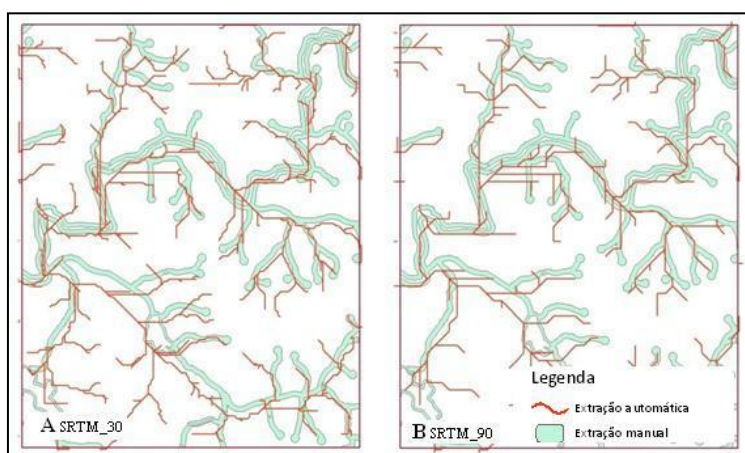


Figura 7. Canais de drenagem obtidos por extração automática do SRTM_30 e por vetorização manual (A). Canais de drenagem obtidos por extração automática do SRTM_90 e por vetorização manual (B).

Figure 7. Drainage canals obtained by automatic extraction from SRTM_30 and manual vectorization (A). Drainage canals obtained by automatic extraction from SRTM_90 and manual vectorization (B).

Os resultados obtidos para o SRTM_90 e SRTM_30, se mostraram inferiores em relação aos demais, com descolamentos do fluxo de drenagem. Apresentou fluxo contínuo das linhas de drenagem, porém, o formato das linhas foi em maioria retilíneo. Tal fato pode ser explicado devido à imagem SRTM ser a que apresenta a resolução espacial mais baixa (90 metros), mesmo com a interpolação, não se percebeu melhoras na extração dos canais.

Foram escolhidos alguns pontos sobre a rede de drenagem extraída manualmente, para que se realizasse a comparação da distância entre as linhas de drenagem extraídas automaticamente e manualmente, como mostra a Tabela 2.

Tabela 5. Comparação das distâncias entre linhas de drenagem extraídas automaticamente e manualmente.

MDE	P1	P2	P3	P4	P5
Distância para linha vetorizada manualmente (m)					
MDE_5	2,7	4,7	0,5	3,7	3,4
MDE_10	4,5	4,9	3,4	4,1	5,2
GDEM_10	5,4	0,4	0,7	4,6	3,9
GDEM_30	6,7	5,6	2,4	6,7	5,9
SRTM_30	15,4	12,5	10,2	8,7	7,8
SRTM_90	17,8	14,2	13,9	13,2	12,3

A menor média das distâncias em relação as linhas extraídas manualmente, foi obtida pelo MDE_5, com distância média de 2,9 m, seguido pelo GDEM_10, com média de 3,6 m, seguido por MDE_10 (4,4 m), GDEM_30 (5,5 m), SRTM_30 (10,9 m) e SRTM_90 (14,3 m).

Tabela 3. ANOVA.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	524,68	5	104,94	28,21	0,00000	2,62
Dentro dos grupos	89,28	24	3,72			
Total	613,95	29				

Tabela 4. Teste Tukey para comparação das distâncias obtidas a partir de diferentes MDE's.

Fator	N	Média	Grupo
SRTM_90	5	14,3	A
SRTM_30	5	10,9	A
GDEM_30	5	5,5	B
MDE_10	5	4,4	B
GDEM_10	5	3,6	B
MDE_5	5	3	B

O teste de Tukey e a ANOVA realizados a 95% probabilidade de confiança indica que existem evidências estatísticas suficientes para afirmar que existem diferenças significativas entre os grupos de MDE's. É possível a partir da análise da Tabela 4 afirmar que os produtos obtidos a partir dos MDE's SRTM são diferentes dos obtidos a partir dos MDE's GDEM e proveniente do levantamento. Sugere-se por tanto, na ausência de um MDE proveniente de recobrimento aéreo o uso do GDEM interpolado a 10 m de resolução espacial.

CONCLUSÕES

O trabalho revelou que estatisticamente os produtos gerados a partir dos MDE's GDEM e provenientes do levantamento aerofotogramétrico são iguais considerando a área de estudo. Estes diferem dos MDE's SRTM_30 e SRTM_90 que são iguais entre si.

REFERÊNCIAS

- BURROUGH, P.A.; MCDONNEL, R.A. Principles of Geographical Information Systems: Spatial Information Systems and Geostatistics. *Oxford University Press*. Oxford, 333 p. 1998.
- FRANKE, R. Smooth Interpolation of Scattered Data by Local Thin Plate Splines. *Computer and Mathematics with Applications*. v. 8. n. 4. p. 273-281, 1982.
- JESUS, N. Avaliação do modelo digital de elevação ASTER para análise morfométrica de bacias hidrográficas. Tese de Doutorado (Ciências, Análise Ambiental e Dinâmica Territorial) - *Instituto de Geociências (UNICAMP)*. 175 p, Campinas, 2009.
- METZ, M. *et al.* Efficient extraction of drainage networks from massive, radar-based elevation models with least cost path search. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 15, p. 667-678, 2011.
- NETO, S.L.R. *et al.* Extração automática de redes de drenagem de ambientes urbanos. IN: 19 SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA - CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2009, Lages. *Resumos do XIX Seminário de Iniciação Científica*. Lages : UDESC, 2009. v. 1. p. 132-132.
- RAHMAN, M.M. *et al.* Limitation of 90 m SRTM DEM in drainage network delineation using D8 method a case study in flat terrain of Bangladesh. *Applied Geomatics*. v. 2, n. 2, p. 49-58, 2010.

EXTRAÇÃO DE ÁRVORES ISOLADAS E VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS UTILIZANDO DADOS ALS EM ÁREAS NATURAIS

EXTRACTION OF INDIVIDUAL TREES AND DENDROMETRIC VARIABLES USING ALS DATA IN NATURAL AREAS

João Paulo Pereira¹, Marcos Benedito Schimalski¹, André Felipe Hess¹, Eduardo Kenji Araki¹, Arthur Bratti Schmidt¹

¹Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, Av. Luiz de Camões, 2090, 88.520-000, Lages, SC, Brasil, joaopaulopereira@florestal.eng.br; marcos.schimalski@udesc.br; hessandre@yahoo.com.br; ekenji86@gmail.com; arthurbratti@hotmail.com

RESUMO

LiDAR (*Light Detection and Ranging*) ou LASER *scanning* é uma tecnologia emergente na área de Sensoriamento Remoto, apresentando aplicabilidade na área florestal para os mais diversos fins, como modelagem de árvores individuais. O presente trabalho teve o objetivo de segmentar árvores individuais de *Araucaria angustifolia* para a obtenção de variáveis dendrométricas em área nativa do sul do Brasil utilizando uma nuvem de pontos LiDAR ALS (*Airborne LASER Scanning*). A área de estudo localiza-se no município de Paineira, Santa Catarina, próximo ao rio Lavaredo. Para a segmentação das árvores individuais foi utilizada uma metodologia semelhante a regiões de crescimento, que aplica polígonos de Thiessen para delinear as copas das árvores de *A. angustifolia*. As variáveis dendrométricas foram obtidas através do ajuste de equações por regressão linear simples (DAP) e extração direta da nuvem de pontos LiDAR (altura total). A segmentação das árvores apresentou uma porcentagem de acerto de 91,7% indicando a eficácia do método. Na obtenção das variáveis dendrométricas, utilizando a equação ajustada, foi possível estimar o DAP com um erro de 31mm. Já para a altura total foi encontrado um erro de 55cm na obtenção direta da variável na nuvem de pontos LiDAR. Foi possível concluir que dados derivado de varredura obtida por LiDAR ALS apresenta grande potencial na aquisição de variáveis dendrométricas e delimitação de árvores isoladas com alta precisão.

Palavras-chave: LiDAR, manejo florestal, variáveis dendrométricas, regiões de crescimento, polígonos de Thiessen.

ABSTRACT

LiDAR (*Light Detection and Ranging*) or LASER *scanning* is an emerging technology in the field of Remote Sensing, with applicability in forest area for different purposes, such as modeling of individual trees. The present work aimed to isolate individual trees of *Araucaria angustifolia* to obtain dendrometric variables in a native area in southern Brazil using a LiDAR ALS point cloud (*Airborne LASER Scanning*). The study area is located in the city of Paineira, Santa Catarina. For the segmentation of individual trees, a similar methodology to the growth regions was used, applying Thiessen polygons to delineate the treetops of *A. angustifolia* trees. The dendrometric variables were obtained by adjusting equations by simple linear regression (DAP) and direct extraction of the LiDAR point cloud (total height). Segmentation of trees presented a hit percentage of 91.7% indicating the effectiveness of the method. In obtaining dendrometric variables, using the adjusted equation, it was possible to estimate the DAP with an error of 3.1mm. As for the total height, an error of 55cm was found in the direct acquisition of variable from the LiDAR point cloud. It was concluded that data derived from LiDAR ALS has great potential in acquiring dendrometric variables and delineation of single trees with high accuracy.

Keywords: LiDAR, forest management, dendrometric variables, region growing, Thiessen polygons.

INTRODUÇÃO

O Sensoriamento Remoto apresenta técnicas que podem ser amplamente aplicadas na área florestal. A criação de novas ferramentas são necessárias com o objetivo de atender a demanda de tecnologia à ser

aplicada em florestas naturais e plantadas. Uma das tecnologias que tem se mostrado de grande utilidade é o LiDAR. Também conhecido como ALS (*Airborne Laser Scanning*), este sistema é constituído por 4 componentes, sendo eles uma unidade de emissora-receptora de pulsos LASER, um sistema de posicionamento global (DGPS), uma unidade de medição inercial e um computador para gerenciar e controlar o sistema (REUTEBUCH *et al.* 2005). Este sistema embarcado em uma plataforma móvel (avião ou helicóptero) emite pulsos de alta frequência na faixa do infravermelho próximo sobre a superfície, mapeando a área de interesse. O tempo de viagem do pulso LASER até o objeto e de volta a plataforma é registrado, que juntamente com os demais componentes do sistema, permite a aquisição de uma nuvem de pontos tridimensionalmente referenciada. O ALS possui ampla aplicação nas mais diversas áreas como planejamento costeiro, avaliação de risco de inundações, telecomunicações e redes de transmissão de energia, florestas, agricultura, petróleo, transportes, planejamento urbano, mineração, mapeamento topográfico, prevenção de acidentes, uso militar, aplicações nas engenharias entre outros. (GIONGO *et al.* 2010; DALMOLIN e SANTOS, 2003). Na área florestal, a tecnologia LiDAR é de ampla aplicação na geração de modelos digitais de terreno (MDT), modelos digitais de superfície (MDS) e modelos digitais normalizados (MDSn). Utilizando estes modelos é possível extrair declividade de terreno, informações de árvores isoladas, quantificação de biomassa e carbono, análise de extratos florestais, modelagem 3D de copas, dentre outros. Uma das aplicações que ganhou destaque nos últimos anos é a modelagem individual de árvores. De acordo com Heinzl (2008), a extração de parâmetros de árvores individuais utilizando dados ALS é de grande importância nas aplicações florestais, sendo que em circunstâncias especiais, apenas árvores isoladas são unidades confiáveis para se trabalhar. Pensando nisso, o presente trabalho teve o objetivo de extrair árvores individuais de *Araucaria angustifolia* a partir de uma nuvem de pontos obtida com ALS visando a obtenção de variáveis dendrométricas em área nativa do sul do Brasil.

A área de estudo está localizada no município de Painel em Santa Catarina com coordenada central de 28°06'37,50" S e 50°04'36,53" O. A área é caracterizada com fragmentos de floresta nativa e campos, apresentando um total de 64 hectares. O voo LiDAR apresenta as características que podem ser consultadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características do voo LiDAR.
Table 1. Characteristics of the LiDAR flight.

Características do voo	Parâmetros
Modelo do sensor	Leica ALS-60
Data do Voo	Janeiro de 2011
Altura do voo	1.400m
Velocidade do voo	250 km/h
Formato de voo	Zig-zag
Footprint médio	35cm
Repetição do LASER	158,2 kHz
Frequência do scanner	85,2 Hz

O levantamento dos dados a campo foi realizado em duas datas distintas, sendo o primeiro levantamento dia 9 de junho de 2013 e o segundo no dia 2 de agosto de 2013. As árvores medidas foram marcadas com placa de alumínio e suas variáveis dendrométricas foram coletadas conforme pode ser observado na Figura 1. Foram medidos os raios da copa na direção dos 4 pontos cardeais (norte, sul, leste e oeste) (utilizando um Trupulse 360B e a bússola eletrônica de um GPSmap Garmin 76CS), diâmetro à altura do peito (DAP) e altura. Com um conjunto de receptores GPS Topcon GR3 (L1/L2) e um par de receptores GPSs ProMark 2, as árvores foram georreferenciadas para localização na nuvem de pontos LiDAR.

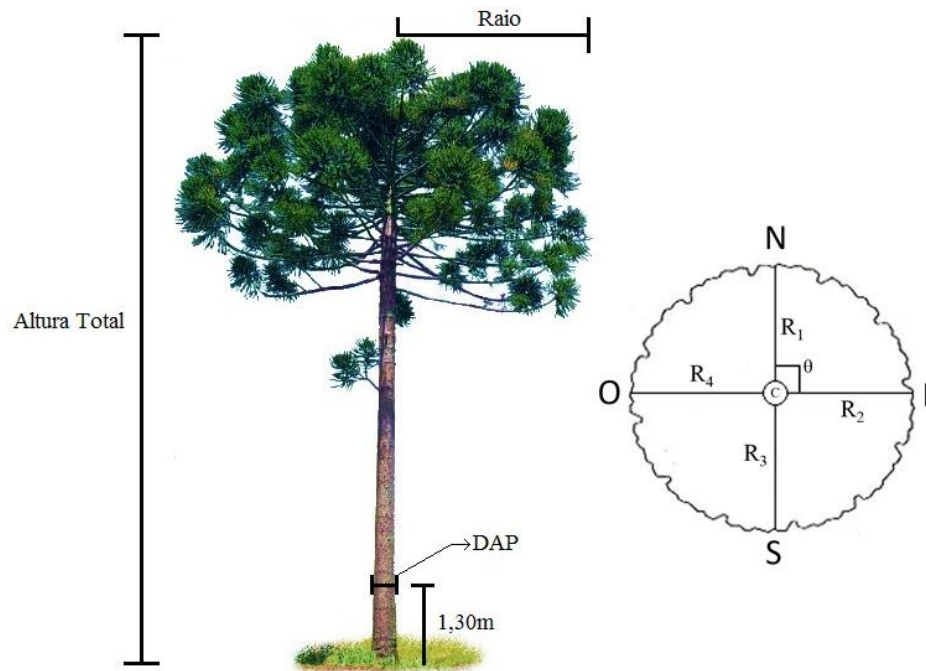


Figura 1. Diagrama da medição da copa. R é o raio da copa; C é o centroide da árvore que corresponde ao DAP; θ é o ângulo fixo entre os raios, que neste caso é 90° .

Figure 1. Crown's measurement diagram. R is the crown radius; C is the tree centroid that corresponds to DBH; θ is the fixed angle between radiuses, which in this case is 90° .

Para se obter o diâmetro final da copa foram realizados os cálculos de acordo com as equações 2 a 4.

$$R_1 + R_3 + C = D_{c(N>S)} \quad (1)$$

$$R_2 + R_4 + C = D_{c(L>O)} \quad (2)$$

$$D_{c(N>S)} + D_{c(L>O)} / 2 = \overline{D_c} \quad (3)$$

Onde: R_1 é o raio norte; R_2 é o raio leste; R_3 é o raio sul; R_4 é o raio oeste; $D_{c(N>S)}$ é o diâmetro da copa no sentido Norte-Sul; $D_{c(L>O)}$ é o diâmetro da copa no sentido Leste-Oeste; C corresponde ao centroide da árvore que recebe o valor do DAP; $\overline{D_c}$ é o diâmetro médio da copa.

Dentro dos limites da área de estudo, quatro subáreas foram selecionadas contendo árvores isoladas. As características de cada área pode ser consultado na Tabela 2.

Tabela 2. Características das 4 subáreas selecionadas.

Table 2. Characteristics of the 4 selected sub-areas.

Descrição	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
Área	1,049ha	1,452ha	1,991ha	0,617ha
Perímetro	406,1m	555,3m	531,1m	400,5m
Densidade de pontos	8 pts/m ²	7 pts/m ²	9 pts/m ²	7 pts/m ²
Coordenadas centrais	-50°4'42,4''O -28°6'33''S	-50°4'42,9''O -28°6'26,5''S	-50°4'37,1''O -28°6'32,9''S	-50°4'32,6''O -28°6'24,8''S

Para a obtenção do MDSn ou CHM (*Canopy Height Model*), foram gerados no programa Lastools o modelo digital de terreno (MDT) e o modelo digital de superfície (MDS). No programa ArcGIS, foi realizada a subtração entre os modelos para a criação do CHM. O CHM passou por um processo de suavização através da ferramenta *Focal Statistics* do ArcGIS, para que o pico de cada árvores fosse destacado. Utilizando a ferramenta *Raster Calculator*, obteve-se os *pixels* referentes aos picos de cada árvore, que após a conversão para o tipo polígono foram utilizados na segmentação como *seeds*.

Para a segmentação das árvores utilizou-se um método que obtém os mesmos resultados do que uma segmentação por regiões de crescimento (*region growing*). Este processo foi executado no programa ArcGIS utilizando um método criado por Kumar (2012), que executa a segmentação por regiões de crescimento utilizando polígonos de Thiessen. Após a geração dos polígonos, foi necessária a obtenção de uma máscara de lacunas (*gap*), que foi gerada utilizando o *Raster Calculator* obtendo-se como produto uma imagem binária, onde todos os *pixels* com valores inferiores a 2m receberam o valor 0 e os demais, valor 1. Esta imagem foi convertida para um arquivo do tipo polígono que em seguida, através da ferramenta *Update*, foi atualizada nos polígonos de Thiessen, encerrando o processo de segmentação. O diâmetro de copa foi resultado da média de 8 medições em cada segmentação e do cálculo do diâmetro através do perímetro do segmento. O diâmetro de copa foi calculado pelos dois métodos citados para avaliar se haverá diferença estatística entre as medições manuais e o cálculo automático.

Como verdade de campo empregou-se uma imagem de 40 cm de resolução geométrica da área de estudo, onde as árvores de interesse foram vetorizadas, que em seguida foram comparada com a segmentação automática e os dados coletados a campo. As equações 4 a 6 também foram utilizadas para avaliar a qualidade da segmentação.

$$\text{Erros de Omissão (\%)} = \frac{\text{Número de Árvores não Detectadas}}{\text{Número Total de Árvores Existentes}} \quad (4)$$

$$\text{Erro de Comissão (\%)} = \frac{\text{Número de Árvores Erroneamente Detectadas}}{\text{Número Total de Árvores Existentes}} \quad (5)$$

$$\text{Acerto (\%)} = \frac{\text{Número de Árvores Corretamente Detectadas}}{\text{Número Total de Árvores Existentes}} \quad (6)$$

Para o cálculo da altura das árvores, os *seeds* correspondem diretamente a altura no CHM suavizado. Portanto, os mesmos foram utilizados como sendo a altura total. Utilizando o programa FUSION, a altura das árvores também foram medidas, porém estas medições foram feitas no CHM sem suavização para fins de comparação.

Para a obtenção do DAP, uma equação foi ajustada tendo como variável dependente o diâmetro de copa (D_c) e o DAP. Devido a sazonalidade entre o levantamento dos dados de campo e LiDAR, uma correção nos dados LiDAR foi necessária.

Avaliando a medição do diâmetro de copa dos segmentos, não houve diferença estatística entre a medição manual e o cálculo automático a partir do perímetro dos segmentos. Ao avaliar a segmentação, obteve-se como resultado a Tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros de avaliação da qualidade da segmentação.
Table 3. Quality parameters of the segmentation.

	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4
Omissão (%)	9,7	8,7	24,8	8,3
Comissão (%)	4,8	7,2	5,7	8,3
Acerto (%)	90,3	91,3	75,2	91,7

Pôde-se observar que as áreas 1, 2 e 4 apresentaram uma elevada taxa de acerto ficando entre 90% e 91,7%. Já a área 3, obteve uma taxa de acerto inferior dado a detecção errônea de algumas árvores e um pequeno bosque. A Figura 2 demonstra o comportamento da segmentação.

Na segmentação é possível notar que os erros de detecção do método estão associados a morfologia da espécie. Por apresentar copa e galhos muito irregulares, no momento da detecção de picos, o método acaba interpretando galhos como sendo árvores de pequeno porte próximas a árvores maiores.

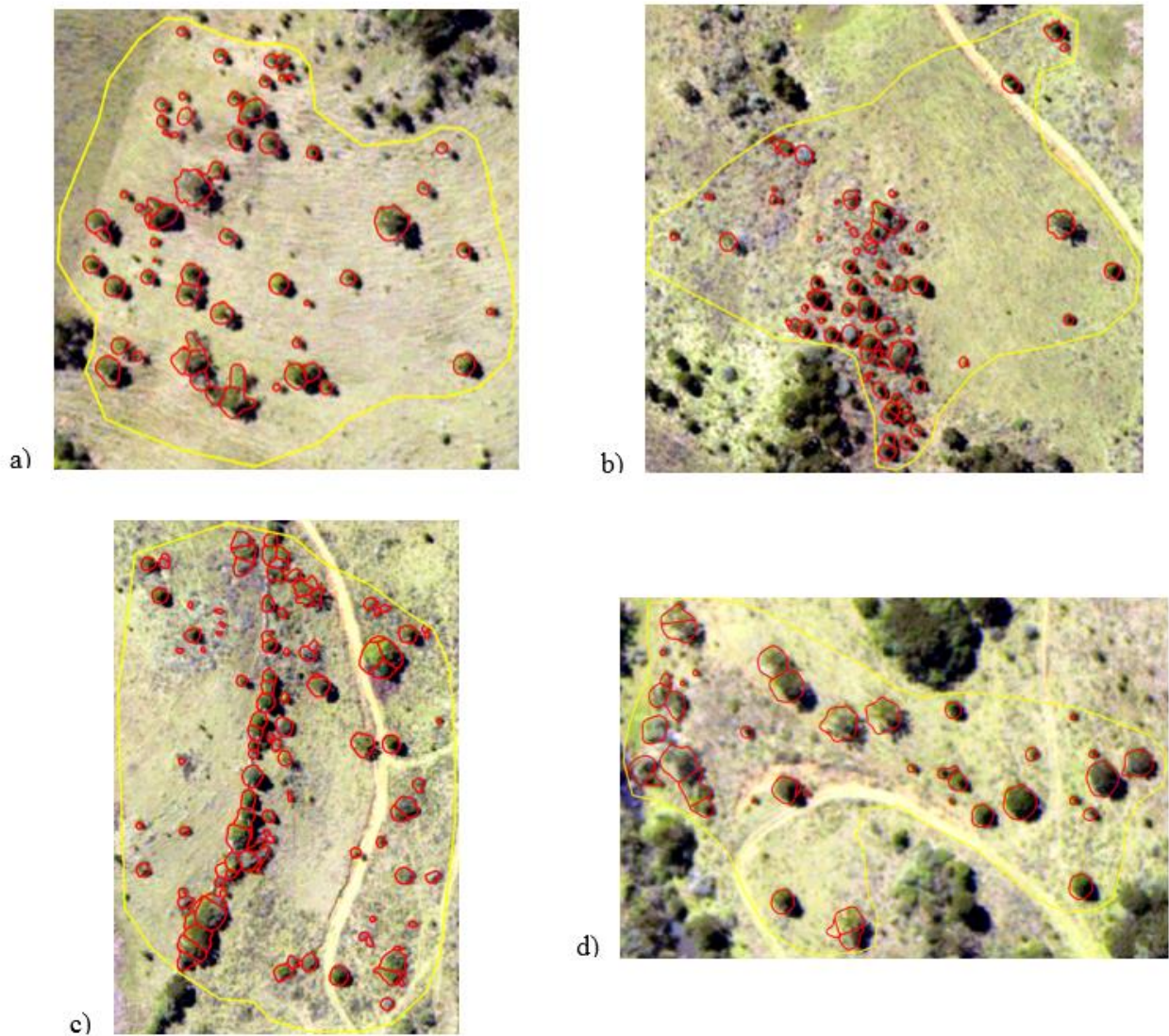


Figura 2. Segmentação de árvores isoladas. a): área 1; b): área 2; c): área 3; d): área 4.
Figure 2. Isolated trees segmentation. a): area 1; b): area 2; c): area 3; d): area 4.

Esta taxa de acerto inferior obtida para a área 4 se dá devido a presença de árvores com copa muito grande e de bosques muito densos. Conforme pode ser visto na Figura 3, no momento da suavização do CHM utilizou-se uma janela de 8 por 8 pixels. Janelas pequenas podem ocasionar na detecção de múltiplos picos em árvores de grandes dimensões, enquanto que janelas pequenas ocasionam na generalização da informação não ocorrendo a detecção de árvores de menor porte.

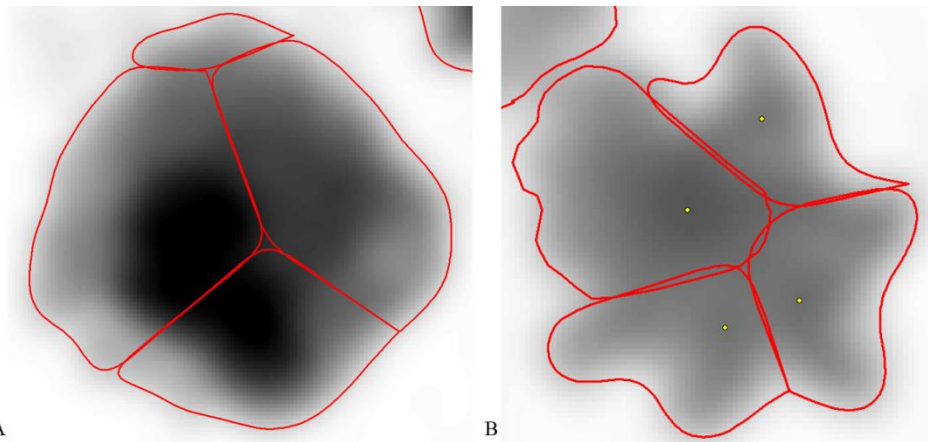


Figura 3. Erros na segmentação. A) Fragmento denso; B) Múltiplos picos em árvore de copa muito grande.
 Figure 3. Segmentation errors. A) Dense fragment; B) Multiple peaks in a large tree crown.

Após o ajuste, foi possível obter a equação 7 que foi comparada com equações (LONGHI, 1980; SEITZ, 1986, WACHTEL, 1990) citadas por Nutto (2001). Além destas, também foi incluída à comparação a equação obtida por Ricken (2014) referente à araucárias da mesma região que este trabalho. Na Figura 4 é possível observar o comportamento do resíduo da equação deste trabalho indicando a presença de homocedasticidade nos resíduos do modelo.

$$DAP = -4,36 + 3,178 * Dc_{N>S} + 1,168 * H \quad (7)$$

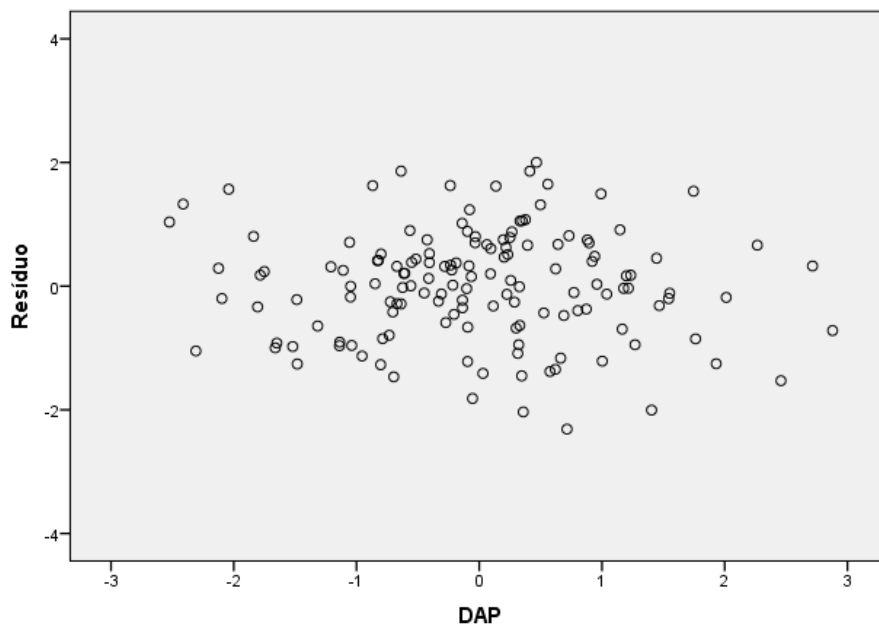


Figura 4. Distribuição de resíduos da equação selecionada.
 Figure 4. Residues distribution from the selected equation.

Ao avaliar a equação 7 (Tabela 4), pode-se observar que o modelo do autor foi o que apresentou o melhor ajuste. No DAP médio encontrado, a diferença foi de 0,14cm em relação ao DAP medido a campo. Seu erro ficou em 0,12 e 1,52 para erro médio e raiz do erro médio quadrático, respectivamente. Longhi (1980) foi o segundo melhor modelo seguido de Ricken (2014), atingindo erro de 0,33 cm e 1,98 cm, respectivamente. O modelo proposto por Wachtel (1990) foi o que apresentou o pior ajuste atingindo um erro muito elevado, sendo removido das análises seguintes.

Tabela 4. Estatística em centímetros dos modelos testados para DAP utilizando dados coletados à campo.
Table 4. Statistics in centimeters from tested models for DBH using field data.

	Média	Desvio Padrão	Mín.	Máx.	Erro Médio	REMQ
LONGHI (1980)	33,51 _{ab}	11,23	7,56	73,83	0,33	4,08
SEITZ (1986)	35,71 _b	10,81	10,73	74,53	2,07	24,96
WACHTEL (1990)	51,11 _c	19,07	7,04	119,6	17,47	210,39
RICKEN (2014)	31,65 _a	11,69	4,64	73,63	1,98	23,90
AUTOR (2014)	33,77 _{ab}	10,23	11,96	62,19	0,12	1,52
DAP à campo	33,63 _{ab}	10,92	12,10	61,85	-	-

Letras iguais não diferem estatisticamente no teste de Tukey a 0,10 de nível de confiabilidade.

Como o modelo criado neste trabalho utiliza o diâmetro de copa no sentido norte-sul e altura total, foi necessário a correção em ambas as variáveis devido a diferença temporal entre o levantamento LASER e a campo. É possível observar na Tabela 5 que com as correções aplicadas no diâmetro de copa e altura, o erro do modelo deste trabalho foi significativamente baixo, chegando a 0,31cm, ou seja, o modelo do autor apresentou um erro médio de 3,1mm em DAP. Os demais modelos apresentaram bom desempenho, porém, o modelo do autor se mostrou mais eficaz na estimativa do DAP. Com este comportamento, é possível afirmar que além das estimativas convencionais para a obtenção de variáveis dendrométricas, o LiDAR demonstra se eficiente também no cálculo de incrementos, uma vez que com a correção foi possível obter o incremento das árvores e por consequência corrigir as medições efetuadas com o LiDAR.

Tabela 5. Estatísticas em centímetros dos modelos testados utilizando dados acrescidos com o incremento de copa.
Table 5. Statistics in centimeters from tested models using data plus crown increment.

	Média	Desvio Padrão	Mín.	Máx.	Erro Médio	REMQ
LONGHI (1980)	31,90 _a	8,16	16,23	48,14	0,60	3,76
SEITZ (1986)	34,16 _a	7,86	19,07	49,79	1,68	10,48
WACHTEL (1990)	48,37 _b	13,87	21,76	75,95	15,51	96,89
RICKEN (2014)	29,97 _a	8,50	13,66	46,88	2,52	15,74
AUTOR (2014)	32,75 _a	7,43	16,9	46,86	0,31	1,96
DAP à campo	32,47 _a	7,47	17,6	46,68	-	-

Letras iguais não diferem estatisticamente no teste de Tukey a 0,10 de nível de confiabilidade.

Comparando as medições de altura na Tabela 6, pode-se notar que não houve diferença significativa entre os métodos de aquisição. Avaliando as medições sem correção (CHM e sCHM) com as corrigidas (CHM_{corr.} e sCHM_{corr.}) pôde-se observar que, mesmo não havendo diferença estatística entre eles, a correção se mostrou eficaz aproximando o valor do LiDAR ao valor encontrado na coleta à campo.

Tabela 6. Estatísticas em metros das alturas coletadas dos dados LiDAR e à campo. CHM: *Canopy height model*; CHM_{corr.}: *Canopy height model* corrigido; sCHM: *Smoothed canopy height model*; sCHM_{corr.}: *Smoothed canopy height model* corrigido.
Table 6. Statistics in meters from height collected from LiDAR data. CHM: *canopy height model*; CHM_{corr.}: *corrected canopy height model*; sCHM: *smoothed canopy height model*; sCHM_{corr.}: *corrected smoothed canopy height model*.

	Média	Desvio Padrão	Mín.	Máx.	Erro Médio	REMQ
Altura CHM	9,50 _a	2,00	5,34	13,40	1,06	5,79
Altura CHM_{corr.}	10,75 _{ab}	2,00	6,59	14,65	0,19	0,55
Altura sCHM	9,86 _{ab}	2,02	5,32	13,52	0,72	4,07
Altura sCHM_{corr.}	11,11 _b	2,02	6,57	14,77	0,55	3,09
Altura Inventário	10,56 _{ab}	2,02	6,70	13,80	-	-

Letras iguais não diferem estatisticamente no teste de Tukey a 0,10 de nível de confiabilidade.

Apesar de não apresentar diferença estatística entre a altura do CHM corrigido, a altura do sCHM corrigido e a altura a campo, a altura do CHM corrigido mostrou ser mais próximo da altura medida a campo. Após a correção é possível notar que o erro tanto para a altura no CHM como no sCHM diminuíram 0,87m e 0,17m, respectivamente. Ainda assim é possível observar um erro na altura média das árvores de 19 cm para o CHM e 55 cm para o sCHM. Esta diferença pode ser oriunda da suavização do CHM. Todavia, considerando-se o comportamento da copa de *A. angustifolia* uma diferença de 19 cm e 55 cm é considerado baixo, uma vez que este comprimento pode ser referente a um galho ou outra estrutura da árvore.

CONCLUSÃO

Pode-se concluir que é possível a aquisição de variáveis dendrométricas de forma precisa utilizando dados LiDAR. Aconselha-se a aquisição dos dados LASER na mesma época do levantamento a campo. Detectou-se uma nova aplicação dos dados LASER, calculando dados de incremento com alto nível de acurácia.

Pode-se concluir ainda que o método utilizado para a segmentação dos dados se mostrou bastante preciso na detecção e delineamento de copas de *Araucaria angustifolia*. Todavia, o método ainda requer estudos de forma a adaptá-lo a extração de árvores em áreas de floresta densa.

REFERÊNCIAS

- DALMOLIN, Q.; SANTOS, D.R. Sistema LASERscanning: Conceitos e Princípios de Funcionamento. Curitiba: Editora UFPR, 2003.
- GIONGO, M. *et al.* LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*. v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.
- HEINZEL, J.N. *et al.* Full automatic detection of tree species based on delineated single tree crowns: a data fusion approach for airborne laser scanning data and aerial photographs. In: SILVILASER, 2008, Edinburgh. *Anais do Silvilaser 2008*. Editado por Ross Hill, Jackie Rosette e Juan Suárez. Edinburgh, 2008. p. 76-85.
- KUMAR, V. Forest inventory parameters and carbon mapping from airborne LiDAR. *Dissertação de mestrado apresentada a Faculdade de Ciências da Geo-informação e Observação da Terra da Universidade de Twente*. 2012.
- LONGHI, S.J. A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Ktze., no sul do Brasil. *Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal do Paraná*, 1980.
- NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrico de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Ktze. Baseado na árvore individual. *Ciência Florestal*. v. 11, n. 2, p. 9-25, 2001.
- REUTEBUCH, S.E. *et al.* Light detection and Ranging (LIDAR): An Emerging Tool for Multiple Resource Inventory. *Journal of Forestry*. September, 286-292 p., 2005.
- RICKEN, P. Incremento, espaço horizontal e competição em povoamento natural de *Araucaria angustifolia* no planalto catarinense. *Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, CAV/UEDESC*, 2014.
- SEITZ, R. Erste Hinweise für die waldbauliche Behandlung von Araukarienwälder. *Annales des Sciences Forestières*, n. 43, p. 327-338, 1986.
- WACHTEL, G. Untersuchungen zu Struktur und Dynamik eines Arukarien-Naturwaldes in Südbrasilien. *Dissertação de Doutorado – Univerität Freiburg, Freiburg, UF*, 180 p. 1990.

EXTRACTING INDIVIDUAL TREES AND LIDAR METRICS USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 3: THE 3D CLUSTERTREE TOOL

Carlos A. Silva ¹, Andrew T. Hudak ¹, Nicolas L. Crookston ¹, Carine K. Silva ², Veraldo Liesenberg ³

¹ USDA- Forest Service – Rocky Mountain Research Station –RMRS, 1221 South Main Street. Moscow, ID 83843, USA. E-mail: carlos_engflorestal@outlook.com

² Luiz de Queiroz College of Agriculture - ESALQ, University of São Paulo (USP), Av. Pádua Dias, 11, Piracicaba, SP - Brazil, 13418-050.

³ Institute of Geosciences, University of Campinas (Unicamp), R. Pandia Calogeras, 51, PO Box 6152, Campinas, SP, Brazil, 13083-970.

ABSTRACT

The purpose of this study is to present a Web-LiDAR Forest Inventory Application: The 3D ClusterTree Tool. With the tool, we propose an innovative way to visualize and process LiDAR data on the web. We intend to extract individual trees and metrics that can be used for further regression analysis in support of forest management. The 3D ClusterTree tool was developed by the USDA Forest Service - Rock Mountain Research Station (RMRS) laboratory, and it is freely available on the web. The main objectives of this tool are the online visualization of a given LiDAR dataset and the extraction of metrics for individual trees. The LiDAR-derived metrics can be extracted from height, intensity and/or canopy coverage attributes over a projected crown area and volume. Such information is of great interest for ecological studies. We show here how to extract individual tree LiDAR metrics from the web-application. As a study area we select a longleaf pine forest in Georgia, USA. However, it can be used for other forest types and we encourage potential users to test the tool broadly.

Keywords: Remote sensing, web application, forestry engineering, LiDAR metrics.

INTRODUCTION

Light Detection and Ranging (LiDAR) remote sensing has been widely used for mapping purposes and forestry applications (EVANS *et al.*, 2009, YAO *et al.* 2013). LiDAR-derived metrics enable prediction of forest attributes such as basal area, stem volume, above ground biomass and carbon content that can be estimated at both stand and tree levels (LEFSKY *et al.*, 2002; NÆSSET 1997, 2002, 2004a, 2004b, 2007; NÆSSET *et al.*, 2001; HUDAK *et al.* 2006, 2012; MORSDOF *et al.*, 2004; REITBERGER *et al.*, 2009; FERRAZ *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2012; and YAO *et al.*, 2013).

Forest inventory at the single tree level has been of great interest for a proper management and decision making activities. Several approaches based on the use of LiDAR data have been achieved. The detection and delineation of tree crowns is highly desirable to forest managers (JAKUBOWSKI *et al.* 2013). Such information is important for ecological studies, demographic and growth modeling, wildlife habitat management, and also allows more precise prediction of aboveground biomass.

The local maxima and inverse watershed segmentation algorithms have been two basic methods applied to the detection of individual trees and their crown delineation (POPESCU *et al.*, 2002 and GOERNDT *et al.*, 2010). On the other hand, a 3D point cloud segmentation and clustering is also suggested for the detection of single trees (MORSDOF *et al.*, 2004; REITBERGER *et al.*, 2009; FERRAZ *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2012 and YAO *et al.*, 2013).

There are few specific software available to process LiDAR data efficiently in terms of individual tree detection and extraction. Programming skills are usually envisaged in order to create algorithms to perform these tasks. Yet, it is hard to find freely available routines and/or codes. Therefore, we present a simple, free and online tool to visualize and process small LiDAR datasets. The main objective was to extract individual trees and to generate LiDAR derived metrics at individual tree level.

Web-LiDAR Forest Inventory: 3D Clustertree Application

3D ClusterTree is a free web application to process and to visualize LiDAR data. The main objectives of this tool are: (i) to detect individual trees; and (ii) to extract metrics for each detected tree in the provided LiDAR dataset. The Web-LiDAR forest inventory application: 3D CusterTree Tool is an online platform and it can be accessed freely at: <http://forest.moscowfsl.wsu.edu:3838/LiDAR3DclusterTree/>. Moreover, the web application performs analysis over small datasets (up to 30Mb). The requested input file is a “.LAS” file that needs to have their heights normalized.

The Web-LiDAR application has three major tab panels. The first one is a short presentation of the tools (i.e. “Welcome panel”), the second is the main page of the application (i.e. “Application panel”) where the users can visualize and process their own LiDAR datasets, and the last one (“About panel”) is the tab panel that describes the web-LiDAR application and presents a tutorial in both pdf and a youtube link to help the users understand the tool better. Some information of the project, authors and tutorials are also presented. Fig. 2 shows the main page of the web application organized in five displays: (1) Settings menu; (2) Summary of the LiDAR metrics; (3) Canopy height model profile; (4) Top viewer; (5) Canopy height model histogram; and (6) interactive 3D viewer of the LiDAR point cloud. In the settings menu the user can upload a new LiDAR data or play it with the provided sample data.

Fig. 1 shoes the flowchart of the proposed tool and the algorithms behind of the web-application. The requested inputs are the LiDAR data itself, a prior definition of the height threshold (m), and expected number of trees and alpha per ha. The processing chain consists basically in a subset of the LiDAR dataset by height threshold followed by the k-men’s clustering classification and LiDAR metrics calculation. Finally, the outputs are the classified LiDAR data, LiDAR metrics at every single detected tree and profiles.

The generated LiDAR metrics at tree level are divided in six major groups: (i) tree location, (ii) tree crown width, (iii) height and intensity, (iv) volume, (v) canopy projected area, and (vi) canopy density (Fig. 3A). The processing chain uses only returns above the pre-defined height threshold (Fig. 3B). The alpha parameter has a strong influence on the alpha shape 3D that is a convex hull geometric structure (Fig. 3C). The tree volume is calculated from the alpha shape 3D and the canopy projected area is a measure from the canopy boundary created for each single detected tree (Fig. 3D).

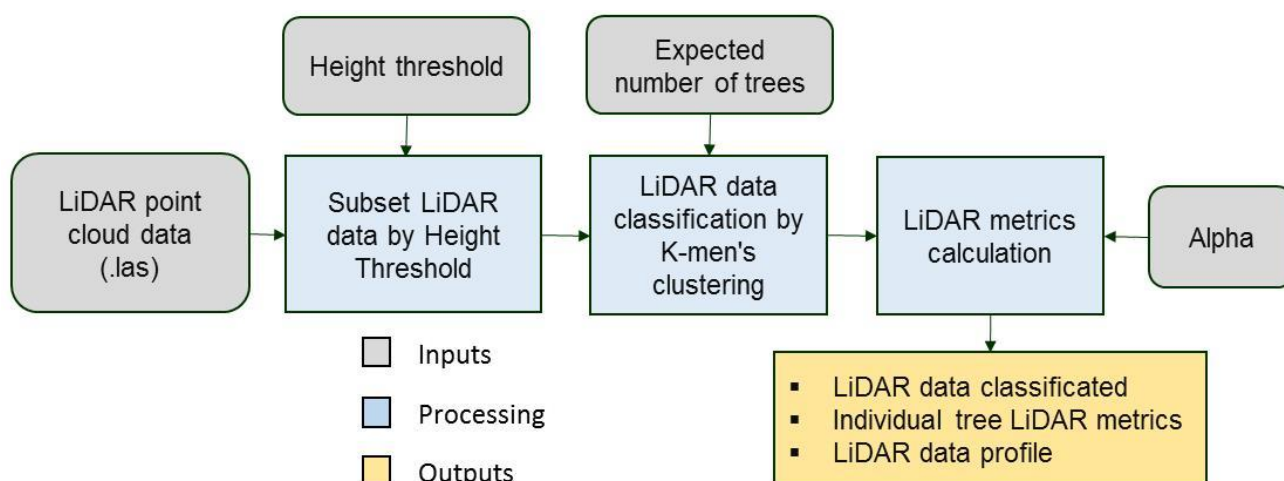


Figure 1. Flowchart of the Web-LiDAR algorithm for individual tree detection and generation of the LiDAR derived metrics.

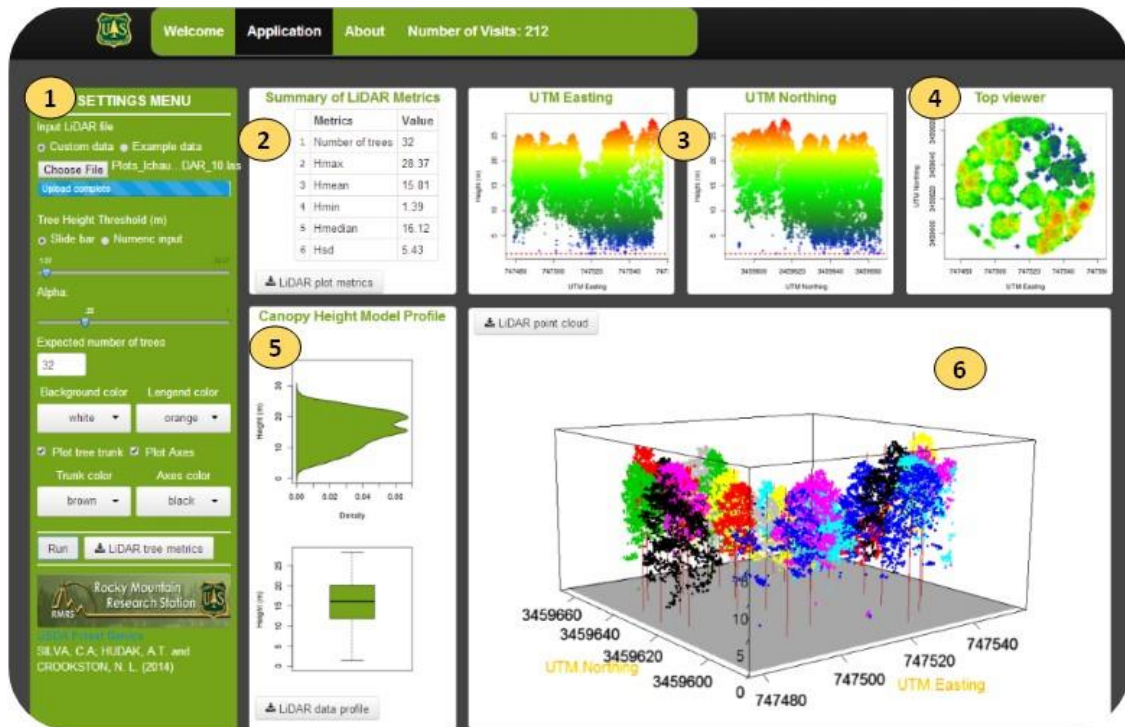


Figure 2. Main display of the Web-LiDAR forest inventory application: 3D ClusterTree tool. (1) Settings menu; (2) Summary of the LiDAR metrics; (3) Canopy height model profile; (4) Top viewer of the point cloud; (5) Histogram and box-plot; and (6) Interactive 3D viewer of the LiDAR point cloud.

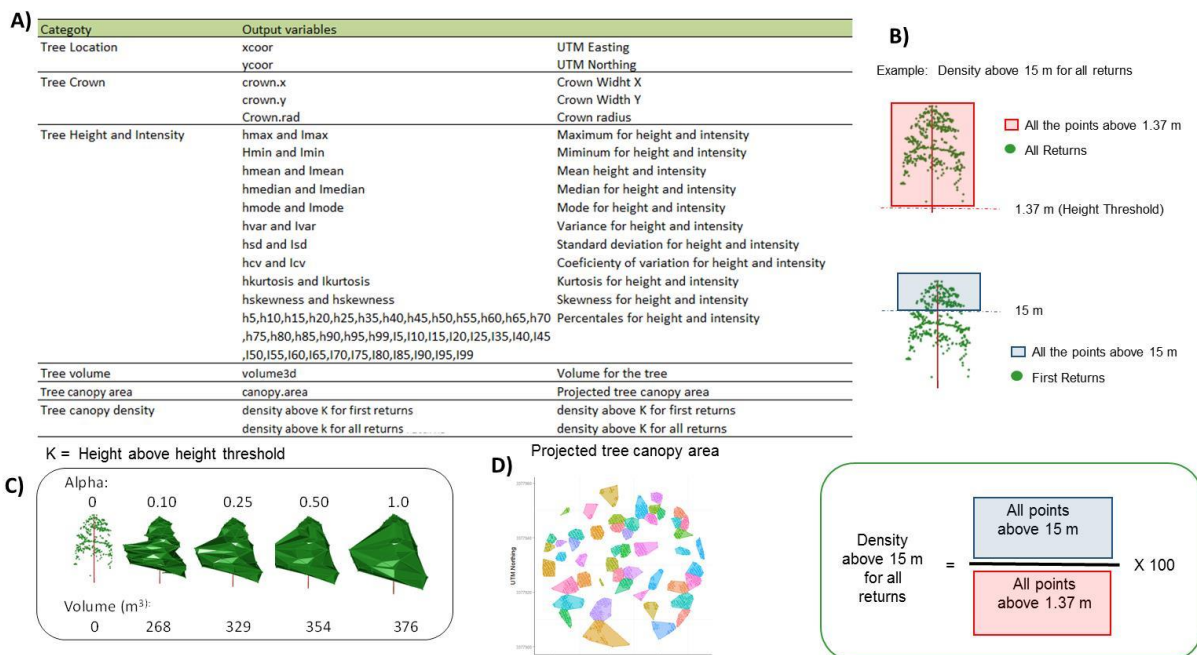


Figure 12. List of the LiDAR derived metrics for each individual tree.

LIDAR DATA EXAMPLE

The study area is located in Georgia, 14 miles west of Camilla, GA (Fig. 4). The climate is characterized by hot, humid summers and generally mild to cool winters (CAMILA, 2014). The vegetation is characterized predominantly by the longleaf pine forest (*Pinus palustris* Mill; Figs. 4A, B) that has an open canopy

structure (up to 50% canopy cover). As field inventory data we use a circular sample plot with a diameter of 39,89m (equivalent to 0.5ha). A total of 32 trees were identified on it.



Figure 4. Pictures representing the longleaf pine forest plantation (Photo credits to Heezin Lee, 2010).

The LiDAR data was collected using an Optech GEMINI Airborne Laser Terrain Mapper (ALTM) serial number 06SEN195 mounted in a twin-engine Cessna Skymaster (Tail Number N337P). The survey parameters are given in Table 1 below.

Table 12. LiDAR survey parameters.

Parameters	Values
Scan Frequency	45 Hz
Scan Angle	+/- 20 deg
Scan Cutoff	+/- 4.0 deg
Scan Offset	0 deg
System PRF	125 kHz
Swath Width	344.64 m
Flying Altitude	600m AGL
Cross Track Resolution	0.522 m
Down Track Resolution	0.75 m
Points per square meter	5.06

RESULTS OF THE LIDAR DATA PROCESSING

Individual tree LiDAR metrics calculated from Web-LiDAR

The following threshold values were used in the outcome of the Fig. 5: 32 trees, height threshold of 1.37m and 0.25 for the alpha value. Fig. 5A displays the trees locations on the canopy height model (CHM) with their crown delineation. Figs. 5B to 5E shows the density histogram of the maximum height (Hmax), volume of the canopy (m³), canopy projected area on the ground (m²) and canopy projected radius (m) for the 32 detected trees.

The LiDAR derived metrics for each single detected tree have been used for forest management purposes. Morsdorf *et al.*, 2004 used the k-mean’s cluster analysis to point cloud segmentation in a boreal type forest stands. Tree positions, tree heights, and crown diameters were derived from the segmented clusters and compared with field measurements for the management of a wild fires. Reitberger *et al.*, 2009 used 3D-normalized cut segmentation for single tree extraction and afterwards the alpha shape 3D algorithm to calculate tree volume. Then, estimated stem volume as measured in the field from an allometric equation

regressed against tree volume calculated from the alpha shape 3D. Ferraz *et al.*, 2012 used a mean shift algorithm with 3D point cloud clustering. Yao *et al.* (2013) combined mean shift clustering with normalized cut segmentation. The authors found good results for individual tree extraction, biomass and stem diameter estimation.

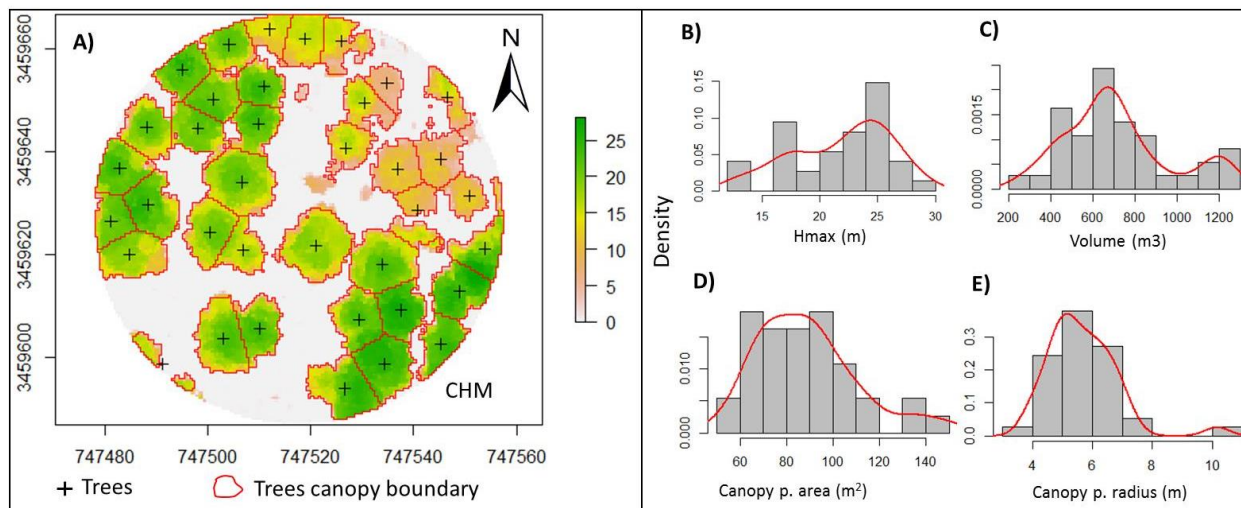


Figure 5. Outcomes of the Individual tree LiDAR metrics. A) Single tree location and their crown on the canopy height model (CHM). Histograms for the maximum tree height (B), tree volumes (C), projected area of the tree canopy, and projected radius of the canopy (D).

LiDAR data visualization

The previous data inspection and visualization is a very important task in the LiDAR data processing chain. This simple step can help users to better explore their data and to remove noise (Fig. 6). The majority of the points in this example were found in the interval between 10 and 20 meters. Both overstory and understory (shrubs and small trees) can be visualized and partitioned (Figs. 6A and B). Fig. 6C show a tree top visualization whereas Figs. 6D and E show height maximum, minimum, mean, median and standard deviation statistics.

Beyond the 2D graphics, the Web-LiDAR tools also provides a 3D visualization of the LiDAR dataset. Fig. 7A shows the result of the k-mean's clustering classification. This 3D graphic allows the user to judge whether the classification performance was good or not. Fig. 7B shows the alpha shape 3D created for each single tree. We used for this procedure the Web-LiDAR forest inventory application: AlphaShape3D tool also developed by the USDA Forest Service - Rock Mountain Research Station (RMRS) laboratory. It can be accessed at: <http://forest.moscowfs1.wsu.edu:3838/LiDARAlphaShape3D/>.

Additionally, the individual tree LiDAR metrics shown in this paper can also provide information to create artificial and 3D forest landscapes (Figs. 7C, D, and E for forest visualization. However, a predefined argument for each single tree is necessary. This can be performed by creating a list of species and looking for the best geometric form that represents that species. The 3D representation can depict single trees not only by species identification, but also by their height, crown area and volume.

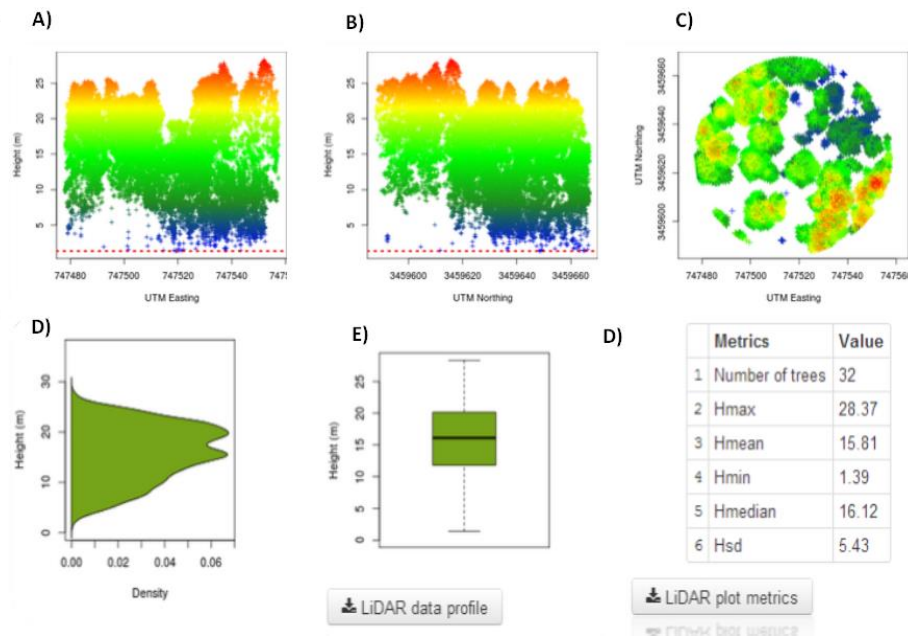


Figure 6. Summary of the Web-LiDAR application.

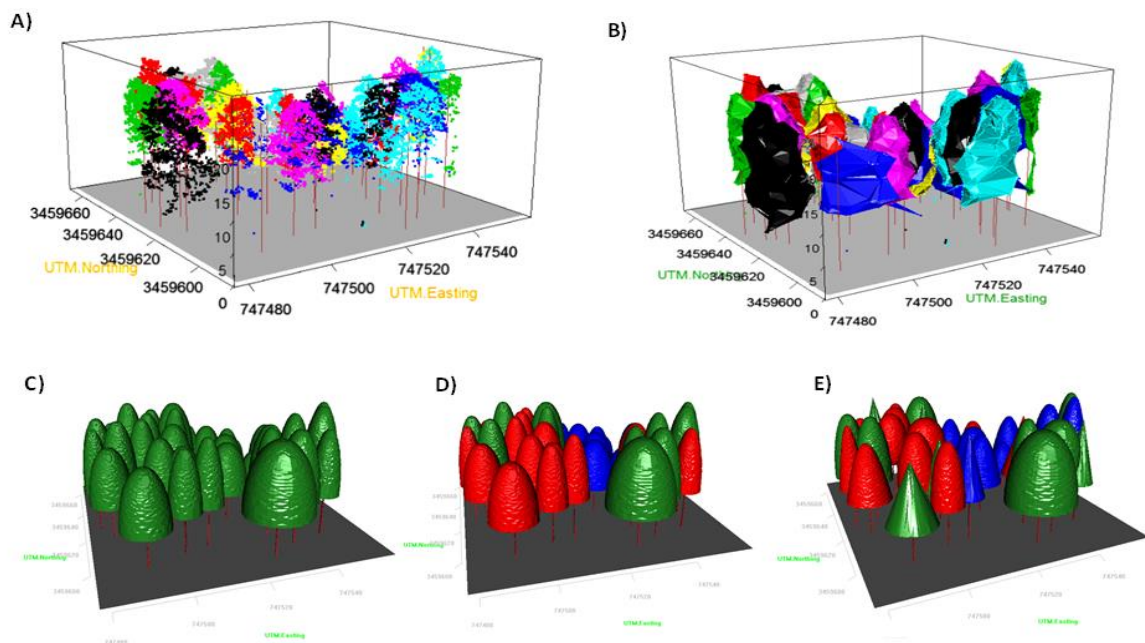


Figure 7. 3D representation of the LiDAR dataset. Point cloud classification by k-mean's clustering (A), Alpha Shape 3D (B). 3D forest landscape created by the open source RLiDAR-Tree software developed by the Forest Service - Rock Mountain Research Station (RMRS) laboratory (C, D and E).

Final Remarks

The Web-LiDAR forest inventory application: 3D ClusterTree tool can be a useful tool to detect individual trees and to generate LiDAR-derived metrics. The graphics generated by the tool provide a good visualization and allow users to explore their own LiDAR datasets. The LiDAR derived metrics at single tree level can be used for regression modeling to predict aboveground biomass, carbon content, and other attributes. This web- application was developed to support lidar-based forest inventory and management of longleaf pine forests, but users are encouraged to test the tools in other forest types.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the US Forest Service International Department for supporting an exchange program with the USDA-FS Forestry Sciences Laboratory at Moscow, Idaho, where Web –LiDAR application was developed. This study was also supported by Department of Defense Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP): Patterns and processes: monitoring and understanding plant diversity in frequently burned longleaf pine landscapes. J. O'Brien, PI; R. Mitchell, A. Hudak, L. Dyer, Co-PIs. Field data were provided by R. Mitchell, and LiDAR data were collected by NCALM, Department of Electrical and Computer Engineering University of Florida, USA.

REFERENCES

- CAMILA, G. Available at: http://en.wikipedia.org/wiki/Camilla,_Georgia. Accessed on: 07 May, 2014.
- FERRAZ, A. *et al.* 3-D mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data. *Remote Sensing of Environment*, v. 121, p. 210-223, 2012.
- GOERNDT, M.E. *et al.* Relating forest attributes with area- and tree-based light detection and ranging metrics for western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry*, v. 25, n. 3, p. 105-111, 2010.
- HUDAK, A.T. *et al.* Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return LiDAR and multispectral satellite data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 2, p. 126-138, 2006.
- HUDAK, A.T. *et al.* Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. *Remote Sensing of Environment*, v. 82, p. 397–416, 2012.
- JAKUBOWSKI, M. K. *et al.* Delineating Individual Trees from Lidar Data: A Comparison of Vector- and Raster-based Segmentation Approaches. *Remote Sensing of Environment*, v. 5, p. 4163– 4186, 2013.
- MORS DORF, F. *et al.* LIDAR-based geometric reconstruction of boreal type forest stands at single tree level for forest and wildland fire management. *Remote Sensing of Environment*, v. 92, p. 353–362, 2004.
- NÆSSET, E. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, v. 61, n. 3, p. 246–253, 1997.
- NÆSSET, E. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, v. 80, p. 88-99, 2002.
- NÆSSET, E. Estimation of above- and below-ground biomass in boreal forest ecosystems. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. 36, n. 8, p. 145-148, 2004a.
- NÆSSET, E. Practical large-scale forest stand inventory using a small footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 19, n. 2, p. 164–179, 2004b.
- NÆSSET, E. Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 22, n. 5, p. 433-442, 2007.
- NÆSSET, E., GOBAKKEN, T. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 6, p. 3079-3090, 2008.
- REITBERGER, J. *et al.* 3D segmentation of single trees exploiting full waveform LIDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 64, n. 6, p. 561-574, 2009.
- YAO, W. *et al.* Enhanced detection of 3d individual trees in forested areas using airborne full-waveform lidar data by combining normalized cuts with spatial density clustering. In: ISPRS WORKSHOP LASER SCANNING, II-5/W2, 2013. Antalya, Turkey. *Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Antalya, Turkey, Edited by ISPRS, 2013. p. 349-354.

FOREST LOGGING ALERTS FROM RADARSAT-2 SAR DATA

Marco van der Kooij¹, Edwin Keizer²

¹ MacDonald Dettwiler and Associates, 57 Auriga Drive, Suite 201, Ottawa, Ontario, Canada,
mvanderkooij@mdacorporation.com

² Greenpeace Brasil, Av. Joaquim Nabuco, 2367, 69020-031 – Manaus, AM, Brasil,
ekeizer@greenpeace.org

ABSTRACT

We present the methodology for a promising automated forest alert system for efficient, consistent and reliable detection and measurement of forest degradation at high resolution (better than 1 hectare). New image modes of RADARSAT-2 SAR data that combine high resolution (5 m) and wide area coverage (125 km) are the source for detecting subtle differences between imagery acquired in the exact same geometry. The technique is called Canopy Change Detection. Since early 2012 a large volume of SAR data has been acquired at 24 day intervals over large areas of tropical and semi-tropical terrain around the world including important parts of the Amazon basin. Several investigations and validation activities have since been conducted using aerial photography. They have confirmed the utility and consistent reliability of the alerts as well as the quality of information content for detailed analysis of various types of forest activity. This paper will present the results and discuss the benefits. This new paradigm might lead to more operational use of high resolution spaceborne SAR data for land applications in general and for forest applications in the Amazon in particular.

Keywords: SAR, Forest, Monitoring, Alert, Canopy, Change Detection.

INTRODUCTION

Over the last few decades, C-, L-, and P-band SAR data have been investigated for the purpose of forest mapping and biomass estimates using airborne and spaceborne sensors. Research has shown that SAR has some utility for the mapping of biomass (e.g., L-band and P-band SAR data, in particular at cross-polarizations) (LETOAN, 1992). One of the main challenges of using SAR data (in particular C- and L-band) for the purpose of forest mapping is the saturation of the backscatter at relatively low biomass values. The general consensus in the literature is that longer wavelengths are more suitable for large area forest mapping and monitoring because of deeper penetration and backscatter signatures. Solberg et.al, (2008) state that imagery is “easier to interpret” (individual (!) images show more contrast between forested and clear areas). Polarimetric SAR data have resulted in some progress in the characterization and classification of forest (e.g. Goodenough et al (2011)). Research activities are on-going but it seems that it is due to the relatively small swath width and lower spatial resolution, that polarimetric SAR data have not been used for operational, frequent monitoring of large areas.

It appears that many application review papers assume a clear separation between sensors suitable for large area monitoring (at approximately 20 m resolution or worse) and sensors that cover small areas (10-20 km) at higher resolution for intense local investigation. The challenge for successful use is that the information content of lower resolution SAR data is somewhat limited while the efficiency of handling higher resolution SAR data for larger areas is low due to small swath widths.

This paper will demonstrate the utility of new SAR image modes on the RADARSAT-2 platform that combine relatively high resolution (5 m) with a swath width wide enough (125 km) to allow regular monitoring of very large areas. This capability can be seen as a pre-cursor to SAR capabilities in the far future with modes that combine even wider swaths and higher resolution. In this paper we will demonstrate a new systematic approach to forest monitoring based on advanced change detection techniques. It takes full advantage of the fact that SAR data can be repeatedly collected using the exact same geometry. Images collected in identical geometry are very similar except for subtle changes that can be detected in automatic or

semi-automatic fashion. The methodology for SAR in this context is quite similar to motion detection employed in surveillance cameras. The approach can justifiably be called **“SAR Surveillance”**. SAR data can thus be used as a reliable tool that uses well-known active, identical illumination while being independent of environmental conditions like cloud cover or sun illumination angles.

Wide area change detection applications under investigation in this context include applications for forests and environment, emergency response, natural hazards damage assessment, and urban sprawl. The main focus of this paper is the application to forest monitoring based on **“Canopy Change Detection”**. The methodology, in combination with archives of exactly repeated wide-area high resolution imagery, allows for an effective, efficient and reliable monitoring of forest activity such as forest cuts, selective logging and creation of roads by detecting strong but spatially small changes in the canopy.

Figure 1 illustrates the concept of “Canopy Change Detection” that can be employed when imagery of sufficient resolution and identical geometry is available before and after the removal of trees. On the left we see trees in undisturbed conditions (before the change) and the reflections from the individual trees. On the right side we see several trees have been removed. The imaging has changed locally by new shadows (where canopies were previously present) and increased reflections (e.g. due to penetration and reflection of microwaves inside the clearings). It should be noted that the reflections in mature vegetation take place near the top of the canopy for this method of canopy change detection to be successful. At larger wavelengths (such as L- or P-band) the penetration into the vegetation will reduce the capability for this type of change detection. It is also important that the resolution of the SAR data is sufficient (5 m or better) to allow detection of spatially small changes caused by logging of trees in the context of speckle noise.

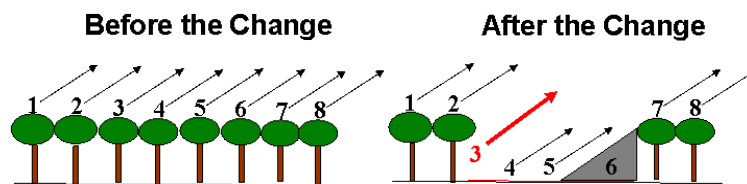


Figure 1. The impact of forest canopy change on radar reflections in imagery of identical geometry collected before and after logging activity. Reflections 1, 2, 7 and 8 are unchanged while new shadows are created at locations of previous tree canopies (e.g. 6). Increased reflections might occur due to new penetration and reflections at the edge of clearings (3). Subtle changes occur at locations 4 and 5.

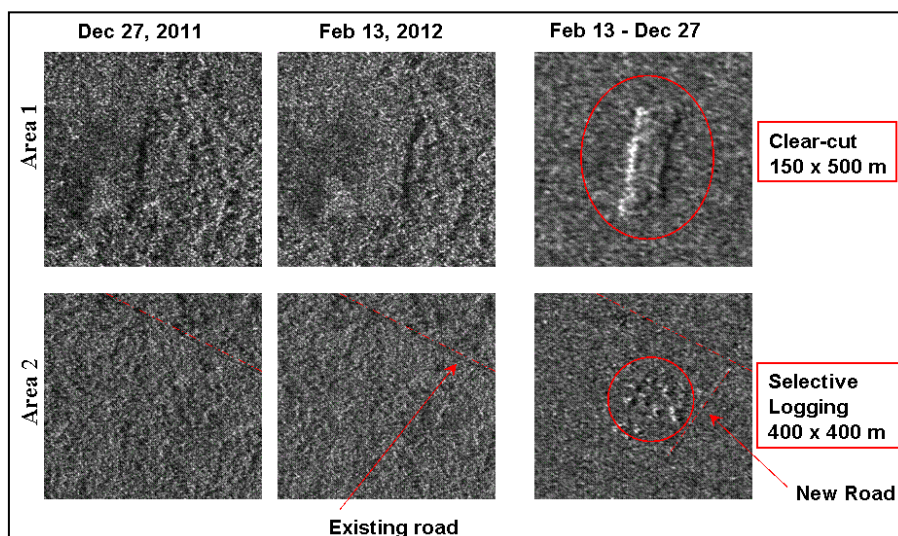


Figure 2. Examples of 2 different classes of canopy change as detectable in high resolution SAR imagery: Top row: The images before (left) and after (center) a clear-cut activity. The bottom rows shows images before (left) and after (right) a selective logging activity. Selective logging activities are difficult to detect in SAR imagery at resolutions lower than 5 m and using conventional optical satellite detection methods.

Figure 2 shows SAR image examples of a clear-cut (top) and selective logging (bottom) for areas of approximately 1 km x 1 km (5 m resolution) of tropical vegetation. The SAR change imagery is shown on the right. The **change imagery** reveals subtle canopy changes that are **not** easily **visible** or apparent in the **individual** images. Selective logging activities are difficult to detect in SAR imagery at low resolutions and in conventional optical satellite. Because of the fact that structural changes occur in the forest this change can be observed for extended time periods even if small vegetation regrows near the forest cuts (which makes logging detection with optical methods problematic in some cases).

Image modes, archives and products

Since 2011 MDA has added a number of image modes to RADARSAT-2 by re-configuration of acquisition parameters and has maximized on-board data acquisition volumes to create modes with significantly enlarged swath widths at resolutions of 3 and 5 m. Table 1 shows a brief overview of 3 relevant modes. More details of all RADARSAT-2 image modes including technical details e.g. incidence angles, NESZ, antenna patterns of the modes summarized below as well as the format definitions can be found on-line at the MDA website (see on-line references 1 and 2). The most recently added mode is XF (Extra-Fine). Its swathwidth of 125 km supersedes the satellite track distance at the equator (116 km) and therefore can be used to cover nearly unlimited areas within 24 days (if data can be downlinked to Canadian or local ground stations). Table 2 lists the near and far range incidence angles of the “sub-modes” most commonly used. Because of the overlap of incidence angles between MF22W and XF0W2 it is possible to combine spatially overlapping imagery for change detection. The same is valid for MF3W and XF0W3.

Table 1. Summary of resolution and swath width of important new RADARSAT-2 strip map modes (introduced since 2011).

Image Mode	Nominal Resolution (m)	Nominal Swath width (km)
Wide Ultra-Fine	3	50
Wide MF (single look)	5	90
XF (Extra Fine)	5	125

Table 2. Details of incidence angles for sub-modes used over the Amazon.

Image Mode	Near Incidence Angle	Far Incidence angle
MF22W	31.3	36.6
XF0W2	31.6	38.7
MF3W	40.4	44.9
XF0W3	38.1	44.2

Table 3 provides an overview of the products that can be selected and used for post-processing and analysis. The SLC (Single-look complex) product is in slant-range projection and is the most flexible product to be used in specialized SAR analysis software, SGX and SGF products are ground range (but uncorrected for local topography). The SSG product (when ordered with SRTM DEM ortho-rectification) is a fully geocoded product that can be used for precise analysis and ingested in GIS software packages. It requires less specialized software in particular if high accuracy orbits were used during the production of the listed products. Note the large size (pixels, Mb) of the products. The products are fully calibrated (e.g. γ_0).

Table 3. XF (Extra-Fine), product details

Product	Pixel spacing (m)	Resolution (m)	Scene size (km)	Approx. size (pixels)	Approx. size (Mb)	#Looks	#Pol
SLC	2.7 x 2.9	3.1 x 4.6	125 x 125	32000 x 52000	6300	1 x 1	1
SGX	2.0 x 2.0	8.4-4.1 x 4.6	125 x 125	75000 x 75000	11000	1 x 1	1
SGF	3.13 x 3.13	8.4-4.1 x 4.6	125 x 125	48000 x 48000	4400	1 x 1	1
SSG	3.13 x 3.13	8.4-4.1 x 4.6	125 x 125	56000 x 56000	5900	1 x 1	1

Since January 2012 a portion of the Amazon Basin forests have been covered with 5 m resolution data (initially MFW, since last year XF). The objective was to cover the region at 24 day intervals in background acquisition mode. The data was stored on the on-board recorders and was downlinked at Canadian Ground Stations. The success rate of the acquisitions has been relatively high (50-70% depending on location and time) after priority was given to acquisition and downlink of commercial acquisitions. The total volume of acquisitions in square kilometers has been summarized in Table 4 for each year (and image mode). A significant and valuable archive was collected covering most areas multiple times (in temporal stacks). In 2013 approximately 20,000,000 square km were covered while in 2014 XF coverage was expanded to the area shown in Figure 3. The total coverage in 2014 until May 20 is 13,240,000 square km. The website for RADARSAT-2 archive discovery can be found in reference (3).

Table 4. Overview of RADARSAT-2 acquisitions in the Amazon since January 2012 till May 20, 2014

Year	Mode	Swath	Resolution (m)	Total square km
2012	MFW	90	5	14,570,619
2013	MFW	90	5	18,761,393
2013	XF	125	5	1,365,018
2014	MFW	90	5	2,739,916
2014	XF	125	5	10,500,240

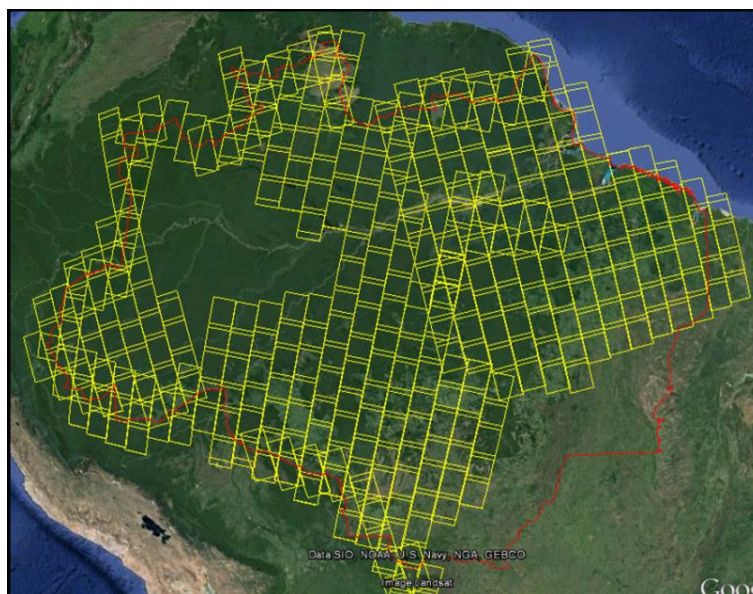


Figure 3. An example of the coverage planned for one cycle (24 days) of repeated XF image collection starting January 2014 for a large part of the Amazon basin. Some areas have both ascending (tracks from SSE to NNW) and descending (tracks from SSW to NNE) which means that those areas are being covered as often as 2 x per 24 days.

Change detection methodology

The following high-level processing steps can be used to obtain geocoded change detection products and alerts. These steps in principle do not require manual intervention and can be run automatically:

1. Precise co-registration of stack imagery: This process uses the geometric sensor model of each acquisition to line up the images so that objects on the ground are aligned in each image of the stack. The sensor models are then refined if needed using co-registration by using correlation of image feature content. This methodology has been refined over the years for InSAR applications and can be run reliably for exactly repeated images of the same area. This step can be avoided if very precise orbit data are embedded in the products.
2. Speckle filtering in order to reduce dominant speckle noise contributions. This can be accomplished using a basic spatial filter (e.g. 2 x 2 looks). In addition it is possible to utilize a temporal series of

images (e.g. several images before and after an event of interest), that have been acquired in identical geometry (stack) for temporal filtering. This can help in further reducing the contribution of speckle noise in final alert products.

3. Conversion of calibrated γ_0 values for each pixel (as provided in standard RADARSAT-2 image products) to dB as follows:

$$\gamma_{0dB} = 10 \log_{10} \gamma_0$$

4. Calculation of the difference (or more strictly: ratio) of corresponding pixels in image B and image A by taking the difference $R(B,A)$ resulting in a **“Ratio image”**:

$$R(B, A) = \gamma_{0dB}(B) - \gamma_{0dB}(A)$$

5. Averaging of the absolute differences over a small kernel (e.g. 100 x 100 m) in order to obtain a more meaningful spatial measure of change. D (Damage) is calculated as follows for each pixel in the output space, **“Damage image”**:

$$D(B, A) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |R(B, A)(i)|$$

6. Application of a standard threshold to the Damage image to detect pixels that exceed the threshold (e.g. 1 dB) indicating candidate locations (in “Alert” vector file) of canopy damage that exceed residual speckle levels.
7. Ortho-rectification of products using DEM (e.g. SRTM). This step might be avoided if SSG products are being used (geocoded imagery based on high accuracy orbit data). No manual intervention is required because of the geometric precision of the resulting products.

The resulting measurements of “forest activity noise” (in dB) in the Damage Image are indicative of canopy damage and result in candidate locations for forest clearing activity. As indicated, background speckle noise has been reduced by using temporal and spatial filtering while preserving the integrity of small-scale forest information content that is needed to successfully detect the changes. Figure 4 illustrates the steps 4, 5 and 6 for the generation of Ratio and damage imagery as well as alerts vector files. Note that spatial and temporal analysis processes allow separation of the alerts caused by canopy damage from other changes (e.g. due to moisture or agricultural activities). The approach requires reflection from the top of the canopy so it is important to carefully apply the method in non-tropical regions (with deciduous vegetation).

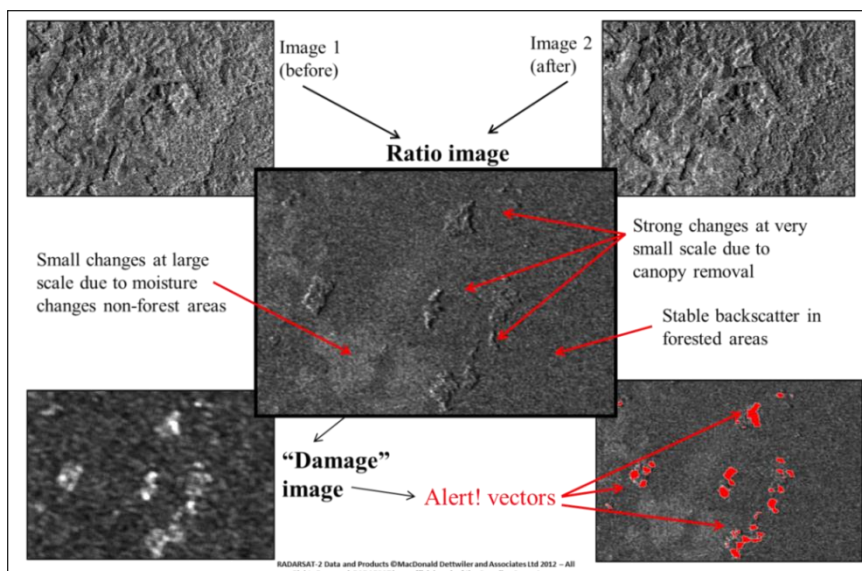


Figure 4. Illustration of processing steps for the generation of Canopy Damage Alerts as described in the steps 4, 5 and 6 above (generation of Ratio image, Damage image and Alerts).

RESULTS AND EXAMPLES

The following figures are intended to illustrate alert products and derived degradation maps of 3 locations in the Amazon forest. The data was part of the collections of the amazon described in preceding sections starting in early 2012. Since early 2012 a collaboration between Greenpeace Brasil and MDA has lead to a number of validation and demonstration activities using aerial and in-situ surveys in Central Africa (Liberia, Cameroon, Nigeria) as well as a number of areas in the Amazon. The paper by (Keizer et al.) will provide examples of succesful validation activities that concluded that alerts based on RADARSAT-2 data are accurate as frequently as 89% of cases investigated (this conference, XI SENGEF: Keizer et. al, 2014). The recent illegal logging report (Online (4) Greenpeace Brasil, May 2014) provides additional detail and background to this investigation.

Figure 5, 6 and 7 provide illustrations of degradation maps for the Awa-Caru, Cachoeira Seca and Riozinho territories. All results are presented in a similar way using the same colour coding scheme and the alert and change detection products described previously.

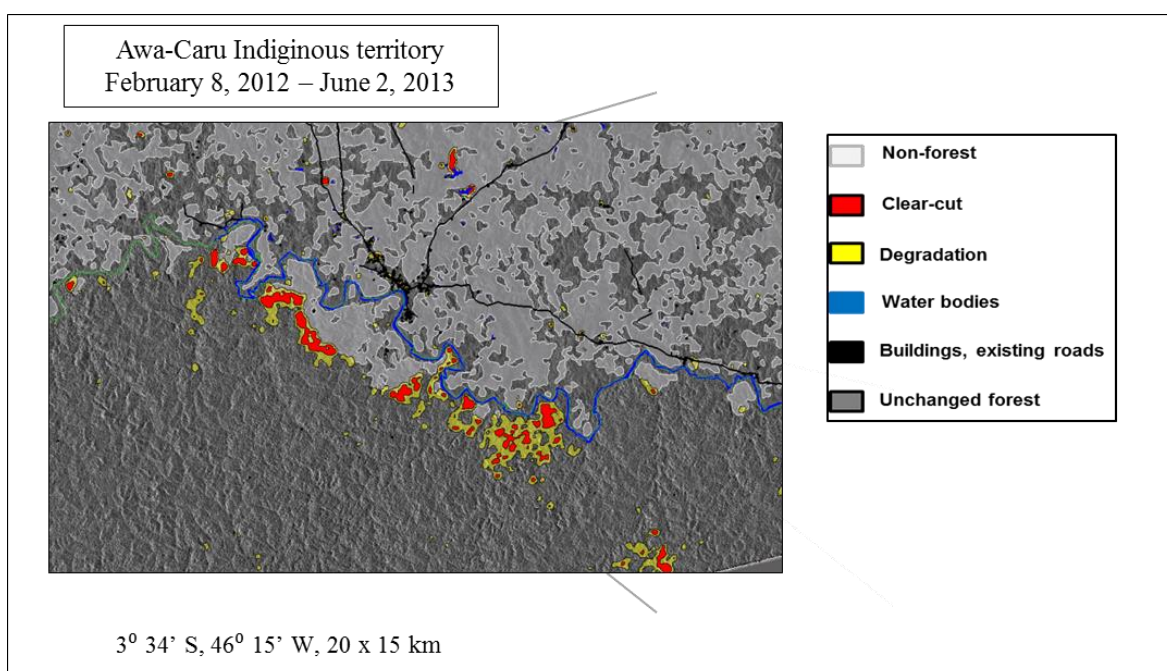


Figure 5. Example of a degradation map created from a small stack of imagery collected between February 8, 2012 and June 2, 2013. Degradation is indicated in 2 classes (clear-cut (red) and degradation (yellow)) where the red class represents slightly larger damage values. The light grey areas are non-forest at the start of the time window. Blue and black represent waterbodies and urban areas respectively. The unchanged forest is shown as a stacked image to highlight textural information.

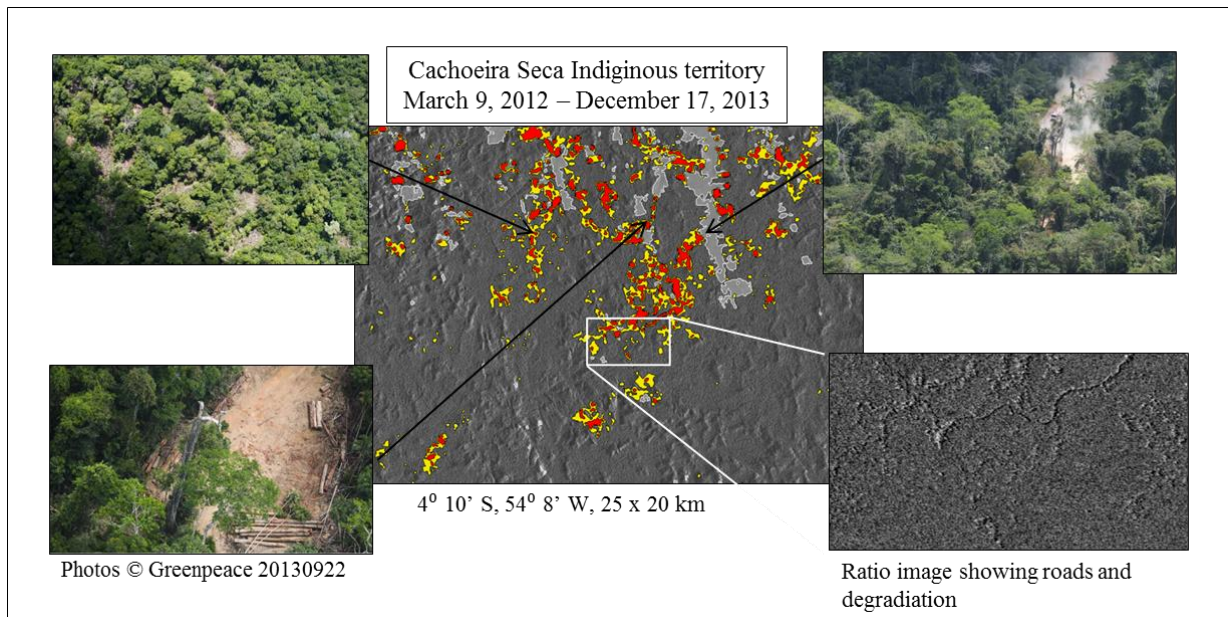


Figure 6. Example of a degradation map created from a small stack of imagery collected between March 9, 2012 and December 17, 2013. Degradation is indicated in 2 classes (clear-cut (red) and degradation (yellow)) where the red class represents slightly larger damage values. The light grey areas are non-forest at the start of the time window. The unchanged forest is shown as a stacked image to highlight textural information. The photos indicate confirmed degradation during overflights on September 22, 2013. The ratio image at the bottom right shows in slightly higher detail the location of logging roads and areas of low to moderate degradation.

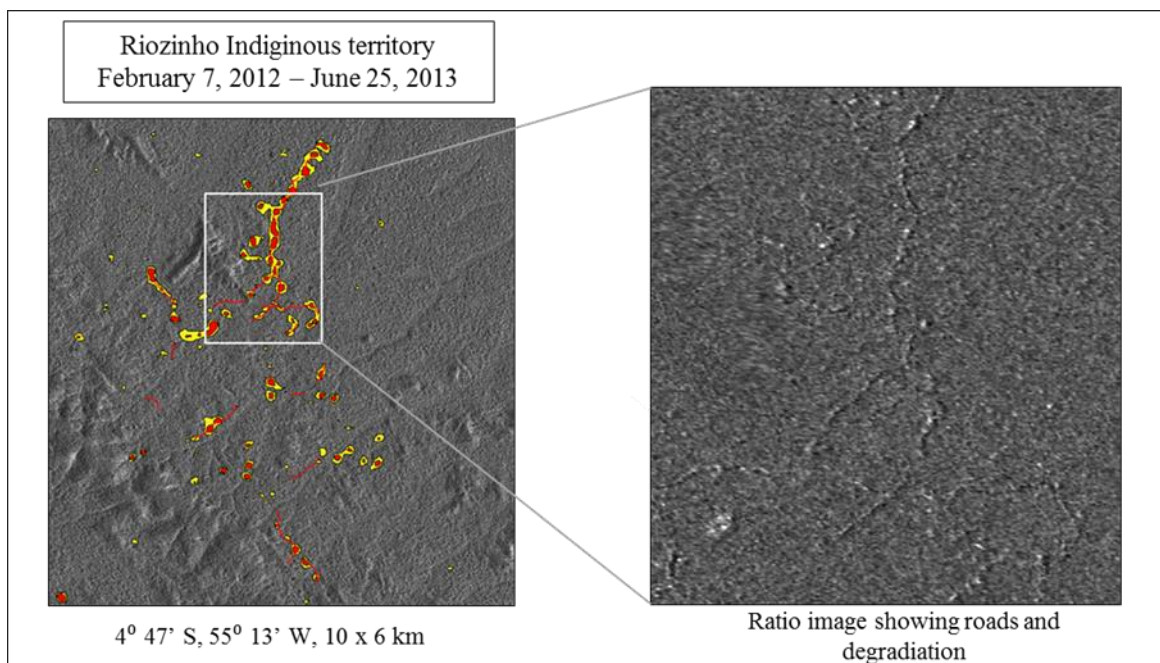


Figure 7. Example of a degradation map created from a small stack of imagery collected between February 7, 2012 and June 25, 2013. The ratio image on the right highlights in slightly higher detail the extent of illegal logging roads created during this time window. These roads can **not** easily be detected in very high resolution **individual** SAR images or even high resolution optical images.

CONCLUSIONS

A new spaceborne SAR based alert system has been described that relies on detection of canopy damage by using exactly repeated high resolution, wide swath imagery. The presented methodology can be fully automated and is promising as a reliable, high resolution alert system that has several strengths compared to existing systems. Advantages include reliable frequent coverage independent of cloud cover, persistent detectability of logging activity (independent of regrowth of smaller vegetation). The source resolution is important as it allows the preservation (after speckle filtering) of canopy structural information content that is used for canopy change detection. Minimum detectable clearings are as small as 0.06 – 1.0 Ha depending on the selected output product (ratio or damage product). Extensive aerial validation experiments have confirmed and quantified the utility and reliability of SAR based alerts. Further investigations, demonstrations and validation activities are recommended and can be based on the rich archive of suitable RADARSAT-2 SAR data over the Amazon basin.

REFERENCES

ELECTRONIC DOCUMENTS

- (1) http://gs.mdacorporation.com/includes/documents/52-1238_RS2_Product_Description_v1-11.pdf
- (2) http://gs.mdacorporation.com/includes/documents/RN-RP-51-2713%20RS-2%20Product%20Format%20Definition_1_10.pdf
- (3) https://neodf.nrcan.gc.ca/neodf_cat3/Index.php?lang=en
- (4) http://www.greenpeace.org/brasil/Global/brasil/report/2014/Denuncia%20GP%20madeira%20ilegal_13%2005%202014.pdf

PUBLISHED DOCUMENTS AND CONFERENCE PRESENTATIONS

1. State of the art for tropical forest monitoring by remote sensing, Rune Solberg¹, Eirik Malnes, Jostein Amlien, Fiona Danks, Jörg Haarpaintner, Kjell Arild Høgda, Bernt E. Johansen, Stein Rune Karlsen and Hans Koren. NR Norut, September 2008, 978-82-539-0530-3
2. Radarsat-2: a powerful solution for global forest monitoring needs, www.geoconnexion.com, February 2013.
3. “Wall-to-wall” Forest Degradation Monitoring using RADARSAT-2, Marco van der Kooij, ASAR 2013, St. Hubert, Quebec, October 15-17, 2013
4. RADARSAT-2, A New Tool for Land Surveillance, Marco van der Kooij, Earth from Space, the Most Effective Solutions, ScanEX conference, Moscow, October 1-3, 2013
5. David Goodenough, Hao Chen, A. Richardson, S. Cloude, W. Hong, Y Li, Mapping Fire Scars Using Radarsat-2 polarimetric SAR Data, Canadian Journal of Remote Sensing, 10/2011; 37(5):500:509. DOI:10.5589/m11-060
6. Keizer, E, Van der Kooij, M, Lira, R, Avila, N, The Use of Radarsat-2 for Detection and Mapping of Logging within the Amazon, 2014, Curitiba. Submetido. *SENGEF - XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal.*

GEORREFERENCIAMENTO DE ÁRVORES EM PARCELA PERMANENTE POR MEIO DE INTERAÇÕES TRIGONOMÉTRICAS

GEOREFERENCING OF TREE IN PERMANENT PLOT THROUGH TRIGONOMETRIC INTERACTIONS

Julio Budant Sobrinho¹, Thiago Floriani Stepka¹, Vagner Alex Pescck¹

¹UnC, Universidade do Contestado, R Roberto Ehlke, 86, 89460-000– Canoinhas, Santa Catarina.
jb_sobrinho@live.com; tfstepka@yahoo.com.br; vagneralex@yahoo.com.br

RESUMO

Em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista (FOM) no campus de Marcilio Dias da Universidade do Contestado em Canoinhas-SC, foi instalada uma parcela permanente, dentre a qual foi abordada a espacialização dos indivíduos mensurados dentro de uma parcela permanente, gerando um SIG (Sistema de Informação Geográfica), que irá contribuir com o estudo dinâmico do remanescente ao longo do tempo. A fim de Georreferenciar a unidade amostral, foram implantados 2 pontos em local aberto com o mínimo de interferência para multicaminhamento possível, observando esses com o auxílio de receptores GNSS (L1), partindo então destes com uma estação total até o devido local de implantação da parcela. Foram determinados os vértices marginais, a partir dos quais usou-se um sistema de coordenadas locais, as quais em conformidade com interações trigonométricas, permitiram Georreferenciar todos os indivíduos encontrados dentro da unidade amostral a fim de, dentre outros objetivos, verificar a sua distribuição espacial.

Palavras-chave: Floresta de Araucária, Dinâmica florestal, Sistema de Informação Geográfica.

ABSTRACT

In a remnant of Araucaria Forest (FOM) on the campus of the University of Contestado of Marcilio Dias, in Canoinhas-SC, were installed a permanent plot, among which was approached measured the spatial distribution of individuals within a permanent plot, generating a GIS (Geographic Information System), which will contribute to the dynamic study of the remaining over time. To Georeference the sampling unit, 2 points were deployed in the open with minimal interference to multipath possible, watching these with the help of GNSS (L1) receivers, then leaving them with a total station due to the site of the plot. Were determined marginal vertices, from which used a system of local coordinates, which in accordance with trigonometric interactions, allowed Georeference all individuals found within the sampling unit in order to, among other objectives, verify their spatial distribution.

Keywords: Araucaria Forest, Forest dynamics, Geographic Information System.

INTRODUÇÃO

Em virtude de propiciar a ciência e conhecer as diversas características e aspectos de uma floresta, é necessário estudar a sua dinâmica, permitindo projetar a manutenção da biodiversidade, bem como planejar de forma racional a exploração de seus recursos (AUSTREGÉSILO *et al.* 2004). A Floresta Ombrófila Mista, de ocorrência natural na América do Sul, em região subtropical, foi devastada em caráter displicente ao longo do processo de colonização do sul do Brasil, reduzindo a sua totalidade e seu patrimônio biológico (SANQUETTA, 2005).

Ao atrelar um sistema de informação geográfica ao estudo dinâmica de uma floresta, é possível usufruir de informações inerentes ao desenvolvimento da floresta, determinando e interpolando as áreas de maior ou menor crescimento e monitorando a mortalidade e o ingresso. Em outras palavras, o gerenciamento de dados espaciais em um plano de manejo sustentável, nos permite avaliar os locais de maior e menor importância, seja por volume de madeira ou por espécies de interesse (STEPKA *et al.* 2010).

A Geodésia, descrita por Aristóteles (384-322 a.C.), o qual possui como significado divisão da terra, partindo do princípio que o levantamento é tratado de forma parcial ou global, através da representação da superfície terrestre e suas características naturais ou artificiais. Dividida em Global, Local e plano topográfico, a geodésia local estabelece a criação de pontos de controle, a fim de determinar seu campo gravitacional e a superfície. Esses pontos de controle servem de bases para levantamentos de planos topográficos (IFSC, 2014).

Características físicas de um ambiente, ou corpos celestes nos auxiliaram por séculos na localização em campo e na elaboração de mapas como pontos de referência. Com a criação dos sistemas de coordenadas, a elaboração de mapas, foi observado à padronização dos pontos de referencias (VENANCIO, 2009). A cartografia e a geodésia aplicadas, nos permitem elaborar maiores detalhamentos em trabalhos técnicos como atributos especializados. O monitoramento de uma floresta, ganha subsídios consideráveis com o uso de tais atributos, instigando o aumento a precisão dos levantamentos nas tomadas de decisões, visando a recuperação e conservação da floresta (STEPKA *et al.* 2010).

No intuito de ampliar as características qualitativas do levantamento, somado a implementação de um banco de dados espaciais para o estudo da dinâmica da floresta, o objetivo desse trabalho, foi realizar um levantamento topográfico com bases geodésicas, propiciando a pesquisa, georreferenciar os indivíduos encontrados e avaliar a sua distribuição espacial em uma unidade amostral instalada em Floresta Ombrófila Mista no município de Canoinhas - SC.

MATERIAIS E MÉTODOS

Localiza no campus Marcilio Dias da Universidade do Contestado, município de Canoinhas, a área de estudo é qualificada como um fragmento de Floresta Ombrófila Mista secundária, influenciado por extensões antrópicas. No interior desse remanescente, foi implantada uma unidade amostral permanente (Figura 1) de 1 ha (100 m x 100 m), dividida em 4 sub-parcelas de 2.500 m² e estas em 5 faixas de 500 m², totalizando 20 faixas.

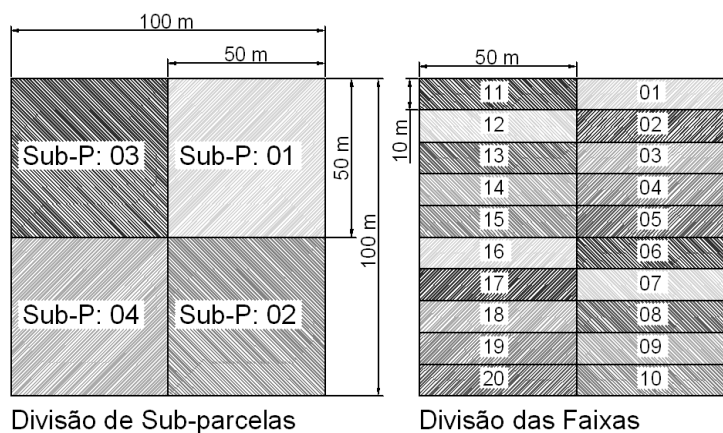


Figura 1. Croqui da unidade amostral e suas subdivisões.
 Figure 1. Sketch the sampling unit and its subdivisions.

Em cooperação científica, os laboratórios de cartografia, geoprocessamento e manejo florestal, executaram a implantação da unidade amostral no campus. Em virtude de orientar adequadamente as linhas perimetrais da parcela, sub-parcelas e faixas, optou-se pelo empregado de uma estação total (marca Leica, modelo TC 307), e um receptor GNSS (marca Ashtech, modelo ProMark 2). Para processamentos e ajustes, foi empregado o programa Posição, Ashtech Solution e o PPP (Posicionamento Por Ponto Preciso, também chamado de Posicionamento Absoluto Preciso), este último disponível na web site do IBGE e os demais compondo o acervo de materiais e software da Universidade.

Dentro do obtempero, aplicou-se o uso de uma poligonal aberta, partindo de dois pontos conhecidos, os quais foram rastreados por um receptor GNSS, possibilitando georreferenciar a amostrar por intermédio de ângulos e distâncias observadas.

É válido ressaltar que a coleta dos dados, foi abordada de modo a possibilitar e garantir uma maior complexidade e abrangência para fins científicos. Logo após a delimitação da unidade amostral, foram realizadas observações *In loco*, mensurando a circunferência na altura do peito (CAP) de todos os indivíduos com medida igual ou superiores a 31,4 cm, numeradas, identificadas e por intermédio de um sistema de coordenada local cartesiano (X,Y), foi determinado a localização de cada árvore dentro da parcela, apurado com o amparo de trenas. Para esse fim, foi escolhido o ponto perimetral mais ao norte e mais a oeste, atribuído a esse, o valor 0 e 0 para as coordenadas do plano local cartesiano X e Y, referenciando a localização de cada árvore mensurada dentro da unidade amostral a partir desse ponto.

Com o auxílio de planilha de cálculo eletrônico, foi determinado o ângulo entre a linha AB e cada uma das árvores cadastradas, por intermédio das respectivas coordenadas cartesianas. Ao somar este ângulo ao azimute correspondente aos vértices AB, foi possível encontrar o ângulo azimutal de cada indivíduo de interesse, observado o exemplo na Figura 2.

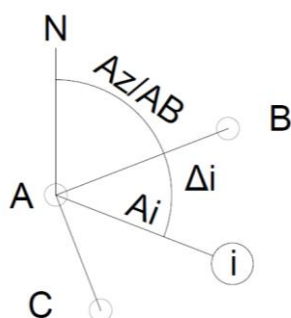


Figura 2. Exemplo de determinação de ângulo azimutal de um ponto.
Figure 2. Example of determination of azimuthal angle of a point.

Não apenas o ângulo azimutal, mas outra premissa importante calculada foi a distância entre o vértice A e cada indivíduo, partindo então para a determinação das coordenadas UTM de cada árvore. Para a determinação das coordenadas UTM, fez-se o uso das seguintes expressões:

$$X(i) = X(a) + (Ai * \text{sen}(Az(AB) + \Delta i)) \text{ ou}$$

$$X(i) = X(a) + (Ai * \text{sen}(Azi))$$

E respectivamente:

$$Y(i) = Y(a) + (Ai * \text{cos}(Az(AB) + \Delta i)) \text{ ou}$$

$$Y(i) = Y(a) + (Ai * \text{cos}(Azi))$$

Onde: $X(i)$ e $Y(i)$: representa a coordenada X e Y, respectivamente (UTM) de dado indivíduo;
 $X(A)$ e $Y(A)$: expressa as coordenadas UTM do vértice de referência (mais ao Norte e mais a Oeste);
 Ai : representa a distância entre o ponto de referência e o indivíduo cadastrado;
 $Az(AB)$: Ângulo azimutal referente aos vértices perimetrais A e B (os dois pontos mais ao norte);
 Δi : O ângulo formado entre a reta AB e Ai ;
 Azi : Ângulo azimutal do indivíduo (i) em relação ao ponto de referência;

Além da proposta principal do projeto, buscou-se comparar os resultados obtidos com o georreferenciamento das árvores com o índice de agregação de McGuinness (IGA).

$$IGA = \frac{D}{d}$$

Onde: IGA: é o “índice de MacGuinnes” para a i-ésima espécie;

Onde: IGA: é o “índice de MacGuinnes” para a i-ésima espécie;

D: representa a densidade observada da i-ésima espécie;

d: descreve a densidade esperada da i-ésima espécie.

Para expor os resultados, optou-se em apresentar um mapa resultante todos os indivíduos arbóreos da floresta e também para as espécies que apresentaram maiores valores para o índice de agregação de MacGuinnes, focando, principalmente, para as características “agregado” e “tendência ao agrupamento”, apresentando a distribuição espacial da espécie com o maior número de indivíduos em cada situação.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Elaborado e executado em 2013, o projeto amostrou uma área 1 hectare, onde foram observadas 835 fustes de 47 espécies sendo 1 desconhecida, dentro de 25 famílias. Dentre as espécies de maior ocorrência, pode-se citar Cuvatã (*Cupania vernalis*) com 144 indivíduos, Branquilha (*Sebastiania commersoniana*) com 122 exemplares, Guaçatunga Vermelha (*Casearia obliqua*) 63 espécimes, Açoita Cavalão (*Luehea grandiflora*) com 53 indivíduos, para as demais espécies, foram mensurados menos de 50 fustes por espécie.

Ao observar os índices florísticos, as espécies que apresentaram o maior número de exemplares por índice foram:

- Agregado: *Cupania vernalis* (Cuvatã);
- Tendência ao agrupamento: *Luehea grandiflora* (Açoita Cavalão).

Dentro dos parâmetros cartográficos predeterminados para o levantamento, o uso do receptor GNSS, determinou as coordenadas dos pontos de controle, pelo PPP, partindo desses com a estação total e determinando as coordenadas marginais da parcela, podendo ser observado na Tabela 1 e respectivamente na Figura 3.

Tabela 1. Identificação e coordenada de cada unidade amostral (SIRGAS2000, 22J).

Table 1. Identification and coordinates of each sampling unit (SIRGAS2000, 22J).

Vértice	Coordenada X.	Coordenada Y.
A	561215,721	7113771,470
B	561308,968	7113807,595
C	561251,846	7113678,223
D	561345,093	7113714,348

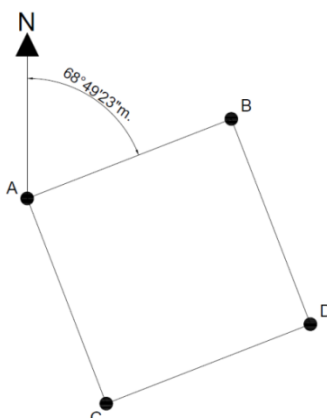


Figura 3. Espacialização dos vértices marginais da parcela permanente.

Figure 3. Spatial distribution of marginal vertices of permanent plot.

Dentro as observações realizadas, foi obtido uma gama de dados, os quais possibilitaram gerar mediante discernimento gráfico e visual, uma nuvem de pontos, onde cada ponto representa um indivíduo observado. Dentro da massa de dados obtidos, a Figura 4, apresenta a representação gráfica dos dados obtidos para o plano de coordenada local.

A determinação da coordenadas iniciais satisfazem as diretrizes que dizem respeito às coordenadas locais, porém, para determinar o correto georreferenciamento, a partir da nuvem de dados observados e o uso de interações trigonométricas, determinando a correta localização geográfica de cada indivíduo como pode ser observado na Figura 5.

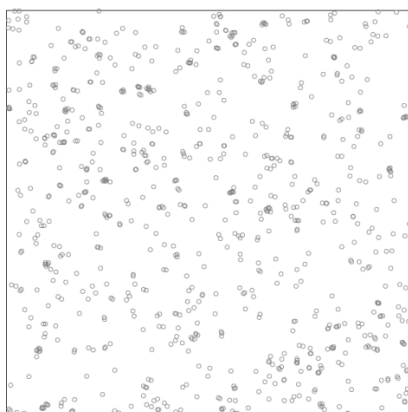


Figura 4. Espacialização dos indivíduos dentro da unidade amostral por coordenadas locais.
Figure 4. Spatial distribution of individuals within the sample unit by local coordinates.

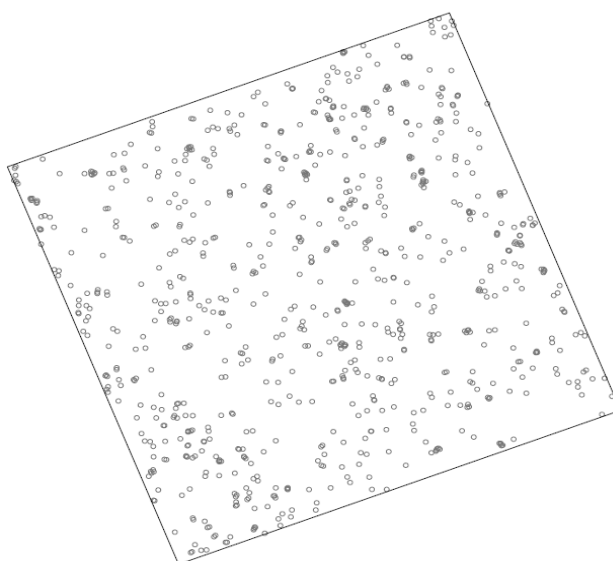


Figura 5. Distribuição georreferenciado dos indivíduos dentro da unidade amostral.
Figure 5. Georeferenced distribution of individuals within the sample unit.

Dentro do contexto do trabalho, fez-se importante comparar os resultados obtidos com através do índice de agregação de MacGuinnes. A *Cupania vernalis* (Cuvatã), foi a espécie que aparece com o maior número de indivíduos total, sendo a espécie classificada como agregada, ou seja, é encontrada nas unidades amostrada, ocorrendo com vários indivíduos muito próximos entre si, como pode ser visto na Figura 6, onde podem ser observados pontos mais escuros, que representam reboleiras.

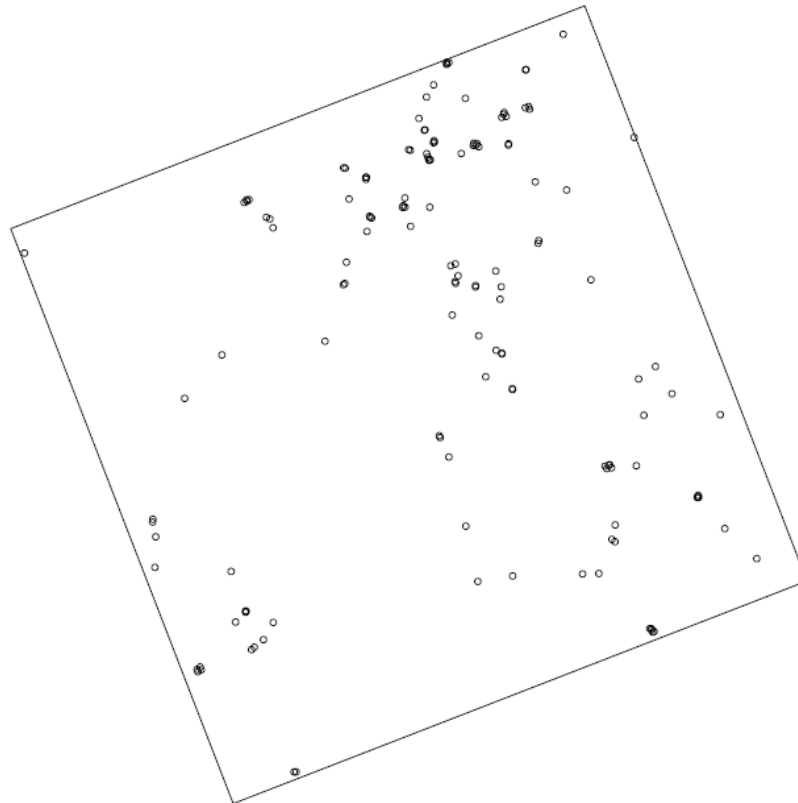


Figura 6. Distribuição da *Cupania vernalis* dentro da unidade amostral.
Figure 6. Distribution *Cupania vernalis* within the sample unit.

O açoita cavalo (*Luehea grandiflora*), apresentou tendência ao agrupamento, ou seja, aparecem bastante dispersas, mas surgem de forma razoavelmente concentrada, como visto na Figura 7.

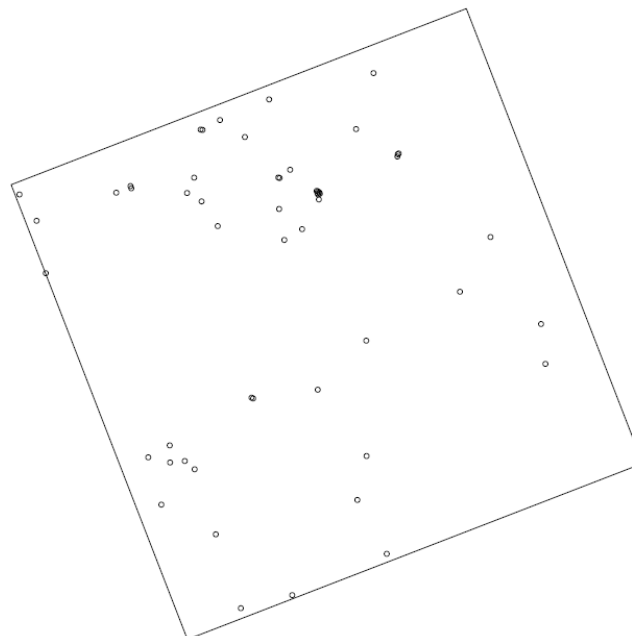


Figura 7. Distribuição da *Luehea grandiflora* dentro da unidade amostral.
Figure 7. Distribution *Luehea grandiflora* within the sample unit.

CONCLUSÕES

Pode-se observar a importância de se desenvolver um banco de dados espacial, facilitando na observação da estrutura e distribuição espacial dentro de uma unidade amostral.

É possível descrever o método como eficaz, já que os resultados obtidos com o índice de agregação de MacGuinnes, forma compatíveis aos dados obtidos com o método aplicado.

O diagnóstico da dinâmica de uma floresta, permite construir um manejo de maneira viável e precisa, indicando as diferentes taxas de desenvolvimento. O apoio de um modelo georreferenciado, é possível aperfeiçoar as ações e enfoque para a exploração efetiva, determinando com precisão a localização das espécies de maior ou menor interesse comercial.

REFERENCIAS

AUSTREGÉSILO, S.L.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A.A.; SOUZA, A.L.; MEUNIER, I.M.J.; SANTOS, E.S. Comparação de métodos de prognose da estrutura diamétrica de uma floresta estacional semidecidual secundária. Revista *Árvore*, Viçosa-MG, v. 28, n. 2, p. 227-232, 2004.

IFSC. MÓDULO III – UNIDADE CURRICULAR GEODÉSIA, 2014 Disponível em: <http://sites.florianopolis.ifsc.edu.br/agrimensura/files/2013/07/geodesia.pdf>

SANQUETTA, C.R. Perspectivas da recuperação e do manejo sustentável das florestas de araucária. Data de publicação, 10 de ago. de 2005. <http://www.comciencia.br/reportagens/2005/08/09.shtml>.

STEPKA, T.F. *et al.* Monitoramento espacial da dinâmica de uma Floresta Ombrofila Mista. IX seminário de atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicadas à engenharia florestal – 2010.

VENANCIO, D.L. Mapeamento de araucária angustifolia utilizando DGPS e imagem de satélite quickbird-2. Irati, 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Estadual do Centro-oeste, UNICENTRO – PR.

GERENCIAMENTO DA PAISAGEM NA FIBRIA UNIDADE TRÊS LAGOAS-MS: CORREDORES ECOLÓGICOS E CONSERVAÇÃO

LANDSCAPE MANAGEMENT AT THE FIBRIA UNIT TRÊS LAGOAS-MS: ECOLOGICAL PASSAGE AND CONSERVATION

Fabio Henrique de Almeida ¹, Dennis Bernardi ², Renato Cipriano Rocha ³, Laury Cullen ⁴, Alexandre Uezu ⁵,
Fernando Lima ⁶

^{1,2,3} Fibria Celulose S/A, Rodovia BR 158, Km 298, 79601-970 – Três Lagoas, MS, Brasil,

¹fabio.henrique@fibria.com.br, ²dennis.bernardi@fibria.com.br, ³rcrocha@fibria.com.br

^{4,5,6} Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), Rodovia Dom Pedro I, Km 47, 12960-000 – Nazaré Paulista, SP,
Brasil, ⁴lcullen@stetnet.com.br, ⁵aleuezu@gmail.com, ⁶pardalimitis@gmail.com

RESUMO

O aumento da demanda mundial por papel, celulose e produtos florestais tem resultado na expansão de áreas de silvicultura em novas fronteiras de forma crescente e muitas vezes com pouco planejamento. Em conformidade com as legislações e princípios e critérios de certificadoras, a Fibria já tem como prática de manejo a preservação e restauração de fragmentos florestais e a condução de boas práticas ambientais, porém sempre buscando melhorias contínuas. O objetivo deste artigo é mostrar a experiência entre a Fibria Unidade Três Lagoas-MS e do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) em criar análises em um ambiente SIG para servir de ferramenta de auxílio na gestão ambiental. Como resultados, destacam-se a classificação do uso e ocupação do solo de uma área de 1.916.749 ha e a identificação de áreas prioritárias para a conservação dentro do contexto dos corredores ecológicos. Observou-se que a metodologia mais adequada para classificação de uso e ocupação do solo foi a de “técnicas híbridas” que incluem a classificação digital e a interpretação visual conjuntamente. Já sob o ponto de vista das áreas prioritárias, evidenciaram-se grandes fragmentos de várzeas em mosaicos contínuos como prioridade para conservação.

Palavras-chave: SIG, fragmentos florestais, corredores ecológicos.

ABSTRACT

The increasing world demand for paper, pulp and forest products has resulted in the expansion of areas of silviculture in new boundaries in order crescent and often with little planning. In conformity to laws and principles and standard for certification, the Fibria already have as management the preservation and restoration of forest fragments and conducting environmental practices, however always seeking continuous improvement. The purpose of this article is to show the experience of Fibria Unit Três Lagoas-MS and the Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) in creating analysis in a GIS platform to serve as a tool to aid in environmental management. As results, we highlight the classification of the use and occupation of an area of 1.916.749 ha and the identification of priority areas for conservation within the context of ecological passage. It was observed that the most appropriate methodology to use classification and land was to "hybrid techniques" that include the digital classification and visual interpretation together. From the point of view of the priority areas, showed up large fragments of floodplains in continuous mosaics as a priority for conservation.

Keywords: GIS, forest fragments, ecological passage.

INTRODUÇÃO

O aumento da demanda mundial por papel, celulose e produtos florestais tem resultado na expansão de áreas de silvicultura em novas fronteiras no Brasil e no mundo. Mais especificamente, o avanço da cultura do eucalipto sobre as últimas fronteiras agrícolas tem levado a um grande aumento das áreas cultivadas com essa espécie, muitas vezes realizadas sem um planejamento ambiental adequado para a paisagem regional, resultando em degradação ambiental. Associada a esse cenário de expansão de áreas de silvicultura, a sociedade testemunha uma crescente preocupação com a biodiversidade, apoiada por leis ambientais cada

vez mais protecionistas e por uma pressão de mercados consumidores que exigem uma agrossilvicultura com bases sustentáveis.

Os programas de adequação ambiental e planejamento da paisagem visam estabelecer ações para uma produção mais sustentável, respeitando as exigências legais quanto à proteção dos recursos naturais. Grandes unidades produtivas podem optar pelo planejamento sustentável da paisagem. No contexto dos corredores de biodiversidade, é preciso considerar os diferentes usos do solo, a biodiversidade local e os fragmentos florestais e buscando compatibilizá-los com áreas urbanas, assentamentos rurais, áreas agrícolas, industriais e a infraestrutura. No Brasil, as exigências da Lei Florestal vigente incluem a preservação e/ou a restauração da vegetação nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) nas margens dos corpos d'água, com a largura variando de acordo com as características dos corpos d'água, em áreas com declividade superior a 45°, nos topos de morros e nas encostas das chapadas e tabuleiros. Outra exigência da legislação é a manutenção e/ou restauração da vegetação natural de uma porcentagem das propriedades rurais na forma de Reserva Legal (RL), podendo variar de 20% nas áreas de Mata Atlântica e Cerrado, a 80% nas áreas de floresta Amazônica.

O presente artigo relata a experiência do trabalho conjunto da Fibria Unidade Três Lagoas-MS com o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) que objetivou um estudo para gerenciamento da paisagem com foco em corredores ecológicos e conservação da biodiversidade. Destacam-se os seguintes objetivos:

- Classificação temática do uso e ocupação do solo de toda região de estudo;
- Identificação de áreas prioritárias para a conservação dentro do contexto dos corredores ecológicos;
- Identificação de fragmentos florestais especiais para conservação considerando métrica da paisagem.

Torres (2011) considera que o monitoramento do uso e da cobertura da terra é uma tarefa essencial para o conhecimento da realidade ambiental da região estudada e contribui na busca de soluções de problemas que possam apresentar-se.

Com a redução das florestas, torna-se necessário o desenvolvimento de estratégias que possibilitem a conservação da vegetação remanescente. Neste contexto, o uso de ferramentas, tais como os Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permite a pesquisadores, legisladores e pessoas incumbidas de tomar decisões, a aquisição de informações espaciais ágeis e adequadas ao planejamento e gerenciamento ambiental (SIMÕES e CARDOSO, 1998).

Visando a identificação de fragmentos florestais expressivos e importantes para conservação, bem como manter o atendimento eficaz da legislação ambiental vigente, bem como de certificações (FSC® - *Forest Stewardship Council* e CERFLOR – Programa Brasileiro de Certificação Florestal), preocupou-se em utilizar geotecnologias para analisar e conhecer a extensa área de estudo proposta.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo tem área total de 1.916.749 ha, a qual compreende porções de sete municípios do estado de Mato Grosso do Sul (MS), sendo eles: Água Clara, Bataguassu, Brasilândia, Ribas do Rio Pardo, Santa Rita do Pardo, Selviria e Três Lagoas. A Figura 1 evidencia a localização da área de estudo, situada na parte leste no estado de MS.

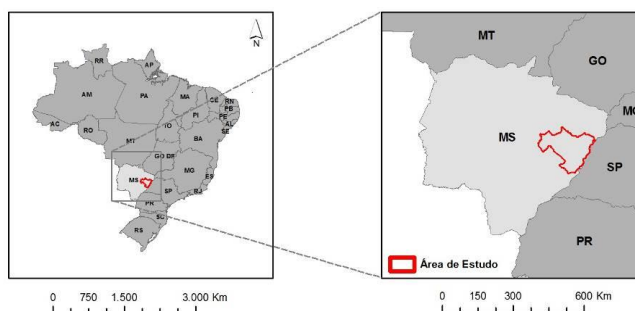


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Location of the study area.

Trata-se de uma área de transição entre o Bioma Cerrado e Mata Atlântica, porém com predominância do Bioma Cerrado (Figura 2).

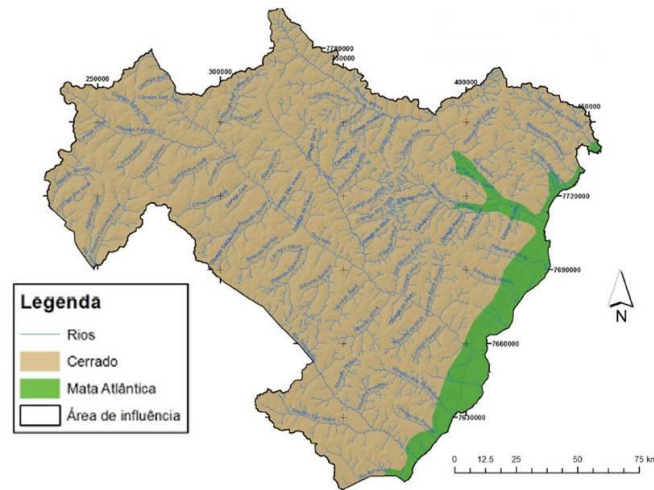


Figura 2. Distribuição dos Biomas Cerrado e Mata Atlântica na área de estudos (IBGE, 2014).
Figure 2. Distribution of Biomes Cerrado and Atlantic Forest study area (IBGE, 2014).

Para o mapeamento do uso e ocupação do solo utilizou-se uma combinação de diferentes métodos/etapas:

- Definição da área de amostragem baseada nas microbacias que compõem a área de estudo;
- Criação de áreas de treinamento baseadas na amostragem feita em campo pela equipe;
- Uso da extensão Feature Analyst do Software ArcGIS para classificação supervisionada das imagens de satélite;
- Interpretação visual e edição manual das imagens, aplicando correções aos resultados obtidos na classificação supervisionada;
- Integração das informações de uso do solo das Fazendas da Fibria Unidade Três Lagoas-MS.

As imagens de satélite utilizadas foram resultantes da combinação mosaificada dos seguintes produtos (Figura 3):

- Imagens ALOS (Advanced Land Observing Satellite) 2,5 m Pancromática e 10 m Multiespectral fusionadas do ano de 2009;
- Imagens CBERS-2B Câmera HRC 2,7 m Pancromática e Imagens multiespectrais Landsat 10 m fusionadas do ano de 2008.

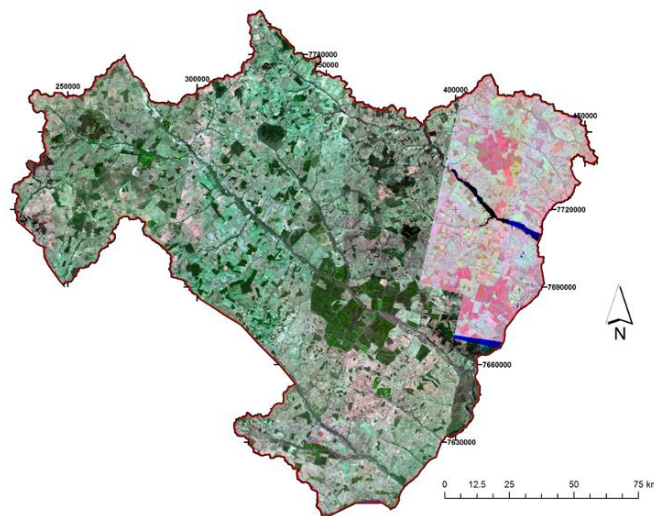


Figura 3. Mosaico de Imagens de satélite ALOS e CBERS-2B HRC/Landsat.
Figure 3. Satellite images mosaic of ALOS e CBERS-2B HRC/Landsat.

Para todos os elementos da paisagem mapeados, foram feitas verificações em campo – a verdade terrestre – com GPS de navegação (5 m de acurácia), a fim de corresponder o observado na imagem e na realidade local. Foram identificados oito tipos de usos do solo predominantes: solo exposto, pastagens, várzeas, lagos, rios e lagos artificiais, vegetação estágio médio, vegetação estágio avançado, construções e edificações, e talhões.

Após a classificação do uso e ocupação do solo, iniciou-se um processo de análise dos fragmentos de remanescentes florestais, o qual foi dividido em:

- Identificação de áreas prioritárias para a conservação dentro do contexto dos corredores ecológicos;
- Identificação de fragmentos florestais especiais para conservação considerando métrica da paisagem.

Com o objetivo de identificar as áreas prioritárias no contexto dos corredores ecológicos, foram adotados três critérios:

- Proximidade a fragmentos florestais;
- Proximidade às Áreas de Preservação Permanente (APPs);
- Densidade de pixels de fragmentos especiais para conservação.

Para os dois critérios de proximidade, foram gerados mapas no formato matricial (raster) em que cada célula pixel armazenava a informação de distância euclidiana às áreas mais próximas de cada um desses referenciais, os remanescentes florestais e as APPs (letras a e b da Figura 4). Foi adotado um limite máximo de distância de 1000 m, ou seja, para os pixels que estiverem a distâncias superiores a esta se assume o valor de 1000. Para o terceiro critério, também foi gerado um mapa no formato raster, porém este armazenava os valores de densidade de pixels de fragmentos especiais para conservação dentro de um raio de 1000 metros (letra c da Figura 4), indicando as irregularidades e reentrâncias existentes nos fragmentos especiais para conservação. A restauração dessas áreas possibilita que os fragmentos fiquem mais compactos e, portanto, com menos efeito de borda.

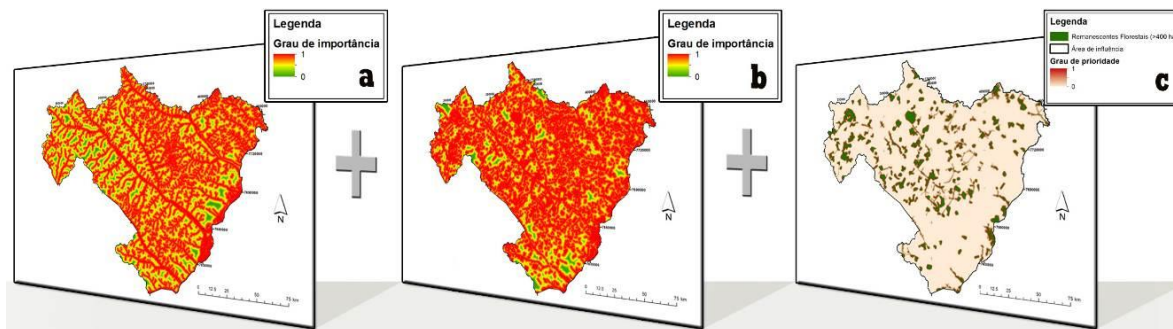


Figura 4. (a) Proximidade a fragmentos florestais; (b) Proximidade às Áreas de Preservação Permanente (APPs); (c) Densidade de pixels de fragmentos especiais para conservação.

Figure 4. (a) Proximity to forest fragments; (b) Proximity to the Permanent Preservation Areas; (c) Density of pixel of specials fragments for conservation.

Para a identificação de fragmentos especiais para conservação considerando métrica da paisagem, adotou-se a seguinte metodologia:

- Seleção dos fragmentos de remanescentes florestais maiores que 400 ha e estratificação do resultado em:
 - Quantidade de área central (Core);
 - Proximidade a outros fragmentos;
 - Forma dos fragmentos.

A área Core indica a parte interna do fragmento que em geral está mais bem preservada, pois tem uma influência menor de bordadura, ou seja, dos ecossistemas antropizados no entorno dos remanescentes. Já a proximidade a outros fragmentos, é fundamental porque permite o fluxo gênico e de indivíduos entre os

fragmentos, reduzindo a chance de extinção local das espécies. E finalmente a forma é importante porque quanto mais irregular, mais áreas sob efeito de borda o fragmento terá e, em geral, essas áreas são mais degradadas e as espécies mais sensíveis não conseguem usá-las, diminuindo o tamanho efetivo dos fragmentos. Esses três índices foram inicialmente padronizados, passando a variar de 0 a 1 e, em seguida, sintetizados em um único índice através da média desses valores padronizados. Dessa forma, quanto maior o valor desse índice médio, melhor a condição desses fragmentos com base nesses três critérios e provavelmente maior o seu valor de importância.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Considerando a classificação temática do uso e ocupação do solo que serviu como principal base para as análises desenvolvidas no trabalho, observou-se que o resultado adequado aconteceu com a combinação entre as classificações supervisionadas no ArcGIS e também visual. Ponzoni e Shimabukuro (2007, p. 66) comentam que a aplicação das técnicas de processamento digital de imagens no estudo da vegetação teve início dos anos 70, seguindo-se até meados da década de 80. Em seguida, sua aplicação continuou sendo intensa, incluindo o desenvolvimento de metodologias que se serviram daquilo que foi denominado de “técnicas híbridas” que incluem a classificação digital e a interpretação visual conjuntamente.

A Figura 5 mostra o resultado da classificação temática e, em sequência, a Tabela 1 expõe as quantificações de cada categoria de uso do solo da região de estudo.

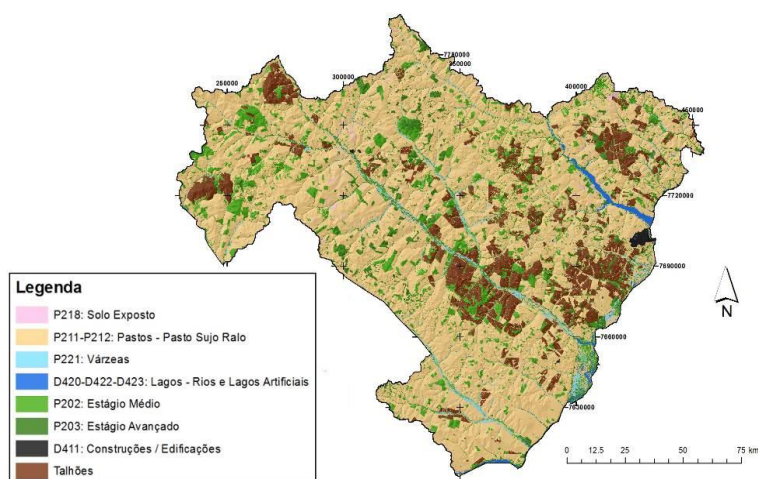


Figura 5. Classificação do uso e ocupação do solo.

Figure 5. Classification of the use and occupation of land.

Tabela 1. Categorias de uso do solo.

Table 1. Categories of land use.

Classe	Grupo	Classificação	Refid	Área (ha)	%
1	Área de conservação	Solo exposto	P218	15.155	0.79
2	Área de conservação	Pasto/Pasto Sujo Ralo	P211/212	1.194.736	62.38
3	Área de conservação	Várzea	P221	45.697	2.37
4	Áreas diversas	Lago/Rio/Lago Artificial	D420/D422/D423	19.627	1.00
5	Área de conservação	Veg. Estágio Médio	P202	275.189	14.36
6	Área de conservação	Veg. Estágio Avançado	P203	101.896	5.35
7	Áreas diversas	Construções/Edificações	D411	5.387	0.26
8	Talhões			259.063	13.58
Totais				1.916.749	100

Após isso, o cruzamento dos mapas apresentados na Figura 4 foi aplicado para identificação das áreas prioritárias para conservação dentro do contexto dos corredores ecológicos (Figura 6).

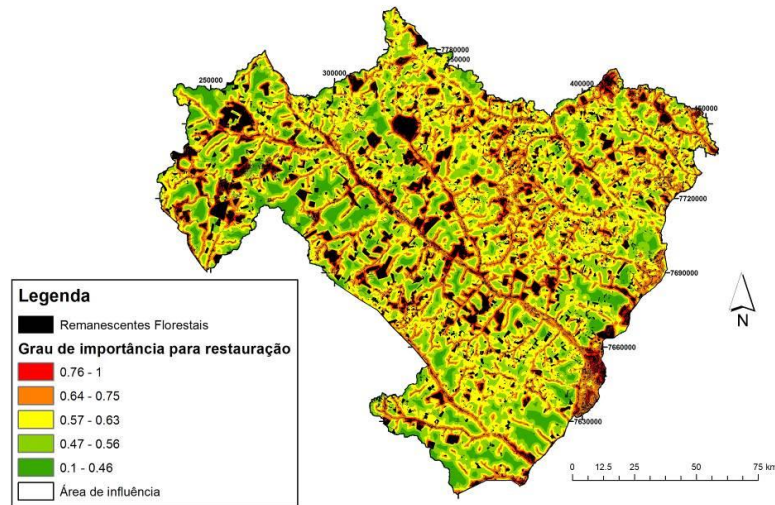


Figura 6. Áreas prioritárias para conservação dentro do contexto dos corredores ecológicos.
Figure 6. Priority areas for conservation within the context of ecological passage.

Observa-se a partir do mapa gerado que as grandes várzeas em mosaicos contínuos, identificadas em vermelho (0.76 – 1), requerem prioridade de conservação, destacam-se a parte central e sul da área de estudo. Torna-se importante a conservação destas porções por se tratarem de corredores e trampolins ecológicos para as movimentações da fauna local.

Já a Figura 7 apresenta a indicação dos fragmentos florestais especiais para conservação considerando métrica da paisagem:

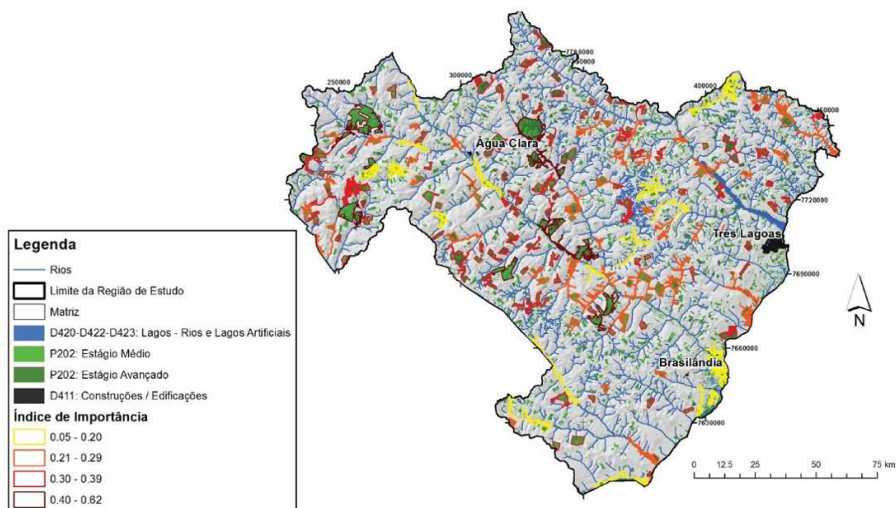


Figura 7. Fragmentos florestais especiais para conservação considerando métrica da paisagem.
Figure 7. Specials forests fragments to conservation considering the landscape metric.

Após as análises e geração do mapa com a indicação dos fragmentos florestais, as quais consideraram métrica da paisagem sob um âmbito de proteção, observou-se uma oportunidade da utilização desta ferramenta para auxiliar na gestão destes fragmentos remanescentes florestais, podendo ser mantidos ou aumentados, tornando possível a tomada de decisões racionais de manejo e conservação que sejam consistentes com a proteção dos valores ambientais e sociais importantes de uma área florestal.

Uma região da paisagem, definida como especial para a conservação, pode ser considerada como um mosaico protegendo um riacho ou um pequeno fragmento florestal. Em outros casos, um fragmento especial para conservação pode conter diversas espécies ameaçadas ou em perigo de extinção que ocorrem na área de estudo. Decisões relacionadas a florestas especiais para conservação deverão sempre ser consideradas no contexto de uma abordagem de precaução.

CONCLUSÕES

Constata-se a partir desse estudo que a Fibria vem buscando manter o planejamento sustentável da paisagem, no contexto dos corredores ecológicos e da conservação da biodiversidade, principalmente em áreas especiais para conservação, estando em sintonia com os princípios e critérios exigidos pelas certificações florestais.

Para este estudo, verificou-se que a metodologia mais adequada para classificação de uso e ocupação do solo foi a de “técnicas híbridas” que incluem a classificação digital e a interpretação visual conjuntamente. Foram considerados oito tipos de usos do solo predominantes, classificados no Software ArcGIS, os quais foram previamente identificados em campo.

Quanto à identificação consolidada das áreas prioritárias para a conectividade e restauração florestal, conclui-se ser uma ferramenta de extrema importância para o planejamento e conservação da paisagem regional. Pixels com valores mais próximos a 1 (um) poderão ser priorizados na alocação de áreas para a recuperação de passivos ambientais em Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente, bem como possibilita embasamento para planejamento de novas fazendas. Seguindo essa orientação, as ações de restauração poderão aumentar o tamanho dos fragmentos florestais, aumentando suas capacidades de suporte; reduzindo o efeito de borda, especialmente nos fragmentos especiais para conservação, bem como poderão aumentar a conectividade da paisagem, interligando os fragmentos florestais remanescentes.

Em síntese, o trabalho gerou mais uma ferramenta de planejamento para a conservação da biodiversidade e a conectividade florestal, preocupando-se com os recursos hídricos, ecossistemas e paisagens frágeis, sempre considerados no contexto de uma abordagem de precaução. Todas as informações e mapas gerados estão integrados em um banco de dados espacializado em um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

REFERÊNCIAS

PONZONI, F.P.; SHIMABUKURO, Y.E. A Aparência da Vegetação em Imagens Multi-Espectrais. In: Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação. Viçosa: Editora Parêntese, 2007. Cap. 2, p. 41-66.

SIMÕES, L.B.; CARDOSO, L.G. Análise da distribuição da vegetação nativa na Bacia do Ribeirão Lavapés, Botucatu/SP, através de Sistema de Informações Geográficas. Energia na Agricultura, v. 13, n. 3, p. 1-9, 1998.

IBGE. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/> Acesso em: 18 de Maio, 2014.

TORRES, D.R. Análise multitemporal do uso da terra e cobertura florestal com dados dos satélites Landsat e ALOS. 97 f. Tese de Mestrado em Engenharia Florestal - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2011.

IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA ÁREA AFETADA PELO INCÊNDIO NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO TAIM – RS EM MARÇO DE 2013 POR MEIO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO

IDENTIFICATION AND MEASUREMENT OF THE AFFECTED AREA BY THE FIRE IN MARCH 2013 IN TAIM ECOLOGICAL STATION THROUGH REMOTE SENSING IMAGES

Luis Fernando Flenik Costa¹, María Silvia Pardi Lacruz¹, Manoel de Araújo Sousa Júnior², Elisine Alba², Pablo Santos Berthes da Silva²

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais - CRS, Campus da Universidade Federal de Santa Maria, 97105-970 – Santa Maria, RS, Brasil, flenikcosta@gmail.com, lacruz@dsr.inpe.br

² Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima nº 1000 Cidade Universitária, 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil, manoel@ufsm.br, lisi_alba@hotmail.com, pablo_santos0715@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho é quantificar a área de cicatriz de incêndio e frente de fogo durante o incêndio de março de 2013 na Estação Ecológica do Taim (ESEC do Taim) até a sua recuperação superficial. Para essa análise foram utilizadas imagens do sensor *MODIS* de reflectância diária (MOD09) com resolução de 250 metros para obter os polígonos de frente de fogo e cicatriz de incêndio e uma imagem do sensor *OLI/Landsat* para confecção de um mapa de uso da terra. Os polígonos de cicatriz e frente de incêndio foram obtidos mediante a vetorização dos mesmos nas imagens *MODIS*, o mapa de uso da terra foi obtido através da classificação da imagem Landsat 8. Os resultados obtidos mostram que a maior área de cicatriz de incêndio pode ser observada na data de 14/04/2013 e a maior área de frente de fogo foi observada na imagem de 30/03/2013. A classe de uso da terra com maior área atingida pelo incêndio foi a de banhado. Por último, mas não menos importante se observou através das imagens *MODIS* que superficialmente a área se recuperou em aproximadamente um mês tendo superado as expectativas das autoridades para esse desastre, que previam a recuperação da parte aérea em até um ano.

Palavras-chave: Estação Ecológica do Taim, incêndio, banhado, *MODIS*.

ABSTRACT

The objective of this work is to quantify the area of fire scar and fire front during the fire in March 2013 in the Taim Ecological Station until it's superficial recovery. In this analysis were used images from MODIS sensor of daily rate reflectance (MOD09) with resolution of 250 meters, to obtain the polygons of fire scar and fire front, and an OLI/LANDSAT image to obtain a land use/land cover map. The polygons of scar and fire front were obtained by the vectorization of the MODIS images and the land use/land cover map was obtained by the Landsat 8 image classification. The results show that the biggest area of fire scar can be observed on 04/14/2013 image and the biggest area of fire front can be observed on 03/30/2013 image. It could be noticed, that the most affected class in percentage was banhado. At last but not least important have been observed through MODIS images that superficially the area recovered in approximately one month, have overcome the expectation of the authorities to this disaster which foreseen the aerial recovery in about one year.

Keywords: Taim Ecological Station, fire, swamp, MODIS

INTRODUÇÃO

Os banhados são descritos como áreas inundadas ou saturadas pela água superficial ou proveniente do solo, com frequência e duração regular que sejam suficientes para que haja em circunstâncias normais a vegetação

típica adaptada à vida de solo saturado (KURTZ, 2000). Na mesma linha de pensamento GUASSELLI (2005) os define como componentes dinâmicos dos ecossistemas que suportam alta diversidade biológica, produtividade primária e secundária, sendo que os mesmos modulam o escoamento das águas, dos nutrientes e outros materiais através da paisagem, e provêm componentes de habitat de vida selvagem. A área de estudo localizada na estação ecológica do Taim (ESEC do Taim) ainda segundo GUASSELLI (2005) tem o seu sistema hidrológico caracterizado essencialmente por um *continuum* de áreas alagáveis, sendo composto por banhados e lagoas entre outros. A área da ESEC do Taim abriga uma riquíssima diversidade de fauna, com 220 espécies de aves, 21 de répteis, 8 de anfíbios, 51 de peixes e 28 mamíferos, além de crustáceos, moluscos e insetos (ROSA, 2008).

Segundo ROSA (2008) o maior incêndio ocorrido até 2007 em uma área de banhado na ESEC do Taim foi de 600 hectares, sendo que em anos anteriores foram registradas ocorrências, em média, de 100 hectares. Pelos registros da estação a autora observou que fevereiro foi o mês em que ocorreram mais registros de incêndio no Taim, e que a grande maioria dos incêndios no geral, ocorreu no período de verão.

No ano de 2008 segundo o site de notícias Zero Hora (2013) houve um incêndio no final de janeiro que consumiu cerca de 4.000 hectares da área da ESEC do Taim, sendo até então o maior ocorrido no local. Entretanto no final de março de 2013 houve uma ocorrência onde segundo o site de notícias G1 (2013) foram queimadas cerca de 5.600 hectares durante 10 dias de incêndio, que só acabou devido ao esforço dos bombeiros e das chuvas que chegaram no dia 04 de abril. Segundo o Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBIO, 2013) a recuperação da área afetada pelo incêndio da ESEC do Taim em 2013 pudesse levar até um ano. O estudo da evolução do incêndio e quantificação da cicatriz e frente de fogo pode dar uma idéia da localização espacial das áreas que foram mais afetadas e a área consumida diária durante os dias de incêndio na ESEC do Taim.

Este trabalho tem como objetivo geral a quantificação da área de frente de fogo e cicatriz de incêndio para a estação ecológica do Taim, durante os dias de incêndio em março de 2013 até a sua posterior recuperação, utilizando imagens do sensor *MODIS*. Os objetivos específicos são: obtenção de um mapa de uso da terra da área em estudo tendo como base as classes usadas no trabalho de KURTZ (2000), e obtenção da área de cada classe afetada pelo incêndio.

METODOLOGIA

A ESEC do Taim é uma unidade de conservação federal com 33.815 hectares situada entre a lagoa Mirim e o Oceano Atlântico, criada através do decreto nº 92.963 de 21 de julho de 1986 (GIOVANNI, 2004).

A área do projeto está localizada entre as coordenadas geográficas 32° 35' 50.5" a 32° 49' 13.02" latitude Sul, e 52° 23' 46.81" a 52° 41' 13.61" longitude Oeste, entre os municípios de Santa Vitória do Palmar e Rio Grande.

Para o trabalho foram utilizadas as imagens do sensor *MODIS* (*Moderate Resolution Spectroradiometer*) dos satélites Terra e Aqua, mais especificamente as do produto *MOD09* de estimativa diária da reflectância da superfície, com resolução espacial de 250 metros para o período desde o início do incêndio em 26 de março de 2013 até o dia 26 de abril do mesmo ano. Se utilizaram as composições coloridas 7 (R), 2 (G) e 1 (B) por apresentarem boa discriminação da área de cicatriz de incêndio e frente de fogo. Estas imagens foram utilizadas para a delimitação da frente de fogo e da cicatriz de incêndio assim como para monitorar o processo de recuperação da área e se obtiveram do site <http://lance-modis.eosdis.nasa.gov/imagery/subsets/?project=fas>.

Adicionalmente se utilizou uma imagem do sensor *OLI* (*Operational Land Imager*) do satélite Landsat 8 de 30/08/2013 obtida do site <http://earthexplorer.usgs.gov/>, para confecção do mapa de uso da terra. A cena selecionada é da data mais próxima do incêndio que não apresentava cobertura de nuvens.

Após a aquisição das imagens foi criado um banco de dados no software SPRING (Sistema de Processamento de Imagens Georreferenciadas) versão 5.2.6 e posteriormente um projeto com as coordenadas

citadas anteriormente, usando o modelo da Terra LAT/LONG e o datum SIRGAS – 2000.

As cenas *MODIS* utilizadas não apresentavam nuvens na área de interesse, assim foram usadas as imagens da plataforma Terra de 31/03 e do Aqua de 26/03, 28/03, 30/03 e 31/03, correspondente à semana em que o incêndio estava ativo, para delimitar a frente de fogo e a cicatriz de incêndio. Para monitorar a recuperação superficial da área se utilizaram as imagens do satélite Terra nas datas 07/04, 14/04, 18/04 e 26/04; durante o período de 01/04 a 06/04 não houve cenas sem cobertura de nuvens.

Posterior à importação das imagens foram delimitados os polígonos de frente de fogo nas imagens correspondente à semana do incêndio, assim como os polígonos de cicatriz de incêndio em todas as cenas *MODIS*. Após a obtenção dos vetores foi quantificada a área de cada polígono e analisada a progressão do incêndio e a dinâmica de recuperação da área.

No processamento da imagem Landsat 8 foram utilizadas as bandas 2 a 7. O primeiro passo consistiu na atenuação dos efeitos atmosféricos com o intuito de melhorar a qualidade da imagem que sofre interferência atmosférica por causa da presença de nuvens entre outros fatores que modificam o valor de reflectância que chega ao sensor. Para realizar a atenuação atmosférica se utilizou o método de subtração do pixel escuro (CHAVES, 1988) tomando como referência para cada banda, valores de pixels em áreas de corpos d'água sem sedimentos e áreas de sombras de nuvens.

Uma vez realizada a atenuação atmosférica o próximo passo consistiu na a segmentação da imagem utilizando o algoritmo de crescimento de regiões e posteriormente se realizou a classificação supervisionada por regiões que utiliza a distância de Bhattacharya com um limiar de aceitação de 90%. As classes discriminadas neste estudo se basearam no mapa de uso da terra do trabalho de KURTZ (2000), estas são: banhados, dunas móveis, dunas com vegetação e lagoas. Adicionalmente, foram incluídas as classes campo, floresta plantada e solo exposto que não constavam no trabalho de KURTZ (2000) e a classe de água considerou além das lagoas, todos os corpos de água na imagem.

Por último se integraram os polígonos de frente de fogo e cicatriz de incêndio com o mapa de uso da terra, e se quantificou a área dos polígonos que pertenciam a cada classe.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise das imagens *MODIS*, plataforma Aqua para as datas de 26/03, 28/03, 30/03 e 31/03 demonstra que houve um aumento muito rápido da área do incêndio (Tabela 1). Observou-se que entre as imagens de 26/03 e 28/03 houve um aumento de mais de 550 hectares na frente de fogo, concomitantemente a área de cicatriz de incêndio também aumentou chegando a 2.348,60 hectares no mesmo período. No dia 30/03 pode-se observar a maior área de frente de fogo sendo ela igual a 969,457 hectares e no dia 31/03 a maior área de cicatriz de incêndio com 5.279,828 ha.

Tabela 1. Área dos polígonos de frente de fogo e cicatriz de incêndio para as imagens do satélite Aqua para as datas de 26, 28, 30 e 31 de março de 2013.

Table 1. Fire front and fire scar polygons area from Aqua satellite images dating March 26, 28, 30 and 31, 2013.

Data das imagens	Frente de Fogo (ha)	Cicatriz de Incêndio (ha)
26/03	111,941	-
28/03	671,330	2.348,260
30/03	969,457	4.706,462
31/03	738,071	5.279,828

Na seqüência de imagens da Figura 1, pode-se ver a forma agressiva do incêndio, onde o aumento do

tamanho da área afetada chega a mais de 5 mil hectares nos primeiros seis dias do incêndio. A identificação e o monitoramento de eventos dessa magnitude com um sensor de resolução espacial moderada, com uma alta resolução temporal, sendo primordial para este tipo de estudo, embora devido a resolução do pixel de 250 metros podem ocorrer imprecisões para alvos pequenos.

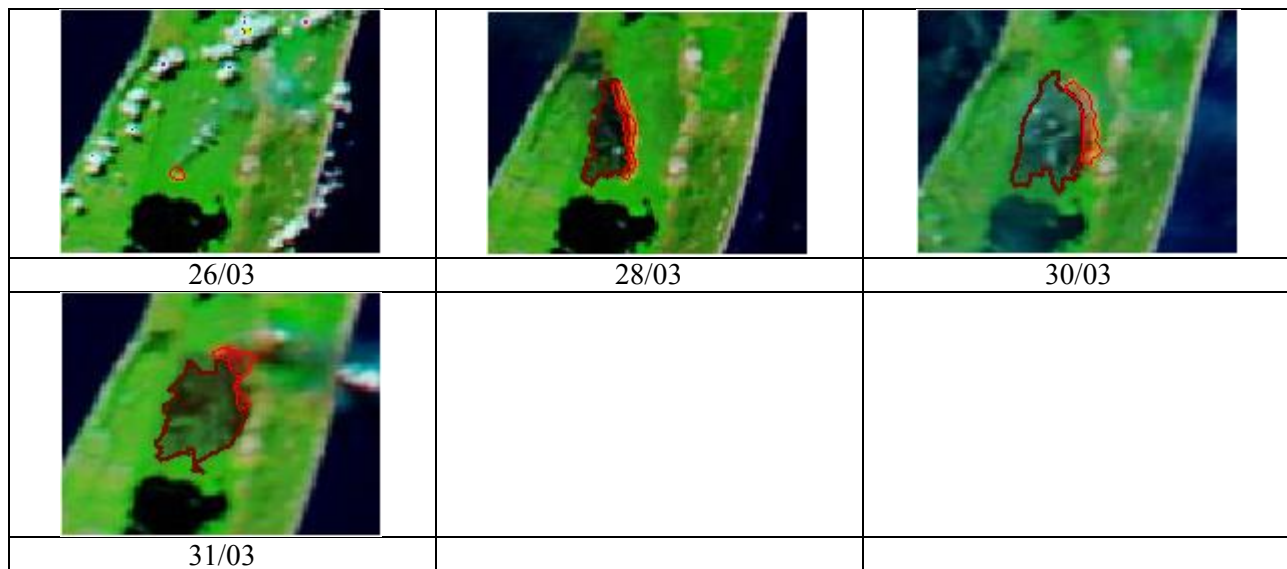


Figura 1. Imagens de 26, 28, 30 e 31 de março de 2013 referentes ao satélite Aqua e polígonos de frente de fogo (vermelho) e cicatriz de incêndio (marrom) para as respectivas imagens.

Figure 1. Images dating March 26, 28, 30 and 31 of 2013 from Aqua satellite so as the fire front (red) and fire scar (brown) to it's respective images.

A área de frente de fogo e cicatriz de incêndio para a imagem de 31 de março de 2013 do satélite Terra, pode se observar que a área é inferior a observada pelo satélite Aqua, isso ocorre devido à diferença de tempo entre a obtenção das imagens do satélite Terra que passa pela parte da manhã e do satélite Aqua que passa pela parte da tarde, sendo que a imagem apresenta uma cicatriz de incêndio com tamanho de 5.037,35 hectares e uma frente de fogo de 721,88 hectares (Figura 2).

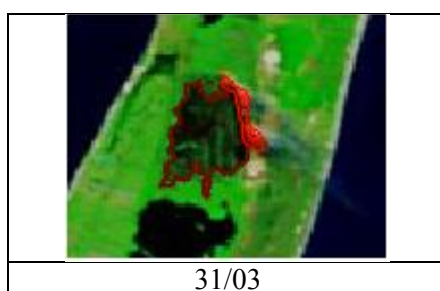


Figura 2. Imagem de 31 de março referente ao satélite Terra e polígonos de frente de fogo (vermelho) e cicatriz de incêndio (marrom) para a respectiva imagem.

Figure 2. Images dating March 31 of 2013 from satellite Terra so as the fire front (red) and fire scar (brown) to it's respective image.

A Tabela 2 evidencia a cicatriz posterior ao incêndio, pode-se observar que entre as imagens de 07/04 e 14/04 há um aumento na área, isso ocorreu por que área do polígono foi confundida com a área alagada dentro da estação, porém nas outras duas imagens se observa uma diminuição gradativa na área. As imagens onde foram obtidas as medidas da cicatriz de incêndio são mostradas na Figura 3.

Tabela 2. Área em hectares dos polígonos de cicatriz de incêndio para as imagens do satélite Terra para as datas de 07, 14, 18 e 26 de abril de 2013.

Table 2. Area in hectares from polygons of fire front and fire scar, of satellite Terra images dating April 07, 14, 18 and 26 of 2013.

Data	Cicatriz de Incêndio (ha)
07/04	5.182,847
14/04	5.382,711
18/04	5.094,815
26/04	4.991,701

Pode-se observar que na imagem de 26/04 (Figura 3) a cicatriz de incêndio já é difícil de ser discriminada devido à recuperação da vegetação. Pode-se verificar ainda nessas imagens que a nordeste da área de cicatriz encontra-se uma área escura, a qual pode ser confundida com a cicatriz de incêndio, porém a mesma é uma área de banhado que foi discriminada quando comparada a outras imagens MODIS e inclusive na imagem Landsat 8 utilizada.

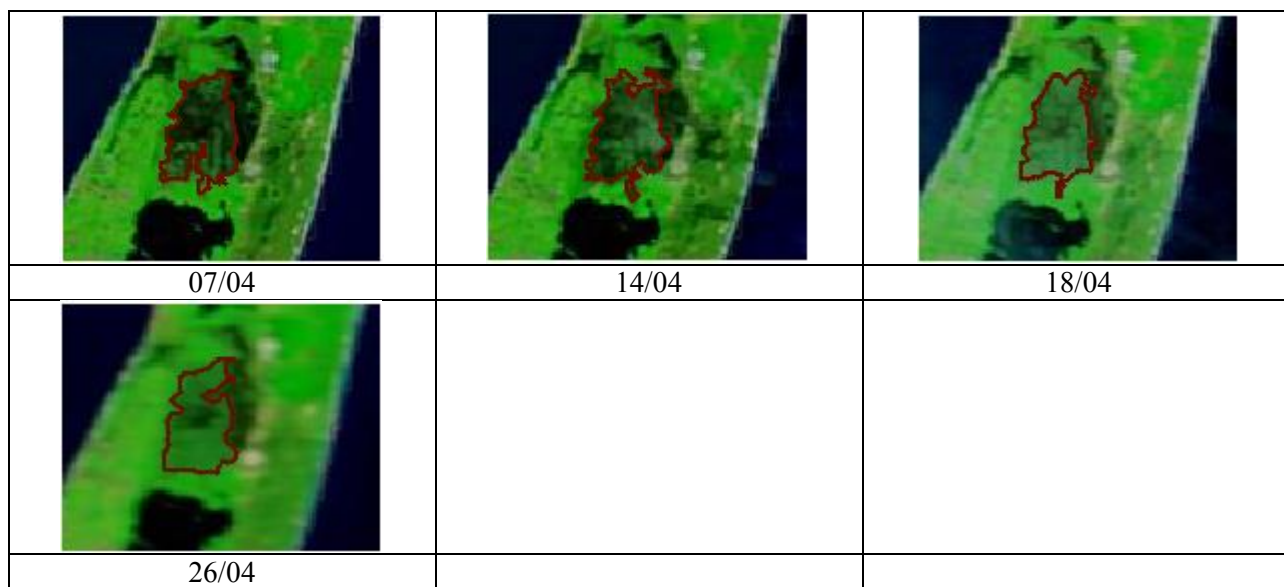


Figura 3. Imagens das datas de 07, 14, 18 e 26 de Abril de 2013 e os respectivos polígonos de cicatriz de incêndio (cor marrom) para as imagens MODIS do satélite Terra.

Figure 3. Images dating April 07, 14, 18 and 26 of 2013 from satellite Terra and the fire scar (brown) to it's respective image.

Com a classificação da imagem OLI/Landsat 8 foi possível obter o mapa de uso da terra (Figura 4). Pode-se observar no mapa que no centro à predominância da classe de banhado, a leste a classe de dunas com vegetação e a oeste a classe de campos.

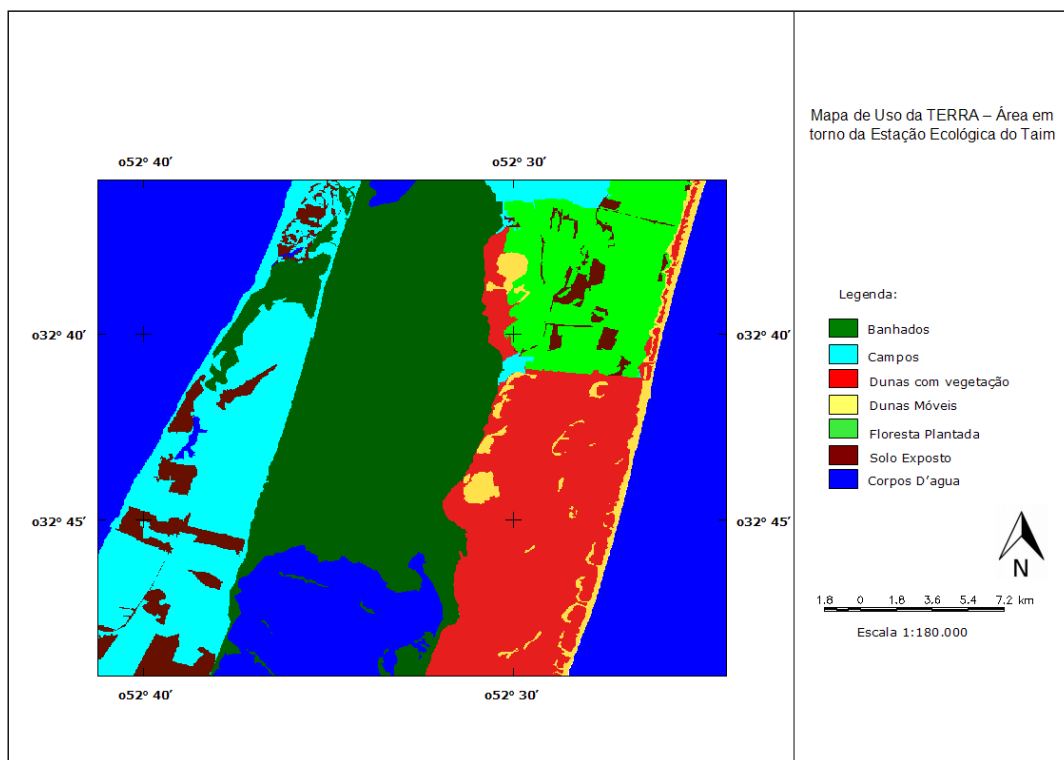


Figura 4. Mapa de uso da terra.
 Figure 4. Land use map.

O cruzamento entre o mapa de uso da terra e os polígonos de cicatriz de incêndio em todas as datas das imagens *MODIS* utilizadas indicaram a totalidade das cicatrizes dentro da classe banhado. Entretanto, a integração dos planos de informação de uso da terra e os polígonos de frente de fogo mostraram que as áreas se distribuíram em diferentes classes. Nos dias 26/03 e 28/04 nas imagens da plataforma Aqua, as áreas de frente de fogo se encontraram 100% dentro da área de banhado. Na imagem do dia 30/03 do Aqua a área de frente de fogo estava 99,997 % dentro da classe de banhado e 0,003% dentro da classe de dunas com vegetação. Na imagem do dia 31/03 da plataforma Terra a área de frente de fogo estava 90,087% dentro da classe de banhado, 4,389% na classe de dunas com vegetação e 5,524% dentro da classe de dunas móveis. Na imagem do dia 31/03 da plataforma Aqua a área de frente de fogo estava 98,792% dentro da classe de banhado e 1,208% dentro da classe de dunas com vegetação.

Nos dados comentados acima se pode observar que na imagem de 31/03 da plataforma Terra a classe de dunas móveis foi atingida pela frente de fogo, porém no mesmo dia à tarde na imagem da plataforma Aqua este comportamento não foi observado, isto é explicado quando se compara as imagens nos dois turnos, assim se observa que a frente de fogo muda de local, provavelmente por causa do vento, não atingindo então a classe citada.

Observou-se que a classe com maior porcentagem de área atingida foi a de banhado em todas as datas, isso acontece por que a vegetação de banhado é formada por gramíneas, ciperáceas e macrófitas aquáticas que em estações de clima seco acabam formando um combustível natural para o fogo.

CONCLUSÕES

A quantificação das áreas de cicatriz de incêndio e frente de fogo e a obtenção do mapa de uso da terra foi satisfatória. O incêndio começou na parte da tarde, pois se observada a imagem de 26/03/2013 que é o primeiro dia do incêndio, esta foi obtida através do satélite Aqua. Os resultados mostram que a data com

maior frente de fogo foi no dia 30/03/2013, em uma imagem Aqua sendo que a frente de fogo chegando ao final da semana tendeu a diminuir de tamanho. A maior área com cicatriz de incêndio foi posterior à semana do incêndio, mais especificamente na data de 14/04/2013, porém como observado anteriormente o tamanho dessa área pode ter sido induzida ao erro por ter sido confundida com área alagada próxima a cicatriz devido à resolução espacial da imagem. Na análise do cruzamento das classes de cicatriz de incêndio e frente de fogo, a maior área atingida foi a de banhado em ambas as classes. Também se pode observar que pelas datas das imagens do sensor *MODIS* a área demorou cerca de um mês para voltar ao seu estado de verdor. Por fim este trabalho pode ser usado pelas autoridades que gerenciam a estação ecológica do Taim, como uma referência para melhor entender o incêndio ocorrido em março de 2013.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelas bolsas pesquisa e desenvolvimento, processos 301000/2014 – 0 e 303818/2013-1.

REFERÊNCIAS

CHAVEZ, P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, v. 24, p. 459-479, 1988.

GIOVANNI, S.G.T. Estudo de Variabilidade Espacial da Vegetação no Banhado do Taim, RS. 267 Pág. Tese de Doutorado Submetida a programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre Março de 2004.

GUASSELLI, A.L. Dinâmica da Vegetação no Banhado do Taim, RS. 173 Pág. Tese de Doutorado Submetida a programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, julho de 2005.

KURTZ, F.C. Zoneamento Ambiental em Banhados. 110 Pág. Dissertação de Mestrado submetida ao programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Abril de 2000.

ROSA, S.F. Descrição e análise das atividades desenvolvidas na estação ecológica do Taim. 52 pág. Relatório de Estágio Supervisionado como requisito parcial para a obtenção do grau de engenheiro (a) florestal na Universidade Federal de Santa Maria. 2008.

Site de Notícias Zero Hora, 2013. Disponível em: <http://zerohora.clicrbs.com.br/rs/geral/noticia/2013/04/incendio-no-taim-lembra-desastre-ocorrido-em-2008-na-mesma-area-4094347.html>. Acesso em: 25/04/2014.

Site de Notícias G1, 2013. Disponível em: <http://g1.globo.com/rs/rio-grande-do-sul/noticia/2013/04/incendio-recente-na-reserva-ecologica-do-taim-superou-desastre-de-2008.html>. Acesso em 24/04/2014.

Site ICMBIO, 2013. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/comunicacao/noticias/20-geral/3888-apos-incendio-taim-ja-da-sinais-de-recuperacao.html> . Acesso em 23/04/2014.

IMPACTO DAS MINERAÇÕES EM ÁREAS DE OCORRÊNCIA DE CAVERNAS NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MG, ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO NOS ANOS DE 1985 A 2011

IMPACT OF MINING AREAS OF OCCURRENCE OF CAVES IN THE FERRIFEROUS QUADRANGLE, MG, THROUGH TECHNIQUES OF REMOTE SENSING IN THE YEARS 1985 TO 2011

Jéssica Reis Junqueira¹, Juliana Maria Ferreira de Souza Diniz¹, Aliny Aparecida dos Reis¹, Fausto Weimar Acerbi Junior¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil,
jessicarjunqueira@hotmail.com, juju-dinizsvm@hotmail.com,
alinyreis@hotmail.com, fausto@dcf.ufla.br

RESUMO

O Quadrilátero Ferrífero (QF) é um ambiente único no estado de Minas Gerais, nele estão presentes diversas cavidades subterrâneas que possuem uma grande importância ambiental. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados pela atividade mineradora nas cavernas presentes no QF, no período de 1985 a 2011. Para a realização deste trabalho foram utilizadas imagens do satélite LANDSAT correspondentes à área de estudo dos anos analisados. Para delimitação das áreas mineradas foram criados polígonos de mineração em cada ano. A quantificação das cavernas impactadas foi realizada através da sobreposição dos polígonos de mineração e as coordenadas geográficas da entrada principal da cavidade subterrânea. Delimitou-se raios de 50 m, 100 m, 150 m e 250 m, que demarcam a proximidade existente entre a entrada das cavernas e a mineração, sendo o raio de 250 m a APP da caverna. Observou-se no raio de 50 m um aumento de 454,5% da área impactada entre 1985 a 2011. Enquanto no raio de 250 m, houve um acréscimo na área impactada de 408,26 % nesse período, este aumento está diretamente relacionado à expansão das áreas mineradas durante este período, que tiveram um aumento de 213%. Portanto, a grande expansão da mineração nesse período, impactou gravemente as cavernas do QF, sendo que muitas delas podem ter sido destruídas.

Palavras-chave: Cavidades subterrâneas, atividade minerária, monitoramento.

ABSTRACT

The Ferriferous Quadrangle (FQ) is a unique environment in the State of Minas Gerais. It presents many underground cavities that have a high environmental importance. In this case, the aim of this study was to evaluate the threats to caves caused by mining activities in the FQ from 1985 to 2011. LANDSAT satellite images were used in this work. In order to delineate the mined areas, mining polygons were created. The threat caves quantification was performed by mining polygons overlapped with the geographical coordinates of the underground cavity main entrance. A radius of 50, 100, 150 and 250 meters was delimited, that demarcated the proximity between the caves entrance and the mining, where the radius of 250 m is the PPA of the cave. It was observed that: the radius of 50 m increased 454.5% of the impacted area between 1985-2011, while the radius of 250 m increased 408.26% in the impacted area. That increase is directly related with the mining areas expansion during the period, which had an increase of 213%. Therefore, the high mining expansion in this period severely impacted the FQ caves, where that many of them may have been destroyed.

Keywords: Underground cavities, mining activity, monitoring.

INTRODUÇÃO

O Quadrilátero Ferrífero (QF) é um ambiente único no estado de Minas Gerais, coberto por campos rupestres hematíticos, abriga espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, sendo considerada uma região prioritária

para a conservação ambiental (DRUMMOND *et al.*, 2005; LAMOUNIER *et al.*, 2011). Outro aspecto relevante é a presença de diversas cavidades subterrâneas, podendo-se citar a Gruta do Centenário, uma das maiores cavernas em quartzito do mundo, com 3790 m de projeção horizontal. No entanto, a maioria das cavidades no QF estão localizadas em rochas ferríferas (OLIVEIRA, 2011).

De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente, caverna é qualquer espaço subterrâneo acessível pelo homem, com ou sem abertura identificada, incluindo seu ambiente interno, como seu conteúdo mineral e hídrico, comunidades bióticas e seu corpo rochoso, desde que sua formação seja por processos naturais, e não antrópicos (CONAMA, 2004).

Considerada um ambiente frágil, onde os organismos vivos e os recursos abióticos como ar, água e rocha, interagem de maneira equilibrada, a preservação e conservação das cavernas e suas áreas de influência são indispensáveis (CECAV, 2014a). Com a expansão da atividade econômica no Brasil nas últimas décadas, houve um aumento da pressão sobre os recursos naturais, sendo necessário um aparato legal que garanta a proteção do patrimônio espeleológico nacional, como também normatizar seu uso (CRUZ, 2011).

A legislação brasileira relativa à proteção das cavidades naturais vem sofrendo alterações desde a segunda metade da década de 1980, e ainda assim, existem vários conflitos e dificuldades para a aplicação dessas normas. O decreto mais recente, Decreto nº 6.640/2008, foi alvo de vários protestos. Entre as várias questões discutidas, se destaca a questão das cavernas anteriormente protegidas passaram a ser um patrimônio passível de destruição, e estas seriam classificadas de acordo com sua relevância ambiental. Foram adotados quatro níveis de relevância ambiental: máximo, alto, médio e baixo, determinados pela análise de atributos ecológicos, biológicos, geológicos, hidrológicos, paleontológicos, cênicos, histórico-culturais e socioeconômicos, baseados em análise regional e local. Apenas as categorias de máximo nível de relevância seriam totalmente protegidas, e de acordo com a diminuição do nível, poderiam ser exploradas, porém com compensação ambiental, e as classificadas como nível baixo, sem a obrigação de compensação, podendo ser totalmente destruídas (FIGUEIREDO *et al.*, 2010).

Impactos ambientais em cavernas veem ocorrendo desde os primórdios da colonização portuguesa no Brasil, principalmente devido à extração de salitre em grutas da Bahia e Minas Gerais para a produção de pólvora, no século 19. A mineração é o conflito mais direto desses impactos, que podem ser de várias magnitudes, desde pequenas modificações em seu ambiente até sua supressão total, considerando que as cavernas apresentam grandes riquezas nesse cenário mineral (PILÓ e AULER, 2011).

A exploração minerária no QF teve início no Ciclo do Ouro, e foi se expandindo cada vez mais, sendo que atualmente Minas Gerais é um dos maiores produtores de minério de ferro do Brasil. Segundo Farias (2002), a mineração representa um dos setores básicos da economia nacional, podendo contribuir com a melhoria do bem estar e a qualidade de vida da população quando mantém níveis de proteção ecológica e padrões de qualidade, além de programas que minimizem os impactos ambientais causados por esta prática.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados pela atividade mineradora nas cavernas presentes no Quadrilátero Ferrífero, no período de 1985 a 2011, através de técnicas de sensoriamento remoto.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo compreende o Quadrilátero Ferrífero, localizado na região centro-sudeste de Minas Gerais, com uma área de aproximadamente 7000 km², sendo subdividido de acordo com a sua litoestratigrafia em Supergrupo Minas, Supergrupo Rio das Velhas, Grupo Itacolomi e Embasamento Cristalino. Apresenta duas importantes bacias hidrográficas, a do Rio São Francisco e a do Rio Doce (ROESER e ROESER, 2010).

A região contempla parte dos municípios de Barão de Cocais, Belo Horizonte, Belo Vale, Bonfim, Brumadinho, Caeté, Catas Altas, Congonhas, Contagem, Esmeraldas, Ibirité, Igarapé, Itabira, Itabirito, Mariana, Moeda, Nova Lima, Ouro Branco, Ouro Preto, Raposos, Rio Acima, Rio Piracicaba, Sabará, Santa Bárbara e Santa Luzia (Figura 1).

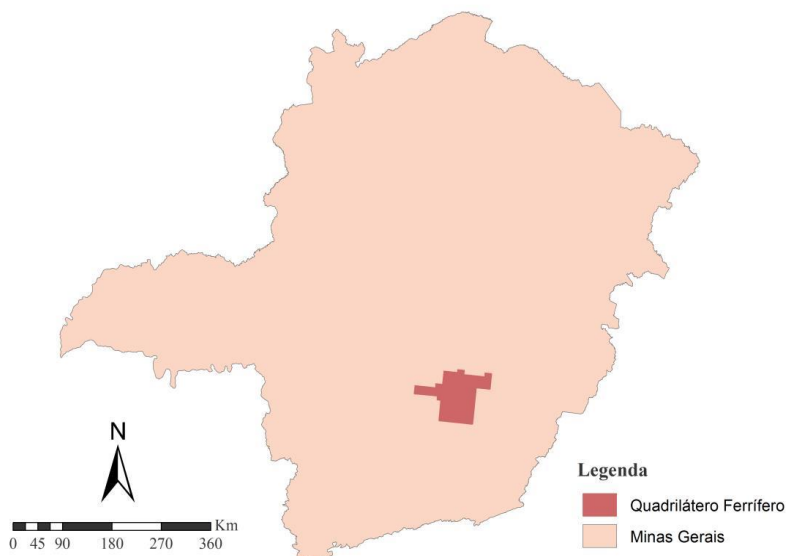


Figura 13. Localização geográfica do Quadrilátero Ferrífero, MG.
Figure 1. Geographical location of the Ferriferous Quadrangle, MG.

O clima do QF é do tipo Cwa, segundo a classificação climática de Köppen, tropical semiúmido, com duas estações climáticas bem definidas, inverno seco, com temperaturas inferiores a 18°C e verão úmido, apresentando temperaturas superiores a 22°C (VARAJÃO *et al.*, 2009; GARCIA, 2007).

Para a realização deste trabalho foram utilizadas imagens do sensor TM (*Thematic Mapper*) presente nos satélites da série LANDSAT correspondentes à área de estudo dos anos de 1985 e 2011, perfazendo um período de análise de 26 anos. As imagens LANDSAT podem ser obtidas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) através do site <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Para cada ano de análise foram necessárias duas cenas para compor um mosaico correspondente à área de estudo.

Na etapa de pré-processamento, as imagens foram corrigidas geometricamente utilizando o *software* ENVI (*Environment for Visualizing Images*) versão 4.8. Para a correção geométrica foram utilizadas imagens TM GeoCover Landsat 5 previamente georreferenciadas. Foram coletados pontos de controle terrestres (PCT) distribuídos espacialmente por toda a imagem de modo que o valor da raiz de erro médio quadrático (RSME) não ultrapasse meio *pixel*. Utilizou-se o sistema de equações polinomiais de segundo grau pelo método de amostragem do valor do *pixel* vizinho mais próximo (*Nearest Neighbor*).

Na delimitação das áreas mineradas foram criados polígonos de mineração no mosaico das imagens LANDSAT 5 nas duas datas avaliadas. Os polígonos foram identificados utilizando o programa ENVI 4.8 por meio da criação de regiões de interesse nas imagens. Para uma melhor delimitação das áreas mineradas, os polígonos foram conferidos e corrigidos através de recursos disponíveis no módulo ArcMap do ArcGis 10.1 (ESRI, 2010).

Para verificar quais as cavernas impactadas pela atividade mineradora, foram utilizadas as coordenadas geográficas da entrada principal da cavidade subterrânea georreferenciadas pelo CECAV (2014b). Em seguida, realizou-se uma sobreposição entre os polígonos de mineração e a entrada das cavernas, para os dois anos analisados, quantificando assim as cavernas impactadas pela mineração no ano de 1985 e 2011.

Para uma análise mais detalhada, com a utilização do comando *buffer*, disponível no módulo Arc Toolbox do programa ArcGis 10.1 (ESRI, 2010), delimitou-se, a partir do ponto de entrada das cavernas, raios de 50 m, 100 m, 150 m e 250 m. O maior valor estabelecido, de 250 m de área, se relaciona à Área de Preservação Permanente (APP) que deve existir em torno de uma cavidade e que obrigatoriamente, segundo a Portaria n° 887, de 15 de junho de 1990, deve estar preservada.

Para a quantificação da Área de Preservação Permanente impactada pela mineração, efetuou-se uma sobreposição das regiões mineradas com os raios pré-estabelecidos como APPs, através do comando *Intersect*, disponível no módulo Arc Toolbox do programa ArcGis 10.1 (ESRI, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O aumento no número de entradas de cavernas impactadas entre 1985 e 2011 está diretamente relacionado à expansão das áreas mineradas durante este período de anos, como pode ser observado na Tabela 1 e nas Figuras 2 e 3.

Tabela 1. Área minerada (ha), sua expansão e quantidade de cavernas impactadas nas regiões do QF entre os anos de 1985 a 2011.

Table 1. Mined area (ha), its expansion and amount of caves impacted regions of the FQ between the years 1985-2011.

Ano	Área Minerada (ha)	Expansão (ha)	Cavernas Impactadas
1985	3823,68	-	3
2011	11967,77	8144,09	19

Percebe-se que no decorrer desses 26 anos, a área e a quantidade de cavidades subterrâneas afetadas pela mineração se expandiu consideravelmente. Analisando a área total de mineração no QF, esta cresceu 213 %, aumentando 8144,09 ha, de 1985 a 2011. Este aumento pode estar relacionado ao desenvolvimento do Brasil que vem ocorrendo ao longo dos anos. Segundo DNPM (2012), o Brasil foi considerado líder de produtos exportados, sendo a exportação de minério de ferro igual a US\$ 28.9 bilhões.

No período estudado, o número de entradas de cavernas já afetadas pela atividade mineradora, passou de 3 cavidades subterrâneas em 1985 para 19 em 2011, um aumento correspondente a 533,33 %.

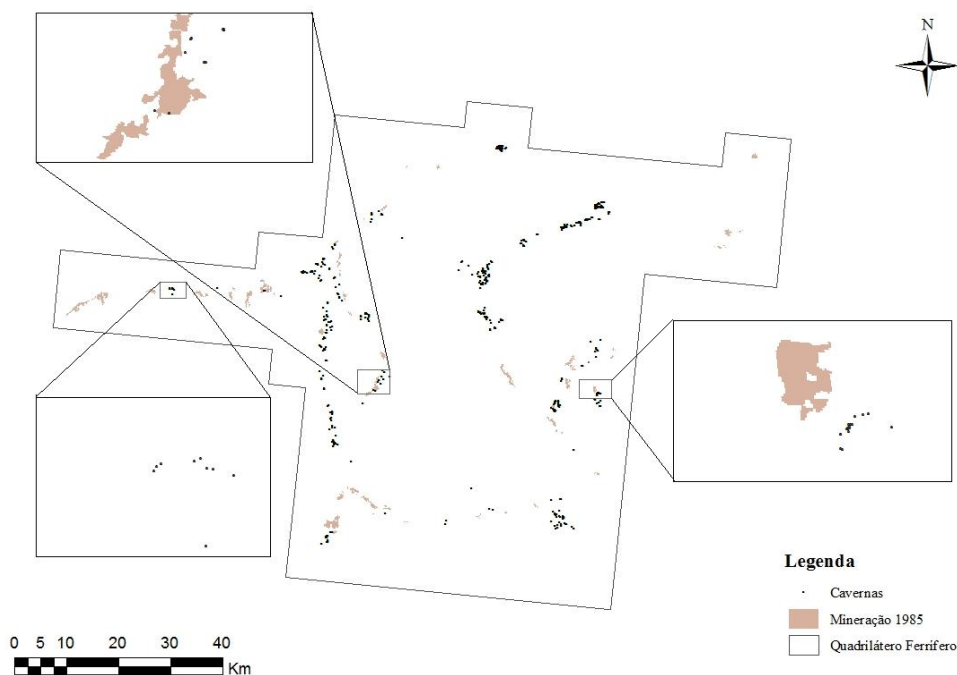


Figura 14. Mineração em 1985 e demarcação das cavernas.

Figure 2. Mining in 1985 and demarcation of caves.

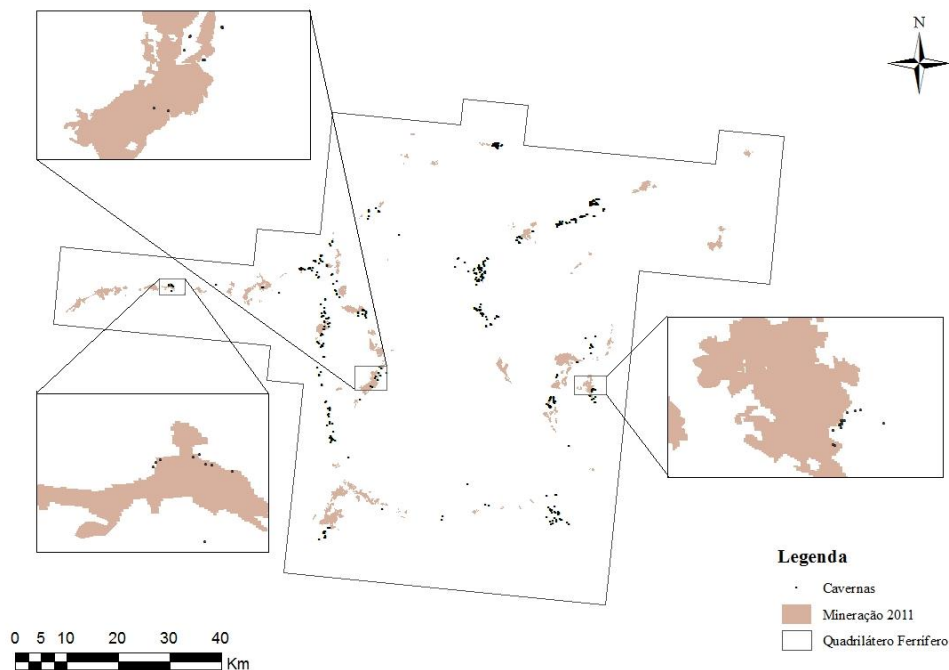


Figura 3. Mineração em 2011 e demarcação das cavernas.
 Figure 3. Mining in 2011 and demarcation of caves.

A Tabela 2 mostra a quantidade de APPs afetadas pela mineração e suas áreas impactadas nos raios de 50 m, 100 m, 150 m e 250 m, nos anos de 1985 e 2011.

Tabela 2. Impactos da mineração nas APPs das cavernas, nos anos de 1985 e 2011.
 Table 2. Impacts of mining in the caves APPs, in 1985 and 2011.

Raios de APPs	Área Impactada na APP (ha)		Entrada de Cavernas Impactadas	
	1985	2011	1985	2011
50 m	2,22	12,31	6	25
100 m	7,52	43,19	5	30
150 m	17,41	95,55	12	35
250 m	54,11	275,02	14	41

Observando a APP de 250 m em raio, que deve estar preservada segundo a Portaria nº 887, sua área impactada cresceu 408,26 % de 1985 a 2011. De 14 entradas de cavernas afetadas em 1985, aproximadamente 1 entrada de caverna, em média, foi impactada a cada ano subsequente, totalizando 41 entradas de cavernas impactadas no ano de 2011. Os demais raios, de 50 m, 100 m e 150 m foram analisados para fins de comparações, caso haja uma modificação na lei com a diminuição das APPs de cavernas.

Nota-se que em um pequeno raio de 50 m de APP, já se observa uma quantidade significativa de entradas de cavernas impactadas pela mineração. De 1985 a 2011, sua área impactada cresceu 454,50 %, com um aumento de aproximadamente 0,7 entradas de cavidades subterrâneas afetadas ao ano. Com o raio de 100 m e 150 m houve um aumento de área impactada de 474,33 % e 448,82 %, respectivamente.

O processo de formação das cavernas é gradativamente lento, tendo a água como seu principal modelador. Sua destruição influencia diretamente o ambiente ao seu redor. Além da perda de riquezas espeleológicas não renováveis, pode acarretar um desequilíbrio na fauna e flora associadas a esse ecossistema, como também afetar seu conteúdo mineral e hídrico.

A legislação brasileira vem sofrendo alterações quanto à preservação de cavidades subterrâneas desde 1980. A portaria nº887 estabeleceu um raio de 250 m de APP em torno das cavidades, no entanto, foi observado que este raio nem sempre é respeitado. O novo Decreto nº 6.640/2008 estabeleceu níveis de classificação quanto à relevância de preservação das cavernas, em que de acordo com o seu nível, passaram a ser passíveis de exploração. Deste modo, pode haver um aumento no impacto das cavernas e suas áreas de influencia.

CONCLUSÕES

Com a grande expansão da mineração no decorrer dos anos, as cavidades subterrâneas presentes no QF foram gravemente impactadas, e muitas delas podem ter sido totalmente destruídas. Desse modo, torna-se necessário a implantação de projetos e pesquisas com intuito de minimizar os impactos nas cavidades subterrâneas causados pela atividade mineradora, possibilitando a exploração dos recursos minerais sem degradar o ambiente.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam os seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- Brasil. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV. *Cavidades Naturais Subterrâneas*. Disponível em: < <http://www.icmbio.gov.br/cecav/cavidades-naturais-subterraneas.html> >. Acesso em: 12 de março de 2014a.
- Brasil. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV. *Base de Dados Geoespecializados das Cavernas do Brasil*. Disponível em: < <http://www.icmbio.gov.br/cecav/downloads/mapas.html> >. Acesso em: 10 de fevereiro de 2014b.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 347, de 13 de setembro de 2004*. Dispõe sobre a proteção do patrimônio espeleológico. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=452> >. Acesso em: 10 de maio de 2014.
- CRUZ, J.B. Apresentação 1. *III Curso de Espeleologia e Licenciamento Ambiental*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. 2011. p. 3
- DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral). *Sumário Mineral 2011*. Brasília, DNPN. v. 31, p. 128, 2012.
- DRUMMOND, G.M. *et al.* Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação. Belo Horizonte: *Fundação Biodiversitas*, 2005, 222 p.
- FARIAS, C.E.G. *Mineração e meio ambiente no Brasil*. Relatório CGEE. 40 p., 2002.
- FIGUEIREDO, L.A.V. *et al.* Legislação para a proteção do patrimônio espeleológico brasileiro: mudanças, conflitos e o papel da sociedade civil. *Espeleo-Tema*. v. 21, n. 1, p. 49-65, 2010.
- GARCIA, L.C. *Fenologia de espécies da canga em barão de cocais, Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais*. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre), 123 f. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- LAMOUNIER, W.L. *et al.* Serra do Gandarela: Possibilidade de ampliação das Unidades de Conservação no Quadrilátero Ferrífero-MG. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 22, p. 171-192, 2011.
- OLIVEIRA, O.A.B. Aspectos geológicos relacionados às cavernas no Quadrilátero Ferrífero – MG. In: *Anais do 31º Congresso Brasileiro de Espeleologia*, 2011, Ponta Grossa, p. 103-109.

PILÓ, L.B.; AULER, A. Introdução à Espeleologia. *III Curso de Espeleologia e Licenciamento Ambiental*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. 2011. Cap.1, p. 7-23.

Portaria N° 887, de 15 de junho de 1990 - Publicado no Diário Oficial n° 117, de 20.06.90, Seção I, Pág. 11844.

ROESER, H.M.P.; ROESER, P.A. O Quadrilátero Ferrífero - MG, Brasil: aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. *Geonomos*, v. 18, n. 1, p. 33-37, 2010.

VARAJÃO, C.A.C. *et al.* Mensuração das taxas de erosão (10be) e da pedogênese. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1409-1425, 2009.

ÍNDICES DE VEGETAÇÃO OBTIDOS DE IMAGENS LANDSAT 8 COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO DO INVENTÁRIO FLORESTAL

VEGETATION INDICES FROM LANDSAT 8 AS A FOREST INVENTORY PLANNING TOOL

Rute Berger¹, José Antônio Aleixo da Silva¹, Ana Lúcia Bezerra Candeias², Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira¹, Anderson Reis Soares²

¹ Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, 52.171-900 – Recife, PE, Brasil, ruteberger@gmail.com; jaaleixo@uol.com.br; rinaldo@dcfl.ufrpe.br

² Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, 50.670-901 – Recife, PE, Brasil, analucia@ufpe.br; andersonreis.geo@gmail.com

RESUMO

Índices de vegetação (IV) obtidos a partir de imagens do sensor Operational Land Imager (OLI/LANDSAT 8) foram avaliados para testar a viabilidade de sua utilização no planejamento de inventários florestais. Foram avaliados o Índice de Razão Simples (SR), o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) e o Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (SAVI). Para isso foi utilizada a análise do Coeficiente de Variação (CV%) entre pixels dentro de talhões comerciais de plantios clonais de *Eucalyptus saligna* Smith. Os resultados dos de cada IV foram comparados, por meio de Teste t pareado, com o CV% do volume por hectare obtido no inventário de medição no campo. Foram avaliados 34 talhões. As imagens NDVI e SAVI apresentaram CV% entre pixels estatisticamente diferentes dos CV% encontrados no inventário florestal dos talhões, enquanto que aqueles gerados pelas imagens SR não diferiram estatisticamente dos CV% do inventário florestal. De maneira geral, as imagens NDVI mostraram forte tendência em subestimar o CV%, e as imagens SAVI e SR tenderam a subestimar o CV% a partir de valores superiores a 15% no inventário florestal. Esses resultados mostram que o CV% de SR poderia indicar a variabilidade da população de maneira semelhante ao inventário piloto, o que permitiria a estimativa prévia da intensidade de amostragem.

Palavras-chave: sensoriamento remoto, *Eucalyptus* sp., inventário florestal piloto.

ABSTRACT

Vegetation indices (IV) obtained from images of the sensor Operational Land Imager (OLI/LANDSAT 8) were evaluated to test the feasibility of their use in planning the forest inventories. The Simple Ratio Index (SR), the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) were evaluated. For this analysis the Coefficient of Variation (CV %) between pixels within commercial stands of clonal plantations of *Eucalyptus saligna* Smith was used. The results of CV % of each IV were compared by t test for paired samples with CV % of the volume per hectare obtained in the forest inventory measurement in the field. 34 stands were evaluated. The NDVI and SAVI images showed CV% between the pixels statistically different from the CV % of the forest inventory, while the CV % generated by the SR images did not differ statistically from the CV % of the forest inventory. Overall, the NDVI images showed a strong tendency to underestimate the CV%, and SAVI and SR images tended to underestimate the CV % from values greater than 15 % of the forest inventory CV%. These results indicate that the CV% from SR would be able to indicate the variability of the population in a similar way of the pilot inventory, which allow the previous estimate of the sampling size.

Keywords: remote sensing, *Eucalyptus* sp., preliminary forest inventory.

INTRODUÇÃO

O inventário de florestas plantadas, como as de *Eucalyptus* spp., constitui-se em uma das principais ferramentas

para a tomada de decisão nas empresas florestais (MEUNIER *et al.*, 2001). Aliado a outras ferramentas, tais como as prognoses de produção, técnicas de manejo e as análises econômico-financeiras, o inventário florestal oferece suporte relevante para a gestão do negócio florestal, inclusive sob o ponto de vista de sustentabilidade ambiental e social. A relevância do inventário florestal para as análises de cunho estratégico, tático e operacional das empresas leva a requerer estimadores de produção florestal cada vez mais precisos.

Neste sentido, fortes investimentos têm sido empregados para melhorar a precisão dos inventários florestais. Sabe-se que para um determinado erro de amostragem admissível, quanto maior a variabilidade da característica avaliada, maior é o número de unidades amostrais (UA) exigido para que a amostra seja considerada representativa (COCHRAN, 1965). Essa variabilidade pode ser obtida por meio de avaliações anteriores ou por uma amostragem preliminar (inventário piloto). Entretanto, quando o inventário é realizado pela primeira vez, é consideravelmente difícil estabelecer o tamanho da amostra, pois não há referências. Neste caso, a intensidade amostral definida pode levar às seguintes situações: (a) insuficiência amostral (quando o tamanho da amostra é não suficiente para a precisão requerida); (b) suficiência amostral (quando o tamanho da amostra é suficiente para a precisão requerida). Esta última situação pode ser originada de um número mínimo ideal de amostras ou de um número superior ao mínimo. Quando ocorrem esta última ou a primeira situação, ambas implicam em custos maiores, seja pelo excesso de UA instaladas (superior ao mínimo), seja pelo maior custo das UA de reposição (porque a amostra foi insuficiente), podendo esta última ser agravada pelos curtos tempos disponíveis entre a necessidade dos resultados de inventário e o corte da floresta.

Uma ferramenta muito importante para o planejamento do inventário florestal é o sensoriamento remoto (LOETSCH e HALLER, 1964; MEUNIER *et al.*, 2001; SANQUETTA *et al.*, 2009). Entretanto, observa-se na literatura que a sua aplicação no inventário florestal se restringe, basicamente, à geração de mapas temáticos, às atualizações cadastrais e à estratificação administrativa ou tipológica dos povoamentos, sendo que as propriedades espectrais da vegetação, obtidas por produtos de sensores remotos, ainda são pouco exploradas.

A vegetação possui propriedades espectrais que podem ser realçadas pela aplicação de alguns produtos de sensores remotos, tais como os índices de vegetação (IV). Os IV se baseiam na utilização das propriedades espectrais da vegetação, principalmente, nas regiões do visível e do infravermelho próximo do espectro eletromagnético, cujo comportamento antagônico permitiria indicar a abundância relativa e a atividade da cobertura vegetal, incluindo o teor de clorofilas, a biomassa verde, a radiação fotossinteticamente ativa absorvida e o Índice de Área Foliar (IAF) (LIU, 2007; PONZONI e SHIMABUKURO, 2010; JENSEN, 2011; MOREIRA, 2011). O IAF está diretamente associado à capacidade produtiva da vegetação e sua estimativa em maior escala pode ser obtida por meio de produtos de sensores remotos (FLORES *et al.*, 2006).

Segundo Moreira (2011), existem mais de 50 tipos de IV, sendo que os mais utilizados para caracterizar o IAF e a biomassa de formações florestais são o Índice de Razão Simples (em inglês: Simple Ratio – SR) e o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (em inglês: Normalized Difference Vegetation Index – NDVI) (FLORES *et al.*, 2006; JENSEN, 2011). O Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (em inglês: Soil Adjusted Vegetation Index – SAVI), cuja introdução de uma constante tem a função de minimizar o efeito do solo, também tem sido utilizado para formações florestais (PONZONI e SHIMABUKURO, 2010).

A relação dos IV obtidos por sensoriamento remoto com os parâmetros biofísicos das florestas tem sido amplamente estudada nos últimos anos. Vários estudos abordam as estimativas de biomassa (LU, 2006; MACIEL *et al.*, 2009; JENSEN, 2011; SONG, 2013), a produção volumétrica (MÄKELÄ e PEKKARINEN, 2004; MACIEL *et al.*, 2009; CANAVESI *et al.*, 2010; WARING *et al.*, 2010;; BERRA *et al.*, 2012) e o IAF (LAW e WARING, 1994; CHEN e CIHLAR, 1996; STENBERG *et al.*, 2004; FLORES *et al.*, 2006; HOUBORG *et al.*, 2009; JENSEN, 2011; SONG, 2013). Alguns desses estudos, entretanto, abordam a pouca precisão dessas relações (MÄKELÄ e PEKKARINEN, 2004; CANAVESI *et al.*, 2010; BERRA *et al.*, 2012; SONG, 2013), principalmente no que se refere às estimativas de biomassa e volume.

Neste sentido, o inventário florestal ainda se caracteriza como a principal ferramenta para gerar estimadores mais precisos da produção florestal. Por outro lado, o sensoriamento remoto é um suporte fundamental para

o planejamento do inventário florestal, podendo contribuir significativamente para a melhoria da qualidade das estimativas e/ou para a diminuição de custos, por meio de estratificação, localização ótima de parcelas ou uso do CV% para estimar a intensidade de amostragem no inventário (MAHTO, 2001; McROBERTS *et al.*, 2002; McROBERTS *et al.*, 2006; FOREST NUTRITION COOPERATIVE, 2007; RIBEIRO, 2007; DAVI *et al.*, 2008; BERGER *et al.*, 2009).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento de três índices de vegetação (NDVI, SAVI e SR) obtidos de imagens do sensor Operational Land Imager (OLI), a bordo do satélite Landsat 8, e sua adequação para estimar a variabilidade de características dendrométricas de povoamentos clonais de *Eucalyptus saligna* Smith. Para isso foram comparados o Coeficiente de Variação (CV%) em volume comercial obtido no inventário florestal de talhões comerciais, com os CV% de IV entre pixels contidos no talhão, respectivamente para NDVI, SAVI e SR. Esta análise constitui-se uma etapa prévia na análise da viabilidade de uso dos IV na estimativa da intensidade de amostragem ideal para o inventário de campo.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo e plantios selecionados

Os dados para esta análise foram coletados em uma fazenda de propriedade da empresa Celulose Riograndense, no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. A localização geográfica está entre os paralelos 30°27'56,802" S e 30°26'33.803" S, e entre os meridianos 51°16'06,079" W e 51°05'46.049" W (Datum WGS84). O clima da região é do tipo Cfa, segundo o sistema de classificação Köppen-Geiger, caracterizado por ser temperado, sem estação seca e verão quente (PEEL *et al.*, 2007). A precipitação média anual é de 1.300 mm e o relevo do local varia de suave ondulado a plano.

Foram avaliados 34 talhões com plantios comerciais de dois clones de *Eucalyptus saligna* Smith, sendo 24 talhões plantados com o Clone 1 e 10 talhões com o Clone 2. As idades avaliadas foram de três, cinco, seis, sete e oito anos.

Imagens satelitais e índices de vegetação

As especificações da imagem do sensor OLI utilizada estão descritas na Tabela 1. Foi realizada calibração radiométrica, correção atmosférica (algoritmo DOS) e conversão para radiância de superfície, utilizando o arquivo de metadados da imagem. O software utilizado para o tratamento dos dados foi o ENVI 5.1 (ENVI, 2014), versão trial. As imagens utilizadas possuem 30 m de resolução espacial.

Tabela 1. Especificações da imagem do sensor OLI/LANDSAT 8 (USGS, 2013).

Table 1. Specifications of the image of the sensor OLI/LANDSAT 8 (USGS, 2013).

Especificações da imagem OLI/LANDSAT 8	
Órbita/Ponto	221/81
Data	26/05/2013
Hora	13:20:46
Azimute Solar	33,44°
Elevação Solar	30,87°
Datum	WGS84

As imagens de NDVI, SR e SAVI foram obtidas pelas expressões (1), (2) e (3), conforme Jensen (2011), sendo utilizada para o cálculo a função *Math Band* do software ENVI 5.1.

$$SR = \rho_{IVP} / \rho_V \quad (1)$$

$$\text{NDVI} = (\rho_{\text{IVP}} - \rho_{\text{V}}) / (\rho_{\text{IVP}} + \rho_{\text{V}}) \quad (2)$$

$$\text{SAVI} = [(\rho_{\text{IVP}} - \rho_{\text{V}}) / (\rho_{\text{IVP}} + \rho_{\text{V}} + L)] * (1 + L) \quad (3)$$

Onde: ρ_{V} , ρ_{IVP} se referem ao fluxo radiante refletido no vermelho (banda 4) e ao fluxo radiante refletido no infravermelho próximo (banda 5), respectivamente, e L é a constante que minimiza o efeito do solo, sendo adotado o valor de 0,5 (densidade de vegetação média) (PONZONI e SHIMABUKURO, 2010).

Após a obtenção dos IV foi gerado um arquivo de banco de dados com os respectivos valores de NDVI, SR e SAVI por pixel contido no talhão. Foram calculadas a média e o desvio padrão de NDVI, SR e SAVI no talhão, permitindo assim a obtenção do coeficiente de variação (CV%) entre pixels, para cada IV.

O CV% do inventário florestal resultou da medição de 165 unidades amostrais de 400 m² distribuídas nos diferentes talhões, pertencentes ao sistema de inventário florestal contínuo da empresa. A medição foi realizada entre os dias 10 e 17 de junho de 2013. Os dados coletados foram processados, sendo gerados os estimadores do volume total com casca por hectare (VTCC) e o CV% por talhão.

Análise estatística

Os CV% de NDVI, SAVI e SR foram comparados ao CV% do inventário florestal por meio de Teste t pareado ($\alpha=5\%$). Neste caso, a variável de interesse foi a diferença média de cada CV% de IV em relação ao CV% do inventário (Dif_{IV}). A hipótese de igualdade da diferença de médias foi considerada como zero, ou seja, se a diferença média de cada CV% de IV em relação ao CV% do inventário não for estatisticamente diferente de zero, então o CV% de IV pode ser considerado como eficiente na estimativa da variabilidade de VTCC, e poderia ser utilizada na estimativa da intensidade de amostragem ideal para os talhões.

As hipóteses testadas foram:

$$H_0: \text{Dif}_{\text{IV}} = 0$$

$$H_1: \text{Dif}_{\text{IV}} \neq 0$$

Os resíduos de CV% dos IV em relação ao CV% do inventário foram analisados graficamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As imagens índice resultantes das operações matemáticas entre as bandas 4 e 5 do sensor OLI para um dos talhões avaliados (em destaque na imagem) são apresentadas na Figura 1. Neste talhão é possível observar a diferença entre a variação dos tons de cinza dos pixels dentro do talhão, respectivamente para (a) NDVI, (b) SAVI e (c) SR.

A variação de tons da imagem NDVI é visivelmente mais homogênea que a as variações para imagens SAVI e SR. A análise dos CV% entre pixels permitiu melhor estimativa de variabilidade dentro dos talhões, evitando interpretações subjetivas.

Outras considerações podem ser realizadas ao analisar as imagens da Figura 1. A influência dos talhões vizinhos ou das estradas florestais poderia interferir nos cálculos do CV% do talhão. Apesar de ser notável para todos os IV, observa-se mais facilmente na Figura 1c, a influência do talhão vizinho (à direita da imagem) que possui pixels com valores mais baixos de IV (em cor laranja). Este efeito e sua influência para o uso do sensoriamento remoto no inventário florestal já foi apontado por Mäkelä; Pekkarinen (2004), onde os autores indicaram o uso dos pixels centrais dos talhões.

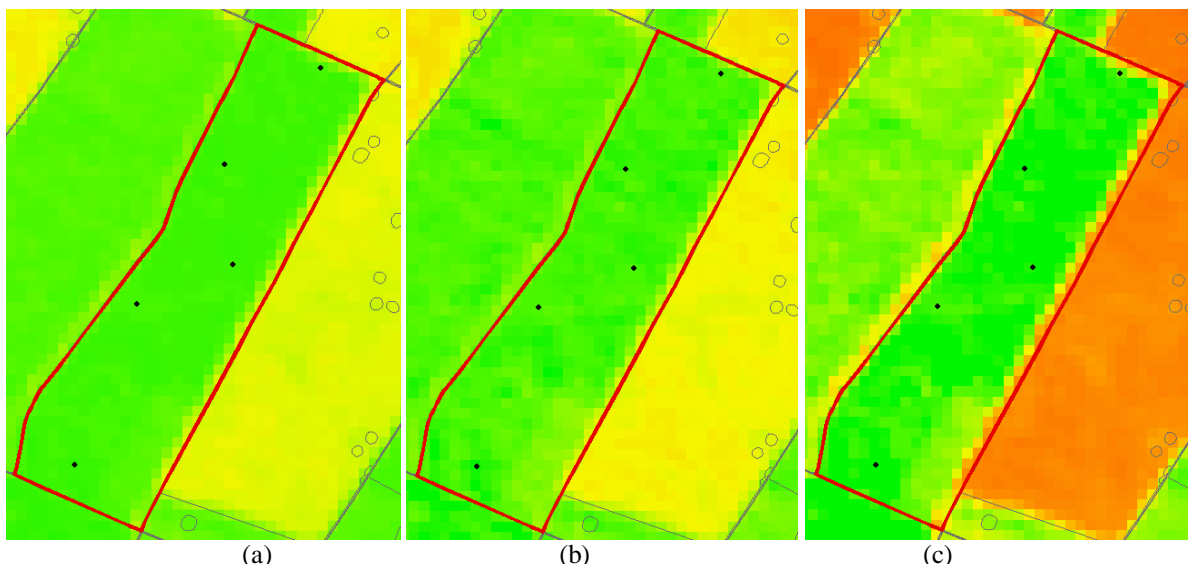


Figura 1. Imagens índice de vegetação calculadas pela aritmética de bandas 4 e 5 do sensor OLI/LANDSAT 8, respectivamente para (a) NDVI, (b) SAVI e (c) SR, de plantios clonais de *Eucalyptus saligna* Smith. Pixels verdes mais escuros indicam maiores valores do Índice de Vegetação (IV). Pixels com tom laranja indicam valores mais baixos do IV. Os pontos escuros no interior do talhão indicam a localização das parcelas permanentes de inventário florestal.

Figure 1. Vegetation index images calculated by the arithmetic of bands 4 and 5 of OLI/LANDSAT 8 sensor, respectively for (a) NDVI, (b) and SAVI (c) SR, of clonal plantations of *Eucalyptus saligna* Smith. Green darker pixels indicate higher values of the vegetation index. Orange color pixels indicate lower values of the VI. The dark dots inside the stand indicate the location of the permanent forest inventory plots.

Após o cálculo dos CV% entre pixels para cada IV e para o inventário de campo, os dados foram submetidos à análise estatística e os resultados dos testes para o conjunto de 34 talhões analisados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Teste t pareado ($\alpha=5\%$) entre o CV% do inventário florestal e os CV% obtidos a partir das imagens índice para NDVI, SAVI e SR, respectivamente. H_0 : Diferença_{IV} = 0; H_1 : Diferença_{IV} \neq 0.

Table 2. Paired t-test ($\alpha = 5\%$) between the CV% of the forest inventory and CV% obtained from the index images NDVI, SAVI and SR, respectively. H_0 : Difference_{IV}=0; H_1 : Difference_{IV} \neq 0.

Estatística	CV% Inventário	Índice de Vegetação		
		CV% NDVI	CV% SAVI	CV% SR
Média	13.47	3.58	8.32	10.38
GL	33			
t calculado	-	5.63	2.94	1.63
t crítico	2.03			
Hipótese rejeitada		H_0	H_0	H_1

A hipótese de semelhança das médias de CV% foi rejeitada para NDVI e SAVI, o que indica que estes IV não seriam adequados para estimar a variabilidade dos povoamentos florestais com o objetivo de estabelecer a intensidade de amostragem ideal para o inventário de campo.

Conforme os resultados do teste t, o CV% de SR não é estatisticamente diferente do CV% do inventário, o que sugere que este IV seja o mais adequado, dentre os analisados, para estimar a variabilidade dos povoamentos florestais e consequentemente estimar a intensidade de amostragem ideal para o inventário de campo.

Por outro lado, a análise gráfica dos resíduos das diferenças entre CV% dos IV e CV% do inventário (Figura 2) mostra uma clara tendência de subestimativa de CV% de NDVI em relação ao CV% do Inventário (eixo das abcissas). Para CV% de SAVI e CV% de SR esta mesma tendência é mais evidente a partir de CV% de inventário superiores a 15%.

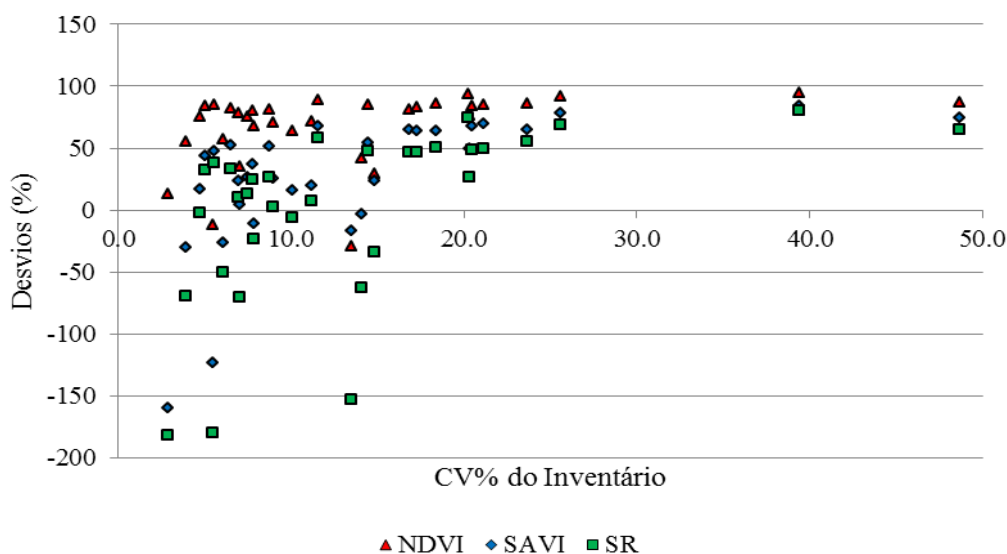


Figura 2. Distribuição de resíduos de CV% de NDVI, SAVI e SR em relação CV% estimado no inventário florestal de plantios clonais de *Eucalyptus saligna* Smith.

Figure 2. Residual distribution of CV% of NDVI, SAVI and SR, compared to the CV% estimated from the forest inventory for clonal plantations of *Eucalyptus saligna* Smith.

As características da vegetação analisada podem explicar as diferenças entre os resultados encontrados para cada IV. O NDVI é apontado na literatura como um índice mais sensível para condições de baixa biomassa (pastagens, biomas áridos ou semiáridos), e pode sofrer a influência de pontos de saturação nas condições de biomassa abundante, tais como as florestas, não caracterizando adequadamente a condição da vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2010; JENSEN, 2011). O SR, por sua vez, é altamente sensível às variações de biomassa para formações florestais (JENSEN, 2011) e pouco adequado para formações de baixa produção de biomassa (JACKSON e HUETE, 1991). Huete *et al.* (1985) analisaram a sensibilidade dos IV em relação ao solo e verificaram que essa é maior em dosséis com nível de cobertura médio. O SAVI, que introduz uma constante para minimizar esse efeito no valor final do IV, tem sido utilizado para diminuir esse ruído em condições de vegetação com cobertura média (JENSEN, 2011).

Neste sentido, maiores análises sobre a influência da espécie, idade ou sítio são sugeridas, pois podem influenciar significativamente a escolha da metodologia do IV.

CONCLUSÕES

Segundo a análise estatística por teste t pareado ($\alpha=5\%$), as imagens NDVI e SAVI apresentaram CV% médio entre pixels (respectivamente, 3,58% e 8,32%) estatisticamente diferentes do CV% médio encontrado no inventário florestal dos talhões (13,47%), enquanto que aqueles CV% gerados pelas imagens SR (10,38%) não diferiram estatisticamente dos CV% do inventário florestal. De maneira geral, as imagens NDVI mostraram forte tendência em subestimar o CV%, e as imagens SAVI e SR tenderam a subestimar o CV% a partir de valores de CV% no inventário florestal superiores a 15%. Esses resultados mostram que o CV% de SR poderia indicar a variabilidade da população de maneira semelhante ao inventário piloto, o que permitiria a estimativa prévia da intensidade de amostragem. Entretanto, maiores análises são recomendadas, considerando aspectos como espécie, idade e sítio.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE, à Celulose Riograndense e à Forest Productivity Cooperative pelo apoio e disponibilidade dos dados.

REFERÊNCIAS

- BERGER, R. *et al.* Utilización de índice de área foliar para optimización de inventarios forestales. In: CONGRESO FORESTAL MUNDIAL, 13, 2009, Buenos Aires. *Anales del XIII Congreso Forestal Mundial* Buenos Aires: FAO, 2009. CD-ROM.
- BERRA, E.F. *et al.* Estimativa do volume total de madeira em espécies de eucalipto a partir de imagens de satélite Landsat. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 22, n. 4, p. 853-864, 2012.
- CANAVESI, V. *et al.* Estimativa de volume de madeira em plantios de *Eucalyptus spp.* Utilizando dados hiperespectrais e dados topográficos. *Revista Árvore*, v. 34, n. 3, p. 539-549, 2010.
- CHEN, J.M.; CIHLAR, J. Retrieving leaf area index of boreal conifer forests using Landsat TM images. *Remote Sensing of Environment*, v. 55, p. 153-162, 1996.
- COCHRAN, W.G. *Técnicas de amostragem*. Rio de Janeiro: Fundo de Cultura, 1965. 555 p.
- DAVI, H. *et al.* Effect of thinning on LAI variance in heterogeneous forests. *Forest Ecology and Management*, v. 256, p. 890-899, 2008.
- ENVI 5.1 – Downloads. Disponível em: <http://www.envi.com.br/index.php/downloads>. Acesso em 26 mai., 2014.
- FLORES, F.J. *et al.* Using multispectral satellite imagery to estimate leaf area and response to silvicultural treatments in loblolly pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 36, p. 1587-1596, 2006.
- FOREST NUTRITION COOPERATIVE. Estimación de área foliar mediante el uso de imágenes satelitales Landsat 5. *FNC Research Note*, n. 33, 15 p., 2007.
- HOUBORG, R. *et al.* Utility of an image-based canopy reflectance modeling tool for remote estimation of LAI and leaf chlorophyll content at the field scale. *Remote Sensing of Environment*, v. 113, p. 259-274, 2009.
- HUETE, A.R. *et al.* D.F. Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, v. 17, p. 37-53, 1985.
- JACKSON, R.D.; HUETE, A.R. Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine*, v. 11, p. 185-200, 1991.
- JENSEN, J.R. Sensoriamento remoto da vegetação. In.: JENSEN, J. R. *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. 1ª ed. São José dos Campos: Ed. Parêntese, 2011. Cap. 11, 598 p.
- LAW, B.E.; WARING, R.H. Remote sensing of leaf area index and radiation intercepted by understory vegetation. *Ecological Applications*, v. 4, n. 2, p. 272-279, 1994.
- LIU, W.T.H. Índices de vegetação. In.: *Aplicações de sensoriamento remoto*. Campo Grande: Ed. UNIDERP, 2007. Cap. 7, p. 215-250.
- LOETSCH, F.; HALLER, K.E. Information from aerial photographs. In.: *Forest inventory*. München: BLV, 1964. v. 1, Cap. 3, p. 299-416.
- LU, D. The potencial and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*. v. 27, n. 7, p. 1297-1328, 2006.
- MACIEL, M.N.M. *et al.* Uso de imagens orbitais na estimativa de parâmetros estruturais de uma floresta primária no município de Paragominas, estado do Pará. *Revista de Ciências Agrárias*, Belém, n. 52, p. 159-178, 2009.

- MAHTO, B. Quantification of forest growing stock using remote sensing data for planning and management: a case study of Tikauly forest in Chitawan district, Nepal. In: 22nd Asian Conference on Remote Sensing, 2001. *Proceedings of the XXII Asian Conference on Remote Sensing*. Singapore, 2001. Disponível em: <http://www.crisp.nus.edu.sg/~acrs2001/pdf/337MAHTO>. Acesso em: 15 maio 2009.
- MÄKELÄ, H.; PEKKARINEN, A. Estimation of forest stand volumes by Landsat TM imagery and stand-level field-inventory data. *Forest Ecology and Management*, v. 196, p. 245-255, 2004.
- McROBERTS, R.E. *et al.* Stratified estimation of forest area using satellite imagery, inventory data, and the *k*-Nearest Neighbors technique. *Remote Sensing of Environment*, v. 82, p. 457-468, 2002.
- McROBERTS, R.E. *et al.* Using satellite imagery as ancillary data for increasing the precision of estimates for the Forest Inventory and analysis program of the USDA Forest Service. *Canadian Journal for Forest Research*, v. 36, p. 2968-2980, 2006.
- MEUNIER, I.M.J. *et al.* *Inventário florestal: programas de estudo*. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE, 2001. 189 p.
- MOREIRA, M.A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 4 ed. atual. e ampl. Viçosa: Ed. UFV, 2011. 422 p.
- PEEL, M.C. *et al.* Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y. E. *Sensoriamento remoto no estudo da vegetação*. São José dos Campos: Ed. Parêntese, 2010. 127 p.
- RIBEIRO, J.R.D.P. *A detecção remota no inventário florestal: Análises das potencialidades da utilização das imagens de satélite*. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências e Sistemas de Informação Geográfica). Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa. 138 p.
- SANQUETTA, C.R. *et al.* *Inventários Florestais: Planejamento e Execução*. 2 ed. Curitiba: Multigraphic Gráfica e Editora, 2009. 316 p.
- SONG, C. Optical remote sensing of forest leaf area index and biomass. *Progress in Physical Geography*, v. 37, n. 1, p. 98-113, 2013.
- STENBERG, P. *et al.* Reduced simple ratio better than NDVI for estimating LAI in finnish pine and spruce stands. *Silva Fennica*, v. 38, n. 1, p. 3-14, 2004.
- United States Geological Survey (USGS). Landsat 8. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em 17 out., 2013.
- WARING, R.H. COOPS, N.C., LANDSBERG, J.J. Improving predictions of forest growth using the 3-PGS model with observations made by remote sensing. *Forest Ecology and Management*, n. 259, p. 1722-1729, 2010.

INFLUÊNCIA DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA DETECCAO DE MUDANÇAS COM UMA ABORDAGEM MULTI-SENSOR

INFLUENCE OF ATMOSPHERIC CORRECTION IN THE CHANGE DETECTION WITH A MULTI-SENSOR APPROACH

Lucília Rezende Leite¹, Nathália Silva Carvalho¹, Luis Marcelo Tavares de Carvalho¹, Carolina Gusmão Souza¹

¹Universidade Federal de Lavras – UFLA, caixa postal: 3037, CEP 37200-000, Lavras- MG.
lucilia_rleite@hotmail.com; nathalia.bioufla@gmail.com; passarinho@ufla.com.br;
carolzinahgusmao@gmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da correção atmosférica na detecção de mudança, aplicando o algoritmo Support Vector Machine (SVM) utilizando uma abordagem multi-sensor. Foram utilizadas imagens de duas datas: T1 (SPOT 5 de 30/05/2007) e T2 (Landsat 5 de 20/07/2009). Para que as respostas espectrais entre ambas as imagens fossem equivalentes, foi realizada a correção atmosférica, reamostragem para 30m e correção geométrica da SPOT 5. Além disso, para avaliar os efeitos atmosféricos, as análises de detecção de mudança foram realizadas considerando todas as etapas de pré-processamento, excetuando a correção atmosférica. Posteriormente, foram obtidos os mapas de cobertura do solo, aplicando o algoritmo Support Vector Machine, definindo como classes de interesse: vegetação nativa, área de plantio e solo exposto. A partir dos mapas-diferença de cobertura do solo obtidos entre Landsat/SPOT, observou-se que houve uma subestimativa das áreas que foram convertidas para solo exposto e áreas de plantio utilizando a imagem SPOT sem correção atmosférica. Estes resultados evidenciam a importância dos pré-processamentos, principalmente a correção atmosférica para que as detecções sejam representativas das alterações reais na superfície terrestre.

Palavras-chave: Support Vector Machines, Detecção de mudança, SPOT 5 HRG, Landsat 5 TM

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the influence of atmospheric correction in change detection, applying the algorithm Support Vector Machine (SVM) using a multi-sensor approach. We used images of two date: T1 (SPOT 5 of 05/30/2007) and T2 (Landsat 5 of 07/20/2009). For the spectral responses between both images were equivalent, was performed the atmospheric correction, resampling to 30m and geometric correction of SPOT 5. Moreover, to evaluate the atmospheric effects, the change detection analysis were performed considering all steps of pre-processing, except the atmospheric correction. Later, the land cover maps were obtained by applying Support Vector Machine algorithm, defining as class of interest: native vegetation, planting area and bare soil. From the difference-maps of land cover obtained between Landsat/SPOT, it was observed that there was an underestimation of the areas that were converted to bare soil and plantation areas using SPOT image without atmospheric correction. These results highlight the importance of pre-processing, mainly the atmospheric correction for that the detections are representative of actual changes in the earth's surface.

Keywords: Support Vector Machines, Change Detection, SPOT 5 HRG, Landsat 5 T

INTRODUÇÃO

As alterações no uso e cobertura do solo são provenientes de causas de cunho político, social, cultural e econômico, afetando a biodiversidade, o clima, a paisagem, a utilização de recursos naturais e as ações humanas (LAMBIN *et al.*, 1999).

No tocante a essas alterações é preponderante compreender padrões de ocorrência no decorrer do tempo e propor alternativas que minimizem seus impactos negativos.

Neste âmbito, diversos estudos e projetos têm sido desenvolvidos em diferentes regiões do mundo, a exemplo do Global Forest Resources Assessment (FRA) realizado pela FAO, onde as florestas de todo o mundo são avaliadas a cada 5 anos desde 1946 e o Programa de Cálculo do Desmatamento da Amazônia (PRODES) realizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que desde 1988 monitora a Floresta Amazônica.

Na tentativa de desenvolver e aprimorar metodologias para detecção de mudanças em áreas heterogêneas como o Cerrado Mineiro, Couto (2011) apontou os desafios de desenvolver uma metodologia para detecção de mudanças e mapeamento devido a grande variabilidade e recorrência de alterações no uso e cobertura do solo encontrado nessa região. Além disso, a maioria das técnicas para detecção de mudança utilizam uma abordagem a nível de pixel (LU *et al.*, 2004), as quais não correspondem a melhor alternativa para análises utilizando imagens de alta resolução. Dessa maneira, perante a importância de conhecer a localização, dimensão e a dinâmica das alterações na cobertura do solo, está o desafio de desenvolver técnicas que contribuam de forma eficaz para a detecção de forma mais automatizada e menos onerosa. Além disso, é relevante que o conjunto de dados, seja uma amostra representativa da resposta espectral real dos alvos de interesse. Dessa maneira, o pré-processamento das imagens, com o intuito de remover a influência de efeitos atmosféricos, variações no ângulo de incidência de Sol, é fundamental para que os resultados sejam equivalentes as reais mudanças na cobertura do solo.

Diante disso, o objetivo do presente estudo foi avaliar a influência da correção atmosférica na detecção de mudança, aplicando o algoritmo *Support Vector Machines* (SVM) utilizando uma abordagem multi-sensor.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada na porção norte da bacia hidrográfica do Rio São Francisco no estado de Minas Gerais, abrangendo os municípios de Bonito de Minas e Cônego Marinho. As fisionomias vegetacionais predominantemente contempladas são o cerrado senso restrito, o campo cerrado e as veredas (Figura 1).

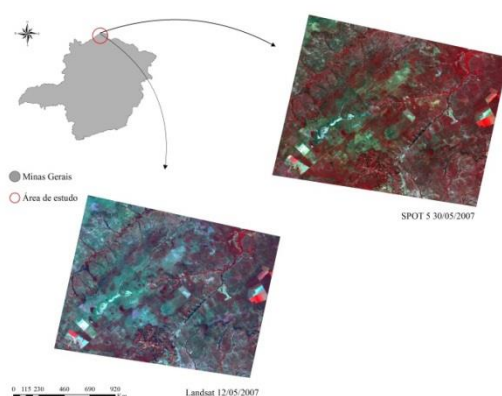


Figura 1. Área de estudo e recorte das imagens multi-sensor utilizadas.
Figure 1. Study area and subset of the multi-sensor images used.

Essa região é caracterizada pela influência de diferentes fontes e tipos de mudanças provenientes da ação antrópica e natural, como sazonalidade, queimadas, incêndios, desmatamentos, implantação de culturas florestais e manejo.

Dados multi-sensor

Para composição deste trabalho foram consideradas duas datas diferentes (T1 e T2) de imagens multi-sensor (TM e HRG). T1 foi composta de uma imagem satélite SPOT 5 sensor HRG datada de 30/05/2007. Já para composição da data T2 foi utilizada uma imagem Landsat 5 sensor TM datada de 20/07/2009 (Figura 1).

A imagem Landsat foi adquirida gratuitamente mediante um cadastro de usuário no site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (US Geological Survey - USGS). A vantagem da obtenção das imagens pelo USGS é que estas são disponibilizadas em valores de reflectância e com correção atmosférica e geométrica realizadas. A obtenção da imagem SPOT 5 HRG foi de forma comercial.

As cenas Landsat 5 – TM e SPOT 5 – HRG utilizadas para compor a análise multi-sensor possuem, respectivamente, órbita/ponto 219/070 e 715/380. A delimitação da área de estudo foi baseada na área imageada coincidente entre os dois sensores.

Imagem SPOT 5

Para a detecção de mudança, o pré-processamento da imagem SPOT envolveu duas abordagens: aplicação de todas as etapas necessárias para torná-la equivalente à Landsat e excetuando a correção atmosférica, a fim de, avaliar sua influência na resposta espectral dos alvos de interesse.

O pré-processamento da imagem SPOT 5 incluiu 3 fases: correção atmosférica, reamostragem do tamanho do pixel e registro imagem-imagem (Figura 2). A aplicação da correção atmosférica foi realizada com a finalidade de reduzir prováveis distorções espectrais causadas pelo espalhamento da radiação devido à interação com a atmosfera e garantir que essas distorções não interferissem na detecção de mudanças entre datas diferentes.

Para realização da correção atmosférica os valores da imagem foram transformados de número digital para valores de radiância como descrito por Moran *et al.* (1992) e utilizado por Chaves (1996). O tipo de correção adotada foi o módulo Fast Line of Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLAASH-ENVI), baseado nos algoritmos MODTRAN e nos seguintes parâmetros: latitude, longitude, tipo de sensor, distância do sensor, elevação da terra, tamanho do pixel e data e hora do imageamento.

A segunda fase do pré-processamento da imagem SPOT 5 foi a reamostragem do tamanho do pixel de 10 m para 30 m, conforme a imagem Landsat 5.

Por fim, foi realizada correção geométrica da imagem SPOT 5 tendo como base a Landsat 5. Foram coletados 40 pontos de controle terrestre distribuídos pela imagem e utilizada a equação polinomial de segundo grau, com erro médio quadrático menor que 0.5 pixel.

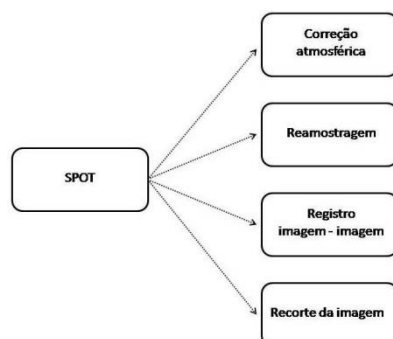


Figura 2. Etapas de pré-processamento da imagem SPOT.

Figure 2. Steps pre-processing of SPOT image.

Processamento das imagens

A Figura 3 apresenta a metodologia utilizada para detecção de mudança considerando a influência da correção atmosférica.

Após o pré-processamento, foi realizada a segmentação multi-data utilizando pesos iguais para as imagens, aplicando o algoritmo multi-resolution. Para caracterizar a cobertura da terra no período avaliado, foi realizada uma classificação supervisionada para cada imagem, aplicando o algoritmo Support Vector Machines (SVM). Os Support Vector Machines correspondem a algoritmos de aprendizagem de máquinas, sendo a teoria originalmente proposta por Vapnik e Chervonenkis (1971) e mais tarde discutida em detalhe por Vapnik (1999). O sucesso deste algoritmo depende de quão bem o processo é treinado.

As classes de interesse foram definidas como: vegetação nativa, área de plantio e solo exposto. Apesar de se tratar de uma área heterogênea comportando diversas fisionomias do cerrado e áreas de manejo florestal, foi adotada apenas a classe nativa por se tratar de um estudo que visa avaliar a influência da correção atmosférica na detecção de mudanças, independente do tipo de alteração ocorrida.

Considerando que a criação de mapas categóricos representa uma simplificação da realidade, estes podem apresentar erros de classificação e por isso a determinação da acurácia torna-se imprescindível para avaliar a qualidade do mapa produzido. Sendo assim, foi calculada a matriz de confusão, sendo calculado o Coeficiente Kappa e a Exatidão Global de cada mapa de cobertura do solo.

Para detectar as mudanças ocorridas no período 2007/2009 e avaliar a influência atmosférica, foram obtidos os mapas-diferença, considerando Landsat 2009/SPOT 2007 com correção atmosférica e Landsat 2009/SPOT 2007 sem correção atmosférica. A partir destes, foram identificadas as conversões na cobertura da terra no período estabelecido, assim como, a comparação entre os resultados obtidos.

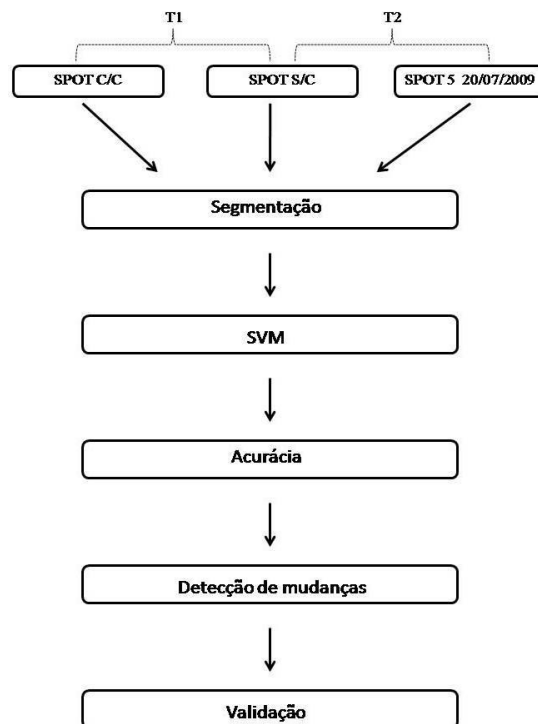


Figura 3. Metodologia para análise da influência da correção atmosférica na detecção de mudanças em dados multi-sensor. SPOT C/C corresponde a imagem SPOT 5 com correção atmosférica e SPOT S/C corresponde a imagem SPOT 5 sem correção atmosférica.

Figure 3. Methodology to analysis of the influence of atmospheric correction of the change detection in multi-sensor data. SPOT C/C corresponds to SPOT 5 image with atmospheric correction and SPOT S/C corresponds to SPOT 5 image without atmospheric correction.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 4 ilustra o perfil espectral extraído da imagem SPOT com e sem correção atmosférica. Valores maiores de reflectância nos menores comprimentos de onda do espectro eletromagnético podem ser atribuídos às interferências de partículas de poeira, vapor d'água e aerossóis presentes na atmosfera e que influenciam no valor da reflectância registrada pelo sensor.

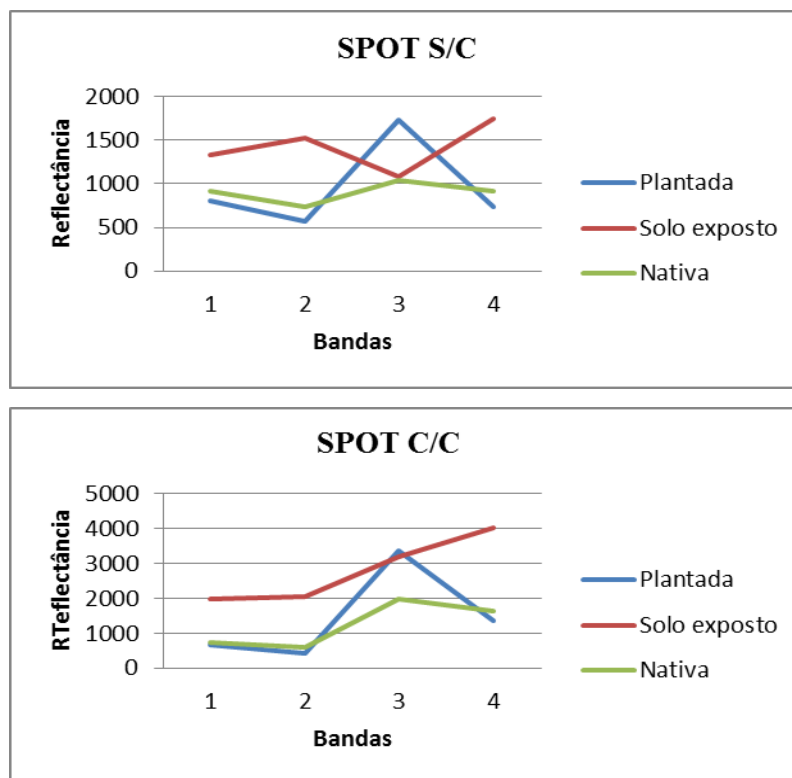


Figura 4. Perfil espectral para dados SPOT com e sem correção atmosférica.

Figure 4. Spectral profile for SPOT data with and without atmospheric correction.

Através da segmentação multidata foram obtidos 7.272 objetos. A segmentação possibilita analisar os objetos de interesse, integrar diferentes técnicas de processamento, recuperar e analisar dados em multi-resolução de diferentes sensores e extinguir os problemas advindos de análises a nível de pixel (HAY e CASTILLA, 2008; LANG, 2008). Após a aplicação do algoritmo Support Vector Machines, para a imagem SPOT sem correção atmosférica, foram atribuídos 5806 objetos a classe vegetação nativa, 45 para áreas de plantio e 1420 para solo exposto. Em relação a SPOT com correção atmosférica, as classes vegetação nativa, áreas de plantio e solo exposto possuem respectivamente 5895, 44 e 1332 objetos. Já para imagem Landsat, estes correspondem a 5342 objetos de vegetação nativa, 72 áreas de plantio e 1857 de solo exposto. Estes resultados indicam que entre o período 2007/2009 as classes com maior índice de alteração foram solo exposto e áreas de plantio.

O mapa de cobertura do solo obtido a partir da imagem Landsat apresentou acurácia global igual a 99.8342% e Coeficiente Kappa de 0.9975. Já para os mapas produzidos a partir da SPOT com e sem correção atmosférica, a acurácia global corresponde a 94.1788% e 92.1162% e Coeficiente Kappa de 0.8630 e 0.7762, respectivamente.

A partir do mapa-diferença obtido para detecção de mudanças entre SPOT com correção e Landsat 2009 foi diagnosticado que o maior percentual de mudança foi na classe solo exposto com 30,51 % de conversão para a classe nativa e 4% para a classe plantada. Foi observado que 94,65 % da classe nativa não sofreu alteração (Tabela 1).

Na detecção de mudanças entre SPOT sem correção e a imagem Landsat foi observado que 93,72% da classe nativa não sofreu alteração, enquanto que apenas 22% da classe solo exposto permaneceu inalterada, sendo que 73,56% foi classificada como nativa em 2009 (Tabela 2).

A partir desses resultados observa-se que as áreas convertidas para solo exposto e áreas de plantio foram subestimadas no mapa-diferença obtido a partir da abordagem Landsat/Spot sem correção. Estes resultados indicam a importância da realização das etapas de pré-processamento, indicando a relevância da correção atmosférica para trabalhos com o intuito de detectar mudanças.

Tabela 1. Valores em porcentagem das mudanças observadas entre 2007/2009 através das imagens SPOT 5 com correção e Landsat 5 TM.

Table 1. Values in percentage of changes observed between 2007/2009 through the images SPOT 5 with

	Nativa	Solo exposto	Áreas de plantio	Total
Não classificado	0	0	0	0
Nativa	94.652	30.51	14.411	100
Solo Exposto	5.04	65.406	1.953	100
Áreas de plantio	0.308	4.084	83.636	100
Total	100	100	100	0
Mudanças	5.348	34.594	16.364	0

correction and Landsat 5 TM.

Tabela 2. Valores em porcentagem das mudanças observadas entre 2007/2009 através das imagens SPOT 5 sem correção e Landsat 5 TM.

Table 2. Values in percentage of changes observed between 2007/2009 through the images SPOT 5 uncorrected and Landsat 5 TM.

	Nativa	Solo exposto	Áreas de plantio	Total
Não classificado	0	0	0	0
Nativa	93.718	73.557	15.138	100
Solo Exposto	5.886	22.055	16.494	100
Áreas de plantio	0.395	4.388	68.368	100
Total	100	100	100	0
Mudanças	6.282	77.945	31.632	0

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

CHAVEZ, Jr. Pat S. Image-Based Atmospheric Corrections – Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, n. 9, v. 62, 1996.

COUTO JUNIOR, A.C. Monitoramento do Cerrado em Minas Gerais usando Análises Estatísticas Baseadas em Objetos: Uma Abordagem em Diferentes Escalas. 2011. 72 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

HAY, G.J.; CASTILLA, G. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: BLASCHKE, T.; LANG, S.; HAY, G.J. Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications, 2008. p. 817.

LANG, S. Object-based image analysis for remote sensing applications: modeling reality - dealing with complexity. In: BLASCHKE, T.; LANG, S.; HAY, G.J. Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications, 2008. p. 817.

LAMBIN, E.F. *et al.* Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy. IGBP Report, n. 48, 1999.

LU, D. *et al.* Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, p. 2365-2407, 2004.

MORAN, M.S. *et al.* Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output, *Remote Sensing of Environment*, n. 41, p. 169-184, 1992.

VAPNIK, W.N.; CHERVONENKIS, A. Y. On the uniform convergence of the relative frequencies of events to their probabilities. *Theory of Probability and its Applications*, n. 17, p. 264-280, 1971.

VAPNIK, W.N. An overview of statistical learning theory. *IEEE Transactions of Neural Networks*, n. 10, p. 988-999, 1999.

INTEGRAÇÃO DE OBIA E ÁRVORES DE DECISÃO PARA MAPEAMENTO DE VOÇOROCAS

OBIA AND TREE DECISION INTEGRATION FOR GULLY EROSION MAPPING

Andrea Tedesco¹, Alzir Felipe Buffara Antunes²

^{1,2}Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Cel. Fco. Heráclito dos Santos, 210, 81531-990, Curitiba, PR, Brasil, ¹atedesco@uepg.br, ²felipe@ufpr.br

RESUMO

O objetivo deste estudo foi verificar a possibilidade de mapeamento de voçorocas usando análise orientada a objeto (AOO) e integração de dados. Os objetos foram gerados por meio de segmentação multirresolução (*FNEA-Fractal Net Evolution Approach*) aplicada a dados espectrais oriundos de imagem Ikonos e a dados de intensidade e altimétricos provenientes de perfilamento com ALS (*Airborne LASER Scanner*). O reconhecimento das feições foi realizado por classificação hierárquica e por árvores de decisão (algoritmo CART - *Classification And Regression Trees*). O uso da AOO permitiu a identificação da relevância dos dados de entrada, parâmetros de segmentação e atributos a serem usados para classificação das voçorocas. Os resultados obtidos com a classificação hierárquica e com CART foram bastante similares, os quais evidenciaram a possibilidade do uso do método CART na pré-definição de parâmetros e atributos, para serem, posteriormente, refinados e melhorar a classificação hierárquica.

Palavras-chave: análise orientada a objeto, classificação hierárquica, árvores de decisão, Lógica Fuzzy, mapeamento de voçorocas.

ABSTRACT

This research aims to verify the possibility to map gully erosion using Object-Based Image Analysis (OBIA) and data integration. The objects were generated by multiresolution segmentation (*FNEA-Fractal Net Evolution Approach*) applied to spectral data from Ikonos imagery and the intensity and altimetric data from ALS (*Airborne LASER Scanner*). The features recognition was performed by hierarchical classification and tree decision algorithm (CART - *Classification and Regression Trees*). Using OBIA it was possible to identify the relevant input data, segmentation parameters and attributes to classify gully erosion. The results were similar, either by hierarchical classification or by CART, in which showed the possibility to use CART method to pre define parameters and attributes, and furthermore use them to refine hierarchical classification.

Keywords: object-based image analysis, hierarchical classification, decision tree, Fuzzy Logic, gully erosion mapping.

INTRODUÇÃO

As voçorocas são processos erosivos caracterizados por depressões profundas, circundadas por vertentes quase verticais, que se alargam nas proximidades das cabeceiras devido à intensa atividade erosiva regressiva, e se afunilam junto à foz do curso d'água que a percorre, cortando sedimentos arenosos de fraca coesão, sem apresentar forte declive longitudinal (VIEIRA, 1978). Afetam terras agrícolas, urbanas e com vegetação natural. Quando decorrente da ação antrópica, a degradação dos solos está intimamente relacionada com o avanço da agricultura, devido à falta de práticas de conservação dos solos, e ao deflorestamento (GUERRA, 2005). As voçorocas ocasionam a perda de solos e constituem os processos erosivos de maiores proporções e, conseqüentemente, de maiores prejuízos financeiros, sociais e ambientais.

Ações mitigatórias ou corretivas requerem mapeamento e monitoramento das voçorocas, os quais podem ser realizados por medidas realizadas no local ou por sensoriamento remoto. Medidas no local são realizadas com a técnica de estaqueamento (GUERRA, 2005; HESSEL e VAN ASCH, 2003; MORGAN, 2005), ou por

levantamentos topográficos convencionais ou com uso de equipamento LASER escâner terrestre (PERROY *et al.*, 2010). Estes levantamentos requerem o caminhamento e instalação de equipamentos nas bordas e interior das voçorocas, o que pode acarretar no agravamento dos processos erosivos já instalados e em risco para os executores do levantamento.

Técnicas aerofotogramétricas têm sido usadas para geração de Modelos Digitais de Terreno (MDTs) e fotointerpretação com a finalidade de mapear voçorocas (FLUGEL *et al.*, 2003, MARTÍNEZ-CASASNOVAS *et al.*, 2004; MARTÍNEZ-CASASNOVAS, 2003). O uso de aerofotos digitais e de alta resolução, têm permitido estudos mais detalhados sobre as voçorocas (MARZOLFF e POESEN, 2009). Imagens de satélites têm sido analisadas para identificação de áreas com risco de erosão (KING *et al.*, 2005; VRIELING *et al.*, 2005) e para identificar o grau de atividade das voçorocas em função da cobertura vegetal (MARTÍNEZ-CASASNOVAS e ZARAGOZA, 1996). Dados altimétricos obtidos por sistemas aerotransportados de varredura a LASER (ALS – *Airborne LASER Scanner*) têm sido usados na geração de Modelos digitais de Terreno (MDTs) visando cálculo volumétrico e estimativas de perda de solo (EUSTACE *et al.*, 2009; JAMES *et al.*, 2006). Atualmente, os estudos mostram uma busca por métodos automáticos ou semiautomáticos, em abordagem orientada a objeto, para detecção, mapeamento e monitoramento, bem como para cálculos volumétricos e modelos preditivos de risco de erosão (JOHANSEN *et al.*, 2012; PERROY *et al.*, 2010; SHRUTHI *et al.*, 2011).

Entre as características das voçorocas, que as diferem das demais feições urbanas e rurais, estão: a heterogeneidade espectral (mistura de solos, vegetação e água), a variabilidade espacial (formato irregular, dimensões variadas, assimetria e relação largura/comprimento bastante variável) e a variação altimétrica (de centímetros a metros, com declividade bastante acentuada nas bordas). A heterogeneidade espectral sugere que o uso apenas de informações espectrais é insuficiente para discriminar a classe voçoroca das demais em um processo digital de classificação de imagem. Em função disso, acredita-se que a incorporação de informações auxiliares, como as altimétricas, geométricas e de contexto, possa auxiliar na discriminação dessa classe. Com a incorporação dessas informações, ocorre aumento da dimensionalidade e variabilidade dos dados, fazendo-se necessário o uso de Sistemas Especialistas (SEs), como o SE comercial eCognition.

Nesse escopo, esse trabalho buscou definir uma metodologia semiautomatizada para o mapeamento de voçorocas, a partir de uma abordagem orientada a objeto e baseada em SEs, com a integração de dados espectrais (imagem Ikonos) e altimétricos (ALS). Para tal, um estudo de caso foi conduzido para uma voçoroca localizada na zona rural do município de Uberlândia-MG, na Fazenda Experimental do Glória, pertencente à Universidade Federal de Uberlândia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento da metodologia foram usados:

- a) Dados ALS altimétricos e de intensidade: obtidos com equipamento ALTM 2025 (*Airborne LASER Terrain Mapper*), do fabricante Optech Inc.; voos efetuados de janeiro a junho de 2004, com altura de voo de 1.000m; densidade média de 1,89 pontos por m²; distância média entre pontos de 1,23m; qualidade planimétrica após processamento (segundo o fabricante) de 0,5m a 1,0 m (1/1000 x H a 1/2000 x H, sendo H a altura de voo).
- b) Imagem Ikonos multiespectral: corrigida pelos parâmetros orbitais e reamostrada por convolução cúbica. Foram disponibilizadas as bandas 1, 2, 3 e 4 (Blue, Green, Red e Near InfraRed) fusionadas com a Pan (pancromática), com resolução espacial de 1m.

Para o processamento dos dados foram utilizados os programas: ENVI (*The Environment for Visualizing Images*) 4.7; ALDPAT (*Airborne LiDAR Data Processing and Analysis Tools*); eCognition Developer 8.8; ERDAS Imagine 9.1, e ARCGIS 9.

Segmentação

Anteriormente aos procedimentos de segmentação e classificação, realizou-se o pré-processamento dos dados. Os dados ALS foram usados para gerar o Modelo Digital de Superfície (MDS) e a imagem de intensidade, com resolução espacial de 1m. A partir do MDS e do MDT gerou-se o Modelo Digital de Superfície Normalizado (MDSn), visando melhorar a discriminação entre vegetação arbórea e rasteira, em função da altura dos objetos. Para auxiliar na discriminação das áreas vegetadas e não vegetadas gerou-se o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). A imagem Ikonos foi registrada usando-se a imagem de intensidade como referência. O erro máximo do registro em X (Ex) foi de 0,8653m e em y (Ey) foi de -1,3139m. O erro total foi de 0,8698m, inferior a um pixel.

Os objetos foram então gerados, com auxílio da segmentação multirresolução, técnica FNEA (*Fractal Net Evolution Approach*) introduzida por Baatz e Schäpe (BAATZ e SCHÄPE, 1999) e incorporado no programa comercial eCognition (BLASCHKE *et al.*, 2000; BLASCHKE e HAY, 2001; HAY *et al.*, 2003; BAATZ *et al.*, 2000). Foram utilizados como dados de entrada as quatro bandas da imagem Ikonos, a imagem NDVI, a imagem de intensidade do ALS, o MDT, o MDSN e o mapa de declividade. Variou-se o fator de escala (FE) de 5 a 100 (com intervalos múltiplos de 5, ex: 5-10-15-20...), e FE = 125 e 150. Adotou-se o peso da cor igual a 0,9 e compacidade = 0,5. Os valores foram definidos de forma empírica. As segmentações obtidas com os diferentes fatores de escala foram analisadas, visando identificar em que nível de segmentação as feições da voçoroca (cabeceira, dígitos e bordas) foram delineadas pelos segmentos.

Planejamento da Classificação

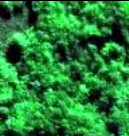

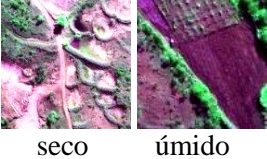


Antes de todo processo de criação de classes baseado em hierarquia de objetos segmentados, faz-se necessária uma criteriosa avaliação do comportamento espectral e de forma das feições, com base no conhecimento do usuário sobre o tema (ANTUNES, 2003). O quadro 1 mostra as chaves de interpretação, para uma composição colorida R=banda 3, G=banda 4 e B=banda 1. Foram analisados os aspectos referentes à cor, forma, tamanho, textura e variação de altura em relação ao solo. Por se tratar de ambiente rural, poucas classes foram identificadas para o interesse desse estudo, as quais são: vegetação (arbórea e rasteira), corpos d'água e solo (solo exposto e voçoroca).

A partir das chaves de interpretação e da análise dos atributos, foram definidos os descritores de cada classe, bem como as funções de pertinência Fuzzy, a serem usados na classificação hierárquica. Esses descritores foram definidos de forma empírica, baseados no conhecimento dos analistas e na avaliação dos resultados obtidos quando do uso de diferentes descritores. Para algumas classes usou-se apenas o algoritmo classificador do vizinho mais próximo (NN – *Nearest Neighbour*), e para outras classes foram usadas também funções de pertinência Fuzzy.

Classificação

O procedimento de classificação dos dados foi realizado por abordagem orientada a objeto, pelos métodos de classificação hierárquica e árvores de decisão. A classificação hierárquica é um método que permite que sejam usados níveis diferentes da segmentação para a discriminação das classes. A classificação é realizada com base em uma rede hierárquica pré-estabelecida, nas amostras selecionadas para treinamento dos algoritmos e nos atributos selecionados como descritores para cada classe. A Figura 1a apresenta a rede semântica e a Figura 1b apresenta a rede hierárquica estabelecida em função dos níveis de segmentação com Fatores de Escala (FE) 150, 30 e 20. No FE 150 foi realizada a classificação das feições em vegetação e não vegetação, usando-se a imagem NDVI. A partir dessa primeira classificação, no nível com FE 30, foram separados os objetos de vegetação em arbórea ou rasteira, usando-se as alturas dos objetos constantes no MDSN. Os objetos classificados como não vegetação foram reclassificados como água ou solo, em função dos valores digitais da banda do infravermelho próximo e da imagem NDVI. No nível com FE 20 foram reclassificados os objetos de solo, detalhando-os em solo exposto ou voçoroca. O atributo determinante nessa classificação foi a declividade dos objetos. A Figura 1c apresenta os descritores e algoritmos classificadores (NN-*Nearest Neighbour* e/ou Fuzzy) utilizados para cada classe.

Quadro 1. Chaves de interpretação (R=3, G=4, B=1).
Chart 1. Interpretation keys (R=3, G=4, B=1).

Classe	Amostra	Cor	Forma, tamanho, textura, var. altura
Vegetação arbórea		Verde (variando de tons escuros a médios)	Formas irregulares e tamanhos variados devido à presença tanto de árvores isoladas quanto agrupadas; textura rugosa; variação de altura.
Vegetação Rasteira		Verde (variando de tons escuros a claros)	Formas poligonais quase retangulares; tamanhos de médio a grande; textura lisa; sem variação de altura.
Solo exposto	 seco úmido	Branco a rosa; Roxo	Formas irregulares; tamanhos variando de médio a grande; textura lisa; sem variação de altura.
Corpos d'água		Azul	Formas regulares; tamanho médio; textura lisa; sem variação de altura.
Voçoroca		Mistura de solo / vegetação e sombra (rosa, roxo, verde, preto)	Formas irregulares; tamanhos variando de pequenos a médios, devido à presença diferentes feições (cabeceira, canal e dígitos); textura rugosa; variação de altura.

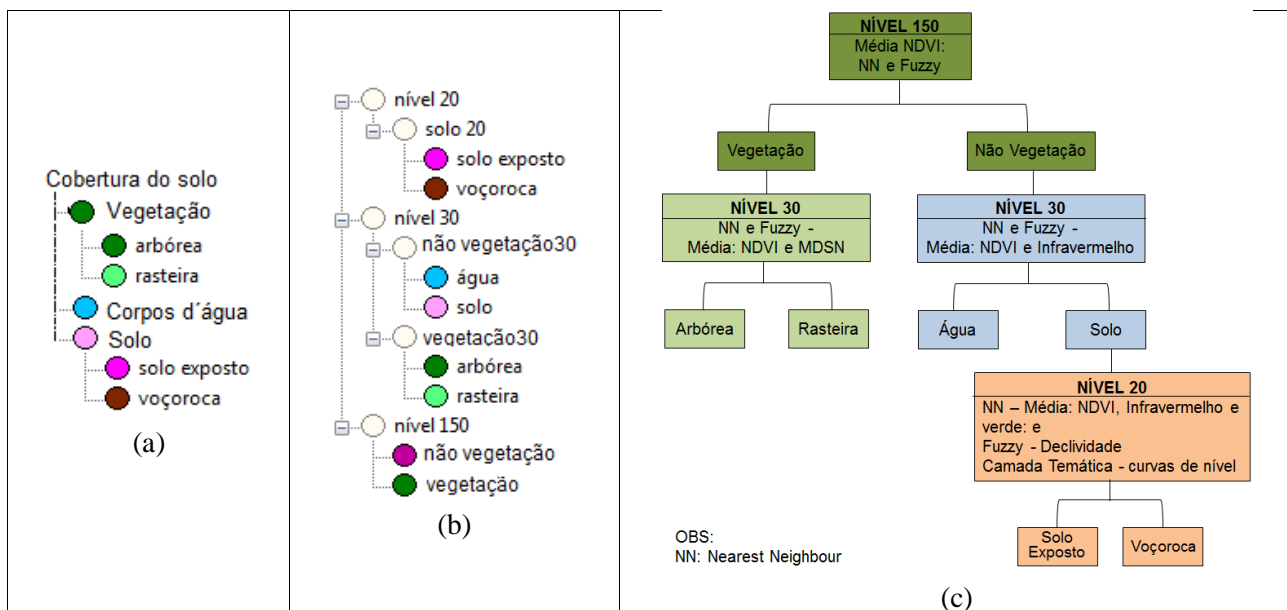


Figura 1. Rede semântica (a), Rede hierárquica (b) e Descritores de classe (c).

Figure 1. Semantic network (a), Hierarchical network (b), Class descriptors (c).

As árvores de decisão são uma representação gráfica para um procedimento de classificação ou de regressão, e possibilitam a extração de conhecimento a partir de exemplos de entrada, na forma de amostras de treinamento. Os dados originais são reduzidos a uma árvore de predição que representa um conjunto de regras de decisão (TSO e MATHER, 2009; UTOFF, 1999). Neste estudo, usou-se o algoritmo CART (*Classification and Regression Tree*), o qual foi proposto por Breiman, Friedman, Olsen e Stone (BREIMAN *et al.*, 1984), e encontra-se implementado no programa comercial eCognition. Como dados de entrada foram usados: as quatro bandas da imagem Ikonos, a imagem NDVI, a imagem de intensidade, o MDSN, o MDS e o mapa de declividade. A classificação foi realizada sob os objetos originados pela segmentação com fator de escala 50,

parâmetro de forma 0,1 e compacidade 0,5. Foram selecionadas amostras para as classes definidas na rede semântica e, a partir delas, realizou-se o treinamento da árvore de decisão e, posteriormente, a classificação em função das regras de decisão estabelecidas pela mineração dos dados executada pela árvore de decisão.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para os objetos segmentados com fator de escala (nível) 150 foi realizada a classificação dos elementos de vegetação e não vegetação. Analisando-se a matriz de confusão gerada em função das amostras de treinamento, nesse nível não houve confusão entre as duas classes, obtendo-se acurácias do produtor e do usuário iguais a 100%. Para o nível 30, os objetos “vegetação” foram reclassificados nas classes arbórea e rasteira. Os objetos “não vegetação” foram divididos nas classes água e solo. Nesse nível, também não houve confusão entre as classes, obtendo-se acurácias do produtor e do usuário iguais a 100%. Para o nível 20, os objetos “solo” foram reclassificados nas classes solo exposto e voçoroca. A Tabela 1 mostra a matriz de erros obtida na classificação, na qual é possível verificar a confusão entre as classes. A Figura 2 ilustra a classificação resultante. Pode-se observar que, no interior da voçoroca, ocorreram confusões com a classe solo exposto. Isso ocorre devido ao fato de que, no interior da cabeceira, ao contrário das bordas, a declividade não é acentuada e, como ela foi utilizada como atributo mais significativo na separação dessas duas classes, ocorreu confusão das mesmas no interior da voçoroca. Entretanto, o atributo permitiu a delimitação do contorno da feição erosiva em estudo. Uma alternativa para melhorar este resultado é o uso de informações espaciais, a inserção de informações de contexto e atributos geométricos. Pode-se verificar também o erro de inclusão de elementos de vegetação arbórea na classe voçoroca, devido à declividade existente entre a copa das árvores e o solo nas bordas das áreas vegetadas (áreas circuladas em amarelo na Figura 2).

Tabela 1. Matriz de erros da classificação hierárquica dos objetos segmentados com FE=20.

Table 1. Hierarchical classification confusion matrix – objects from FE=20.

Classe	Solo exposto	Voçoroca	SC	Acurácia Produtor (%)
Solo exposto	25	2	27	92,6
Voçoroca	0	14	14	100
SL	25	16	41	
Acurácia Usuário (%)	100	87,5		

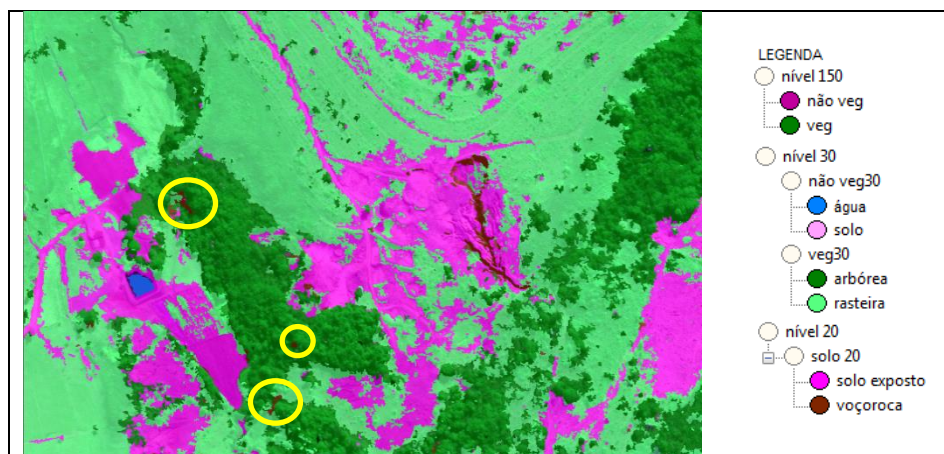


Figura 2. Classificação hierárquica.

Figure 2. Hierarchical classification.

A Tabela 2 ilustra a matriz de erros proveniente da classificação realizada pelo classificador baseado em algoritmo de indução de árvore de decisão. Percebe-se que uma das amostras selecionadas como solo exposto foi classificada como voçoroca. A qualidade global foi de 98,8%.

Tabela 2. Matriz de erros da classificação por árvore de decisão.
 Table 2. Tree decision classification confusion matrix.

Classe	Água	Arbórea	Rasteira	Solo exposto	Voçoroca	SC	Acurácia Produtor (%)
Água	3	0	0	0	0	3	100
Arbórea	0	14	0	0	0	14	100
Rasteira	0	0	14	0	0	14	100
Solo exposto	0	0	0	30	1	31	96,8
Voçoroca	0	0	0	0	18	18	100
SL	3	14	14	30	19	80	
Acurácia Usuário (%)	100	100	100	100	94,7		

A Figura 3a mostra a árvore de decisão gerada automaticamente pelo classificador em função das amostras de treinamento. Comparando-se com os atributos definidos para a classificação hierárquica (fig. 1c), percebe-se que a separação no primeiro ramo da árvore, é similar à separação entre as classes vegetação e não vegetação, em função do NDVI. No ramo correspondente à vegetação, a separação entre as classes arbórea e rasteira foi realizada em função do MDSn, enquanto que na classificação hierárquica usou-se também o NDVI. No ramo correspondente à não vegetação, a separação entre as classes água e solo foi realizada em função apenas do NDVI, enquanto que na classificação hierárquica usou-se também a banda do infravermelho. Neste mesmo ramo, a separação entre as classes solo exposto e voçoroca se deu em função da declividade, enquanto que na classificação hierárquica foram usadas também as informações do NDVI e das bandas do verde e infravermelho. Na classificação hierárquica também foram usadas, em algumas etapas da classificação, lógica fuzzy, diferenciando-se da classificação por árvore de decisão.

Analisando qualitativamente a classificação obtida por árvore de decisão (Figura 3b), e em relação ao resultado da classificação hierárquica (ambas baseadas em regiões), percebe-se um aumento das áreas classificadas como solo exposto em contraposição às de vegetação rasteira. Essa confusão entre as classes se deu nas regiões da cena em que as culturas aparecem em estágio inicial, nas quais é possível entrever o solo abaixo da vegetação. Não foram percebidas diferenças significativas entre as duas classificações, em relação à classe vegetação arbórea. Para a classe voçoroca, as regiões internas da voçoroca foram classificadas corretamente, entretanto, para o entorno da mesma, houve um acréscimo na classificação, alterando o contorno da feição. Além disso, regiões de solo exposto foram incorporadas à classe.

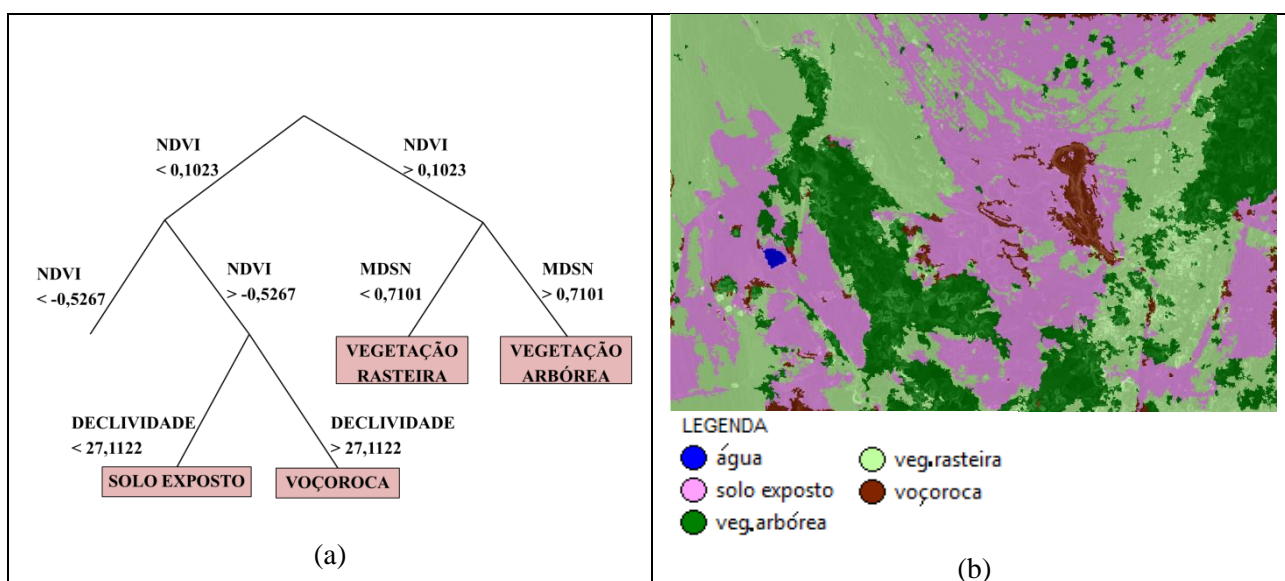


Figura 3. Árvore de decisão gerada com o algoritmo CART (a); Classificação por árvore de decisão (b).
 Figure 3. Tree decision generated by CART (a); Tree decision classification (b).

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados deste estudo comprovaram que a inserção de informações altimétricas auxilia na discriminação da voçoroca, mas não é suficiente para permitir a extração do contorno da voçoroca. A classificação resultante do processamento baseado em objetos (regiões), e realizada de forma hierárquica, mostrou uma melhor separação entre as classes e um delineamento melhor da feição voçoroca. Esse resultado comprova a eficácia do método proposto, bem como da rede hierárquica estabelecida e dos atributos selecionados para discriminação da feição de interesse. A classificação hierárquica foi desenvolvida com base no pré-conhecimento dos analistas, requerendo maior tempo de análise para geração das segmentações, seleção de atributos e seus limiares, e para estabelecimento das regras de pertinência a cada classe. O uso do algoritmo CART agilizou consideravelmente o procedimento de classificação, e a árvore de decisão gerada automaticamente é muito semelhante às regras de decisão definidas para a classificação hierárquica. Considerando-se que a classificação resultante do algoritmo CART foi menos fidedigna à realidade do que a obtida de forma hierárquica, recomenda-se que a árvore de decisão seja gerada preliminarmente, de forma a conduzir a seleção de atributos e seus limiares, os quais devem posteriormente ser refinados de acordo com o conhecimento do intérprete. Os resultados apresentados são preliminares e não foram usadas informações espaciais. O refinamento da classificação hierárquica vem sendo conduzido e novos processamentos estão sendo realizados com a incorporação de dados geométricos e de contexto, os quais têm mostrado uma melhora significativa na extração do contorno da voçoroca. Para avaliar quantitativamente o resultado da classificação, será gerado um mapa de uso do solo, com base na interpretação visual sobre os objetos segmentados, a ser usado como referência, e a matriz de erros será calculada em função do mesmo. A metodologia, após o refinamento e finalização da base de regras de decisão, será aplicada a uma área de verificação.

AGRADECIMENTOS

À Esteio Engenharia e Aerolevantamentos S.A., que cedeu os dados do perfilamento a LASER aerotransportado. À Engesat Imagens de Satélite, que cedeu a imagem do sensor Ikonos II.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, A.F.B. Classificação de ambiente ciliar baseada em orientação a objeto em imagens de alta resolução espacial. Tese (Doutorado em Ciências Geodésicas) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003. 147 p.
- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Object-Oriented and Multi-Scale Image Analysis in Semantic Networks. 2nd INTERNATIONAL SYMPOSIUM: OPERATIONALIZATION OF REMOTE SENSING, 1999. Enschede.
- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution Segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. Disponível em: http://www.ecognition.cc/download/baatz_schaepe.pdf. Acesso em: 14 de abr., 2014.
- BAATZ, M. *et al.* eCognition User Guide. München: Definiens AG, 2000.
- BLASCHKE, T.; HAY, G.J. Object-oriented image analysis and scale-space: theory and methods for modeling and evaluating multiscale landscape structure. In: INTERNATIONAL ARCHIVES OF PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING, v. 34, Part 4/W5, 2001. Georgia-USA. p. 22-29.
- BLASCHKE, T. *et al.* Objected oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications. *Environmental information for planning*, v. 2, 2000. Metropolis-Verlag. p. 555-570.
- BREIMAN, L. *et al.* Classification and Regression Trees. USA: CRC Press, 1998.
- EUSTACE, A. *et al.* Give Me the Dirt: Detection of Gully Extent and Volume Using High-Resolution Lidar. In: JONES, S.; REINKE, K. *Innovations in Remote Sensing and Photogrammetry*. Berlin: Springer, p. 255-269, 2009.
- FLÜGEL, W. *et al.* Integrating geographical information systems, remote sensing, ground truthing and

- modelling approaches for regional erosion classification of semi-arid catchments in South Africa. *Hydrological Processes*, n. 17, p. 929-942, 2003.
- GUERRA, A.J.T. O início do processo erosivo. In: GUERRA, A. J. T. et al. *Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações*. Rio de Janeiro: Editora Bertran Brasil, 2005, Cap. 1, p. 17-55.
- HAY, G.J. et al. A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, n. 57. p. 327-345, 2003.
- HESSEL, R., VAN ASCH, T. Modelling gully erosion for a small catchment on the Chinese Loess Plateau. *Catena*, n. 54, p.131-146, 2003.
- JAMES, L.A. et al. Using LiDAR data to map gullies and headwater streams under forest canopy: South Carolina, USA. *Catena*, n. 71, p. 132-144, 2007.
- JOHANSEN, K. et al. Object-based Monitoring of Gully Extent and Volume in North Australia using LiDAR Data. 4th GEOBIA, 2012. p. 168-173.
- KING, C. et al. The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. *Catena*, n. 62, p. 79-93, 2005.
- MARTINEZ-CASANOVAS, J.A. A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion. *Catena*, n. 50, p. 293-308, 2003.
- MARTINEZ-CASASNOVAS, J.A.; ZARAGOZA, T.C. Gully Erosion Mapping by Remote Sensing Techniques: A case study in the Anoia – Penedès region (NE Spain). PRIMER CONGRESO EUROPEO SOBRE EL CONTROL DE LA EROSIÓN, 1996. Sitges (Barcelona).
- MARTINEZ-CASASNOVAS, J.A. et al. Assessment of sidewall erosion in large gullies using multi-temporal DEMs and logistic regression analysis. *Geomorphology*, n. 58, p. 305-321, 2004.
- MARZOLFF, I; POESEN, J. The potential of 3D gully monitoring with GIS using high-resolution aerial photography and a digital photogrammetry system. *Geomorphology*, n. 111, p. 48-60, 2009.
- MORGAN, R.P.C. Soil Erosion and Conservation. Third Edition. United Kingdom: Blackwell Publishing, 2005.
- PERROY, R.L. et al. Comparison of gully erosion estimates using airborne and ground-based LiDAR on Santa Cruz Island, California. *Geomorphology*, n.118, p. 288-300, 2010.
- SHRUTHI, R.B.V. et al. Object based gully feature extraction using high spatial resolution imagery. *Geomorphology*, n. 134, p. 260-268, 2011.
- TSO, B.; MATHER, P.M. Classification Methods for Remotely Sensed Data. Second Edition. Florida: CRC Press, 2009.
- UTGOFF, P. Decision Trees. In: WILSON, R. A.; KEIL, F. C. *The MIT encyclopedia of the cognitive sciences*. London: MIT Press, 1999, p. 223-224.
- VIEIRA, N.M. Estudo geomorfológico das voçorocas de Franca-SP. Tese - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Franca, 1978. 226 p.
- VRIELING, A. et al. Evaluating erosion from space: a case study near Uberlândia. *Revista Sociedade & Natureza*, Special Issue, p. 683-696, 2005.

INVENTÁRIO DE BIOMASSA NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA: INTENSIDADE AMOSTRAL *versus* VARIABILIDADE ESPACIAL

INVENTORY OF BIOMASS IN THE MIXED OMBROPHILOUS FOREST: SAMPLING INTENSITY *versus* SPACIAL VARIABILITY

Henrique Luis Godinho Cassol¹, Elisabete Caria Moraes¹, Yosio Edemir Shimabukuro¹

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, j; henrique@dsr.inpe.br; bete@ltd.inpe.br; yosio@dsr.inpe.br;

RESUMO

O Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) tem por objetivo o levantamento de dados sobre a diversidade, estado de conservação, composição e estrutura da cobertura florestal, que inclui o estoque de biomassa. Utilizando as Unidades Amostrais do IFFSC, o inventário de estoque de biomassa foi realizado por meio do intervalo de confiança (IC). Técnicas determinísticas e estocásticas de análise espacial foram usadas para especializar a biomassa na Floresta Ombrófila Mista e comparadas ao resultado do IC. Além disso, a intensidade amostral foi avaliada pela análise do semivariograma e pela variância de erro gerada a partir da Krigagem Ordinária. O estoque de biomassa foi estimado em $IC = [0,3 \times 10^8 \text{ Mg} < 1,3 \times 10^8 \text{ Mg} \leq 2,6 \times 10^8 \text{ Mg}] = 95\%$. As variações de estoques gerados pelas técnicas espaciais foram inferiores a 5% do obtido pelo IC. Nas áreas localizadas à Leste encontram-se as áreas mais densamente amostradas, enquanto que as áreas à Oeste foram sub-amostradas. As técnicas de análise espacial são ferramentas úteis não somente para gerar mapas de estoque de biomassa como também para avaliar a intensidade amostral.

Palavras-chave: Análise espacial, geostatística, krigagem, floresta de araucária, amostragem.

ABSTRACT

The Santa Catarina Forest and Floristic Inventory (IFFSC) aims to survey data on the diversity, condition, composition and structure of forest cover, which includes biomass stock. Using Sampling Units from IFFSC inventory stock biomass was performed by the confidence interval (CI). Deterministic and stochastic techniques of spatial analysis were used to specialize biomass in the Araucaria Forest and compared to the results of the CI. Furthermore, the sampling intensity was evaluated by analysis of semivariogram and variance error generated by Ordinary Kriging. The stock biomass was estimated at $CI = [0.3 \times 10^8 \text{ Mg} < 1.3 \times 10^8 \text{ Mg} \leq 2.6 \times 10^8 \text{ Mg}] = 95\%$. Changes in inventories generated by special techniques were less than 5 % of that obtained by IC. Areas located at East were most densely sampled, while areas at West were subsampled. The spatial analysis techniques are useful tools not only to generate maps of biomass stock as well as to assess the sampling intensity.

Keywords: Spatial analysis, geostatistics, kriging, araucaria forest, sampling intensity.

INTRODUÇÃO

O Inventário Nacional Florestal (INF) tem a finalidade de prover informações sobre os recursos florestais do País que são relevantes para a tomada de decisão a nível nacional e para o monitoramento contínuo das florestas públicas (VIBRANS *et al.*, 2013). Dentre os temas atuais de interesse do INF, estão as medidas de biodiversidade, aspectos sociais das florestas e estoques de biomassa e carbono. O estoque de biomassa de uma floresta refere-se à quantidade, em massa, de material vivo ou morto presente na vegetação ou apenas na sua fração arbórea (SANQUETTA e BALBINOT, 2004). Sua medição é um instrumento útil na avaliação de um ecossistema, tendo em vista sua aplicação na análise da produtividade, conversão de energia, ciclagem de nutrientes, absorção e armazenagem de energia solar (SOARES *et al.*, 2006).

Em um Inventário Nacional Florestal, as estimativas do estoque de biomassa florestal não podem ser

realizadas pelo método destrutivo, devido à escala de trabalho. Por isso, estas envolvem a seleção de certos critérios estatísticos de amostragem e de probabilidade de erro associados, definidos por um intervalo de confiança (KOHL *et al.*, 2006). O inventário florestal é um processo de estimação de cunho estatístico aplicado às variáveis aleatórias, ou seja, estas variáveis têm a mesma probabilidade de ocorrência em certo evento aleatório independente da posição em que se encontram no espaço. Este pressuposto, quando aplicado às v.a naturais é importante, pois exclui o efeito bias ou erro sistemático (SOARES, 2000).

Porém, sabe-se que além de independência do fenômeno, algumas v.a naturais apresentam forte correlação entre si e entre as amostras adjacentes (autocorrelação). Neste caso, as estatísticas podem levar a resultados imprecisos e/ou apresentar sub ou superamostragem da variável estudada. O uso de técnicas de análise espacial, que consideram a localização espacial das Unidades Amostrais do INF, pode nos fornecer informações importantes para avaliar a influência destes parâmetros na amostragem (HERO *et al.*, 2013). Estas técnicas podem ser determinísticas, como os interpoladores de média local e do inverso do quadrado da distância, ou estocásticas⁴, a exemplo da Krigeagem, que atribui os pesos às diferentes amostras para estimar os valores desconhecidos, perante análise de variogramas e da determinação da anisotropia. A Krigeagem difere dos interpoladores determinísticos por ser o único que confere ao analista a estimativa de precisão e de avaliação do erro (SOARES, 2000).

Métodos tanto determinísticos quanto estocásticos já foram utilizados para se estimar a distribuição espacial da biomassa florestal, especialmente na Floresta Amazônica (SALES *et al.*, 2007). Entretanto, estes divergem nos valores totais estimados, assim como na identificação de locais que apresentam variação muito expressiva em seus valores máximos e mínimos (HOUGHTON *et al.*, 2001). Para Sales *et al.*, (2007), tanto os interpoladores determinísticos como os interpoladores estocásticos são adequados para a geração de superfícies, dependendo do comportamento da variável aleatória. Normalmente, os métodos determinísticos se adequam bem aos dados independentes e com baixa correlação espacial, enquanto que os dados que apresentam anisotropia e autocorrelação espacial são mais bem modelados por estimadores estocásticos (VIANA *et al.*, 2012). A presença de autocorrelação tende a diminuir a intensidade amostral, pois esta pode levar a superestimativas, devido à redundância de informações (HERO *et al.*, 2013). O mapa de incertezas e de variância do erro gerados pelo processo de Krigeagem pode ser uma ferramenta útil para identificar áreas pouco ou densamente amostradas.

Portanto, neste trabalho foram realizadas três abordagens espaciais sobre o Inventário de biomassa em Santa Catarina: na primeira, foram geradas as superfícies interpoladas de biomassa; na segunda, o inventário clássico (não espacial) foi comparado ao uso de técnicas de análise espacial para prever a quantidade de biomassa na Floresta Ombrófila Mista e; por último, a intensidade amostral foi avaliada mediante uso da geoestatística.

MATERIAIS E MÉTODOS

O banco de dados provém das parcelas permanentes do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), realizado durante o período de 2007 a 2010, que faz parte da campanha do INF. As 143 Unidades Amostrais (UA) estão irregularmente distribuídas na Floresta Ombrófila Mista (FOM) conforme a Figura 1.

Conforme Klein (1978), a FOM cobria aproximadamente 42.851 km², ou quase 45 % da superfície do estado. Atualmente, a cobertura da FOM corresponde a 13.741 km² (24,4% da cobertura original), com um intervalo de confiança entre 12.350 km² e 15.170 km² para um nível de probabilidade de 95% (VIBRANS *et al.*, 2013).

Segundo as informações do IFFSC (2013), as UA encontram-se distribuídas entre as altitudes de 514 m, no município de Agronômica, e 1560 m, em Bom Jardim da Serra. Nas regiões Centro Sul e Noroeste do Estado, nas microrregiões de Campos de Lages e de São Miguel do Oeste, encontram-se formações da FOM associadas aos campos de altitude e bosques de pinheiros. Ao passo que na encosta de sotavento da Serra

⁴Processo estocástico é um processo de uma família de variáveis aleatórias. Assim, se uma variável aleatória se distribui no espaço, esta será uma função espacial de um processo estocástico, também dito probabilístico.

Geral encontram-se ecótonos de transição entre a FOM e Floresta Ombrófila Densa, denominadas Florestas de Faxinais e Florestas Nebulares (KLEIN, 1978).

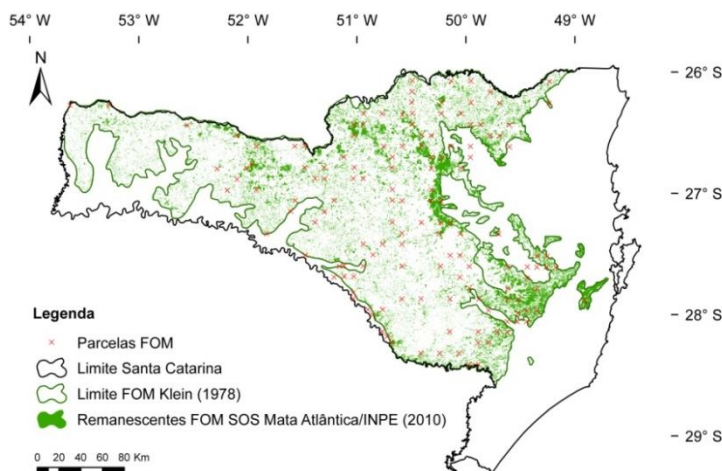


Figura 1. Localização espacial das Unidades Amostrais no domínio da Floresta Ombrófila Mista.
Figure 1. Spatial location of Sample Units belonging to Mixed Ombrophilous Forest.

A antropização da FOM reflete-se nos diferentes estágios de transição presentes nesta formação florestal. Conforme o IFFSC (2013), das 143 UA, 70 UA encontram-se em estágio médio, 67 em estágio avançado, uma em estágio inicial e cinco classificadas como primárias, segundo suas condições fitossociológicas, o que caracteriza a grande amplitude de valores de estoque de biomassa florestal.

Biomassa Florestal

De posse das variáveis dendrométricas, a biomassa florestal viva e morta acima do solo foi estimada pela equação alométrica desenvolvida e ajustada por Ratuchne (2010) para a FOM de General Carneiro/PR e aplicada ao conjunto de árvores, por classes diamétricas, a partir dos respectivos diâmetros medidos e das alturas estimadas do inventário do IFFSC, mediante a seguinte equação alométrica:

$$PS = d^2 + 0,009.d^2 (d^2.Ht)$$

Onde: PS = Peso seco total da árvore, em $Mg.ha^{-1}$; d = diâmetro à altura do peito, em centímetros; Ht = altura total da árvore, em metros; Sendo $Ht = Ht = 10^{0,31+0,23\ln(d)}$ a equação hipsométrica ajustada para o IFFSC (IFFSC, 2013);

O somatório dos pesos secos individuais das árvores contidas na parcela do inventário representa a biomassa florestal, em Megagramas por hectare, do respectivo ponto amostral. Estes pontos foram utilizados para gerar as superfícies de interpolação da biomassa na FOM.

Métodos de estimativa da biomassa

A metodologia de análise está desenvolvida no fluxograma da Figura 2. As 143 Unidades Amostrais do IFFSC foram usadas para calcular o intervalo de confiança do inventário de biomassa, bem como para gerar e computar a biomassa através das superfícies interpoladas pelas técnicas de análise espacial.

Depois de interpolados os pontos, as superfícies geradas foram recortadas segundo os polígonos da FOM (SOS Mata Atlântica/INPE, 2013) para o cálculo da biomassa em cada um dos métodos espaciais.

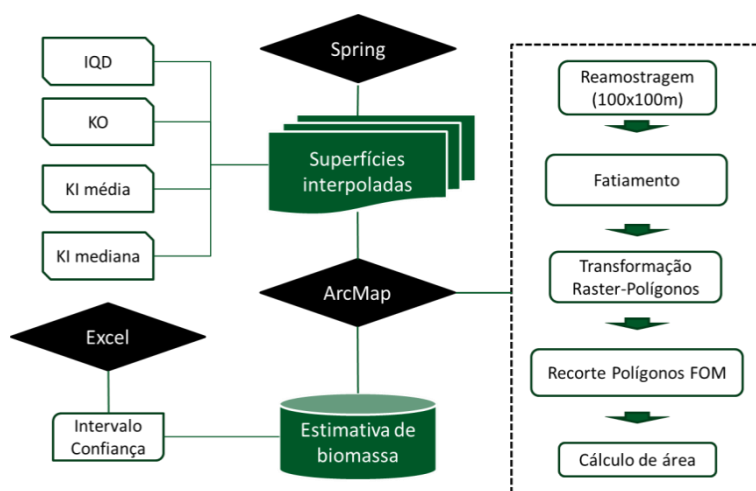


Figura 2. Fluxograma metodológico.
Figure 2. Methodology flowchart.

Não Espacial

O estoque de biomassa de uma população florestal é estimado pelo inventário, por meio do critério do intervalo de confiança. O intervalo de confiança da estimativa de biomassa de uma população infinita⁵ pode ser representado por (KÖHL *et al.*, 2006): $IC = [\hat{X} - N z s_{\bar{x}} \leq \bar{X} \leq \hat{X} + N z s_{\bar{x}} = P$. Em que IC é intervalo de confiança ao nível α de probabilidade de erro; \hat{X} , a estimativa do total da população, dado por $\hat{X} = N\bar{x}$; N , o total da população (área da FOM); \bar{x} , a média amostral, em Mg; $z s_{\bar{x}}$, o erro amostral absoluto, baseando-se em uma distribuição normal z , em Mg e P , o nível de confiança estabelecido (95%).

Espacial

Dois conjuntos de técnicas de análise espacial foram utilizados: determinísticos, com o inverso do quadrado da distância e os estocásticos (probabilísticos), com a Krigeagem ordinária e a Krigeagem por indicação.

O interpolador inverso do quadrado da distância (IQD) é um estimador determinístico local que consiste em atribuir maior peso à amostra, cuja distância esteja mais próxima daquela que se deseja estimar. É dito determinístico, pois apenas os efeitos locais são predominantes e não são realizadas quaisquer inferências estatísticas sobre a variabilidade espacial do fenômeno (CAMARGO *et al.*, 2004). A fórmula geral do IQD é dada por: $\hat{z} = \frac{\sum_1^n w_i z_i}{\sum_1^n z_i}$; em que \hat{z} é o valor a ser interpolado; w_i , o peso do estimador, no caso do IQD o peso será dado pela distância Euclidiana entre dois pontos $w_i = 1/d(x, x_i)^2$; n = número de pontos e z_i é o ponto de valor conhecido. Na geração da superfície interpolada foi usado um raio de 150 km e a resolução de saída de 100x100m.

A Krigeagem é uma técnica estocástica de interpolação baseada nos pressupostos de geostatística de modelagem da estrutura de correlação espacial por meio de variogramas (CAMARGO *et al.*, 2004). A hipótese implícita da Krigeagem, portanto, pressupõe a estacionariedade⁶ do fenômeno, em que se considera que há homogeneidade espacial do fenômeno, com a variável regionalizada repetindo-se no espaço (SOARES, 2000).

O estimador linear geostatístico $[Z(x_0)]^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i)$, denominado Krigeagem Normal ou Ordinária (KO) é uma combinação linear do conjunto de N variáveis vizinhas de $x_0 - Z(x_i)$, $i = 1, \dots, N$, sendo que $Z(x_0)$ é o ponto a estimar, $Z(x_i)$, o valor das amostras e λ_i o peso do estimador (SOARES, 2000). A limitação

⁵ Considera-se uma população infinita aquela em que a área inventariada corresponde ao valor inferior a 2% do total.

⁶ Estacionariedade é uma propriedade do modelo probabilístico, hipótese necessária para realização de inferência. Implica a estabilidade ou flutuação dos valores das variáveis aleatórias em torno de uma média constante. Não é, todavia, uma característica do fenômeno, mas sim uma decisão feita pelo analista.

deste método reside na imposição de que o fenômeno seja homogêneo dentro da área e que as médias das variáveis $Z(x)$ sejam desconhecidas, mas constantes dentro da área (critério de estacionariedade). Na Krigeagem Ordinária, o efeito da anisotropia foi considerado na realização da estimação.

Na Krigeagem por Indicação Ordinária (KI), o valor $I_z(x_0)$ é estimado por uma combinação linear dos valores $I_z(x_i)$ das amostras vizinhas de x_0 : $[I(x_0)]^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i(z) I_z(x_i)$. Se a variável $Z(x)$ for transformada em uma variável indicatriz $I_z(x)$, com base no corte z , tem-se que $I_z(x) = 1$ se $Z(x) < z$ ou 0 se $Z(x) > z$. Neste caso, a esperança do conjunto estacionário de variáveis $I_z(x)$ fica igual à probabilidade de ocorrer um valor de $Z(x)$ inferior a z . Assim, o conjunto de variáveis $I_z(x)$, produz uma realização da função de distribuição condicional acumulada (*fdc*) de $Z(x)$, que será tanto mais contínua quanto maiores forem os números de cortes. Esta *fdc* pode ser usada para a confecção de mapas de probabilidade de ocorrência de certo fenômeno espacial, segundo um limiar de corte ou até mesmo para a criação de cenários probabilísticos (GOOVAERTS, 1997).

Na KI três cortes foram fixados para a geração da *fdc*: probabilidade de 0,33, 0,66 e 0,89 para valores de 105,69, 154,64 e 220 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente. O raio de busca foi de 65 km obtido para o corte de 154,64. O resultado da Krigeagem por indicação foi feito por dois métodos: aquele que considera o valor médio na estimativa (erros da estimação dados em um desvio padrão) e o que considera o valor mediano na estimativa (erros dados pela diferença interquartil).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O estoque de biomassa estimado variou de 10,09 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a 445,46 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com coeficiente de variação de $\text{CV} = 50\%$ (Figura 3). A média global para as 143 UA foi de 142,60 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com valor mediano de 127,89 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, assumindo-se que, para qualquer valor prático, a biomassa segue uma distribuição normal.

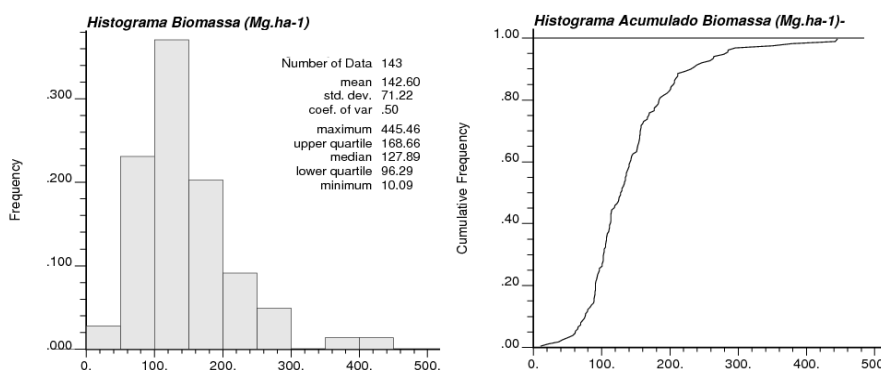


Figura 3. Histograma das frequências e histograma acumulado da biomassa.

Figure 3. Frequencies histogram and cumulative histogram of biomass.

Inventário de biomassa

Considerando a área total dos remanescentes florestais de 2011/12 (SOS Mata Atlântica/INPE, 2013) de aproximadamente 923.870 hectares, o estoque de biomassa florestal é da ordem de $1,3 \times 10^8$ Megagramas com variação pelo intervalo de confiança de $\text{IC} = [0,3 \times 10^8 \text{ Mg} < 1,3 \times 10^8 \text{ Mg} \leq 2,6 \times 10^8 \text{ Mg}] = 95\%$.

Análise espacial

Na Figura 4, têm-se as superfícies geradas pelos quatro métodos espaciais: A) IQD; B) KO; C) KI média e D) KI mediana. Verificam-se pelas quatro Figuras abaixo que estas apresentaram resultado visual semelhante. O mapa obtido pelo IQD (Figura 4a), tendo a propriedade de conservar os valores originais, apresenta uma superfície descontínua, ao passo que a Krigeagem gerou um mapa mais “suavizado”. O IQD é

sensível à função da ponderação e à distribuição irregular dos dados (CARUSO e QUARTA, 1998), pois agrupamentos de variáveis irão afetar significativamente as estimativas.

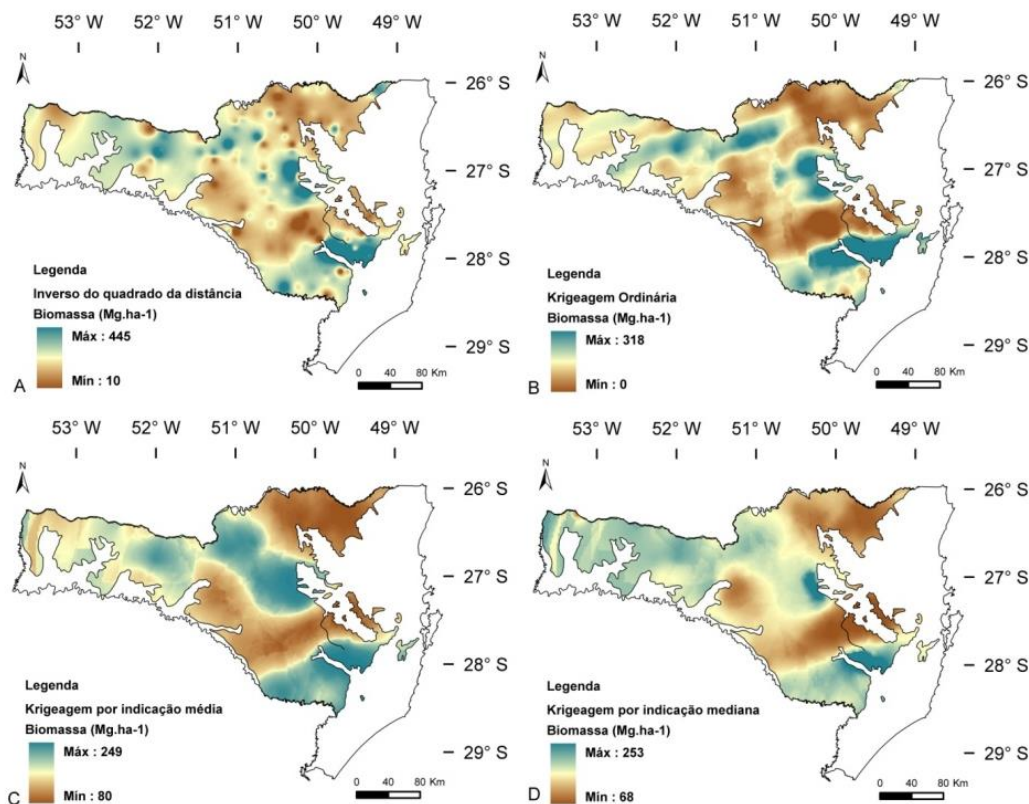


Figura 4. Superfícies de biomassa florestal interpoladas. A) Inverso do quadrado da distância; B) Krigeagem Ordinária; C) Krigeagem por Indicação Média; D) Krigeagem por Indicação Mediana.

Figure 4. Interpolated surfaces of forest biomass. A) Inverse Square Distance; B) Ordinary Kriging; C) Indicator Kriging (mean); D) Indicator Kriging (median).

O mapa gerado pela KO, anisotrópico (Figura 4b), mostra os eixos de maior e menor variabilidade espacial, com 70° e 160° de azimute, respectivamente. As áreas com maiores estoques encontram-se ao Leste, próximas a Serra do Mar, onde estão distribuídas as áreas de floresta mais intactas, e ao sul, no Planalto de Lages. As superfícies de estoque de biomassa geradas a partir da KI obtiveram correspondência com a KO, sendo estas ainda mais suaves do que aquela.

Comparação de métodos

Na Tabela 1 tem-se a comparação da estimativa do estoque de biomassa da FOM dada pelo inventário com a obtida pelos diferentes métodos de interpolação. Nota-se que a variação foi inferior a 5% do valor estimado pelo IC, exclusivamente estatístico. Essa robustez nos valores estimados se deve especialmente à distribuição normal que os dados seguem no espaço. Ressalva-se que a estimativa obtida por meio do inventário de confiança não reflete necessariamente o melhor resultado ou a verdade.

Tabela 1. Comparação entre métodos de estimativa de biomassa.
 Table 1. Comparison between methods for biomass estimation.

Método	IC	IQD	KO	KI média	KI mediana
Estimado (Mg)	1,32x10 ⁸	1,38 x10 ⁸	1,38 x10 ⁸	1,36 x10 ⁸	1,27 x10 ⁸
Desvio absoluto do IC (Mg)		0,07 x10 ⁸	0,07 x10 ⁸	0,04 x10 ⁸	-0,05 x10 ⁸
Desvio relativo do IC (%)		4,99	4,99	3,29	-3,94

Nota: IC – Valor médio pelo intervalo de confiança; IQD – Inverso do quadrado da distância; KO – Krigeagem Ordinária; KI média – Krigeagem por indicação média; KI mediana – Krigeagem por indicação mediana.

Os métodos IQD, Krigeagem Ordinária e Krigeagem por indicação média superestimaram os valores de biomassa, enquanto a KI mediana subestimou a biomassa, com relação ao IC. Segundo Freeman e Moisen (2007), os métodos probabilísticos de Krigeagem não necessariamente geram mapas com estimativas mais acuradas (FREEMAN e MOISEN, 2007), e que a ausência de autocorrelação espacial em uma escala pode ser significativa em outra, dependendo da continuidade espacial do fenômeno (CURRAN e ATKINSON, 1988).

Intensidade Amostral

A intensidade amostral pode ser avaliada através do variograma e do mapa de variância da KO (Figura 3). Pela Fig. 5a verifica-se que há presença de autocorrelação entre as amostras a até 27 km, para o azimute de anisotropia de 70° e a até 36 km, para o azimute de 160°. Distâncias superiores aos 10 km empregados, inicialmente, na amostragem do IFFSC (IFFSC, 2013).

Esta superamostragem não ocorreu igualmente em toda a área. A variância do estoque de biomassa calculada pelo Inventário foi de 5072,29 Mg².ha⁻². Pela Figura 5b, nota-se que as áreas situadas ao Oeste apresentam a maior variância de erro da KO, enquanto as áreas à Leste estão mais bem representadas. Ressalva-se que este comportamento pode, em alguns casos, devido à estacionariedade atribuída, apresentar maiores erros (variância) em valores estimados que se encontrem mais distantes da média e não apenas a intensidade amostral (SOARES, 2000).

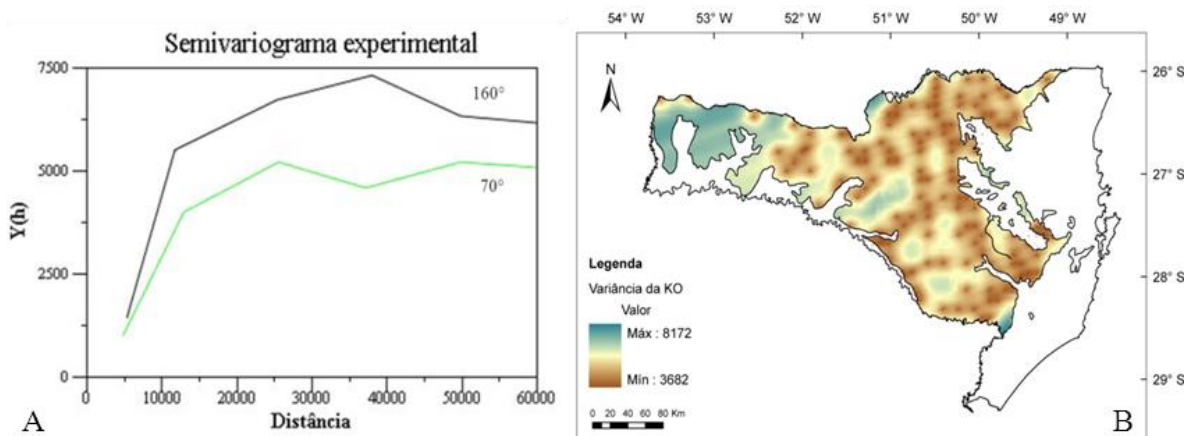


Figura 5. A) Semivariograma experimental da Krigeagem Ordinária de Biomassa; B) Variância da KO.
 Figure 5. A) Experimental semivariogram of Ordinary Kriging of biomass; B) Variance of OK.

CONCLUSÕES

O estoque de biomassa na Floresta Ombrófila Mista de Santa Catarina foi calculado em 1,3 x 10⁸ Mg;

As técnicas de análise espacial obtiveram resultado semelhante ao do Inventário, com variações inferiores a 5%, sendo que a KI para a mediana subestimou o estoque e as demais técnicas superestimaram o estoque de

biomassa;

Houve correlação espacial significativa entre as Unidades Amostrais até 27 km para o azimute de 70° e de até 36 km para o azimute de 160°, demonstrando que a grade regular de 10 x 10 km superamostrou a variável biomassa na maior parte da área;

A região Oeste de Santa Catarina apresentou erro da variância da Krigeagem Ordinária superior ao do Inventário, inferindo que houve insuficiência amostral naquela região;

As técnicas de análise espacial demonstram ser uma ferramenta importante não somente para especializar a biomassa na área de estudo como inferir sobre a intensidade amostral e a variabilidade espacial do atributo;

AGRADECIMENTOS

Aos integrantes do IFFSC, especialmente ao Alexander C. Vibrans, pela disponibilização dos dados para a realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

- CAMARGO, E.C.G. *et al.* Análise espacial de superfícies. In: DRUCK, S. *et al.* (eds) *Análise Espacial de Dados Geográficos*. Brasília: EMBRAPA, Cap. 3, p. 15-52. 2004.
- CARUSO, C.; QUARTA, F. Interpolation methods comparison. *Computers & Mathematics with Applications*, v. 35, n. 12, p. 109–126, 1998.
- CURRAN, P.J.; ATKINSON, P.M. Geostatistics and remote sensing. *Progress in Physical Geography*, v. 22, p. 61–78, 1988.
- FREEMAN, E.; MOISEN, G. Evaluating kriging as a tool to improve moderate resolution maps of forest biomass. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 128, p. 395–410, 2007.
- HERO, J.M. *et al.* Biomass estimation within an Australian eucalypt forest: Meso-scale spatial arrangement and the influence of sampling intensity. *Forest Ecology and Management*, v. 310, p. 547-554, 2013.
- HOUGHTON, R.A. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, v. 7, p. 731-746, 2001.
- Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) - Floresta Ombrófila Mista. V. III. Alexander Vibrans *et al.* [eds.]. EdiFurb: Blumenau, 2013. 435p.
- ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA R.M. *An Introduction to Applied Geostatistics*. New York: Oxford University Press, 1989. 560p.
- KLEIN, R.M. Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. In: REITZ, R. (ed.). *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 1978.
- KÖHL, M.; MAGNUSSEN, S.S.; MARCHETTI, M. *Sampling Methods, Remote Sensing and GIS Multisource Forest Inventory*. Springer, 2006, 367 p.
- RATUCHNE, L.C. *Ajuste e Seleção de Equações Alométricas para a Estimativa de Biomassa, Carbono e Nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista*. 102 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, UNICENTRO/PR, Guarapuava, 2010.
- SALES, M.H. *et al.* Improving spatial distribution estimation of forest biomass with geostatistics: a case study for Rondônia, Brazil. *Ecological Modelling*, v. 205, p. 221-230, 2007.
- SANQUETTA, C.R.; BALBINOT, R. Metodologias para a determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R. *et al.* *Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas*. Curitiba: AM Impressos, Cap. 5, p. 77-93, 2004.
- SOARES, A. *Geoestatística para ciências da terra e do ambiente*. Lisboa: IST Press. 2000. 206 p.

SOARES, C.P.B. *et al.* *Dendrometria e Inventário Florestal*. Editora UFV: Viçosa, MG, 2006, 276 p.

SOS Mata Atlântica. Shapefiles dos remanescentes florestais 2011/12. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/dados/>. Acesso em: 23/07/2013.

VIANA, H. *et al.* Estimation of crown biomass of *Pinus pinaster* stands and shrubland above-ground biomass using forest inventory data, remotely sensed imagery and spatial prediction models. *Ecological Modelling*, v. 226, p. 22-35, 2012.

VIBRANS, A.C. *et al.* Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. *Remote Sensing of Environment*, v. 130, p. 87-95, 2013.

INVENTÁRIO FLORESTAL E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS DE OCORRÊNCIA NATURAL DE CANDEIA NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

NUTRIENT CYCLING BY TERMITES IN MONODOMINANT FOREST ECOSYSTEMS OF OF THE QUADRILÁTERO FERRÍFERO, BRAZIL

Maola Monique Faria¹, Ligia Faria Tavares de Souza¹, Elpídio Inácio Fernandes Filho¹, Israel Rocha Lopes¹, Felipe Pinho de Oliveira¹

¹Universidade Federal de Viçosa – UFV, Av. Peter Henry Rolfs, S/N, 35670-900, Viçosa, MG, Brasil, maolageo@gmail.com; ligiaftsouza@gmail.com; elpidio@ufv.br; israelfloresta@yahoo.com.br; pinhofelipe@hotmail.com

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência dos fatores ambientais sobre a distribuição das áreas de ocorrência natural de candeia (*Eremanthus sp.*) na região norte do município de Mariana (MG). Para a realização do inventário florestal de áreas sob monodominância de candeia, amostrou-se 6800 m² de candeiais onde foram medidas as circunferências a 1,30 m do solo de todos os fustes com CAP $\geq 15,7$ cm. A altura total de cada fuste foi estimada com o auxílio de uma vara calibrada. A estrutura paramétrica da vegetação foi analisada em termos da estimativa das variáveis: número de árvores por hectare e área basal. As informações do inventário das parcelas referente ao número de indivíduos, área basal e valor de cobertura, características químicas e físicas do solo, foram reunidas em uma única matriz de análise, sendo os dados submetidos a técnicas de estatística multivariada. Nos fragmentos florestais estudados, a candeia apresentou alta dominância, frequência e densidade de indivíduos. O estudo demonstrou que os candeiais estão instalados nos solos com oligotrofismo marcante, onde a soma de base e a saturação de bases são notadamente baixas. As variáveis soma de bases, saturação por bases e número de indivíduos, permitiram agrupar os fragmentos avaliados em três grupos.

Palavras-chave: Candeia, *Eremanthus sp.*, monodominância, oligotrofismo.

ABSTRACT

This study aims to evaluate the influence of environmental factors on the distribution of areas of natural occurrence of candeia (*Eremanthus sp.*) In the northern town of Mariana (MG). For the inventory of forest areas under monodominance of candeia sampled up to 6800 m² candeiais where circumferences were measured at 1.30 m above the ground with all CAP stems ≥ 15.7 cm. The total height of each stem was estimated with the aid of a calibrated rod. The parametric structure of the vegetation was analyzed in terms of the forecast variables: number of trees per hectare and basal area. The inventory information regarding the number of shares of basal area, and amount of coverage, chemical and physical characteristics of the soil, were gathered into a single array analysis, and the data subjected to multivariate statistical techniques. In forest fragments studied, the lamp has high dominance, frequency and density. The study showed that candeiais are installed in soils with low nutrient content marked where the sum of base and base saturation are markedly lower. The variables, sum of bases, base saturation and number of individuals allowed to group the fragments evaluated in three groups.

Keywords: Candeia, *Eremanthus sp.*, monodominance, oligotrophic.

INTRODUÇÃO

A candeia (*Eremanthus sp.*) pode ser encontrada no Brasil, segundo Carvalho (1994), nos seguintes estados: Bahia, Distrito Federal, Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo. A espécie pertence à família Asteraceae, classificada como pioneira, sendo considerada precursora na invasão dos campos (CARVALHO, 1994). Nos remanescentes florestais de Minas Gerais, a candeia se destaca dentre as espécies vegetais abrigadas (CETEC, 1996).

O porte da candeia varia de 2 a 10 m, podendo seu diâmetro atingir até 35 cm. Em povoamentos naturais normalmente apresentam fuste irregular e curto e copa muito ampla, com tronco apresentando casca castanha, grossa e cheia de fendas e, nos galhos mais novos, a casca torna-se menos rústica (SCOLFORO *et al.*, 2002; CARVALHO, 1994). Esta espécie apresenta baixa exigência nutricional sendo sua ocorrência registrada sobre solos rasos e pouco férteis situados em locais montanhosos, podendo formar povoamentos monodominantes (SCOLFORO *et al.*, 2002). É muito comum o registro de grandes candeiais em áreas onde seria difícil o desenvolvimento de outras espécies (PERÉZ *et al.*, 2004).

O termo monodominante foi empregado e difundido por Hart *et al* (1989). Estes apontaram o fato da ocorrência de uma única espécie em uma determinada comunidade florestal em mais de 50% do número de indivíduos da mesma. Connel e Lowman (1989) afirmam que podem ser utilizadas a área basal, biomassa ou cobertura do dossel para medir a dominância das florestas monodominantes. A monodominância de uma espécie em determinado fragmento florestal afeta a representação relativa das espécies, consequentemente há diminuição da diversidade local de espécies.

No Brasil, estudos acerca das florestas monodominantes vêm sendo desenvolvidos com diferentes espécies florestais. Oliveira (2011) analisou a fitossociologia, relações pedológicas e distribuição espacial de fragmentos monodominados por aroeira (*Myracrodruon Urundeuva*) no município de Tumiritinga (MG). Amador (2006) analisou a composição florística e caracterizou a estrutura de dois fragmentos monodominantes de carandá (*Copernicia Alba*) nas sub-regiões do Miranda e Nabileque, Pantanal Sul-Mato-Grossense. Arieira e Cunha (2006) estudaram a fitossociologia de uma floresta monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) no Pantanal Norte (MT). Marimom e Felfili (2000) analisaram a distribuição das classes de diâmetro e alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. no município de Água Boa (MT).

As técnicas de estatística multivariada podem auxiliar na compreensão da influência dos fatores citados anteriormente, visto que essa busca agrupar dados homogêneos, relacionando-os a partir de coeficientes de similaridade ou dissimilaridade (MOREIRA *et al.*, 2008). Ao discriminar os dados esta permite um melhor entendimento das relações, da interdependência e da contribuição relativa de cada uma das variáveis analisadas (MOREIRA *et al.*, 2008). O entendimento da influência dos fatores ambientais: altitude, declividade, solo com seus atributos físicos e químicos na estrutura dos candeiais, fornecem informações que auxiliam no aperfeiçoamento das técnicas de manejo, além de permitir a obtenção de dados auxiliares na compreensão do padrão de distribuição espacial dos fragmentos e de seus fatores controladores.

Diante do apresentado, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência do solo com seus atributos físicos e químicos sobre a distribuição das áreas de ocorrência natural de candeia (*Eremanthus sp.*) na região norte do município de Mariana (MG). É também objetivo do presente trabalho caracterizar a estrutura horizontal e a estrutura paramétrica de povoamentos florestais sob monodominância de candeia na região norte do município de Mariana (MG).

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo está localizada na região norte do município de Mariana, com área de 852 km² (Figura 1). De acordo com a classificação de Koppen predomina na área o clima tipo Cwa, clima úmido e verão quente, estação seca curta e com temperaturas médias na faixa de 19,5 °C a 21,8 °C. No tocante aos domínios vegetacionais, a área de estudo por conta das suas características geológicas, geomorfológicas e climáticas apresenta uma diversidade de tipologias. Sendo que o maior destaque é das áreas com Campo Rupestre, Floresta Tropical Subcaducifólia e florestas monodominantes de candeia (IBGE, 1992). A presença de áreas em regeneração, pastagens e com reflorestamento de eucalipto refletem a atuação humana na paisagem.

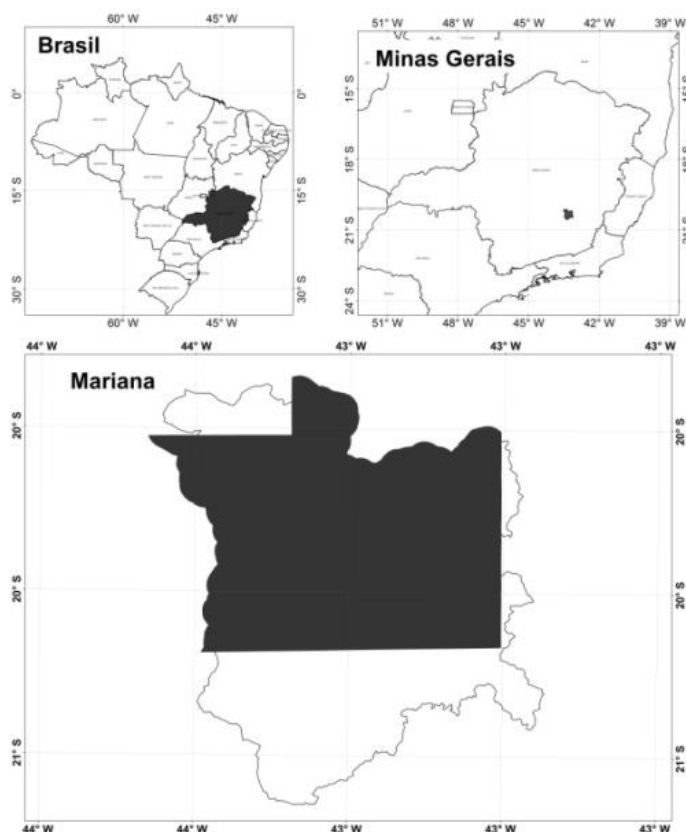


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Located of the municipality of the study area.

Para a realização do inventário florestal de áreas sob monodominância de candeia, dezessete parcelas de 400 m² foram distribuídas de forma aleatória ao longo da área de estudo. O número de parcelas foi definido mediante um inventário piloto, procedido de nova medição, com base no nível de probabilidade de 95%, garantindo a precisão de $\pm 20\%$ (IEF, 2005). O tamanho da amostra foi calculado utilizando a expressão (SOARES; PAULA NETO e SOUZA, 2011):

$$n = \frac{t^2 \times (CV)^2}{(E\%)^2 + \frac{t^2 \times (CV)^2}{N}}$$

Onde, t^2 = valor tabelado da estatística “t” de Student, a dado nível de significância (α) e n-1 graus de liberdade; E%= precisão requerida ou erro admissível em torno da média; N = número total de unidades de amostra na população; CV= variabilidade da característica de interesse na população.

O reconhecimento dos fragmentos monodominados se deu a partir de mapa temático de uso e ocupação do solo da região norte do município de Mariana (FARIA, 2012) e de visitas à área de estudo. Na execução do inventário florestal amostraram 6.800 m² de candeiais onde foram medidas com fita métrica as circunferências a 1,30 m do solo (CAP) de todos os fustes com CAP $\geq 15,7$ cm. A altura total de cada fuste foi estimada com o auxílio de uma vara calibrada.

Os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal (densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura) foram estimados conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974).

A estrutura paramétrica da vegetação foi analisada em termos da estimativa das variáveis: número de árvores por hectare (N) e área basal (AB). As análises de composição florística, diversidade, estrutura horizontal e paramétrica foram obtidas por meio do processamento dos dados coletados em campo, através do *software* Mata Nativa 2 (CIENITEC, 2006).

Considerando que o presente estudo tem como principal objetivo caracterizar as áreas monodominantes de candeia na região norte do município de Mariana (MG) bem como avaliar a influência dos fatores ambientais sobre a distribuição das áreas de ocorrência natural de candeia (*Eremanthus sp.*), optou-se pela realização do inventário e da caracterização fitossociológica somente dos indivíduos pertencentes a esse gênero.

As amostras compostas foram coletadas na profundidade de 0-10 cm em cada uma das parcelas avaliadas. As amostras coletadas foram secas ao ar, destorroadas e passadas por peneira de malha de 2 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA), que foi submetido a análises físicas e químicas de rotina.

A análise granulométrica foi determinada conforme EMBRAPA (1997) modificada por Ruiz (2005a, b), onde 10 g de TFSA foram dispersas com NaOH 0,1 mol L⁻¹ e agitada com 50 rpm durante 16 horas. Posteriormente, frações areia grossa e fina foram separadas por tamisação em peneiras com malhas de 0,2 mm e 0,053 mm de abertura, respectivamente. A fração argila foi determinada pelo método da pipeta, e a fração silte calculada por diferença. O pH foi determinado em água (relação solo:solução 1:2,5). As concentrações de fósforo, sódio e potássio trocáveis (Extrator Mehlich-1); cálcio, magnésio e alumínio trocáveis (KCl 1 mol L⁻¹ na relação 1:10); H + Al (extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ na relação 1:10 e pH 7,0); e carbono orgânico (método de Walkley-Black). A concentração do fósforo remanescente foi determinada após agitar 5 cm³ de solo com 50 mL de solução de 10 mmol L⁻¹ de CaCl₂, contendo 60 mg L⁻¹ de P, durante uma hora (ALVAREZ, *et al.*, 2000). Foi calculada a soma de bases (SB = Ca + Mg + K + Na); a saturação por bases (V = 100 SB/T); as capacidades de troca catiônica total (T = SB + Al + H) e efetiva (t = SB + Al); e a saturação por alumínio (m = 100 Al/t).

As informações do inventário das parcelas referente ao número de indivíduos, área basal, valor de cobertura, características químicas e físicas do solo, foram reunidas em uma única matriz de análise, sendo os dados submetidos a teste de normalidade pela aplicação do teste de Shapiro-Wilk. O conjunto de variáveis que apresentou distribuição normal foi padronizado e submetido à análise fatorial utilizando o método da Máxima Verossimilhança para estimar os fatores do modelo fatorial, e para a rotação dos fatores o método Varimax (FERREIRA, 1996). A padronização dos dados foi realizada com base na seguinte fórmula:

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

Onde, x= variável aleatória normal; μ = média aritmética; σ = desvio padrão.

O teste de normalidade e a análise fatorial foram realizados utilizando o software Statistic 7.0 (Statsoft, 2007). Foi utilizada a Análise de Fator para reduzir o conjunto de variáveis correlacionadas a um conjunto de menor dimensão, não correlacionados, que explicam a maior parte da variação do conjunto de dados originais. Essas foram selecionadas para o agrupamento das parcelas a partir da Análise de Cluster, utilizando o Método Aglomerativo Hierárquico.

Empregou-se Análise Discriminante para a definição do melhor agrupamento obtido e de quais variáveis tiveram maior contribuição para a separação dos grupos. Utilizou-se a aplicação mais comum dessa, que consiste em determinar quais das variáveis discriminariam melhor os grupos determinados pela análise de agrupamento, segundo diferenças estatísticas significantes a um dado nível de probabilidade (99%). As variáveis discriminantes foram avaliadas a partir da estatística de Wilks Lambda (λ) e F, sendo a exatidão do modelo discriminante avaliada a partir do coeficiente canônico, autovalores e a classificação de cada um dos grupos com base nas variáveis com maior contribuição discriminante. Para a definição dos grupos, traçou-se uma linha paralela ao eixo horizontal, partindo próxima da Distância Euclidiana média, conforme recomendado por Bouroche e Saporta (1972).

As características físicas e químicas dos solos bem como as variáveis fitossociológicas de cada grupo foram comparadas entre si aplicando o teste estatístico t (p = 95%) utilizando a interface do software Statistic 7.0 (STATSOFT, 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No primeiro grau de inclusão, foram amostrados 1291 fustes correspondentes a 997 indivíduos, onde 58,82% destes é candeia. Registrou-se a presença de outras espécies em sete parcelas (41,18%), num total de 408 indivíduos.

A análise da estrutura horizontal (Tabela 1) dos fragmentos florestais monodominados por candeia na área de estudo demonstrou que a candeia é responsável por 98,4% do valor de cobertura e 89,21% do valor de importância, contribuindo com 98,40% da densidade, 98,41% da dominância e 70,83% da frequência. Com base no conceito de monodominância difundido por Hart *et al* (1989) pode-se afirmar que a candeia é monodominante nos fragmentos avaliados. Pérez *et al* (2004) estudando dez fragmentos de candeia no município de Aiuruoca (MG) encontraram densidade de 39%, dominância relativa de 46,7% com frequência relativa de 100%. Souza *et al.* (2007) em seu estudo acerca da fitossociologia da ocorrência de candeia em três diferentes ambientes do Parque Estadual do Itacolomi (MG) encontrou dominância de 60%, 34,8% e, de 31,2% nas três áreas estudadas.

Comparando-se os valores das variáveis Densidade Relativa (DR) e Dominância Relativa (DoR) com os encontrados para a monodominância de outras espécies florestais descritas na literatura por Oliveira (2011); Amador (2006); Arieira e Cunha (2006) e Marimom e Felfili (2000) percebe-se que candeia apresenta comportamento monodominante superior.

Tabela 1. Estrutura horizontal dos fragmentos florestais monodominados por candeia (*Eremanthus* sp.) em Mariana (MG).

Table 1. Horizontal structure of forest fragments by monodominados candeia (*Eremanthus* sp.) In Mariana (MG).

Nome Científico	N	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVC	IVI
<i>Eremanthus</i> sp.	981	3,80	1442,65	98,4	100	70,83	5,59	98,41	96,80	98,4
Indeterminada	16	0,06	23,53	1,6	41,18	29,17	0,09	1,59	3,20	1,6
*** Total	997	3,87	1466,18	100	141,18	100	5,68	100	100	100

AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; IVC = índice de valor de cobertura percentual e IVI = índice de valor de importância percentual. Pela análise de fator foi possível observar que as variáveis: Ca, Mg, H+Al, soma de bases, CTC efetiva e total, saturação por bases, matéria orgânica, P remanescente, areia grossa e fina, silte, argila, número de indivíduos, área basal e valor de cobertura apresentam maior poder de distinção dentre todas as variáveis formadoras da matriz de análise.

O agrupamento das 17 parcelas avaliadas em grupos homogêneos foi realizada pelo método *Complete Linkage*, o quadrado da distância Euclidiana foi utilizado como método de agrupamento para medir a dissimilaridade ou similaridade entre as parcelas. Assim, obteve-se a separação de três grupos, como pode ser observado na Figura 2, sendo que os números no eixo vertical representam a distância Euclidiana e no eixo horizontal, as árvores que vão gerando os grupos.

- 1º Grupo: P19, P21, P23 e P27.
- 2º Grupo: P5, P7, P9, P11, P13, P15, P17, P25, P29 e P33;
- 3º Grupo: P1, P3 e P31.

As propriedades físico-químicas dos solos e as características fitossociológicas dos grupos podem ser visualizadas na Tabela 2, bem como a diferença estatística existente entre os grupos pelo teste t (p=95%).

A análise discriminante demonstrou que a soma de bases, saturação por bases e o número de indivíduos são as variáveis com maior poder discriminante. Ao avaliar o modelo discriminante dos grupos gerados pelo coeficiente canônico, os autovalores e pela tabela de classificação nota-se que este foi eficiente para a discriminação dos grupos.

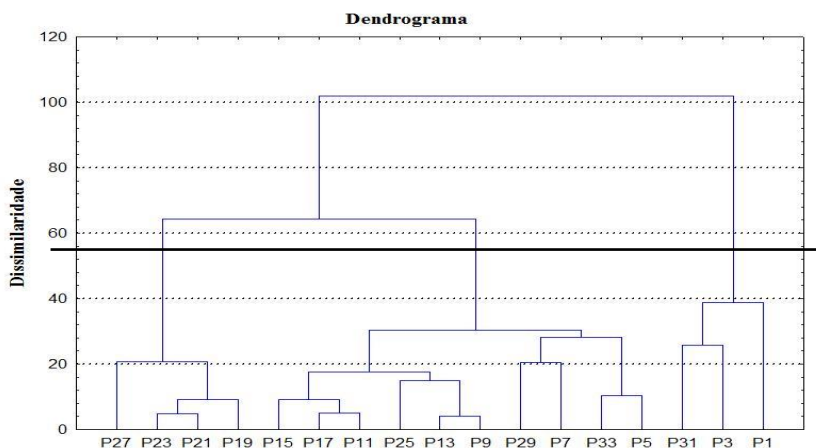


Figura 2. Agrupamento dos fragmentos de candeia (*Eremanthus* sp.) avaliados com base nas variáveis ambientais.

Figure 2. Grouping of fragments of candeia (*Eremanthus* sp.) Evaluated based on environmental variables.

Tabela 2. Estatística descritiva das características físicas e químicas dos solos e fitossociológicas dos grupos.
Table 2. Descriptive statistics of physical and chemical characteristics of soil and phytosociological the groups.

Variável	Grupos						Valores de teste t		
	Grupo 1		Grupo 2		Grupo 3		Grupo 1 vs Grupo 2	Grupo 1 vs Grupo 3	Grupo 2 vs Grupo 3
	Média	Desv. Pad.	Média	Desv. Pad.	Média	Desv. Pad.			
pH	4,88	0,06	4,61	0,18	4,54	0,27	2,81*	2,54	0,55
P	1,60	0,88	1,46	1,19	3,57	1,93	0,21	-1,84	-2,36*
K	46,25	20,19	47,70	14,49	63,00	19,16	-0,15	-1,11	-1,50
Ca ²⁺	0,10	0,04	0,15	0,08	0,43	0,13	-1,17	-4,98*	-4,66*
Mg ²⁺	0,02	0,01	0,04	0,02	0,07	0,03	-1,73	-4,16*	-2,69*
Al ³⁺	1,18	0,46	1,60	0,46	2,02	0,84	-1,59	-1,72	-1,15
H + Al	9,80	1,41	8,22	2,31	14,60	1,77	1,26	-4,02*	-4,36*
SB	0,23	0,08	0,30	0,11	0,66	0,08	-1,24	-7,32*	-5,41*
(t)	1,41	0,54	1,91	0,50	2,68	0,77	-1,65	-2,61*	-2,09
(T)	10,03	1,46	8,52	2,39	15,26	1,70	1,16	-4,38*	-4,49*
V	2,25	0,59	3,58	0,80	4,43	0,97	-2,99*	-3,73*	-1,56
M	83,40	0,88	83,90	5,05	73,03	11,91	-0,19	1,80	2,42*
MO	4,17	0,96	3,71	1,55	8,46	3,31	0,55	-2,53	-3,63*
P _{rem}	16,20	3,68	32,62	11,25	23,67	10,19	-2,80*	-1,39	1,23
AG	43,25	9,91	36,10	10,92	43,00	21,52	1,13	0,02	-0,78
AF	24,25	2,87	40,10	10,98	19,00	12,12	-2,79*	0,86	2,86*
Sil	5,25	1,89	10,00	3,77	13,67	7,77	-2,36*	-2,15	-1,17
Argila	27,25	10,34	13,80	8,97	24,33	20,53	2,44*	0,25	-1,34
Altitude	832,94	25,45	839,24	58,49	877,38	68,81	-0,20	-1,22	-0,96
Declividade	14,18	14,38	20,43	7,47	24,35	8,21	-1,09	-1,08	-0,78
N	91,00	18,49	53,80	22,00	31,67	20,82	2,97*	3,99*	1,54
AB	0,34	0,10	0,22	0,09	0,11	0,07	2,33*	3,39*	1,91
IVC	0,99	0,37	0,58	0,30	0,24	0,16	2,16	3,21*	1,90

* indica significância estatística a 95% de probabilidade pelo teste t; Desv. Pad. = desvio padrão; pH em água (relação 1:2,5.); P - Na - K (Extrator Mehlich-1); Ca -Mg -Al (Extrator: KCl - 1mol/L); H + Al (Extrator: Acetato de Cálcio 0,5mol/L - pH 7,0); SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V= Índice de Saturação de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio; Mat. Org. (MO) = C.Org x 1,724 -Walkley-Black; P-rem= Fósforo Remanescente; AG= areia grossa; AF=areia fina; sil=silte; N= número de indivíduos de candeia; AB = área basal observada, em m²/há; IVC = índice de valor de cobertura percentua.

As parcelas do primeiro grupo e do segundo grupo se caracterizam por muito baixa soma de bases e saturação por bases (ALVAREZ *et al*, 1999). Em decorrência do oligotrofismo marcante, essas apresentam maior número de indivíduos de candeia. O terceiro grupo é caracterizado por baixa soma de bases e muito baixa saturação por bases, mas o acréscimo na soma de bases faz com que o oligotrofismo deste seja menor quando comparado aos demais grupos, fato refletido no menor número de indivíduos deste grupo. Os baixos teores de matéria orgânica, baixos teores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) associado a pH ácido e alta saturação por Al podem explicar o número de indivíduos apresentado por cada um dos fragmentos avaliados.

CONCLUSÕES

Nas parcelas inventariadas há baixa diversidade da espécie, fato comprovado pelos valores de densidade relativa e dominância relativa com consequente monodominância de candeia nos fragmentos florestais avaliados. O estudo demonstrou que os candeiais estão instalados nos solos com oligotrofismo marcante, onde a soma de base e a saturação de bases são notadamente baixas. As variáveis, soma de bases, saturação por bases e número de indivíduos, permitiram agrupar os fragmentos avaliados em três grupos. Parcelas com maior número de indivíduos apresentaram soma de bases e saturação por bases muito baixas.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, V.V.H., *et al*, Interpretação dos resultados das análises de solos, IN: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H. (eds.). *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação*. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999, p. 25-32.
- AMADOR, G.A. *Composição florística e caracterização estrutural de duas áreas de carandazais nas sub-regiões do Miranda e Nabileque, Pantanal Sul Mato-Grossense, Brasil*. 2006, 56 p. Dissertação (Mestrado Ecologia) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.
- ARIEIRA, J.; CUNHA, C.N. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. *Acta Botânica Brasil*, v. 3, n.20, p.569-580, 2006.
- CARVALHO, P.E.R. *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. Brasília, DF: Embrapa-CNPQ, 1994.
- CIENTEC. *Mata Nativa versão 2.0: sistema para análise fitossociológica e elaboração de inventários e planos de manejo de florestas nativas*. Viçosa-MG: Cientec - Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas Ltda., 2006.
- CONNEL, J.H.; LOWMAN, M.D. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist*, 134, p. 88-119, 1989.
- FERREIRA, D.F. *Análise multivariada*. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 1996.
- HART, T.B. *et al*. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. *The American Naturalist*, n. 133,v. 5, p. 613-633, 1989.
- IBGE. *Série Manuais Técnicos em Geociências, número 1, Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro, 1992.
- IEF. PORTARIA Nº 191, DE 16 DE SETEMBRO DE 2005. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=11212>. Acesso em 20 nov 2011.
- MARIMON, B.S.; FELFILI, J.M. Distribuição de diâmetros e alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na Reserva Indígena Areões, Água Boa-MT, Brasil. *Revista Árvore*, v. 24, n. 2, p. 143-150, 2000.
- MOREIRA, M.R. *et al*. Aplicação de técnicas estatísticas multivariadas como subsídio à compartimentação fisiográfica. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 04, n. 60, p. 339-353, 2008.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1974.

OLIVEIRA, F.P. *Monodominância de aroeira: Fitossociologia, relações pedológicas e distribuição espacial em Tumiritinga*, MG. 2011. 87 p. Dissertação (Mestrado Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PÉREZ, J.F.M. *et al.* Sistema de manejo para a candeia - *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish – a opção do sistema de corte seletivo. *Cerne*, Lavras, v. 10, n. 2, p. 257-273, jul./dez. 2004

SCOLFORO, J.R. *et al.* *Manejo sustentado das candeias: Eremanthus erythropappus (DC.) McLeish e Eremanthus incanus (Less.) Less.* Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, 2002.

SOARES, C.P.B.; PAULA NETO, F. de; SOUZA, A.L. de. *Dendrometria e Inventário Florestal*. Viçosa: Ed. UFV, 2011.

INVENTÁRIOS FLORESTAIS EM PLANTIOS HOMOGÊNEOS E EQUIÂNEOS INTEGRANDO LiDAR E LEVANTAMENTOS DE CAMPO

A FOREST INVENTORY IN HOMOGENEOUS AND EVEN-AGED STANDS INTEGRATING LiDAR AND PLOT MEASUREMENTS

Samuel de Pádua Chaves e Carvalho¹, Mariana Peres de Lima², Gustavo Manzon Nunes², Luiz Carlos Estraviz Rodriguez³

¹Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT / Faculdade de Engenharia Florestal - FENF, Av. Fernando Corrêa da Costa, 2367, 78.060-900 – Cuiabá, MT, Brasil, sam.padua@gmail.com; gustavomn@gmail.com

²Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Av. Alexandre Ferronato, 1200, 78.557-267, Sinop, MT, Brasil, marianaperes@ufmt.br

³Universidade de São Paulo – USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ, Av. Pádua Dias, 11, 13.418-900, Piracicaba, SP, Brasil, lcer@usp.br

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência da integração de métodos de interpolação espacial associados à tecnologia LiDAR para gerar previsões do diâmetro em nível de povoamento. Para fins experimentais foi selecionada uma área de aproximadamente 140 hectares dividida em três talhões. A validação do método proposto foi feita por meio de amostragem de campo, vinte e seis parcelas, distribuídas de forma sistemática na área de tal maneira a se gerar uma intensidade amostral média de uma parcela a cada cinco hectares. Os resultados comprovaram a eficiência da integração do LiDAR e da interpolação espacial, com desvios inferiores a 3%, permitindo ao gestor florestal dispor de uma nova abordagem para condução de inventários florestais, associando eficiência e rapidez sem perder precisão.

Palavras-chave: Reflorestamento, interpolação espacial, Lidar.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the efficiency of the integration of spatial interpolation methods associated with LiDAR technology to generate predictions of diameter in stand level. An area of approximately 140 hectares divided into three plots was selected. The validation of the proposed method was performed by field sampling, containing twenty-six plots distributed systematically in order to generate an average sampling intensity of one plot every five hectares. The results proved the efficiency of integration of LiDAR and spatial interpolation, with less than 3% deviation, allowing the forest manager to have a new approach to conducting forest inventories, combining efficiency and speed without losing accuracy.

Keywords: Reforestation, spatial interpolation, Lidar.

INTRODUÇÃO

Em todos os ramos da ciência moderna é constante a busca por novas tecnologias capazes de fornecer informações com alto grau de precisão e rapidez. Na ciência florestal, em especial no Brasil, um exemplo recentemente empregado é o uso de tecnologias com equipamentos aeroembarcados a laser ou simplesmente LiDAR (*Light Detection and Ranging*). Apesar da recente aplicação na ciência florestal, seu uso já é corriqueiro em outros ramos da engenharia como em projetos altimétricos e em projetos de redes viárias ou em transmissão de energia elétrica (Rodriguez *et al.*, 2010). O uso do LiDAR, associado a outras técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas, torna-se uma poderosa ferramenta no suporte das informações geradas por diversas áreas de grandes empreendimentos florestais, tais como, inventário e planejamento florestal.

Em nível de Brasil, Macedo (2009) comparou dados originados do LiDAR aos mensurados em campo para plantios clonais de *Eucalyptus*, localizados na região do Vale do Paraíba – SP, e encontrou nível de precisão superior a 90% para volume, altura, diâmetro e número de fustes e de, aproximadamente, 80% para área de copa. Investigações dessa natureza também foram trazidas em outros trabalhos como em Pires (2005), Zandoná (2006), Lingnau *et al.* (2007), Zonete *et al.* (2010), Giongo *et al.* (2010), Rodriguez *et al.* (2010), Oliveira *et al.* (2012), em que sempre foram obtidos valores de correlação superiores a 80% para as variáveis de interesse.

Apesar da grande maioria dos trabalhos associados a este tema abordarem a eficiência do LiDAR para gerar informações de altura, Lefsky *et al.* (1999) comenta sobre a possibilidade de se gerar predições também da área basal bem como da biomassa aérea, com correlações em torno de 70 a 80% para estas variáveis. Segundo Dean *et al.* (2009), os erros associados as métricas originadas do LiDAR não se diferem às mensurações de campo. Para Rodriguez *et al.* (2010), a precisa determinação de altura e localização dos pulsos produz medidas diretas em três dimensões da superfície terrestre, vegetação, estradas e prédios. Os milhões de pontos armazenados criam uma nuvem tridimensional que, processada por softwares específicos, permite em pouco tempo a obtenção de resultados que técnicas de mapeamento anteriores levariam meses ou até anos para serem obtidas.

Conforme Hudak *et al.* (2002), poucos são os trabalhos que integram tecnologias, em especial, as de sensoriamento remoto, como o LiDAR associado a outra fonte de informação. Os autores tratam em seu trabalho a abordagem de integração de imagens de satélites com tecnologia LiDAR para estimar altura de copa e citam que, apesar do grande número de trabalhos publicados em ambos os temas, na sua grande maioria, aplicam as técnicas de maneira independente, com as frentes de pesquisa correndo de forma paralela. Diante do exposto, os autores apresentam uma proposta para realização de inventário florestal dispondo de um sobrevôo LiDAR associado a medições do diâmetro em campo.

Hipótese

A integração do LiDAR e a mensuração do diâmetro a altura do peito (DAP) em alguns pontos aleatorizados na área gera informações similares às estimativas originadas de inventários realizados por métodos convencionais de amostragem.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em talhões pertencentes à empresa Fibria Celulose, localizados na região do Vale do Paraíba, estado de São Paulo. O relevo da região é caracterizado por ser fortemente ondulado. Quanto a espécie em estudo, foram plantados clones originados da hibridação do *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus grandis*, popularmente conhecido como “Urograndis”. Silviculturalmente, os talhões estão sob regime de alto fuste, plantados unicamente com clones, e espaçamento predominante de 3,0 m na entrelinha e 2,0 m na linha de plantio, o que totaliza 1667 covas por hectare.

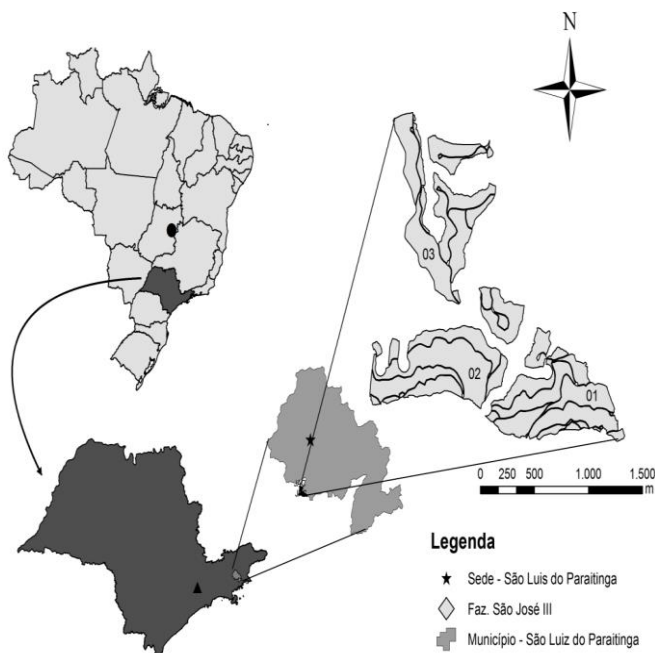


Figura 1. Área de estudo.
Figure 1. Study area.

Dados e processamento

Os levantamentos de campo bem como o sobrevôo na área foram realizados no mês de maio de 2012. Ao todo foram mensuradas 1.745 árvores em 26 parcelas de formato circular, e 11,28m de raio, distribuídas aleatoriamente em três talhões, totalizando 139 hectares de efetivo plantio.

Nas parcelas de campo foram coletadas informações da Circunferência à Altura do Peito (CAP) expressa em centímetros e Altura Total (HT) em metros, de todas as árvores que pertenciam à parcela, além da classificação qualitativa das árvores. Foram também coletadas as coordenadas geográficas X e Y do centro das parcelas, com receptores geodésicos garantindo precisão em escala centimétrica, em torno de 10 cm, no pós-processamento. Utilizou-se o sistema de projeção de Mercator (UTM) e sistema geodésico de referência SIRGAS 2000, atualmente adotado no Brasil. Toda a área de estudo encontra-se na zona 23 Sul.

Algumas estatísticas descritivas das principais variáveis dendrométricas podem ser visualizadas na tabela 1.

Tabela 1. Estatísticas descritivas para algumas variáveis dendrométricas.

Table 1. Statistics to any biometrics variables.

	CAP (cm)			HT (m)			HDOM (m)			G (m ² .ha ⁻¹)			NFUSTES (ha ⁻¹)		
	Talhões														
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Média	46,8	46,0	47,2	23,8	23,8	23,9	27,3	26,3	26,7	29,3	28,4	27,7	1621	1627	1524
Desvio padrão	2,0	2,0	2,0	2,4	1,4	1,5	2,0	0,9	1,3	1,9	3,4	2,4	72	142	128
Coefficiente de Variação	4,3	4,3	4,3	10,4	6,1	6,3	7,3	3,6	4,9	6,7	12,1	8,6	4,4	8,7	8,4

De uma maneira geral a variabilidade dos plantios clonais de eucalipto é baixa para as principais variáveis dendrométricas. Este fato é comprovado com os valores da tabela 1 em que as variações da circunferência e da altura estão em torno de 4 a 6% respectivamente.

A tabela 2 apresenta descrições técnicas do sobrevôo.

Tabela 2. Especificações técnicas do sobrevôo.

Table 2. Technical details from airplain.

Atributos	Valores
Densidade de pulso laser	5 pontos/m ²
Resolução espacial	0.5m
Bandas	RGB e IR
Resolução espectral	32 bits
Velocidade	55 m/s (198 km/h)
Altura de voo	629,24 m
Ângulo de varredura	60°
Precisão	10 a 15 cm (Precisão da IMU)
Largura da faixa de cobertura	726,58 m
Taxa de leitura	200.000 pulsos
Frequência de varredura	300 KHz
Câmera	HARRIER 68i
IMU/GPS	Applainix 510
Datum	SIRGAS 2000 / UTM Zona 23S

Para fins de processamento foram utilizados softwares de licença gratuita. O Fusion para análise dos dados LiDAR e o R para análise geoestatística e predição dos valores de CAP. Detalhes sobre o processamento da nuvem de pontos LiDAR bem como ajuste dos modelos geoestatísticos aplicados nesse estudo podem ser obtidos em Carvalho (2013).

Cokrigagem

Foi proposto o modelo geoestatístico, equação 1, para predizer os valores de CAP. Optou-se pela cokrigagem visto que é conhecida a correlação do diâmetro e altura. Nesse estudo a variável auxiliar do modelo geoestatístico é portanto a altura total, originada do processamento da nuvem de pontos dos dados LiDAR. Este se torna um dos pontos chave desse estudo uma vez que a integração das técnicas se dá nesse passo, em que, a altura é originada do processamento dos dados LiDAR e o CAP das medições de campo.

$$Z^*(u) = \sum_{\alpha=1}^{n_1(u)} \lambda_{\alpha 1}(u) Z(u_{\alpha 1}) + \sum_{\alpha_2=1}^{n_2(u)} \lambda_{\alpha 2}(u) Y(u_{\alpha 2}) \quad (1)$$

Optou-se pela classe exponencial para fins de ajuste do modelo geoestatístico, equação 2.

$$\rho(u) = \exp\left(\frac{-u}{\theta}\right) \quad (2)$$

Em que: $\lambda_{\alpha 1}$ = peso da variável primária ou de interesse; $u_{\alpha 1}$ = localização da variável de interesse; $\lambda_{\alpha 2}$ = peso da variável secundária ou auxiliar; u_{α} = localização da variável auxiliar; u = distância; θ = parâmetro estimado.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Figura 2 apresenta as variações em nível de talhão, da altura total árvore a árvore individualizadas no processamento da nuvem de pontos LiDAR. Foi possível verificar a baixa variabilidade espacial nos dados com forte tendência para a média, neste caso em torno de 22 metros. Como citado anteriormente na Tabela 1 essa é uma característica padrão em plantios monoclonais de *Eucalyptus* sp.

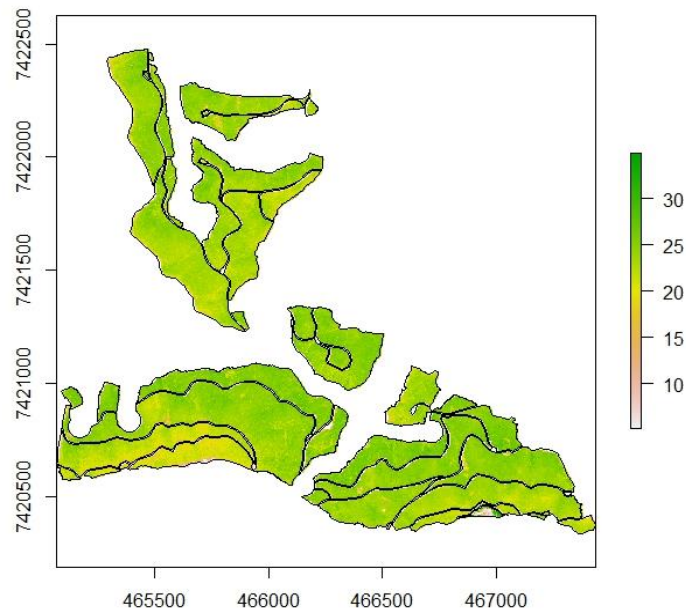


Figura 2. Grid de predição com as variações da altura total.
Figure 2. Prediction grid with height variation.

De posse do grid de predição com as alturas individualizadas árvore a árvore foi possível aplicar o modelo geoestatístico para fins de prever o CAP e por fim gerar pares de altura e diâmetro de toda a população florestal.

A Figura 3 apresenta o mapa de predição da variável CAP em que a variável auxiliar considerada foi a altura total obtida anteriormente no processamento da nuvem de pontos dos dados LiDAR.

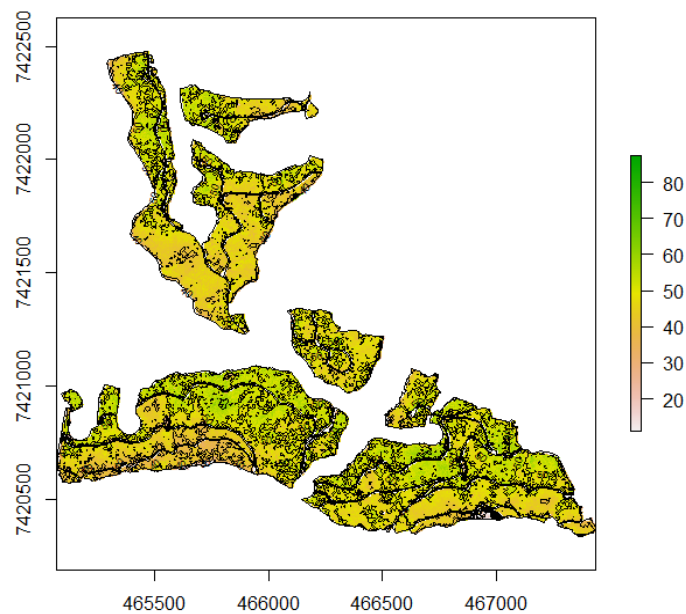


Figura 4. Mapa de predição do CAP.
Figure 4. Prediction CAP map.

Assim como a altura, os dados de CAP tendem para a média, nesse caso entre 40 e 50 centímetros, mas com maior grau de variabilidade, comportamento também previsto para povoamentos homogêneos de eucalipto.

A Tabela 3 apresenta os valores médios das variáveis circunferência (CAP) e altura (HT) preditos pelos métodos propostos comparado ao levantamento de campo (inventário) em que se observa diferenças pouco significativas tanto para o CAP quanto para HT.

Tabela 3. Análise comparativa do método proposto e levantamento de campo.

Table 3. Comparative analysis with proposed method and measurements in plots.

	CAP [cm]		HT [m]		Dif [%] - CAP	Dif [%] - HT
	Inventário	Cokrigagem	Inventário	LiDAR		
Talhão 1	46,8	48,1	23,9	23,9	2,7	0,0
Talhão 2	45,9	47,1	23,9	23,3	2,7	-2,5
Talhão 3	47,4	46,2	24,0	23,6	-2,6	-1,7

Assim como em Tesfamichael *et al.* (2009), a qualidade das estimativas do método aqui proposto está diretamente relacionada ao espaçamento ou arranjo das árvores no campo.

CONCLUSÕES

Os resultados permitem concluir que o método para estimativa da altura e da circunferência é eficiente sob a hipótese de gerar valores próximos aos levantamentos de campo.

É plausível ressaltar também que de posse de um modelo volumétrico é possível estimar o volume da população florestal uma vez que o método proposto nesse estudo tem por finalidade gerar pares de altura e diâmetro árvore a árvore, sendo essas duas variáveis, *inputs* básicos dos modelos de predição do volume.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a empresa FIBRIA pela concessão dos dados.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO, S.P.C. **Estimativa volumétrica por modelos mistos e tecnologia laser aerotransportado em plantios clonais de Eucalyptus sp.** 2013. 104 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.
- DEAN, T.J. *et al.* Measuring heights to crown base and crown median with lidar in a mature, even-aged loblollt pine stand. **Forest Ecology and Management**, Winsconsin, v.257, p.126-133, 2009.
- GIONGO, M.; *et al.* Princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.
- HUDAK, A.T. *et al.* Integration of lidar and Landsat ETM + data for estimating and mapping forest canopy height. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 82, p. 397-416, 2002.
- LEFSKY, M.A. *et al.* Surface lidar remote sensing of basal area and biomass in deciduous forest of eastern. **Remote Sensing of Environment**, Maryland, v. 67, p. 83-98, 1999.
- LINGNAU, C. *et al.* Obtenção de parâmetros florestais através de laser terrestre – Novas perspectivas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2007, Florianópolis, **Anais eletrônicos...**

MACEDO, R.C. **Estimativa volumétrica de povoamento clonal de Eucalyptus sp através de laserscanner aerotransportado**. 2009. 145 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2009.

MCGAUGHEY, R.J. **FUSION/LDV**: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. United States Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station, Seattle, 150 p. Disponível em: <http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/FUSION_manual.pdf>. Acesso em: 02 jul., 2010.

OLIVEIRA, L.T. de. *et al.* Application of lidar to forest inventory for tree count in stands of *Eucalyptus* sp. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 2, p. 175-184, 2012.

PIRES, J.M. **Uso do LiDAR (Light Detection and Ranging) para estimação da altura de árvores em povoamentos de eucalipto**. 2005. 50 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2005.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing 2.15.3**. Vienna, 2013. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 01 mar. 2013.

RODRIGUEZ, L.C. *et al.* Inventário florestal com tecnologia laser aerotransportada de plantios de *Eucalyptus* spp no Brasil. **Ambiência**, Guarapuava, v.6, Ed. Especial, p. 67-80, 2010.

TESFAMICHAEL, S.G. *et al.* A semi-variogram approach for estimating stems per hectare in *Eucalyptus grandis* plantations using discrete-return lidar height data. **Forest Ecology and Management**, Winsconsin, v. 258, n. 7, p. 1188-1199, 2009.

ZANDONÁ, D.F. **Potencial uso de dados laser scanner aerotransportado para estimativa de variáveis dendrométricas**. 2006. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ZONETE, M.F. *et al.* Estimação de parâmetros biométricos de plantios clonais de eucalipto no sul da Bahia: uma aplicação da tecnologia laser aerotransportada. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 86, p. 225-235, 2010.

LEVANTAMENTO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DA REDE DE DRENAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA DA MICROBACIA DO CÓRREGO DO JABOTICABAL, SP

SURVEY OF RIPARIAN AREAS AND CHARACTERIZATION OF FORESTRY COVERTURE IN A WATERSHED

Diogo Cavenague Casanova¹, Teresa Cristina Tarlé Pissarra¹, Rinaldo Cesar de Paula¹, Sergio Valiengo Valeri¹, Flavia Mazzer Rodrigues²

¹ Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias - Departamento de Engenharia Rural, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n 14884-900 - Jaboticabal, SP.

² Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Fazenda Saco s/n. Caixa Postal 063, Serra Talhada-PE, flamazzer@hotmail.com

RESUMO

A análise do uso e ocupação do solo em áreas de preservação permanente (APPs) tem sido de grande importância para auxiliar na elaboração de projetos técnicos para implantação de reflorestamentos ciliares. O objetivo principal deste trabalho foi realizar um levantamento do uso e ocupação da APP da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jaboticabal, bem como localizar e caracterizar os fragmentos de vegetação nativa. Para tanto, a APP foi vetorizada e o uso e ocupação do solo foi analisado utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Após a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, as visitas *in loco* foram realizadas para levantar as espécies presentes nos fragmentos e verificar o estado de degradação das áreas e propor o reflorestamento. Os resultados obtidos mostraram que, da área total da APP da Microbacia do Córrego do Jaboticabal, apenas 20,36% está composta com espécies florestais nativas. Para o levantamento das espécies, foram visitados cinco fragmentos, selecionados pelo tamanho e localização, nos quais foram encontradas 82 espécies pertencentes a 33 famílias e, em praticamente todos os fragmentos, o número de espécies encontradas foi semelhante.

Palavras chave: uso e ocupação do solo, bacia hidrográfica, levantamento florístico.

ABSTRACT

The study of use and occupation in riparian areas have been very important to help in preparation of technical projects for implementation of reforestation. The main objective of this study was realize a prospect above the use and occupation of riparian areas of watershed Jaboticabal and localize and characterize the forests fragments with native vegetation. For this, the riparians areas were vectorized and the use and occupation was analyzed by remote sensing techniques. After the elaboration of the use and occupation map, the sites visits was realized to raise the species present in the fragments and check the state of degradation and propose areas for reforestation. The results obtained show that the entire riparian areas, within the boundaries of the watershed Jaboticabal, only 25.6% is composed with native species. For the species catalog was visited five fragments, that was selected by your the size and localization, in which were found 82 different species belonging to 33 families, and virtually all the fragments were found the same number of species.

Keywords: soil use and occupation, watershed, floristic survey.

INTRODUÇÃO

A cobertura vegetal da superfície do território brasileiro encontra-se em constante ameaça desde os primórdios da colonização de nosso país pelos portugueses, uma vez que, naquele tempo, se iniciaram as primeiras ações antrópicas sobre a natureza, principalmente sobre as espécies florestais. A mata atlântica, bioma característico das regiões litorâneas do Brasil, inclusive do estado de São Paulo, onde se iniciou todo o processo de colonização brasileira encontra-se totalmente fragmentada e reduzida, restando apenas 7,84% de sua cobertura vegetal original, sendo o segundo ecossistema mais ameaçado do mundo (BRASIL, 2004).

Segundo o Instituto Florestal (2010), da cobertura original do estado de São Paulo, que chegava a 81% da superfície do estado, restam apenas 17,5%, mostrando que as matas nativas da nossa região foram suprimidas significativamente. Indo ao encontro deste, um estudo realizado pelo INPE SOS Mata Atlântica (2001) apresentou que 98% da superfície do estado encontram-se desmatada.

Assim, com o objetivo de desacelerar as taxas de desmatamento e a utilização de áreas vegetadas para fins econômicos, como para atividades agropecuárias, ou para a construção de centros urbanos e, portanto, proteger as vegetações nativas, foi criado dispositivos legais que preveem punição para estas práticas. Neste contexto é que foi criado o Código Florestal (Lei nº 4.771 de 15 de Setembro de 1965) que prevê a criação das chamadas Áreas de Preservação Permanente (APPs), áreas estas onde a retirada da cobertura vegetal é considerada ato proibido, sendo recentemente alterado pela Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012 (Novo Código Florestal).

De acordo com Eugenio et al. (2010), atualmente as APPs encontram-se com grandes taxas de degradação, sendo resultado da intensificação da ação do homem sobre a natureza, culminando na substituição das vegetações nativas por outros tipos de uso e ocupação da terra.

Segundo Vaccaro (1997), o estudo florístico, bem como dos estágios sucessionais de formações florestais, tende a contribuir para o conhecimento tanto da fitocenose quanto para elucidar alguns aspectos relativos às estratégias naturais de indivíduos arbóreos, auxiliando, assim, no desenvolvimento de técnicas a serem utilizadas para a recuperação de áreas degradadas e atividades de manejo sustentável.

Portanto, o objetivo principal deste trabalho foi realizar um levantamento do uso e ocupação das áreas de preservação permanente (APPs) da Microbacia Hidrográfica do Córrego Jaboticabal, fazendo um cadastro das espécies nativas encontradas dentro dos seus limites, para fins de elaboração de um projeto técnico de implantação de reflorestamento, que poderá servir como base para ações futuras.

MATERIAL E MÉTODOS

Os principais equipamentos topográficos utilizados foram: Estação Total Topcon GTS-701, compatível com o sistema MS-DOS, Receptor GPS-Trimble 4600; Programa GPSurvey, para processamento de dados GPS da Trimble, que permite o processamento de dados observado por GPS em modo estático (bases geodésicas) e em modo cinemático; Sistema topoGRAPH, módulos para processamento de dados topográficos, cálculos de volumes de terraplenagem, projetos viários e elaboração de notas de serviço e Autocad 2008.

Para fazer a caracterização do uso e ocupação do solo e descrever os elementos que compõem a área de estudo, como os fragmentos florestais, as áreas de várzea e os outros usos (solo nu, pasto, culturas cultivadas), utilizaram-se as informações contidas na imagem do Município, obtida do satélite Worldview, referente ao ano de 2010, cedida pela Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Jaboticabal; e a Carta Topográfica de Jaboticabal do IBGE de 1971, escala 1:50.000 para auxílio nas etapas do georreferenciamento e vetorização das informações fisiográficas da microbacia.

A Microbacia Hidrográfica do Córrego Jaboticabal está localizada no Município de Jaboticabal, região Nordeste do Estado de São Paulo, sendo a posição geográfica definida pelas coordenadas 21°15'22" latitude sul e 48°18'58" longitude (IBGE, 1971). É uma bacia tributária do Córrego Rico, afluente do Rio Mogi-Guaçu, cuja bacia hidrográfica está localizada na 7ª Zona Hidrográfica do Estado e corresponde a 9ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRH (SRH, 1998), e ocupa uma área de 76 km², dos quais 36 km² referem-se à cidade; apresenta o perímetro de 50 km, o índice de compacidade de 1,592, o índice de declividade médio de 0,0343, as altitudes média, máxima e mínima, respectivamente de 591 m, 670 m e 493 m. Sua rede de drenagem é organizada por córregos formados dentro dos limites do município e seu principal canal de drenagem é o Córrego Jaboticabal, o qual tem como principal afluente o Córrego Cerradinho (BENINCASA, 1971). O córrego principal da microbacia possui aproximadamente 24 km de extensão, onde deságuam 13 afluentes principais, que ao todo possuem 4 afluentes, somando um total de 59,2 km de extensão em cursos d'água (PEREIRA, 2010).

O clima da região é classificado como Aw (Sistema de Köppen), com precipitação média entre 1.100 mm a 1.700 mm anuais e temperaturas médias do mês mais quente 22°C e do mês mais frio 18°C. A vegetação característica da região é a floresta estacional semidecidual com trechos de cerrado, pertencentes ao bioma Mata Atlântica (VELOSO et al, 1991).

Em altitudes entre 450- 650 m predominam os Latossolos, distribuindo suas diferentes variações ao longo de vertentes de colinas, com padrão repetitivo, de acordo com posições predefinidas do relevo colinoso local. Nas porções mais elevadas e planas destas colinas, encontram-se os Latossolos Vermelhos textura média, cujo material de origem derivou-se principalmente de arenitos do Grupo Bauru (provavelmente retrabalhado). Estes transacionam, encosta abaixo (próximo ao fundo dos vales) para Latossolos eutroféricos textura argilosa, originados principalmente dos produtos da alteração dos basaltos (Formação Serra Geral) subjacentes aos arenitos. (CUNHA et al, 2005)

O levantamento topográfico foi realizado utilizando a Estação Total Topcon GTS-701 e o receptor GPS-Trimble 4600. Os pontos cadastrados no receptor GPS Trimble 4600 foram processados no programa GPSurvey, na metodologia de levantamento Diferencial – DGPS. Em seguida, todos os pontos cadastrados na estação Total e os pontos processados dos receptores GPS-Trimble 4600 foram inseridos no Programa de Topografia Topograph para a elaboração do Mapa Topográfico Base.

Para o desenvolvimento do trabalho, primeiramente foi elaborado o mapa da microbacia hidrográfica com a fundamentação científica para a elaboração dos mapas e aferição das variáveis de acordo as normas e técnicas de sensoriamento remoto e análises ambientais descritas por American Society of Photogrammetry (1960). A transferência dos dados para o mapa base considerou a definição da rede de drenagem, estradas e pontos identificáveis nas imagens.

A primeira etapa contou com a seleção, sistematização e análise, e a segunda, com mapeamento, vetorização das informações e coleta de dados, referentes à microbacia hidrográfica localizada no município de Jaboticabal, São Paulo. Primeiramente, foi realizado um exame preliminar nas imagens orbitais que recobrem a área de trabalho, analisando a informações convencionais, estradas, zonas urbana e rural, e a rede hidrográfica. Os detalhes da interpretação visual das imagens foram transferidos para o mapa base, e como apoio para o georreferenciamento foi utilizada a Carta Topográfica de Jaboticabal do IBGE de 1971, escala 1:50.000 e receptor GPS de navegação para estabelecer o georeferenciamento de pontos dentro da área da microbacia.

Para o mapeamento, a vetorização das informações e a coleta de dados, o traçado da rede de drenagem foi realizado na melhor distribuição dos pontos referentes aos centros principais e transferidos para pontos auxiliares georreferenciados em campo, buscando-se uma menor deformação da área de estudo representada nesta carta. A escala foi ajustada baseando-se nos pontos de apoio cartográfico das cartas topográficas utilizadas.

A área de APP da microbacia foi mapeada, e o mapa da cobertura vegetal natural foi elaborado mediante a delimitação das formações vegetais ao longo da rede de drenagem. Foram vetorizados os polígonos de interesse para verificar as áreas e os respectivos usos e ocupação. A vetorização realizou-se no Programa AutoCad 2008, e os mapas foram elaborados na escala 1:20.000, oferecendo bom nível de detalhamento para o objetivo proposto dentro do município de Jaboticabal. Ressalta-se que a vetorização foi realizada diretamente sobre os mapas, após ter sido definido o sistema de coordenadas de referência – UTM, identificáveis na Carta do IBGE. Todas as feições (rios, estradas, cidades, áreas das comunidades vegetais naturais) foram registradas em camadas (*layers*), sendo atribuída uma cor para cada *layer*.

Para a elaboração do mapa da zona de tamponamento da área de preservação permanente foi considerada a proteção dessas áreas reafirmada no art. 4º da Lei nº 12.651, denominada de Novo Código Florestal, de 25 de Maio de 2012.

Segundo Villela e Mattos (1980) as características fisiográficas são importantes para a compreensão da dinâmica de uma bacia hidrográfica, assim, essas características foram obtidas através da análise das seguintes variáveis:

a) Área (A) e perímetro (P) - São parâmetros fundamentais utilizados para o cálculo de outras variáveis morfométricas e são definidos com base na linha de cumeeada que delimita o divisor de águas da microbacia.

b) Maior comprimento (L) e largura média (Dm) - Estas duas variáveis, expressas em km, foram determinadas seguindo os critérios adotados por Fontes (1997), sendo o maior comprimento representado pelo comprimento do maior eixo longitudinal da bacia e a largura média resultante da divisão da área pelo maior comprimento.

c) Índice de circularidade (Ic) - Este índice foi inicialmente proposto por Miller (1953) apud Christofolletti (1974) e é definido como a razão entre a área da bacia e a área do círculo de igual perímetro (Ac). Este índice tem significado semelhante ao índice de forma (TAVARES e QUEIROZ, 1981) e ao coeficiente de compacidade (VILLELA e MATTOS, 1980) que correlacionam o perímetro da bacia com a sua área. O índice de circularidade (1) indica que à medida que o valor se aproxima de 1, a bacia tende à forma circular e, portanto, é mais sujeita à inundação.

$$Ic = A / Ac \quad (1)$$

d) Amplitude altimétrica máxima (Hm) e relação de relevo (Rr) - Estas duas variáveis estão relacionadas com as variações topográficas da bacia e foram apresentadas inicialmente por Schumm (1956). A amplitude altimétrica máxima corresponde à diferença, em metros, entre a altitude do exultório (ponto de um curso d'água onde se dá todo o escoamento superficial gerado no interior da bacia hidrográfica banhada por este curso) e o ponto mais alto no divisor de águas. A relação de relevo relaciona a amplitude altimétrica com o maior comprimento (L), (2) indicando que quanto mais elevado o seu valor, maior o desnível entre a cabeceira e a foz.

$$Rr = Hm / L \quad (2)$$

f) Densidade de drenagem (Dd) - Foi descrita por Horton (1945) como sendo a relação entre o comprimento total dos canais (Lt) pela área da bacia hidrográfica (A). A variável (3) retrata a disponibilidade de canais para o escoamento linear das águas e o grau de dissecação do relevo resultante da atuação da rede de drenagem.

$$Dd = Lt / A \quad (3)$$

g) Ordem dos Cursos de Água - A ordem dos rios é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação de uma bacia hidrográfica. Representa-se através de um mapa bem detalhado, no qual são incluídos todos os canais, quer sejam perenes, intermitentes ou efêmeros.

Para fazer à caracterização do uso e ocupação do solo e descrever os elementos que compõem a área de estudo, como os fragmentos florestais, as áreas de várzea e os outros usos (solo nu, pasto, áreas cultivadas), foram utilizadas as informações contidas na imagem do Município, obtida do satélite Worldview, referente ao ano de 2010, com resolução 1:30, cedida pela Secretaria de Planejamento da Prefeitura de Jaboticabal; e, como a imagem cedida não abrangia toda a superfície da microbacia, para o restante das áreas foram usadas as imagens do Google Earth.

A partir da imagem da satélite da microbacia, foram selecionados os fragmentos que possuíam uma área significativa, não sendo muito pequenos, para que os fragmentos escolhidos não estivessem muito sujeitos ao efeito de borda, podendo prejudicar a confiabilidade dos dados coletados. Foram escolhidos fragmentos localizados dentro das APPs ao longo do córrego de drenagem, dentro das áreas das nascentes e fora da APP. Foram selecionados os fragmentos de interesse e com o proprietário de acordo, o levantamento foi realizado.

No levantamento florístico foi utilizado o Levantamento Rápido, sendo realizadas caminhadas em linha reta dentro dos fragmentos florestais, durante intervalos regulares e consecutivos de 5 minutos. Durante as caminhadas foram anotadas as espécies ocorrentes na área, com DAP superior a 5 cm, uma vez que Volpato (1994) citado por Oliveira (2011) define os indivíduos com DAP inferior a 5 cm pertencentes a regeneração natural, sendo estas desconsideradas do estudo. Em cada uma das linhas amostradas, foi varrida uma área de cerca de 10 m para cada lado, ou seja, 20 m para a identificação das espécies ocorrentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos através da vetorização das cartas planialtimétricas do IBGE (1971), a microbacia pode ser caracterizada como de 3ª ordem, apresentando uma área total de aproximadamente 84,92 km², representando 12% da área total do município, (Tabela 1).

O fator de forma constitui um indicativo da maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia. O fator de forma calculado para Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jaboticabal é considerado baixo (0,33), possuindo assim, forma elíptica, indicando que esta é menos sujeita às enchentes. Segundo o Grupo de Recursos Hídricos (2005) uma bacia com um fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma. Isso se deve ao fato de que numa bacia estreita e longa, com fator de forma baixo, há menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda sua extensão.

Tabela 1. Variáveis Fisiográficas da Microbacia Hidrográfica do Córrego Jaboticabal, SP.

Table 1. Physiographic variables of Hydrographic Watershed Córrego Jaboticabal, SP.

Variáveis Fisiográficas	Valor Obtido	Unidade
Área (A)	84,92	km ²
Perímetro (P)	56,64	km
Maior Comprimento (L)	21,83	km
Largura Média (Dm)	3,89	km
Índice de Circularidade (Ic)	0,33	-
Amplitude Altimétrica Máxima (Hm)	179	m
Relação de Relevo (Rr)	0,0082	-
Densidade de Drenagem (Dd)	0,69	km/km ²
Ordem dos cursos d'água	3ª Ordem	-

A variação da altitude também é importante pela sua influência sobre a precipitação, sobre as perdas de água por evaporação e transpiração e, conseqüentemente, sobre o deflúvio médio (GRUPO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2005).

Com relação ao valor da densidade de drenagem obtido (0,69 Km/Km²), este pode ser considerado muito baixo (Sthraler, 1957). De acordo com Villela e Mattos (1980), esse índice pode variar de 0,5 km/km², em bacias com baixo índice de drenagem, a 3,5 km/km², em bacias com alto índice de drenagem. Segundo Torres et al., (2009) este valor baixo pode estar relacionado à formação geológica da região. De acordo com o Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas com Solos (1960), citado por Centurion et al., (1995), o solo característico da região de Jaboticabal é o Latossolo roxo, descrito atualmente como Latossolos Vermelhos Distroféricos, que possuem como uma de suas características boa permeabilidade e porosidade (SANTOS et al., 2006).

Através dos layers vetorizados no AutoCAD 2008, com base nas Cartas do IBGE (1971), foi possível a construção de um mapa básico (Figura 1), que tem por objetivo representar todas as feições presentes dentro da microbacia do Córrego do Jaboticabal desde as rodovias que a atravessam, até as áreas de proteção permanente, que são o foco principal deste trabalho.

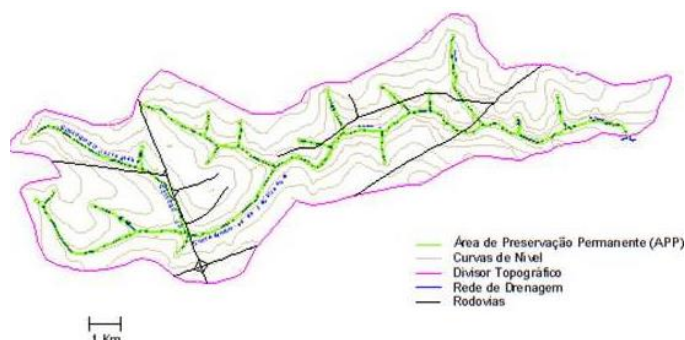


Figura 1. Mapa Básico ou Planialtimétrico da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Jaboticabal, SP.
 Figure1. Basic Map planialtimetric of Hydrographic Watershed Córrego Jaboticabal, SP.

Após a vetorização partir do mapa base foi realizada a sobreposição deste com as imagens de satélite disponíveis, para determinar o uso e ocupação presente dentro das áreas de proteção permanente da microbacia. Os resultados obtidos mostram que apenas 20,36% da APP da microbacia apresentam fragmentos florestais, enquanto a maior parte, 79,64% da APP está ocupada por outros usos, como áreas de várzea, pastagem e culturas agrícolas. Estes resultados revelam que a APP da microbacia estudada encontra-se quase que totalmente degradada, o que pode estar impedindo que esta APP cumpra a sua função dentro da microbacia. Resultado semelhante foi encontrado por IPEF (2002) ao estudar a Bacia do Rio Corumbataí, demonstrando que como reflexo do crescimento das populações humanas, ocorre à fragmentação da área ocupada por ecossistemas nativos.

Portanto, o baixo índice de cobertura das APPs, ao longo dos rios, por fragmentos florestais não se limita apenas a microbacia hidrográfica do Córrego do Jaboticabal. O mapa de uso do solo gerado demonstra uma intensa utilização da APP da bacia, mostrando uma clara ação antrópica do espaço durante o desenvolvimento do município. Nota-se que a vegetação ciliar encontra-se muito fragmentada, ocupando apenas algumas porções da área total da APP. Esses resultados são alarmantes tendo em vista o alto grau de fragmentação em que se encontram as matas ciliares. Essa fragmentação excessiva de ecossistemas originais gera efeitos negativos nas populações que neles vivem, muitas vezes de difícil reparação (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000). De acordo com Fernandez (2004) os ecossistemas fragmentados se reduzem a um mosaico de “ilhas” de variadas formas e tamanhos, cada vez menores e mais isoladas. O levantamento florístico foi realizado em cinco fragmentos florestais distribuídos ao longo da rede de drenagem da Bacia Hidrográfica, sendo escolhidos pela sua localização e tamanho. Assim, os fragmentos levantados foram o Bosque Municipal “Francisco Buck” que possui uma área total de aproximadamente 5,8 ha, o Horto Florestal com área de 5,13 ha, e 3 fragmentos localizados em propriedades rurais particulares, designados de Fragmentos 1, 2 e 3, com áreas 39,5 ha, 9,67 ha e 8,46 há.

O inventário de flora realizado nesses 5 fragmentos resultou num total de 82 espécies encontradas, pertencentes a 33 famílias, e todos os fragmentos apresentaram praticamente o mesmo número de espécies diferentes. A partir dos resultados encontrados pode-se afirmar que a maior parte das espécies encontradas é formada por um pequeno grupo de famílias. Das 82 espécies 61% pertencem à apenas 11 famílias, que representam 39% do total de famílias encontradas, resultado semelhante ao encontrado por Santos e Kinoshita (2003), que também encontraram poucas famílias agrupando a maioria das espécies da vegetação em bioma de floresta estacional semidecidual (FES) no estado de São Paulo. Ainda segundo estes autores, este resultado é uma característica comum aos fragmentos pertencentes a este bioma.

As famílias com maior número de espécies encontradas foram Fabaceae, com 10 espécies cadastradas, Meliaceae e Malvaceae, ambas com 5 espécies, resultado semelhante ao encontrado por Abdo (2009) ao estudar fragmentos da região de Pindorama, SP, por Pagano (1985) em Rio Claro, SP e Donadio (2003) em Guariba, SP. Algumas destas espécies estão presentes entre as encontradas no município de Jaboticabal, como: *Astronium graveolens*, *Chorisia speciosa*, *Cariniana estrellensis*, *Croton floribundus* e *Trichilia catigua*, espécies que também foram encontradas por Henriques (2003) ao estudar a vegetação do Município de Ribeirão Preto. É possível notar também a ocorrência de espécies de diferentes grupos ecológicos fato que, segundo Whitmore (1978) é uma característica comum às florestas tropicais. Gandolfi et al. (1995) afirmam que a frequência destes grupos pode ser utilizada como um indicativo do estado de conservação da

vegetação. Nos fragmentos estudados predominam as espécies não pioneiras (Secundárias e Clímax) em detrimento das pioneiras, mesmo quando analisados separadamente.

As espécies não pioneiras representam 67% das espécies encontradas nos fragmentos, enquanto as pioneiras simbolizam apenas 33% da amostragem total. Resultados semelhantes foram encontrados por Henriques (2003) ao analisar a classificação das espécies de fragmentos de FES quanto a sua classe sucessional. Em ambos os trabalhos, o grupo representando pelas espécies secundárias e clímax (não pioneiras) era formado por mais de 50% dos indivíduos encontrados. Assim, observa-se que as espécies não pioneiras, sobretudo as secundárias, exercem maior influência sobre a estrutura dos fragmentos analisados, sugerindo que estes encontram-se em um estágio intermediário de desenvolvimento sucessional, direcionando-se a um estágio tardio (PRADO JÚNIOR et al., 2010)

No que tange à síndrome de dispersão dos fragmentos analisados, observa-se uma predominância de espécies zoocóricas, que representam 54% do total de espécies encontradas. Estes resultados vão ao encontro dos obtidos por Henriques (2003) e Miachir (2009) ao estudarem fragmentos de FES nos municípios de Ribeirão Preto e Paulínia, respectivamente. Reis e Tres (2007) afirmam que as espécies zoocóricas são imprescindíveis para a formação de comunidades com uma sucessão gradual, pois exercem forte interação com a fauna local e, tendo em vista que em uma comunidade um indivíduo interage com o outro, estas espécies possuem maior probabilidade de encontros interespecíficos, contribuindo para a aceleração do seu ritmo de sucessão.

CONCLUSÃO

A partir do levantamento das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo da rede de drenagem da microbacia do córrego do Jaboticabal conclui-se que a superfície de APP é de 318,07 km², sendo 64,76 km² com cobertura vegetal arbórea (20,36%) e 253,31 km² (79,64%) com outros usos, como culturas agrícolas e pastagens, indicando que as APPs da microbacia foram altamente antropizadas.

Com relação ao levantamento florístico, nos 5 fragmentos visitados foram encontradas 82 espécies, com predominância de espécies em estágios intermediários de sucessão, com a zoocoria como síndrome de dispersão predominante. Acredita-se que estes resultados poderão auxiliar os projetos de reflorestamentos futuros, garantindo que estes sejam realizados em áreas de maior necessidade, permitindo a conectividade entre os fragmentos e com espécies características da região.

REFERÊNCIAS

- ABDO, M.T.V.N. **Caracterização da vegetação arbórea e atributos do solo da Reserva Biológica de Pindorama, SP.** 2009. 112 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal, 2009.
- AMERICAN SOCIETY OF PHOTOGRAMMETRY. **Manual of photographic interpretation.** Washington: George Bent, 1960. 868 p.
- BENINCASA, M. **Estudo hidrológico preliminar da região de Jaboticabal.** 1971. 88 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal, 1971.
- CENTURION, J.F.; ANDRIOLI, L.; MARQUES, J.; MARCHIORI, D.G. Características de latossolos roxos desenvolvidos de rochas alcalinas e básicas de Jaboticabal, SP. **Sci. Agric**, Piracicaba, v. 2, p. 226-232, 1995.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** Ed. Edgard Blucher Ltda., 1974 - EDUSP. 149 p.
- CUNHA, P.; MARQUES JÚNIOR, J.; CURI, N.; PEREIRA, G.T.; LEPSCH, I.F. Superfícies geomórficas e atributos de Latossolos em uma sequência Arenítico-Basáltica da região de Jaboticabal (SP). **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 29, p. 81-90, 2005.
- DONADIO, N.M.M. **A influência da manutenção de remanescentes florestais na qualidade da água e na estrutura da vegetação.** 2003. 114 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias

e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal, 2003.

EUGENIO, F.C.; SANTOS, A.R.; LOUZADA, F.L.R.O.; MOULIN, J.V. Confronto do uso e cobertura da terra em áreas de Preservação Permanente da bacia hidrográfica do Rio Alegre no município de Alegre, Espírito Santo. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 7, n. 2, p. 110-126, 2010.

FERNANDEZ, F.A.S. **O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza e seus heróis**. Curitiba: UFPR, 2ª ed., 2004, 258 p.

FONTES, A.L. **Caracterização geoambiental da bacia do rio Japarutuba – SE**, Rio Claro. 1997. 283 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio claro. 1997.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F., BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessiona das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

HENRIQUES, O.K. **Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação**. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003.

HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the geological Society of América**, v. 56, p. 275-370, 1945.

IBGE: **Folha Topográfica de Jaboticabal - SF-22-X-D-III**, Escala 1:50.000, 1971.

INPE SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica e Ecossistemas Associados no período de 1995-2000**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2001.

INSTITUTO FLORESTAL. **Informativo do Instituto Florestal**. Ano 1, n. 3, 2010. 8 p.

IPEF, Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais – Ministério da Ciência e Tecnologia. **Ciência e Tecnologia no Setor Florestal Brasileiro**. Diagnóstico, Prioridades e Modelo de Financiamento. Relatório Final. Piracicaba, SP, 2002.

IPEF, Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. **Plano Diretor: Conservação dos Recursos Hídricos por meio da Recuperação e da Conservação da Cobertura Florestal da Bacia do Rio Corumbataí**. 2002. Disponível em: http://www.ipef.br/publicacoes/relatorios/plano_diretor_corumbatai.pdf. Acesso em: 28/10/2010.

MIACHIR, J.I. **Caracterização da vegetação remanescente visando à conservação e restauração florestal no município de Paulínia – SP**. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo – USP, Piracicaba, 2009.

PAGANO, S.N. **Estudo florístico, fitossociológico e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP**. 1985, 201 f. Tese (Livre – Docência) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1985.

PEREIRA, L.C.G. Levantamento das áreas de preservação permanente de nascentes na microbacia do Córrego do Jaboticabal. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal, 2010. 84 p.

REIS, A; TRES, D.R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: Fundação Cargill, 2007. São Paulo-SP. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**, 2007.

SANTOS, H.G.; FIDALGO, E.C.C.; COELHO, M.R.; AGLIO, M.L.D. **Cultivo do Arroz de Terras Altas no Estado de Mato Grosso**. 2006. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltasMatoGrosso/solos.htm>.

SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Bulletin of the geological Society of América**, v. 67, p. 597-646, 1956.

SRH – Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento do Estado de São Paulo. **Caracterização das unidades de gerenciamento de recursos hídricos**. 1998. 52p.

STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American**

Geophysical Union, v. 38. P. 913-920. 1957.

TAVARES, A.C.; QUEIROZ, A.N. Análise geomorfológica da bacia do Ribeirão Claro. **Boletim de Geografia Teórica**, v. 11, n.21-22, p.47-64, 1981.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000, 21p.

TORRES, J.L.R.; SILVA, S.R.; PEDRO, C.A.S.; PASSOS, A.O.; GOMES, J.Q. Morfometria e qualidade da água da microbacia do Ribeirão da Vida em Uberaba, MG. **Gl. Sci. Technol.**, v. 02, n. 01, p .01-09, 2009.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no Município de Santa Tereza – RS**. 1997. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1997.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124p.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1980. 250 p.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forest**. New York: Oxford, University Press, 1999. 282 p.

LEVANTAMENTO DE MAPEAMENTOS DA VEGETAÇÃO Brasileira PARA AUXÍLIO NA ELABORAÇÃO DE MAPAS FLORESTAIS

BRIEF REVIEW OF BRAZILIAN VEGETATION MAPPING INITIATIVES TO SUPPORT FOREST NON-FOREST MAPPING

Ana Lyz Parreira¹, Juliana Mendes Gomes¹, Humberto Navarro de Mesquita Junior¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
ana.lucio@florestal.gov.br , juliana.gomes@florestal.gov.br

RESUMO

O objetivo deste artigo foi verificar por meio de revisão de literatura, os principais mapeamentos florestais brasileiros realizados por diversas organizações. Os mapeamentos foram classificados quanto a sua região de atuação (Estaduais, Regionais, Nacionais e Globais) e observou-se em cada um deles os seguintes critérios: área de abrangência, objetivo e aplicação, metodologia utilizada, instituição responsável, disponibilidade para o público e ano de atualização. Visou-se qualificar e diagnosticar compatibilidades e divergências destes mapeamentos, e as iniciativas levantadas, embora não apresentem um padrão na classificação de tipologias em sua totalidade, se mostram relevantes para o aprimoramento do mapeamento de florestas do Brasil realizado pelo Serviço Florestal Brasileiro.

Palavras-chave: Mapeamento de Vegetação, SFB, Tipologias de Vegetação.

ABSTRACT

The aim of this paper was to verify through literature review, the main Brazilian forest mappings performed by several organizations. The mappings were classified according to their acting area (State, Regional, National and Global) and it was observed in each of the following criteria: coverage area, purpose and application, methodology, responsible institution, availability to the public and update year. It was sought to qualify and diagnose the compatibilities and differences of these mappings, and such initiatives, while not presenting a pattern in the classification of typologies in its entirety, are relevant to improve the mapping of forests of Brazil conducted by the Brazilian Forest Service.

Keywords: Vegetation Mapping, SFB, Vegetation Typologies.

INTRODUÇÃO

Em 2006 entrou em vigor a Lei n. 11.284, da Gestão de Florestas Públicas, que dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável, introduzindo mudanças expressivas na gestão do patrimônio ambiental, chegando a ser vista como a nova política voltada para o meio ambiente, trazendo novas expectativas não só para a exploração sustentável, mas também para parcerias entre os entes públicos e privados na área ambiental (MARQUES & MARQUES, 2006 apud PINHEIRO, 2014).

Com a publicação desta lei, a floresta passou a ser definida no art. 3º, inciso I, da seguinte forma:

“Florestas, naturais ou plantadas, localizadas nos diversos biomas brasileiros, em bens sob o domínio da União, dos Estados, dos Municípios, do Distrito Federal ou das entidades da administração indireta”.

E foram assim regulamentadas as novas expectativas que envolvem a utilização dos bens ambientais visando o desenvolvimento econômico, com a instituição como órgão gestor o Federal o Serviço Florestal Brasileiro - SFB.

Uma de suas competências é gerenciar o Cadastro Nacional de Florestas – CNFP, um instrumento de

planejamento da gestão florestal, que reúne dados georreferenciados sobre as florestas públicas brasileiras, de modo a oferecer aos gestores públicos e à população em geral uma base confiável de mapas, imagens e dados com informações relevantes para a gestão florestal. Os dados do CNFP auxiliam os processos de destinação das florestas públicas para uso comunitário, criação de unidades de conservação e realização de concessões florestais. O Cadastro contribui para a transparência, participação social e unificação das informações sobre as florestas públicas (SFB, 2014).

As informações do CNFP são consolidadas à medida que novos dados são disponibilizados pelas instituições parceiras, isto faz do Cadastro um banco de dados dinâmico.

Nesse contexto, o mapeamento florestal é fundamental na identificação das áreas com florestas públicas (identificação das florestas em terras públicas) para a elaboração do CNFP. Atualmente o cadastro utiliza informações georreferenciadas produzidas para finalidade de monitoramento do uso da terra pelo INPE em conjunto com mapeamentos de Cobertura Vegetal do MMA.

Este trabalho objetiva realizar uma revisão bibliográfica acerca dos mapeamentos florestais brasileiros realizados por diversas organizações, e a partir dessa revisão qualificar e diagnosticar compatibilidades e divergências destes mapeamentos, sob a perspectiva de serem utilizados para aprimorar o mapeamento de florestas do Brasil, a ser utilizado e disponibilizado pelo SFB.

MATERIAL E MÉTODOS

Trata-se de um estudo de revisão de literatura, ancorado em pesquisa na internet, contatos telefônicos junto a órgãos estaduais de meio ambiente e institutos florestais buscando um levantamento dos trabalhos disponíveis sobre mapeamentos florestais, de vegetação e uso do solo brasileiros.

Posteriormente será feito o diagnóstico desses métodos avaliando regiões de atuação, área de abrangência, objetivo e aplicação de cada instituição ou organização responsável, em conjunto com a metodologia utilizada, disponibilidade para o público e ano de atualização.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Iniciativas Estaduais

Parte dos esforços de levantamento de dados de florestas brasileiras vem sendo realizado pelos estados e devem ser considerados em conjunto com os dados federais. O estado de São Paulo iniciou os mapeamentos dos recursos florestais através de inventários florestais de seu território. Com base em fotografias aéreas verticais, na escala de 1:25.000, resultante da cobertura aerofotogramétrica do estado, realizada no período de junho de 1971 a agosto de 1973. Posteriormente o Instituto Florestal executou o “Levantamento da Cobertura Vegetal Natural e do Reflorestamento” atualizado em fotografias aéreas nas escalas de 1:35.000, 1:40.000 e 1:45.000 obtidas no período de 1977 e 1978. (IF-SP, 1978).

A secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo, realizou a partir de 1988 o Projeto Olho Verde em convênio com a Fundação de Ciência Aplicada a Técnicas Espaciais - FUNCATE ligada ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (VAZ GUIMARÃES, 1997). Nesta iniciativa foram utilizadas imagens Landsat em papel, sobre as quais eram desenhados os polígonos de desmatamento. Foi dada continuidade com o Levantamento da Vegetação Natural e Caracterização de Uso do Solo no Estado de São Paulo no ano de 2003, com imagens orbitais digitais do satélite LANDSAT 5 e 7 (2000-01). Para a confecção da base cartográfica final utilizaram-se as cartas do Brasil – IBGE, escala 1:50.000. Os dados produzidos ao longo dos anos em São Paulo são complementares e, além do registro histórico das mudanças em seu território, os estudos mais recentes apresentam níveis de detalhamento semelhante aos anteriores, com ganho em cobertura e homogeneidade de dados.

Outros estados realizaram esforços semelhantes, no estado de Sergipe a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos desenvolveu um estudo de uso e ocupação do solo utilizando imagens digitais

do satélite SPOT 5, do ano de 2005, em análise digital e digitalização das classes na escala 1:50.000.

O estado da Bahia realizou mapeamento da vegetação em 1997 na escala 1:100.000 e em 2013 a Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Sema) iniciou novos trabalhos para mapeamento da cobertura vegetal do estado, desenvolvido pelo Consórcio Geobahia e tem prazo para finalização de três anos. Este mapeamento propiciará uma visão detalhada sobre a cobertura vegetal de todos os biomas presentes no estado, numa escala de 1:50.000.

No estado do Mato Grosso do Sul em 2008 foi implantado o Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental – SISLA, que disponibiliza ferramentas para o acesso, consulta e geração de um relatório geoespacial (Relatório SISLA). É utilizado pelos gestores, fiscais ambientais, empreendedores e consultores via WEB. Disponibiliza em um mesmo formato digital as bases espaciais temáticas (áreas indígenas, áreas protegidas, cobertura vegetal, relevo, drenagem, imagens de satélite etc.).

Já a prefeitura do Rio de Janeiro desenvolveu o Mapeamento da Cobertura Vegetal e Uso das Terras, que utiliza imagens de satélite em uma escala de 1:10.000, os dados coletados e o cadastro de fragmentos florestais são divulgados em formato SIGWEB (Sistema de Informação Geográfica, via web), para internet.

Os estados do Tocantins e Mato Grosso, ao realizarem o Zoneamento Ecológico-Econômico – ZEE, realizaram o Mapeamento de Vegetação, em uma escala 1:250.000 a partir de imagens do satélite LANDSAT 5, possibilitam a consequente identificação de Florestas.

Em Minas Gerais é realizado Inventário Florestal da Flora Nativa e dos Reflorestamentos, com a organização de um mapeamento da vegetação bianual utilizando imagens LANDSAT.

O IBDF em parceria com o INPE realizou os inventários Florestais dos estados do Acre e Rondônia utilizando imagens Landsat MSS em papel.

Iniciativas Regionais

Nos anos 70 o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE começou a usar a tecnologia de sensoriamento remoto para mapear desmatamentos em florestas tropicais. Em 1979 produziu o primeiro mapa de desmatamento da Amazônia brasileira. E a partir de 1988, como resposta ao processo de ocupação e desflorestamento na região amazônica e através de uma demanda do Ministério do Meio Ambiente, em associação com o Ministério de Ciência e Tecnologia, passou a desenvolver e operar um sistema de monitoramento para calcular anualmente taxa de desmatamento para toda Amazônia Legal brasileira, através de imagens de satélite (INPE, 2013).

Desde então o INPE realiza o inventário de perda de floresta primária através do mapeamento da dinâmica do desmatamento por Corte Raso com uso de imagens dos satélites da série Landsat para calcular a taxa anual de desmatamento. Este levantamento é reconhecido nacionalmente e internacionalmente como Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite - PRODES.

A partir de 2002 o INPE passou a divulgar em seu site na internet, além da taxa de desmatamento anual, todas as imagens de satélite utilizadas no mapeamento e os mapas com polígonos de desmatamento gerados no projeto. Hoje os produtos do INPE sobre o estado da cobertura da terra na Amazônia fundamentam muitas decisões do governo brasileiro a respeito da gestão de terras na região em âmbito nacional e internacional (INPE, 2013).

Após 2005, os programas de monitoramento da alteração da cobertura florestal da Amazônia passaram a utilizar um novo sistema de informações geográficas chamado TerraAmazon, sendo gerenciados em uma plataforma única toda base de dados necessária para realizar o PRODES e posteriormente o DETER, DEGRAD/DETEX e TERRACLASS.

O INPE desenvolveu o sistema DEGRAD, em função das indicações do crescimento da degradação florestal

da Amazônia obtidas a partir dos dados do DETER. Trata-se de um sistema destinado a mapear áreas em processo de desmatamento onde a cobertura florestal ainda não foi totalmente removida (DEGRAD, 2014). O sistema utiliza imagens dos satélites LANDSAT e CBERS e seu objetivo é mapear anualmente áreas de floresta degradada e com tendência a ser convertida em corte raso. Assim como o PRODES, a área mínima mapeada pelo DEGRAD é de 6,25 hectares.

O processo consiste em preparar as imagens de satélite, aplicando realces de contraste de modo a destacar as evidências da degradação, as áreas degradadas são então mapeadas individualmente. O DEGRAD mapeou a degradação florestal na Amazônia para os anos de 2007, 2008, 2009 e 2010, com base no mesmo conjunto de aproximadamente 220 imagens LANDSAT processadas para o PRODES destes anos.

Um acordo de cooperação técnica entre o INPE e o SFB, ligado ao MMA foi firmado visando permitir o controle e acompanhamento da extração de madeira nas áreas de concessão florestal. Para tal o INPE desenvolveu o DETEX um novo sistema para análise e monitoramento da cobertura florestal baseado em imagens de satélites. Esse sistema do INPE é utilizado para verificar se a exploração florestal, sob contrato de concessão, está ocorrendo no local, na intensidade e nos períodos estabelecidos no Plano de Manejo Sustentável orientado pelo Serviço Florestal. Também será utilizado para detectar atividades madeireiras ilegais.

Com resolução espacial de 20 metros no solo, o DETEX utiliza imagens CCD/CBERS, realçadas para o mapeamento das áreas de exploração por interpretação visual. As informações geradas pelo DETEX são destinadas ao SFB (Florestas Públicas) ou o IBAMA (Áreas Privadas).

O projeto TerraClass foi realizado em 2008 e 2010, em parceria do INPE com EMBRAPA, e tem como objetivo qualificar o desflorestamento da Amazônia legal, por meio da identificação do uso e ocupação das áreas desflorestadas, tendo por base as áreas desflorestadas mapeadas e publicadas pelo Projeto PRODES.

A SOS Mata Atlântica desenvolve o mapeamento das florestas na Mata Atlântica, com a publicação periódica do Atlas dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados do Bioma Mata Atlântica, através de uma parceria firmada no ano de 1989 com o INPE, visando determinar a distribuição espacial dos remanescentes florestais e ecossistemas associados da Mata Atlântica e monitorando as alterações da cobertura vegetal.

A partir de 2010 utiliza como referência para o mapeamento a Área de Aplicação da Lei da Mata Atlântica, Lei 11.428 de 2006, segundo Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Desde 2002, os dados são interpretados visualmente em tela de computador, identificando áreas acima de 3 hectares, tanto para as áreas alteradas (desflorestamentos) como para os fragmentos florestais delimitados, a principal referência para atualização da última versão foram as imagens orbitais do sensor LANDSAT 8.

Desde a sétima edição, o levantamento é anual, sendo que a última versão, do ano de 2014, abrange todos os 17 estados (AL, BA, CE, ES, PI, GO, MS, MG, RJ, SP, PB, PE, PR, SC, SE, RN, RS) que abrigam o bioma. O Atlas identifica formações florestas naturais equivalentes às matas primárias e secundárias em estágios inicial, médio e avançado de regeneração, adotando um critério mais conservador, mapeando as áreas de vegetação que possuem menor interferência antrópica e maior capacidade de proteger parte da sua biodiversidade original. Florestas plantadas não são incluídas no mapeamento. Os dados completos e o relatório técnico são disponibilizados na internet para download.

Em 2008 o MMA e IBAMA firmaram acordo de cooperação, visando à realização do Programa de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite - PMDBBS, que contou inicialmente com o apoio do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento - PNUD. Este programa consiste na realização do monitoramento sistemático da cobertura vegetal dos biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, a fim de quantificar desmatamentos de áreas com vegetação nativa, para embasar ações e políticas de prevenção e controle de desmatamentos ilegais nestes biomas, além de subsidiar políticas públicas de conservação da biodiversidade e de mitigação da mudança do clima, cabendo ao Centro de Sensoriamento Remoto do Ibama - CSR a detecção dos desmatamentos (MMA, 2014).

Para o monitoramento das mudanças na cobertura vegetal nativa referente aos períodos até 2002 e entre 2002 e 2008 foram utilizadas imagens dos satélites Landsat e CBERS, disponíveis gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. O mapa dos remanescentes da cobertura vegetal Brasileira do PROBIO/MMA (cujo ano-base referencia para as imagens foi o de 2002, em escala de 1:250.000) foi considerado como "mapa de tempo zero" para início do monitoramento. As análises foram realizadas por detecção visual e digitalização manual das feições de desmatamento encontradas nas áreas dos polígonos de remanescentes. A escala base de trabalho utilizada foi 1:50.000, sendo a área mínima de detecção do desmatamento de 2 ha. Os dados, imagens e relatórios gerados estão disponíveis para download. O programa ocorre anualmente a fim de se obter os dados do total de área convertida e taxas anuais de desmatamento.

Iniciativas Nacionais

Segundo IBGE (2012) até a década de 1960, o conhecimento da área de recursos naturais, no Brasil, apresentava enormes lacunas. Existiam trabalhos detalhados em áreas específicas, mas não existiam mapeamentos em nível regional de geologia, geomorfologia, solos e vegetação, principalmente na Região Amazônica. Surge então a necessidade de um programa de mapeamento abrangente, em escala adequada à extensão do País e baseado em uma metodologia homogênea, o RADAMBRASIL (escala de trabalho 1:250.000, escala de publicação 1:1.000.000), executado entre os anos de 1970 e 1985. Os mapas do projeto foram obtidos com base em imagens de radar aerotransportado impressas em papel, além de vastos dados de inventários de campo e extensas pesquisas sobre os sistemas de classificação de vegetação disponíveis na época finalizando a elaboração das bases cartográficas de vegetação para o Brasil. Seu legado compreende 38 volumes.

O IBGE em parceria com o MMA, termo de cooperação assinado em 2003, desenvolveu o Mapa de Biomas do Brasil, onde foram mapeados pela primeira vez os seis biomas continentais brasileiros - Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa, em uma escala de 1: 5.000.000, elaborado em meio digital utilizando como referencia o Mapa de Vegetação do Brasil (1: 5.000.000) de 2004.

O Mapa de Vegetação do Brasil 2004 reconstitui a situação da vegetação no território brasileiro na época do descobrimento pelos portugueses e mostra que no país ocorrem dois grandes conjuntos vegetacionais: um florestal, que ocupa mais de 60% do território nacional, e outro campestre. O mapa traz ainda a indicação das áreas das formações pioneiras, formações remanescentes e os antropismos. Em sua terceira versão (as anteriores foram editadas em 1988 e 1993), traz aprimoramentos permitidos pelo avanço da tecnologia de mapeamento e geoprocessamento, bem como da pesquisa científica. Estes mapas consolidaram a metodologia de mapeamento da Vegetação bem como o Sistema de Classificação da Vegetação Brasileira pelo IBGE.

No ano de 2004 o Ministério do Meio Ambiente no âmbito do PROBIO lançou edital com apoio financeiro da Comunidade Europeia para mapeamento da cobertura vegetal do Brasil. Realizado na escala de 1:250.000 finalizou 2006 utilizando com referencia para a determinação das tipologias da vegetação as cartas de trabalho do RADAM, desenhadas sobre imagens de radar em papel. Também foram utilizadas como referencia outros mapeamentos anteriores disponibilizados para o mapeamento.

Seis subprojetos selecionados, um para cada bioma, deveriam executar os seus respectivos mapeamentos temáticos utilizando os mesmos padrões em termos de legenda (Sistema Brasileiro de Classificação de Vegetação do Brasil) e base de imagens de satélite (Landsat ETM+, ano-base: 2002), adquiridas e fornecidas pelo MMA, com a unidade mínima de mapeamento (UMM) de 40 a 100 ha.

Os dados resultantes são disponibilizados para download.

O Relatório de Emissões de Dióxido de Carbono no Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas é produto de contrato estabelecido entre a Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais (FUNCATE) e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD); e de convênio firmado entre a FUNCATE e o Ministério da Ciência e Tecnologia.

Neste relatório são apresentadas as estimativas das emissões antrópicas por fontes e remoções por sumidouros de dióxido de carbono (CO₂) associadas ao uso da terra, mudança de uso da terra e florestas e a estimativa da emissão média antrópica líquida anual do Brasil, para o período 1994 a 2002, para este setor.

A informação de Uso da Terra é obtida a partir da interpretação de imagens de satélite, gerando um mosaico contínuo do território nacional onde para cada unidade de área é associada uma das categorias de uso da terra definidas, gerando um mapa de uso da terra para cada ano de interesse (1994 e 2002). Utilizou-se imagens do satélite Landsat do ano de 1994 e 2002. O produto final da interpretação visual gerou mapas de uso da terra na escala de 1:150.000, com área mínima representada de 6 ha para todos os biomas. Todos os dados das interpretações foram agrupados de forma a gerar um mapa articulado do Uso e Cobertura da Terra para todos os biomas.

Mapeamentos Internacionais

Utilizando imagens do satélite europeu Spot IV sensor Vegetation, pesquisadores do Institute for Environment and Sustainability - IES com apoio da União Européia. Duas equipes brasileiras tiveram suas propostas de participação aprovadas no âmbito do GLC 2000, a da Embrapa Monitoramento por Satélite e da Ecoforça Pesquisa e Desenvolvimento realizaram o mapeamento da vegetação do Brasil e a participação no mapeamento da vegetação da América do Sul. As informações essenciais e os principais resultados deste projeto concluído no início de 2002 estão disponíveis para download.

A Universidade de Maryland, United States Geological Service, National Space Agency e Googleparceria com realizaram o mapeamento Global de Florestas do ano de 2002 a 2012. Com resolução de 30 metros, é um mapeamento de cobertura florestal variando de 0 a 100% para o ano de 2002, considera como fechamento do dossel toda a vegetação mais alta do que 5 metros de altura. Apresenta também dados anuais de perda e ganho de cobertura florestal (2000-2012). Permite ao usuário acompanhar online e em tempo real a situação das florestas mundiais via satélite. Dados disponíveis para análise e download (Hansen *et alli*, 2013).

Também no início de 2014 o SFB, após firmar acordo de cooperação com a agência de exploração aeroespacial, JAXA, recebeu a fração correspondente ao limite do Brasil, do mapa global de Florestas e Não Florestas produzido com imagens do ALOS-PALSAR usando processamento precisão SAR no modo de duas imagens (HH e HV). O mapa global resultante (FNF-mapa) foi produzido para quatro anos de 2007 a 2010, separando três classes Florestas, Não Florestas e água. O mapa FNF é a informação geofísica importante na investigação da mudança temporal na floresta, causas terrestres do aquecimento global, e processamento das atividades da Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal plus (REDD+). A Jaxa permite ao público o download dos dados 50m (redução da resolução do mosaico PALSAR e do mapa FNF dos dados originais de 25m).

Foram verificados 25 mapeamentos, sendo 10 de caráter estadual; 7 de caráter regional; 5 de caráter nacional e 3 de caráter internacional, sendo as iniciativas estaduais, regionais e internacionais descritas na Tabela 1 seguida pela Tabela 2 que especifica os documentos de referência de cada mapeamento citado.

Tabela 6. Descrição das iniciativas de mapeamentos de vegetação (Regionais, Nacionais e Internacionais).
 Table 7. Description of vegetation mapping initiatives (Regional, National and International).

ORIGEM	ABRANGÊNCIA	ÓRGÃO	DISPONIBILIDADE	ANO (ATUALIZAÇÃO)	SATÉLITE/SENSOR	TIPOLOGIAS	ESCALA/IMAGEM
REGIONAIS							
Terra Class	Amazônia	INPE	SIM	2008 e 2010	TM/Landsat 5	Classificação Própria	1:100.000
PRODES	Amazônia	INPE	SIM	ANUAL	TM/Landsat, CCD/CBERS e DMC/satélites da Disaster Monitoring Constellation	Classificação Própria	30 m - 1:100.000 e 1:250.000
DETEX	Amazônia	INPE	NÃO		Landsat e CCD/CBERS	Classificação Própria	20 m
DEGRAD	Amazônia	INPE	SIM	2007, 2008, 2009, 2010	Landsat, CBERS e HRC/CBERS-2B	Classificação Própria	2,7 m
SOS Mata Atlântica	Mata Atlântica	SOS Mata Atlântica/INPE	SIM	2013	LISS III/RESOURCESAT-1, TM/Landsat 5	IBGE Adaptado	1:50.000
Vegetação Amazônia Legal IBGE (1:250.000)	Amazônia Legal	IBGE	SIM	2008		IBGE	1:250.000
Biomass Desmate - PMDBBS	Todos exceto Amazônia	CSR/IBAMA	SIM	2002, 2008 e 2009	Landsat e CBERS	Classificação Própria	1:50.000 - 30 m
NACIONAIS							
Relatório de Emissões de Carbono - MCTI	Brasil	MCTI/FUNCATE	SIM	1994 e 2002	Landsat	IBGE Adaptado	1:150.000
Radam	Brasil	IBGE	SIM	1970	Radar SLAR	Classificação Própria	1:1.000.000
Brasil-PROBIO	Brasil	MMA	SIM	2002	Landsat	IBGE	1:250.000 - 30 m
IBGE Vegetação	Brasil	IBGE	SIM	2004	TM/Landsat 5	IBGE	1:5.000.000
Biomass	Brasil	IBGE	SIM	2004		IBGE	1:5.000.000
INTERNACIONAIS							
Global Landcover 2000	América do Sul	Institute for Environment and Sustainability/União Européia	SIM	2002	Vegetation/Spot IV	Classificação Própria	1 Km
JAXA	Global	JAXA	SIM	2007, 2008, 2009, 2010	ALOS-PALSAR	Classificação Própria	25 m
Univ. de Mariland	Global	WRI/Google	SIM	2014	Landsat	Classificação Própria	30 m

 Tabela 2. Documentos de referência dos mapeamentos de vegetação (Regionais, Nacionais e Internacionais).
 Table 2. Reference documents of the vegetation mappings (Regional, National and International).

ORIGEM	DOCUMENTO DE REFERÊNCIA
REGIONAIS	
Terra Class	http://www.cnptia.embrapa.br/content/terraclass.html
PRODES	http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia.pdf
DETEX	-
DEGRAD	http://www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf
SOS Mata Atlântica	http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf
Vegetação Amazônia Legal IBGE (1:250.000)	-
Biomass Desmate - PMDBBS	http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/
NACIONAIS	
Relatório de Emissões de Carbono - MCTI	http://www.mct.gov.br/upd_blob/0228/228952.pdf
Radam	http://www.antaq.gov.br/Portal/EVTEAs/CDP_VilaConde/Proj_Radam_Vol_5_FolhaAS_22_Belem.pdf
Brasil-PROBIO	Site MMA relatórios - existem publicações também
IBGE Vegetação	ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/vegetacao.pdf
Biomass	ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/biomass.pdf
INTERNACIONAIS	
Global Landcover 2000	http://www.cobveget.cnpem.embrapa.br/resulta/relat/vegetation.pdf
JAXA	http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar_fnf/registration.htm
Univ. de Mariland	http://www.globalforestwatch.org/map/3/-28.25/27.00/ALL/grayscale/loss/596?begin=2001&end=2013

CONCLUSÕES

O estudo se mostrou significativo para uma melhor compreensão de cada mapeamento identificado, possibilitando o aprimoramento de mapeamentos florestais brasileiros e uma melhor utilização do SFB para atualização do CNFP. Apesar de não identificar exclusivamente tipologias florestais, como os alertas de desmatamento, as iniciativas abordadas oferecem subsídio a uma melhor compreensão das mudanças devido a fatores naturais e antrópicos, a uma maior eficiência nas elaborações de planos de manejo dos recursos naturais e de delimitação de áreas prioritárias para a conservação, ou, ainda, a um aprofundamento de estudos que envolvem tópicos sobre mudanças globais, modelagens de ciclos biogeoquímicos e estimativas de emissão de carbono, dentre outros.

Foram observados diversos níveis de detalhamento e escala nos levantamentos identificados. Existe também uma diversidade considerável de dados utilizados como base para os estudos. Pretende-se em uma próxima etapa assimilar ao banco de informações do SFB os dados de todos os levantamentos disponíveis, mantendo atualização contínua com as informações de projetos em andamento e outros esforços que venham a ser realizados.

REFERÊNCIAS

- IF-SP, Inventário Florestal do Estado de São Paulo. *Boletim Informativo-I Simpósio sobre Inventário Florestal*, Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - Piracicaba - SP, v. 6, n. 17, jul. 1978. [online]. http://www.ipef.br/publicacoes/boletim_informativo/bolinf17.pdf. Acesso em 29 mai., 2014.
- INPE, Metodologia para o Cálculo da Taxa Anual de Desmatamento na Amazônia Legal. São José dos Campos, out. 2013. [online]. < http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia_TaxaProdes.pdf>. Acesso em 27 mai., 2014.
- HANSEN, M.C. *et al.* High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. In: *Science*, v. 342, p. 850–853, 15 de Novembro, 2013. [online]. <<http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>>. Acesso em 04 jun., 2014.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Florestas: Controle e Prevenção do Desmatamento. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/florestas/controle-e-prevencao-do-desmatamento>. Acesso em: 20 fev., 2014.
- PINHEIRO, A.Q.. Concessão de florestas públicas: Análise e aplicabilidade da Lei n. 11.284 de 02 de março de 2006. Disponível em: <http://www.ambitojuridico.com.br>. Acesso em: 24 abr., 2014.
- SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Informações Florestais. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br>. Acesso em: 24 abr., 2014.
- GUIMARÃES, P. *et al.* Fiscalização do meio ambiente no estado de São Paulo. *Revista de Administração Pública*, Brasil, 31, abr. 2013. [online]. <<http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rap/article/view/7974/6717>>. Acesso em: 29 mai. 2014.

LEVANTAMENTOS LASER AEROTRANSPORTADO PARA INVENTÁRIO VOLUMÉTRICO POR MEIO DA DUPLA AMOSTRAGEM

AIRBORNE LASER SCANNING IN A DOUBLE SAMPLING STAND VOLUME INVENTORY

Danitiele Cristina França Laranja¹, Eric Bastos Gorgens¹, André Gracioso Peres da Silva¹, Tiago de Conto¹, Luiz Carlos Estraviz Rodriguez¹

¹ Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo – USP, Av. Pádua Dias, 11, 13418-900 – Piracicaba, SP, Brasil, danitiele.cfl@gmail.com, gorgens@usp.br, andregracioso@gmail.com, tiagodc@usp.br, lcer@usp.br

RESUMO

O inventário florestal é uma atividade de grande importância e atualmente fornece uma ampla gama de informações sobre os atributos existentes nas áreas florestais, sendo as técnicas de amostragem um dos principais meios utilizados na estimativa de parâmetros da população. Esse trabalho avaliou o uso de métricas ALS (Airborne Laser Scanning) através de dupla amostragem para estimativa de volume. Foram avaliados três delineamentos amostrais (casual simples, casual estratificado e dupla amostragem), para estimar o volume total com casca da população, consolidados em quatro cenários. A dupla amostragem assumiu a primeira fase como sendo a métrica de altura percentil 90 (P90) derivado dos dados ALS. O estudo foi realizado em uma área de 401,6 hectares pertencente à empresa Suzano S.A., localizada nos municípios de São Miguel Arcanjo e Pilar do Sul. Foram mensuradas 37 parcelas em campo. Como esperado a estratificação reduziu o erro amostral em comparação a amostragem casual simples. Entretanto, o menor erro obtido foi o da dupla amostragem (2,07%), o que demonstrou a capacidade do uso dos dados laser na melhora das estimativas de volume no inventário florestal, possibilitando a redução da intensidade amostral.

Palavras-chave: LiDAR, delineamento amostral, erro amostral, dupla amostragem, percentil 90.

ABSTRACT

The forest inventory is an important activity to provide a wide range of information about forest. The sampling techniques is the most important mean to estimate population parameters. This study evaluated the use of ALS (Airborne Laser Scanning) metrics as part of a double sampling design for stand volume estimation. Three sampling designs (simple random sampling, stratified sampling and double sampling) were evaluated to estimate stand volume of an area of 401,6 hectares of eucalyptus forest plantation, consolidated into four sampling scenarios. The double sampling used as first phase the ALS metric height percentile 90th (P90) and the field plot volume as second phase. As expected, the stratification reduced the sampling error compared to simple random sampling. However, the smallest error was obtained from the double sampling (2.07 %), which demonstrated the feasibility of using the ALS data to improve estimates of stand volume, enabling a reduction in sampling intensity.

Keywords: LiDAR, double sampling, sample design, sampling error, percentile 90.

INTRODUÇÃO

O Inventário florestal busca a quantificação e qualificação dos atributos florestais existentes em uma área. O desenvolvimento tecnológico e o aumento na demanda por informações mais detalhadas das áreas florestais tornaram os inventários peças importantes dentro do manejo florestal, seja de nativa seja de florestas plantadas. O inventário é capaz de fornecer detalhes além do volume de madeira disponível na floresta, por meio de técnicas estatísticas de amostragem para estimar os parâmetros de uma população (PÉLLICO NETTO e BRENA; 1997 e MORAIS FILHO *et al.*, 2003).

O uso de um delineamento amostral permite que os parâmetros da população sejam estimados a partir da mensuração de uma pequena parte do todo. Esta estimativa estará associada a um erro de amostragem, que é calculado com base no delineamento amostral adotado. Desse modo, a amostragem constitui uma ferramenta de grande utilidade aos inventários, principalmente quando se busca resultados no menor espaço de tempo, com menor custo e dentro de uma precisão desejada (PÉLLICO NETTO e BRENA; 1997).

Na amostragem casual simples, todos os elementos da população possuem a mesma probabilidade de pertencer à amostra. Em situações onde a população pode ser dividida em estratos (subpopulações) homogêneos, emprega a amostragem casual estratificada. Os estratos devem ser representados na amostra na mesma proporção com que existem na população. Na aplicação da dupla amostragem (duas fases) assume-se que duas variáveis sejam correlacionadas, só que no entanto, a variável auxiliar é de mais fácil medição do que a variável de interesse. Desta forma, numa primeira fase, mede-se uma grande quantidade de amostras da variável de fácil medição. Numa segunda fase, mede-se amostras da variável de interesse. Por meio de um estimador da regressão, relacionam-se as duas variáveis e a variável amostrada de forma mais intensa o que ajuda a reduzir o erro da variável menor amostrada.

É muito comum o uso de informações obtidas por sensores remotos na fase um, correlacionando em seguida com medições de campo. Este procedimento apresenta uma alta relação custo benefício em grandes áreas florestais ou em florestas remotas, onde o custo para estabelecer parcelas em campo pode ser considerável e o número de parcelas a ser alocadas é limitado. Nessas situações, o emprego de covariáveis obtidas a partir do sensoriamento remoto de um grande número de parcelas pode aumentar a precisão e a confiabilidade das estimativas de inventário (ANDERSEN e BREIDENBACH, 2007).

Na abordagem por dupla amostragem (DA), as informações dos dados auxiliares são usadas para melhorar a precisão das estimativas das variáveis do inventário florestal, quando comparadas com os inventários baseados apenas nas observações de campo. Essa melhoria na precisão é geralmente obtida através do uso de estimadores de regressão ou de razão e depende das boas relações entre os dados de sensoriamento remoto e as variáveis de inventário florestal. (STEPHENS *et al.*, 2012)

Diversos métodos podem ser utilizados na amostragem de uma população, devendo os mesmos serem aplicados conforme as características da população objetivando a maior precisão com menor custo. No entanto, a escolha de um método que não seja adequado às características da população estudada, acarretará num incremento no custo do inventário. (CESARO *et al.*, 1994). Dessa forma, a análise de diferentes métodos de amostragem, com o objetivo de reduzir o tempo e o custo de execução do inventário, sem que haja prejuízo à precisão, tem grande importância.

Dentre as metodologias de sensoriamento remoto, os sistemas a laser aerotransportados, em especial a tecnologia *LiDAR - Light Detection and Ranging* tem ganhado destaque (MALTAMO *et al.*, 2004). Os sistemas *LiDAR* baseiam-se nos mesmos princípios dos sistemas de *RADAR*, sendo entretanto, baseados em pulsos laser ao invés de ondas de rádio (GIONGO *et al.*, 2010). Assim, os sensores de varredura a laser aerotransportado possuem grande potencial nas aplicações da área florestal, por gerar uma grande quantidade informação tridimensional com alta precisão, baixo custo e alta velocidade de aquisição de dados da estrutura florestal (GIONGO *et al.*, 2010).

A hipótese deste trabalho é de que a alta densidade de pontos amostrados em levantamentos laser aerotransportados aliado à alta correlação entre as métricas *LiDAR* e parâmetros biofísicos da floresta podem ser utilizadas como primeira fase de uma dupla amostragem e permitir uma redução do esforço amostral de campo.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma área de 401,6 hectares pertencente à empresa Suzano S.A., localizada no interior do Estado de São Paulo, nos municípios de São Miguel Arcaño e Pilar do Sul (Figura 1). As áreas são formadas com plantios comerciais clonais do gênero *Eucalyptus*, manejados para produção de celulose. O clima da região é caracterizado seguindo a nomenclatura de Köppen como Cfb, com precipitação média anual de 1400 mm, e altitude média ao nível do mar de 715 m. O relevo é composto por ondulações que chegam ao máximo de 32 graus (GAVA, 1997).

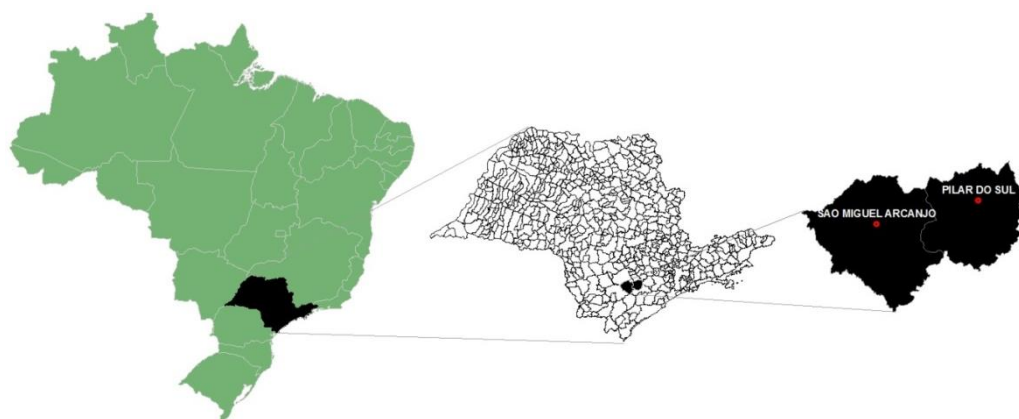


Figura 1. Localização dos municípios da área de estudo.

A área do estudo engloba cinco povoamentos de eucalipto (Tabela 1) com idade de seis anos, constituídos com quatro materiais genéticos e em espaçamento 3 x 2,2 m. Foram utilizadas 37 parcelas circulares com área de 380,13 m².

Tabela 1. Caracterização dos povoamentos do estudo.

Table 1. Characterization of the study stands.

Unidade de Produção	Área (ha)	Nº de parcelas	DAP (cm)	Altura (m)	VTCC (m ³ /ha)
1	101,47	10	14,05	23,17	266,50
2	64,18	5	14,76	24,80	293,75
3	50,32	5	15,88	25,88	358,39
4	83,31	7	16,01	26,61	387,72
5	102,34	10	16,16	26,35	362,86

* DAP= Diâmetro a altura do peito, VTCC= Volume total com casca.

Levantamento dos dados Laser

Os dados LiDAR foram registrados por empresa especializada, acoplado numa aeronave CESNA modelo 206, o sistema inercial o Applanix (IMU +GPS) modelo POS AV 150 e o sensor *LiDAR* Harrier 68i da Trimble. O voo ocorreu em dezembro de 2013. A nuvem de pontos georeferenciadas foram projetadas em sistema coordenadas UTM com projeção WGS84. As especificações do voo encontram-se detalhadas na Tabela 2.

Tabela 2. Especificações do voo.

Table 2. Flight specifications.

Características	Descrição dos parâmetros
Densidade de pontos	10 pontos/m ²
Diâmetro do pulso no alvo (<i>footprint</i>)	0,22 m
Ângulo de abertura para varredura (FOV)	45°
Faixa de varredura	363,11 m
Altura do voo	438,32 m
Taxa de escaneamento	174,05 Hz
Taxa de emissão	400 kHz

Levantamento de campo

As 37 parcelas foram lançadas de forma aleatória dentro das 5 unidades de produção (UP). As parcelas foram marcadas e medidas. Além de todos os diâmetros dos indivíduos da parcela, a altura das 10 primeiras árvores e 4 alturas dominantes também foram registradas. A partir do modelo hipsométrico (Equação 1), as demais alturas (Ht) foram estimadas. O volume de árvore individual estimado pelo modelo (Equação 2). O volume total com casca (VTCC) de cada parcela foi obtido pela soma dos indivíduos, e convertido para volume por hectare a partir da área da parcela.

$$Ht = EXP \left(\beta_0 + \left(\beta_1 * \left(\frac{1}{DAP} \right) \right) + \left(\beta_2 * LN(HD) \right) \right) + \varepsilon \quad (1)$$

Onde: Ht = Altura total (m); HD = Altura dominantes (m).

$$VITCC = \beta_0 * (DAP^{\beta_1}) * (Ht^{\beta_2}) + \varepsilon \quad (2)$$

Onde: VITCC = Volume individual total com casca (m³); Ht = Altura total (m).

Delineamentos amostrais

O volume total com casca da população foi estimado assumindo três delineamentos amostrais (Tabela 3) consolidados em quatro cenários. No primeiro, as parcelas foram processadas assumindo o delineamento amostral simples. Em seguida, duas estratificações foram implementadas. No primeiro caso assumiu-se o material genético como critério de estratificação. E no segundo caso, a estratificação seguiu o material genético e UP. No caso do local estudado, as UPs consolidam áreas que possuem características ambientais semelhantes (ex.: tipo de solo, preparo de solo, adubação, etc). Por fim, aplicou-se a dupla amostragem assumindo a primeira fase como sendo a métrica de altura percentil 90 (P90) derivado do sobrevoo LiDAR. O trabalho desenvolvido por Zonete *et al.* (2010), de estimação de parâmetros biométricos a partir de tecnologia aerotransportada permitiu definir as relações mais promissoras, sendo que para a variável volume, o percentil 90 demonstrou bons resultados.

Tabela 3. Estatísticas calculadas para os delineamentos amostrais analisados.

Table 3. Sampling designs statistics.

Estimativas	ACS	ACE	DA
Média	$\frac{\sum_{i=1}^n Y_i}{n}$	$\frac{\sum_{j=1}^M N_j \bar{Y}_j}{N}$	$b_0 + b_1 \cdot \mu_x$
Variância (S ²)	$\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}{n - 1}$	$\frac{\left(\sum_{j=1}^M \frac{N_j}{N} \cdot \sqrt{S_j^2} \right)^2 - \sum_{j=1}^M \frac{N_j}{N} \cdot S_j^2}{n}$	$\frac{\sum y_i^2 - (\sum y_i)^2 / n}{n - 1}$
Erro Padrão (S _y)	$\sqrt{\frac{S^2}{n} \cdot \left(1 - \frac{n}{N} \right)}$	$\pm \sqrt{S_{\bar{Y}}^2}$	$\sqrt{\frac{SS_{RES}}{n - 2}} \cdot \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{(\mu_x - \bar{x})^2}{SSX}} \cdot \sqrt{\left(\frac{N - n}{N} \right)}$
Intervalo de Confiança (IC)	$\bar{Y} \pm t \cdot S_{\bar{Y}}$	$\bar{Y} \pm t \cdot S_{\bar{Y}}$	$\bar{Y} \pm t \cdot S_{\bar{Y}}$
Erro Amostral	$\frac{S_{\bar{Y}} \cdot t}{\bar{Y}} \cdot 100$	$\frac{S_{\bar{Y}} \cdot t}{\bar{Y}} \cdot 100$	$\frac{S_{\bar{Y}} \cdot t}{\bar{Y}} \cdot 100$

*SS_{RES} = Soma de quadrado do resíduo da regressão.

O estimador da regressão foi utilizado para relacionar a variável auxiliar P90 (primeira fase) com o volume total com casca (VTCC) (segunda fase). Assim, o volume encontrado pelo levantamento de campo foi relacionado por meio de uma regressão linear simples com os respectivos P90 (Equação 3), calculados para as nuvens de pontos correspondentes à parcela:

$$VTCC = \beta_0 + \beta_1 P90 + \varepsilon \tag{3}$$

Os cenários foram comparados pelo erro padrão, intervalo de confiança e erro amostral.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estratificação reduziu o erro amostral em mais de 2 pontos percentuais. Enquanto que o erro via amostragem casual simples apresentou um erro amostral de 4,82%, a estratificação por apenas um nível (material genético) apresentou um erro amostral de 3,26%, que pôde ser reduzido para 2,56% quando a amostragem foi implementada em dois níveis (material genético e UP). Esta melhora é esperada, uma vez que a estratificação aumenta a homogeneidade das sub amostras e reduz a variância global (Tabela 4).

Tabela 4. Resumo das estatísticas dos delineamentos amostrais.

Table 4. Summary sampling designs statistics.

Amostragem	Média	Intervalo de Confiança	Erro Padrão	Erro Amostral
ACS	331,58	±15,99	9,47	4,82
ACE I	335,51	±10,93	6,47	3,26
ACE II	333,25	±8,52	5,05	2,56
DA	319,79	±6,62	3,92	2,07

A dupla amostragem atingiu um erro amostral ainda menor, chegando a 2,07%. O resultado da regressão linear simples usada para estimar o volume e ajustadas a partir da variável P90 é apresentado na equação 4. O P90 e o volume total com casca apresentaram alto coeficiente de correlação ($R^2=0,8417$) e alta significância como pode ser visto pela análise de variância da regressão utilizada como estimar para a dupla amostragem (Tabela 5).

$$VTCC = -335.37 + 24,25 P90 \tag{4}$$

Tabela 5. Quadro da análise de variância da regressão.

Table 5. Regression analysis of variance.

FV	GL	SQ	QM	F
Regressão	1	100,978	100978	186.1***
Resíduo	35	18,993	543	

***Significativo a 0,001

Stephens *et al.* (2011) na aplicação da dupla amostragem com dados de campo e métricas LiDAR para estimativa de estoque de carbono na Nova Zelândia em três subcategorias de floresta (Floresta Natural, Floresta Pré-1990 e Pós- 1989), a regressão explica 74% da variação e melhora obtida foi de 6% na estimativa do estoque de carbono. Neste caso, para área de estudo analisada, a melhora na estimativa do volume foi de 42,95%.

Assim, dentre as potencialidades do emprego dos dados LiDAR, a associação de suas métricas as medidas obtidas em campo por meio da DA possibilita a estimativa da variável volume, com redução do erro amostral. A redução do valor do erro amostral obtida na DA pode ser revertida em economia, ao se assumir

um determinado valor para o erro amostral, o número de parcelas a serem medidas passa a ser menor na DA, por esta ocasionar menor erro.

CONCLUSÃO

A alta correlação existente entre o volume e as métricas LiDAR, verificada no estudo, permitiu o uso dos dados laser na melhora das estimativas de volume no inventário florestal, através da aplicação da dupla amostragem. Seu uso permite uma redução do número de parcelas medidas em campo e a obtenção de informações a cerca da área.

REFERENCIAS

- ANDERSEN, H.E.; BREIDENBACH, J. Statistical properties of mean stand biomass estimators in a Lidar-based double sampling forest survey design. In: ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007, 2007. Espoo. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.222.625&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 19 maio, 2014.
- CESARO, *et al.* Comparação dos métodos de amostragem de área fixa, relascopia, e de seis árvores, quanto a eficiência, no inventário florestal de um povoamento de Pinus sp. *Ciência Florestal*, v. 4, n. 1, p. 97-108, 1994. Disponível em: <http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/artigos/v4n1/art6v4n1.pdf>. Acesso em 20 maio, 2014.
- MORAIS FILHO, *et al.* Utilização de métodos estatísticos em inventário florestal. 2003. Disponível em: <http://www.lce.esalq.usp.br/tadeu/inventarioflorestal.pdf>. Acesso em 19 maio, 2014.
- PÉLLICO NETTO, S.; BRENA; D.A. Introdução aos inventários florestais. In: PÉLLICO NETTO, S.; BRENA; D.A. *Inventário Florestal*. Curitiba: Editado pelos autores, 1997. Cap. 1, p. 1-12.
- STEPHENS, *et al.* Airborne scanning LiDAR in a double sampling forest carbon inventory. *Remote Sensing of Environment*, v. 117, p. 348-357, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.009>. Acesso em 20 maio, 2014.
- GAVA, J.L. Efeito da adubação potássica em plantios de E. grandis conduzidos em segunda rotação em solos com diferentes teores de potássio trocável. *Scientia Forestalis*, n. 30, p. 89-94, 1997.
- GIONGO, M. *et al.* LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.
- MALTAMO, M. The accuracy of estimating individual tree variables with airborne laser scanning in a boreal nature reserve. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 34, n. 9, p. 1791-1801, 2004. Disponível em: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/x04-055>. Acesso em 23 maio, 2014.
- ZONETE, M.F. Estimção de parâmetros biométricos de plantios clonais de eucalipto no sul da Bahia: uma aplicação da tecnologia laser aerotransportada. *Scientia Forestalis*, v. 38, n. 86, p. 225-235, 2010. Disponível em: <http://ipef.br/publicacoes/scientia/nr86/cap10.pdf>. Acesso em 23 maio, 2014.

LIDAR-TERRESTRE PORTÁTIL PARA ATRIBUTOS ESTRUTURAIS EM FLORESTAS DE IGAPÓ E TERRA-FIRME NA AMAZÔNIA

PORTABLE GROUND-LIDAR FOR STRUCTURAL ATTRIBUTES OF IGAPÓ FLOODPLAIN AND UPLAND FORESTS OF THE AMAZON

Danilo Roberti Alves de Almeida¹, Bruce Walker Nelson¹, Juliana Schietti de Almeida¹, Eric Bastos Gorgens², Angélica Faria de Resende¹

¹ INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araujo 2936, 69067-375, Manaus, AM, Brasil. daniloflorestas@gmail.com

² Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ/USP, Av. Pádua Dias, 11, 13418-900 - Piracicaba, SP, Brasil.

RESUMO

Atributos estruturais das florestas, como altura e abertura de dossel, são importantes nos estudos em ecologia, regeneração e manejo florestal. Porém alguns destes atributos são de difícil mensuração, especialmente em florestas tropicais onde o dossel é normalmente denso. Sistemas de LiDAR-terrestre portátil (LTP) oferecem uma alternativa de baixo custo. Um sistema completa empregando o Riegl modelo LD90-3100VHS-FLP foi montado por ~US\$ 15.000. A operação é fácil e rápida. Atributos estruturais da floresta são extraídos a partir de nuvens bidimensionais de primeiros e últimos retornos de pulsos emitidos 1000 vezes por segundo. O feixe de 900 nm é fortemente refletido por folhas. Este modelo mede distâncias com precisão de +/- 25 mm e alcance nominal de 200 m sem retro-refletor. Foi utilizado com visada ao zênite, montado em um *gimbal* portátil e mantido 1m acima do chão. Dez caminhadas de 250 m em velocidade constante foram completadas em transectos de cada uma de duas fisionomias de floresta nativa da Amazônia Central. A floresta sazonalmente alagável por águas pobres em nutrientes (igapó) apresentou abertura de dossel significativamente maior, menor altura média para o topo do dossel e menor densidade de subosque, quando comparada à floresta de terra firme.

Palavras-chave : laser de primeiro e último retorno, sensoriamento remoto, densidade de vegetação, estrutura florestal, abertura de dossel.

ABSTRACT

Forest structural attributes, such as canopy height and gap fraction, are important in studies of forest ecology, regeneration and management. Some of these attributes are difficult to measure, especially in dense canopies of tropical forests. Portable ground-LiDAR (PGL) systems provide an affordable alternative. A complete system built around the Riegl model LD90 - 3100VHS - FLP costs about US\$ 15,000.00. Operation is quick and easy. Forest structural attributes are extracted from two-dimensional clouds of first or last returns at 1000 pulses per second. The 900 nm beam is strongly reflected by leaves. Distances are obtained with an accuracy of +/- 25 mm within the nominal range of 200m (without a special retro-reflector). The instrument was mounted on a gimbal to maintain a zenith shot angle and maintained 1m above the ground. Ten walking transects of 250 m at a constant velocity were made in each of two vegetation types of native forest in Central Amazonia. Forest seasonally flooded by nutrient poor water (igapó) had significantly higher gap fraction, lower average top-of-canopy height and lower understory density, when compared to upland forest.

Keywords: first and last return laser , remote sensing, vegetation density, forest structure, canopy gap fraction.

INTRODUÇÃO

Atributos estruturais da floresta como, estoques de biomassa, altura do dossel, distribuição da vegetação ao longo do perfil vertical (abertura de dossel e densidade de subosque) entre outros são indicadores do estágio de desenvolvimento da floresta, do regime local de distúrbios (BROW *et al.*, 1997; COOMES *et al.*, 2003) e das relações com o ambiente (PARKER, 1995; FELDPAUSCH *et al.* 2011; QUESADA *et al.*, 2012). Tipos de florestas, ou fitofisionomias, são caracterizadas justamente pelas diferenças estruturais da vegetação e por associações com clima e tipos de solo. No entanto, existem poucos estudos que quantificam essas diferenças estruturais em fitofisionomias, especialmente na Amazônia. Tais diferenças quantitativas na estrutura da floresta podem contribuir para o entendimento de relações ecológicas entre vegetação e gradientes ambientais e também em estudos de viabilidade de manejo em diferentes fitofisionomias.

Os atributos de altura da floresta e abertura de dossel estão relacionados à estabilidade do micro clima dentro da floresta. Florestas mais baixas e com maior abertura de dossel são mais suscetíveis a alterações de temperatura e de umidade relativa do ar, devido à entrada de iluminação solar e maior influência dos ventos. Estes fatores afetam o comportamento das florestas em diferentes aspectos, como na susceptibilidade a incêndios florestais (UHL e KAUFFMAN *et al.*, 1988; UHL e KAUFFMAN, 1990; WOODS, 1989) e distribuição e diversidade de espécies vegetais (HUBBELL *et al.*, 1999) e animais (VIERLING *et al.*, 2008; MACARTHUR e MACARTHUR, 1961). Além disso, a densidade de vegetação no subosque reflete a importância de processos como o de regeneração, podendo ser um potencial indicador da viabilidade de exploração sustentável. Florestas com pouco subosque devem ter regeneração mais lenta e portanto seriam menos viáveis para planos de manejo. Para a obtenção destes atributos, normalmente são realizados inventários florestais em campo com diferentes técnicas de mensuração para cada atributo. Alguns destes são de difícil obtenção, sujeitos a erros e inviável operacionalmente. A altura é muitas vezes estimada visualmente já que a vegetação fechada impossibilita a visualização do topo da copa das árvores. A distribuição da vegetação ao longo do perfil vertical (densidade de subosque e abertura de dossel) também é de difícil mensuração devido à grande dimensão das florestas e a complexa distribuição de seus componentes (galhos, folhas e frutos).

Para facilitar a mensuração de alguns atributos florestais e aperfeiçoar algumas equações de predição, diferentes técnicas de sensoriamento remoto podem ser utilizadas. A tecnologia LiDAR (*Laser Detection and Ranging*) do tipo *range finder* é um sistema de sensoriamento remoto ativo utilizado para medir a distância das estruturas em função do tempo percorrido entre a emissão e o retorno do raio laser (LEFSKY *et al.*, 2002). No presente trabalho apresentamos um sistema mais barato e prático (PARKER *et al.*, 2004), quando comparado a outros sistemas LiDAR (ex: aéreo transportado de varredura e terrestre de varredura), nomeado de LTP (LiDAR Terrestre Portátil). O objetivo foi comparar diferenças estruturais entre duas fitofisionomias florestais (florestas de terra-firme e igapó), mensuradas com LTP. Os atributos considerados foram a abertura de dossel, a altura da floresta e a densidade de subosque.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Careiro Castanho, no estado do Amazonas, distante de Manaus 102 quilômetros em linha reta, às margens do lago Mamori, com coordenadas geográficas 03°43' Sul e 60°14' Oeste. Com clima tropical, quente e úmido, temperatura média de 27,2 °C e pluviosidade média anual de 2.171mm. (Af, classificação Köppen) (climate-data.org).

As fitofisionomias avaliadas foram (1) floresta de igapó e (2) floresta de terra-firme. Elas estão distribuídas de forma intercalada espacialmente onde os vales (locais mais baixos à beira dos corpos d' água) são florestas de igapó e os locais mais altos, florestas de terra-firme. A área amostrada possui cerca de 3Km² e não possuem histórico de incêndios e exploração florestal.

Coleta de dados e caracterização do sistema LiDAR portátil terrestre

Cada uma das duas fitofisionomias, floresta de igapó e de terra-firme foram amostradas através de 10 transectos de 250 metros. As coletas foram feitas em novembro de 2013.

Foi utilizado o LiDAR portátil “Riegl LD90-3100VHS-FLP”, do tipo *range finder*. A distância das estruturas é fornecida a partir do tempo entre a emissão e retorno (discreto) do feixe laser, produzindo uma nuvem de retornos bidimensionais. Seu pulso é de 900 nm, que é fortemente refletido pela vegetação. Com precisão de +/- 25 mm e *range* nominal de 200m sem retrorefletor. O equipamento registra o primeiro e o último retorno de 1000 pulsos por segundo (REF Manual). O primeiro retorno de cada pulso corresponde ao objeto mais próximo do aparelho. O último retorno corresponde ao objeto mais distante atingido pelo mesmo pulso. Os pontos que não retornam são chamados de *skyshots*, e possuem valor igual a zero.

O LPT é de fácil manuseio e relativamente barato (todo sistema custa em torno de ~US\$ 15.000,00). Para as coletas em campo, ele foi montado com visada vertical (ao zénite), bem fixo, em um *gimbal* portátil e mantido 1m acima do chão (Figura 1a). Todo sistema (LiDAR, *gimbal*, bateria e computador) foi carregado pelo operador (Figura 1b). Carregar o sensor em deslocamento horizontal e em velocidade constante depende da habilidade do operador andando em linha reta. Com treinamento e com o auxílio de um metrônomo sonoro, é possível manter a velocidade de movimento horizontal com erro inferior a 5%. A localização no espaço foi feita por georreferenciamento do transecto.

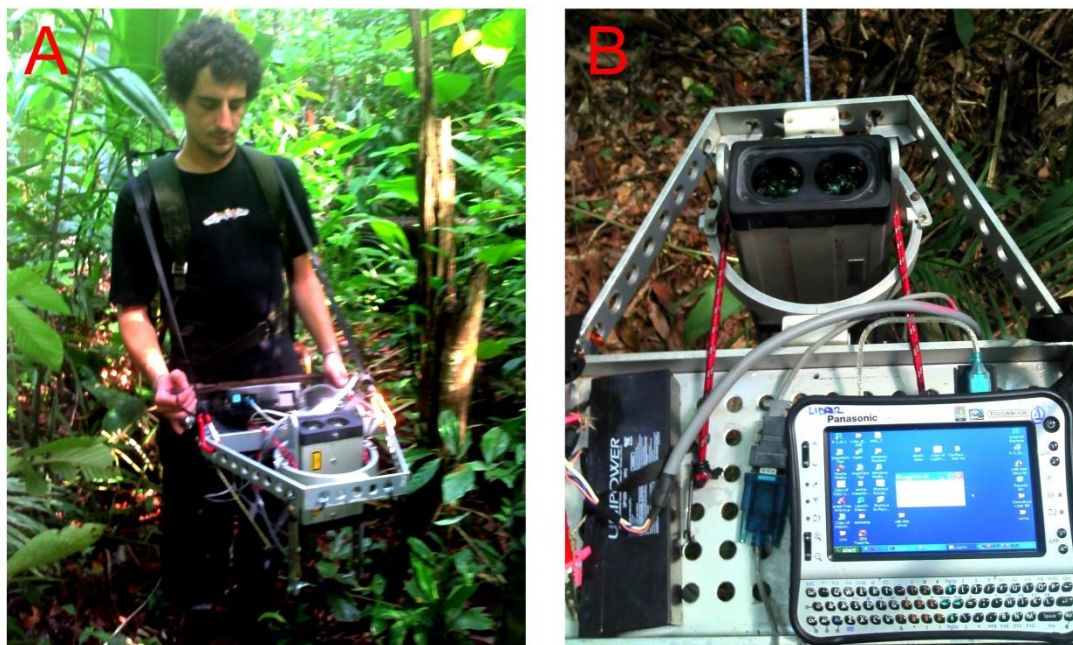


Figura 1. Fotos de campo. (A) Sistema LiDAR-terrestre portátil com o operador. (B) Componentes do sistema: LiDAR fixo ao *gimbal* de alumínio (na parte superior central da imagem), bateria de 12v (parte inferior esquerda da imagem), computador (parte inferior direita da imagem).

Figure 1. Complete system in the field. (A) Carried by the operator. (B) System components: LiDAR fixed to aluminum gimbal (top center), 12v battery (bottom left), computer (bottom right).

Atributos e métricas

Para determinar se há diferença nos atributos estruturais entre as fitofisionomias serão utilizadas as seguintes métricas para:

- **Abertura de dossel:** proporção de *skyshots*.

A quantidade de pulsos que ultrapassam a floresta sem retornar ao sensor está diretamente relacionada à abertura de dossel, que possibilita a entrada de radiação solar dentro da floresta.

- **Altura da floresta:** altura máxima de cada transecto e altura média da superfície superior do dossel em cada transecto.

A altura máxima é o retorno mais alto de cada transecto, enquanto que a altura média é a média aritmética dos pontos mais altos em intervalos de um metro do transecto.

- **Densidade de subosque:** mediana dos retornos e proporção de retornos entre 1-5 metros.

A altura mediana dos retornos é inversamente proporcional ao aumento da densidade de subosque. Uma floresta com subosque mais denso terá também uma maior densidade de retornos com alturas baixas, tornando o valor da mediana dos retornos também mais baixa. Para as análises estatísticas foram utilizados testes t com nível de significância de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As proporções de *skyshots* no igapó foram cerca de três vezes maior do que na terra-firme (Figura 2) (p-valor = 0,013). Portanto, na região de estudo, o igapó é uma floresta mais aberta, onde a radiação solar consegue penetrar mais facilmente, possibilitando provavelmente o aumento da temperatura e maior diminuição da umidade relativa do ar, nas épocas secas.

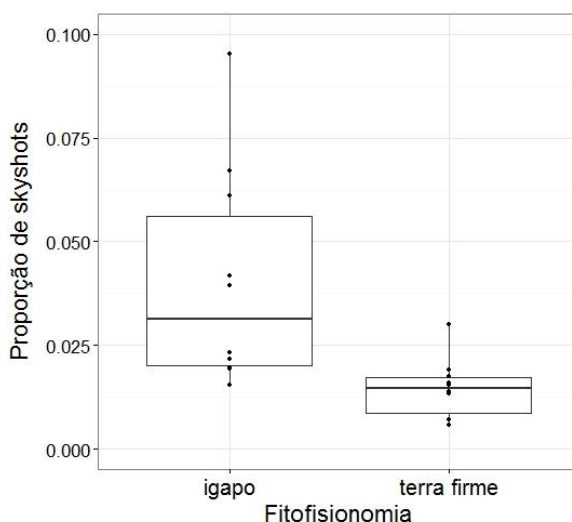


Figura 2. Proporções de *skyshots* do igapó e da terra-firme mostrando maior abertura do dossel no igapó (valores médios de 0,40 e 0,14, respectivamente).

Figure 2. Proportion of skyshots in the two forest types, showing significantly higher canopy gap fraction in the floodplain forest (means are 0.40 and 0.14).

Esta maior abertura de dossel pode ser devido ao menor número de árvores no igapó (igapó = 329 indivíduos/ha, terra-firme = 546 ind./ha, informações da mesma área de estudo), que está relacionado provavelmente ao fato de que as florestas de igapó são menos férteis que as de terra-firme devido a alagamento sazonal por águas ácidas e pobres em sais minerais (FURCH E JUNK, 1997). Desta forma a competitividade por luz no igapó deve ser menor tornando-a uma floresta mais baixa.

As alturas máximas entre o igapó e a terra-firme não apresentaram diferença (p-valor = 0,279). Porém para a altura média da superfície do dossel, o igapó foi 15% mais baixa que a floresta de terra-firme (p-valor < 0,0001) (Figura 3). Portanto, as duas fitofisionomias possuem árvores com alturas máximas semelhantes, mas que de maneira geral o igapó é uma floresta mais baixa. Essa semelhante nas alturas máximas demonstra que a dinâmica de inundação por águas ácidas no igapó não foi um fator limitante para o máximo desenvolvimento em altura de alguns indivíduos.

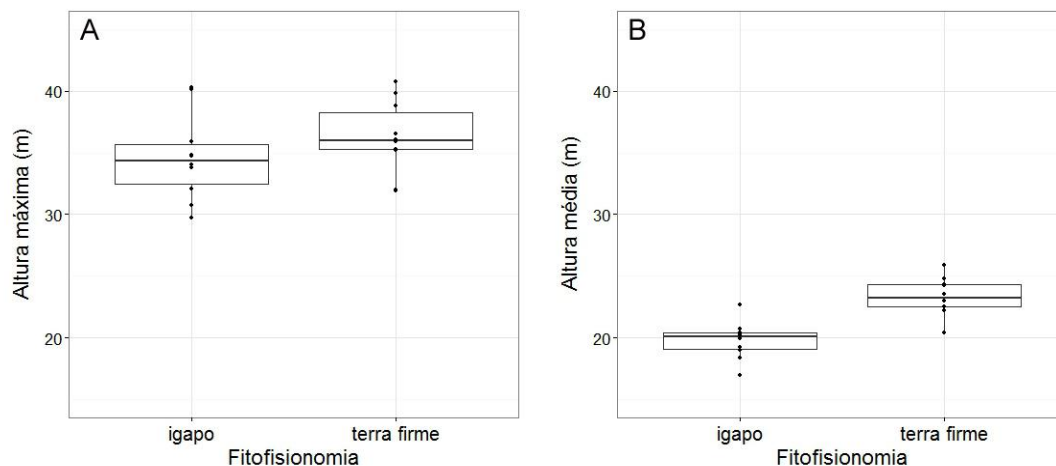


Figura 3. (A) As alturas máximas do igapó e a da terra-firme (um máximo por transecto, 10 transectos por tipo florestal; médias foram 34,6 m e 36,2 m, respectivamente). (B) A altura média da superfície superior do dossel em intervalos de 1 m dentro de cada transecto, no igapó e na terra-firme (médias gerais de 19,8 m e 23,3 m, respectivamente).

Figure 3. (A) Maximum heights compared for floodplain and upland forests (one maximum per transect, 10 transects per forest type, means are 34.6 m and 36.2 m, respectively). (B) Average upper canopy height in 1m intervals within each transect (one average per transect, 10 transects per forest type; overall means are 19.8 m and 23.3 m for floodplain and upland, respectively).

A maior luminosidade dentro da floresta de igapó pode favorecer o desenvolvimento da vegetação no subosque, porem a terra-firme apresentou maior densidade de vegetação no subosque, com valores 68% maiores na proporção de retornos entre 1-5 metros (p-valor = 0,0003) e valores 80% menores de mediana (p-valor = 0,003) (a mediana é inversamente proporcional à densidade do subosque) (Figura 4). A dinâmica de inundação sazonal nos igapós provavelmente dificulta o desenvolvimento do subosque.

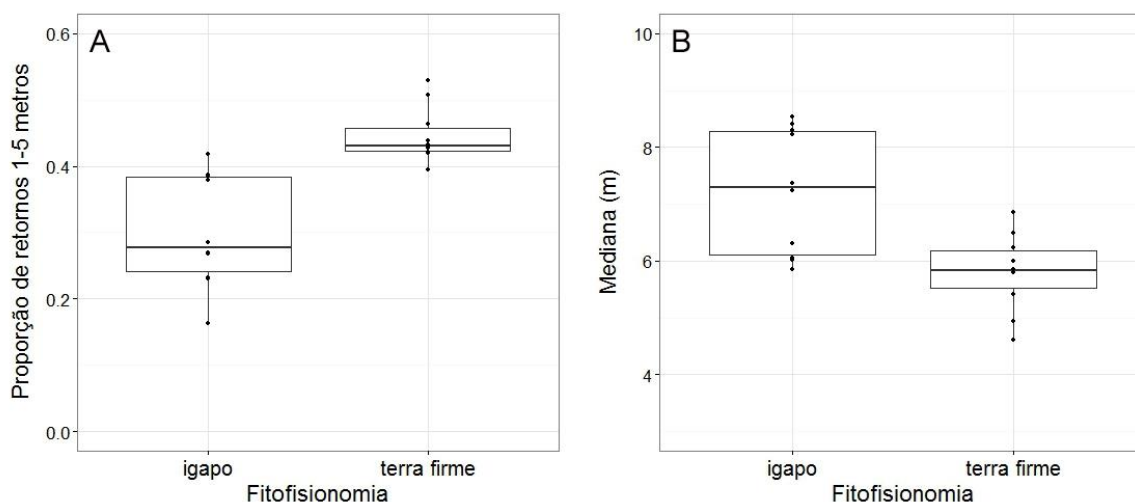


Figura 4. (A) As proporções dos retornos entre 1 e 5 m (subosque) no igapó e na terra-firme (valores médios iguais a 0,30 e 0,44, respectivamente). (B) A altura mediana dos retornos do igapó e da terra-firme (valores médios das 10 medianas por tipo florestal foram 7,2 m e 5,8 m, respectivamente). A altura mediana de retornos é inversamente proporcional à densidade de vegetação no subosque. Valores de mediana mais altos indicam que há menor adensamento no subosque.

Figure 4. (A) Proportions of returns from the understory (1-5 m) of floodplain and upland forests (means of 0.30 and 0.44, respectively). (B) Median height of return for each transect (means of 10 median values were 7.2 m and 5.8 m, respectively). The median height is inversely proportional to the understory vegetation density. Higher median heights indicate more open understory.

Pela distribuição da densidade de vegetação ao longo do perfil vertical da floresta fica evidente o maior número de *skyshots* (abertura de dossel) no igapó e um maior adensamento de subosque (entre 1 metro e 5 metros) para a terra-firme, sendo que as duas fitofisionomias obtiveram valores máximos de altura semelhantes (Figura 5).

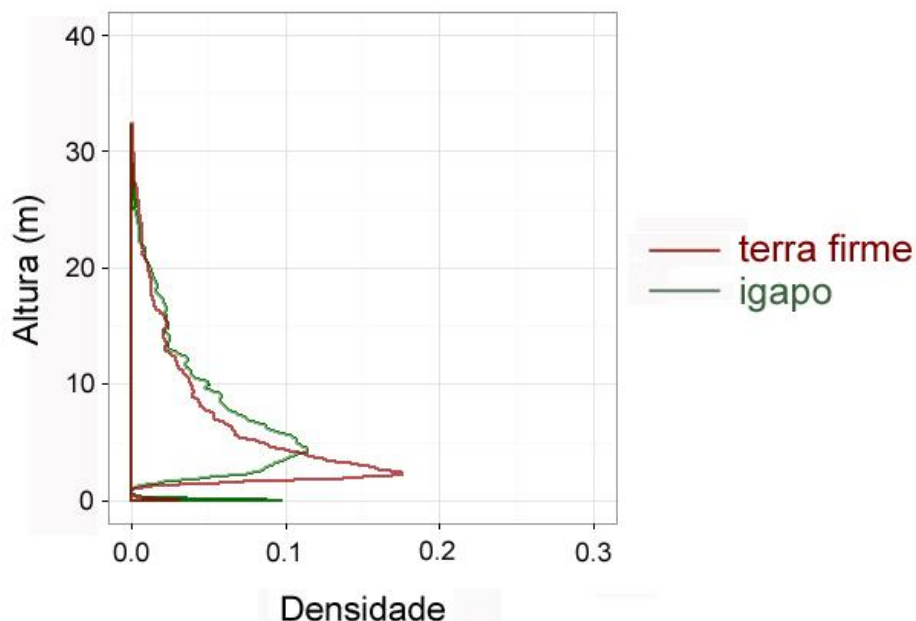


Figura 5. Histograma de distribuição dos retornos brutos ao longo do perfil vertical das fitofisionomias igapó (verde) e terra-firme (vermelho). Os valores iguais a zero representam os *skyshots*. Observe que, a densidade da vegetação é progressivamente mais subestimada com altura no dossel devido ao ocultamento pelas camadas inferiores.

Figure 5. Histogram of raw pulse returns along the vertical forest profile of the floodplain forest (green) and upland forest (red). Zero values are *skyshots*. Note that raw returns progressively underestimate vegetation density with increasing height, because the upper canopy is occluded by lower strata.

CONCLUSÕES

Foi possível quantificar a magnitude das diferenças estruturais no perfil vertical entre as fitofisionomias de igapó e terra firme através do sistema LiDAR portátil terrestre (LTP). As florestas de igapó, em estudo, são 15% mais baixas, possuem quase o triplo de abertura de dossel e uma densidade de vegetação 68% menor no subosque (entre 1 e 5 metros de altura) quando comparada a terra-firme. Porém as alturas das árvores mais altas entre as duas fitofisionomias foram semelhantes.

REFERÊNCIAS

- BROWN, S.; SCHROEDER, P.; BIRDSEY, R. Aboveground biomass distribution of US eastern hardwood forests and the use of large trees as an indicator of forest development. *Forest Ecology and Management*, v. 96, n.1, p. 37-47, 1997.
- COOMES, D.A.; DUNCAN, R.P.; ALLEN, R.B.; TRUSCOTT, J. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecology letters*, v. 6, n. 11, p. 980-989, 2003.
- FELDPAUSCH, T.R.; BANIN, L.; PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; LEWIS, S.L.; QUESADA, C.A.; LOPEZ-GONZALEZ, G. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences Discussions*, v. 7, n. 5, 2010.
- FURCH, K.; E JUNK, W.J. Physicochemical conditions in the floodplains. In *The Central Amazon Floodplain*. Springer Berlin Heidelberg, p. 69-108, 1997

- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WECHSLER, B.; DE LAO, S.L. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, v. 283, n. 5401, p. 554-557, 1999.
- KAUFFMAN, J.B.; UHL, C.; CUMMINGS, D.L. Fire in the Venezuelan Amazon 1: fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela. *Oikos*, p. 167-175, 1988.
- LEFSKY, M.A.; COHEN, W.B.; PARKER, G.G.; HARDING, D.J. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. *BioScience*, v. 52, n.1, p.19-30, 2002.
- MACARTHUR, R.H.; MACARTHUR, J.W. On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.
- PARKER, G.G.; HARDING, D.J.; BERGER, M.L. A portable LIDAR system for rapid determination of forest canopy structure. *Journal of Applied Ecology*, v. 41, n. 4, p. 755-767, 2004.
- PARKER, G.G.; LOWMAN, M.D.; NADKARNI, N.M. Forest canopies. *Forest canopies*, 1995
- QUESADA, C.A.; PHILLIPS, O.L.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C.I.; BAKER, T.R.; PATINO, S.; JIMENEZ, E.M. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, v. 9, n. 6, 2012.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J.B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, v. 71, n. 2, p. 437-449, 1990.
- VIERLING, K.T.; VIERLING, L.A.; GOULD, W.A.; MARTINUZZI, S.; CLAWGES, R.M. (2008). Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 90-98.
- WOODS, P. (1989). Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, p. 290-298, 1989.

MAPAS DE CARBONO DA AMAZÔNIA DOS DADOS GLOBAIS IPCC TIER 1 PARA UMA ABORDAGEM REGIONAL TIER 2 DA COMUNICAÇÃO NACIONAL DO BRASIL À CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA

AMAZON FOREST CARBON MAPS, FROM GLOBAL IPCC TIER 1 TO A REGIONAL NATIONAL COMMUNICATION OF BRAZIL TO THE UNFCCC TIER 2 APPROACH

Graciela Tejada¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brazil, graciela.tejada@inpe.br

ABSTRACT

Brazil has the major area of tropical forest and carbon stocks of the Amazon. There are plenty biomass distribution analysis with great difference between them, that make impossible to determine which is closer to the reality. IPCC (2006) recommends a biomass stratification at different levels of complexities (“tiers”), tier 1 requires IPCC default assumptions, methods and data; tier 2 requires detailed country specific strata, methods, assumptions and data. Thus, the aim of the study was to compare the carbon map of the Brazilian Amazon at IPCC tier 1 with the tier 2 carbon map used in Brazil’s Second National Communication to the UNFCCC and suggest the improvements that can be made. We started analyzing the forest biomass stratification and the emission factors (carbon estimates) to get tier 1 and tier 2 maps. As the biomass distribution of tier 2 MCT (2010) results in quadrants because of the RADAM Volumes extrapolation, an alternative tier 2 carbon map was elaborated using the mean biomass of the RADAM plots of each forest stratum. Tier 1 map simplified a more complex reality comparing to MCT (2010) tier 2 map with more detail and number of stratum. The alternative tier 2 carbon map had better carbon stocks distribution, even though future studies and an uncertainty analyses are needed to compare, validate and improve the MCT (2010) tier 2 approach and thus get a consistent carbon map for the Brazilian Amazon.

Keywords: Carbon maps, Amazon forest, IPCC tiers, Biomass.

INTRODUCTION

Amazon forest, one of the largest forests in the world, has a potential to constitute an important carbon sink with relevance at regional and global scales, while providing habitat to one-third of Earth’s species (TOLLEFSON, 2008). Brazil is the country with the major area of tropical forest of the Amazon basin and the country with the largest forest carbon stocks of the world (BACCINI *et al.*, 2012). The relevance of determining the biomass distribution not only lies in the conservation of tropical rain forest, also in the carbon emissions estimations and mitigation mechanisms as REDD (reducing emissions from deforestation).

Biomass estimates in the Amazon has been having a lot of uncertainty in it estimates, not only in quantity but also in the spatial distribution (OMETTO *et al.* 2014). In the carbon emissions estimations biomass is the largest source of uncertainty (AGUIAR *et al.* 2012, BACCINI *et al.*, 2012; HARRIS *et al.*, 2012). Brazilian Amazon is plenty of biomass distribution analysis from field forest permanent plots (e.g. RADAM project) and biomass distribution maps combining both, remote sensing and field data (e.g. NOGUEIRA *et al.*, 2008; SAATCHI *et al.*, 2007 and 2011; MCT, 2010; BACCINI *et al.*, 2012). However, when it comes to compare the biomass maps, the distribution and carbon stocks differ so much that it is almost impossible to determine which one is closer to the reality (OMETTO *et al.* 2014). The high uncertainty could be due to field biomass extrapolations, allometric equations, remote sensing methods and forest biomass stratification (HOUGHTON *et al.*, 2010; AGUIAR *et al.*, 2012).

A biomass stratification is fundamental to extrapolate field and remote sensing derived biomass data. To estimate carbon stocks related to agriculture and forestry it is necessary to stratify land-use and land cover in order to create homogeneous spatial units that can be linked to corresponding emissions factors (IPCC, 2006; SEIFERT, 2011). IPCC (2006), recommends stratifying climate, ecological zones, soil, and vegetation types, at different levels of complexities (“tiers”): tier 1 requires IPCC default, assumptions, methods and data, tier 2 requires more detailed country specific strata and emission factors using country specific data for key categories, and tier 3 requires country specific assumptions, methods and data.

Brazil is preparing the third National communication on Green House Gases (GHG) for the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) with IPCC (2006) and (2003) methods. The biomass maps used in the first and second communications have shown great differences with other regional and global carbon maps (OMETTO *et al.* 2014). Thus, the aim of the study is to compare the carbon map of the Brazilian Amazon at IPCC tier 1 (global products and default emissions factors) with the tier 2 MCT (2010) carbon map used in Brazil’s Second National Communication to the UNFCCC and to suggest the improvements that can be made.

METHODS

The study area is the Brazilian tropical rain forest in 2011 using the PRODES forest mask (INPE, 2013) to remove all the previous deforested areas. To understand all the tier 1 and tier 2 process, we acquired all the published data for stratification (inputs maps for each tier) and overlapped them to get the forest biomass stratification at tier1 and tier 2. For tier, 1 the emission factors (biomass in ton per hectare) were from the IPCC (2006). For tier 2 the emission factors (carbon estimates for the different carbon pools) were from the Brazilian communications to the UNFCCC (MCT, 2004 and MCT, 2010).

Stratification data

Referring tier 1, IPCC GHG 2006 recommends stratifying climate, ecological zones, soil, and vegetation types using different global data sets and provides default values (emission factors) for the carbon pools described in Table 1. Regarding tier 2, IPCC (2006) also recommends stratifying climate, ecological zones, soil, and vegetation types, including more detailed country specific strata and using country specific data for key categories (in this case forest land). The tier 2 stratification inputs and carbon estimates used by the MCT (2010) is compared with tier 1 analysis in Table 1.

Methods

We start with the forest biomass stratification for each tier, which consist in overlapping all the input maps to get spatial units that will represent the biomass carbon stocks. Next, the emission factors for each biomass strata was assigned to get the IPCC (2006) tier 1 and MCT (2010) tier 2 carbon maps. Finally, an alternative tier 2 carbon map was elaborated using the mean biomass from the measured plots in each vegetation class without extrapolating the RADAM volume as it was done by the MCT (2010) in the tier 2 carbon map. The flowchart representing each step of the analysis is in Figure 1.

Table 1. Products and emission factors used under tier 1 and tier 2 carbon estimates.

Carbon pools	Tier 1 IPCC (2006)		Tier 2 MCT (2010)		
	Global products	Default Emission Factors of IPCC (2006)	Regional products		Emission Factors
Above-ground biomass (AGB)	Global ecological zones (FAO, 2001)	Above-ground biomass in forest (table 4.7 vol.4) Carbon fraction of aboveground forest biomass (table 4.3 vol.4)	Vegetation Map of Brazil (IBGE, 2004)	Vegetation map used by MCT (2004) and (2010)	RADAM biomass field data using HIGUCHI et al., 1998 biomass equations (for Aa, Ab, As, Da, Db, Dm, Ds, La, Ld) ¹
			RADAM vegetation map		Bibliography biomass data (for Fa, Fb, Fm, Fs, Lb, Lg, Pa, Pf, Pm, Rm, Rs, Sa, Sd, Sg, Sp, Ta, Td, Tg, Tp) ²

Soil organic carbon (SOC)	Climate regions	Global ecological zones (FAO, 2001)	Climate domains, climate regions and ecological zones (table 4.1 vol. 4)	Soil-vegetation association map (SVA)	Soil organic carbon map (BERNOUX et al., 2002)	Soil organic carbon stock data (BERNOUX et al., 2002)
	IPCC mineral soils map (WRB, 2009)		Default reference soil carbon stock (SOC _{ref}) for mineral soils (table 2.3 vol.4)	Soil profile data bases		
Below-ground biomass (BGB)	Global ecological zones (FAO, 2001)	Above-ground biomass in forest (table 4.7 vol.4) Ratio of below-ground biomass to above-ground biomass (R) (table 4.4 vol.4)	Vegetation Map of Brazil (IBGE, 2004)	Vegetation map used by MCT (2004) and (2010)	RADAM biomass field data using SILVA (2007) biomass equations (for Aa, Ab, As, Da, Db, Dm, Ds, La, Ld) ¹	
			RADAM vegetation map		Bibliography biomass data (for Fa, Fb, Fm, Fs, Lb, Lg, Pa, Pf, Pm, Rm, Rs, Sa, Sd, Sg, Sp, Ta, Td, Tg, Tp) ²	
Litter	Under tier 1 are supposed to be 0 according to IPCC GHG 2006			Considering that litter and dead wood is 3% of total biomass (AGB + BLG biomass) SILVA (2007)		
Dead wood						

Note: For our study purposes, Harvest Wood Products carbon pool is not taking into account.

1. Aa:Floresta Ombrófila Aberta Aluvial; Ab:Floresta Ombrófila Aberta Terras Baixas; As:Savana Arborizada; Da:Floresta Ombrófila Densa Aluvial; Db:Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas; Dm:Floresta Ombrófila Densa Montana; Ds: Floresta Ombrófila Densa Submontana; La:Campinarana Arborizada; Ld:Campinarana Florestada.
2. Fa:Floresta Estacional Semidecidual alluvial; Fb:Floresta Estacional Semidecidual de terras baixas; Fm:Floresta Estacional Semidecidual Montana; Fs:Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Pa:Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre; Pf:Pioneiras com influência fluviomarinha (mangue); Pm:Pioneiras com influência Marinha (restinga); Sa:Refúgio Submontano; Sd:Savana Florestada; Ta:Savana Estépica Arborizada; Td: Savana Estépica Florestada.

For tier 1, we used the global ecological zones map FAO (2001) for above-ground biomass (AGB) and below-ground biomass (BGB), also as a climate map that together with IPCC mineral soils map (WRB, 2009) were necessary for the emission factors of soils carbon stocks (Table 1 and Figure 1). Overlapping these maps, we got the tier 1 forest biomass stratification with a the corresponding emission factors of IPCC (2006) shown in Table 1. In the case “Spodic soils” class, was used the data of BERNOUX et al. (2002) due to the value was missing in IPCC (2006). Litter and dead wood carbon pools are supposed to be zero under tier 1 (IPCC, 2006).

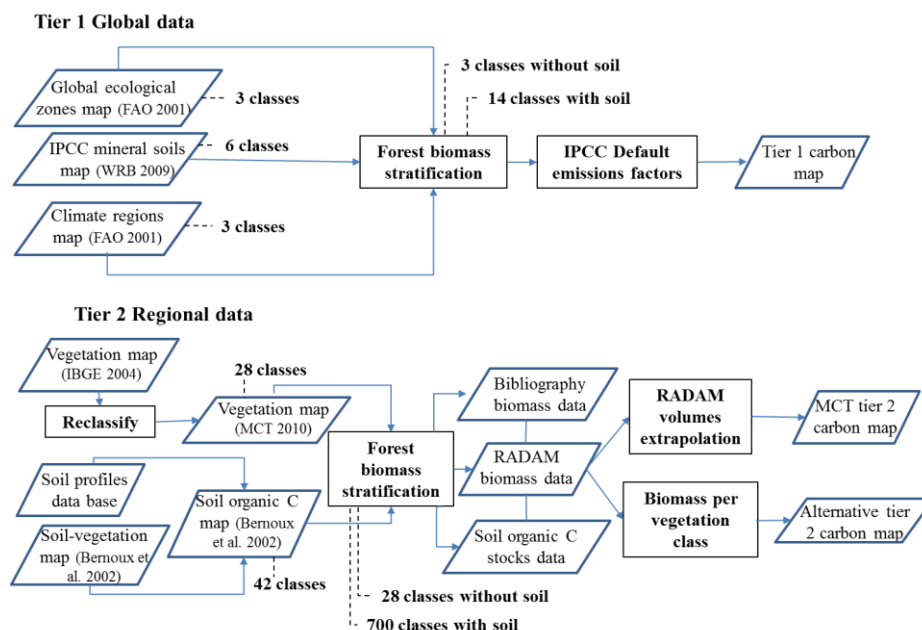


Figure 1. Flowchart of the tiers analyses.

The stratification of tier 2 according to MCT (2010), used the vegetation map of IBGE (2004) without transition vegetation classes resulting in a reclassify vegetation map (Figure 1) for AGB and BGB. The Soil Organic Carbon Stocks map (BERNOUX et al., 2002) that derived from a carbon-vegetation association map and many soil profiles database was used for soil carbon classes.

The emission factors (i.e. carbon stocks) of tier 2 were assigned according to the MCT (2004) and (2010) national communications for each carbon pool (Table 2). Above-ground biomass estimates, were based on 1710 plots (sampling units) inventoried by the RADAM project (1971-1986), where all the trees greater than or equal to 31.83 cm of diameter at breast height (DBH) or more were measured. Trees with less than 31.83 cm of DBH, lianas, and palm trees were not measured and regional assumptions (correction factors) were assumed to estimate the carbon stocks (MCT, 2010). Below-ground biomass was also calculated from AGB but only in the second national communication. The main difference between the first (MCT, 2004) and second (MCT, 2010) national communications is that BGB biomass was not included in the first, also palm trees and lianas used other correction factors in the second (see Table 2). Litter and dead wood carbon pools were not measured and for them regional assumptions were used too (Table 2). RADAM project did not covered all the forest vegetation physiognomies, for these instead of RADAM biomass data it was used literature references detailed in MCT (2010) also in Table 2. All the equations, literature references and regional assumptions used for tier 2 are described in Table 2.

After estimating the plots average carbon density for every forest vegetation physiognomy, the MCT (2010) extrapolate the biomass values per vegetation class in each of the RADAM Volumes according three rules: 1) If there were plots measured in the vegetation class of the Volume, then the average carbon stock of this plots were used. 2) If there were not plots measured in the vegetation class of the volume, then the average carbon stock of the plots in the same vegetation class of the neighbor volumes were used. 3) If there were not plots measured in the same vegetation class of the neighbor volumes, it was used the average carbon stock of the vegetation class of all Volumes.

The RADAM volumes extrapolation lead to a carbon stocks distribution in quadrants. In an attempt to improve the carbon stocks distribution of MCT (2010) tier 2 carbon map, an alternative tier 2 map was elaborated, using only the mean biomass value of the RADAM plots measured in each vegetation physiognomies ignoring the RADAMBRASIL Volumes. For the vegetation physiognomies not included in the RADAM plots as for the soil carbon stocks, the same procedure as MCT (2010) was applied.

Table 2. Carbon estimates of the first and second National Communications of Brazil to the UNFCCC (MCT, 2004 and 2010).

Carbon pools	Description		Equations		
Above-ground biomass (AGB)	Woody	For (Aa, Ab, As, Da, Db, Dm, Ds, La, Ld) ¹ vegetation strata it was used measured	Measure CDH of all trees with >= 100 cm (30.83 cm DBH)		
		RADAM plots of 1ha (20m x 500m) for florestas ombrofilas and ½ ha for (20m x 250 m) for florestas estacionais	Trees <= 100 cm (30.83 cm DBH) (not measured)		
			1 st Commu nication	Palm trees (not measured)	2% mean values
			2 nd Commu nication	Lianas (not measured)	1% mean values
				Palm trees (not measured)	2.31 % (Silva 2007)
Lianas (not measured)	1.77% (Silva 2007)				
		Bibliography data for each vegetation stratum			
Below-ground biomass (BGB)	Was not include in the 1 st communication only in the 2 nd . In the 2 nd , it was not measured. It was assumed that 27.1% of total alive biomass (woody) are roots (or 37.2% of the carbon) according to SILVA (2007)		BGB = C _{acima do solo} * 0.372 (from carbon of total alive biomass) (SILVA, 2007)		
Soil organic matter	It was not measured, it was used the Soil organic carbon map carbon values of BERNOUX et al. (2002)				
Dead Wood	It was not measured. It was assumed that 3% of total alive biomass (woody) is litter and dead wood according to SILVA (2007)				
Litter					

1. Aa:Floresta Ombrófila Aberta Aluvial; Ab:Floresta Ombrófila Aberta Terras Baixas; As:Savana Arborizada; Da:Floresta Ombrófila Densa Aluvial; Db:Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas; Dm:Floresta Ombrófila Densa Montana; Ds: Floresta Ombrófila Densa Submontana; La:Campinarana Arborizada; Ld:Campinarana Florestada.
2. Fa:Floresta Estacional Semidecidual alluvial; Fb:Floresta Estacional Semidecidual de terras baixas; Fm:Floresta Estacional Semidecidual Montana; Fs:Floresta Estacional Semidecidual Submontana; Pa:Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre; Pf:Pioneiras com influência fluviomarinha (mangue); Pm:Pioneiras com influência Marinha (restinga); Sa:Refúgio Submontano; Sd:Savana Florestada; Ta:Savana Estépica Arborizada; Td: Savana Estépica Florestada.

RESULTS AND DISSCUSION

Understand the whole process of getting the publish data to get a tier 1 and tier 2 carbon map, helps to realize that the scale and details information of the global data versus regional data are relevant to interpret the biomass carbon stocks distribution.

Comparing tier 1 and tier 2 (MCT, 2010) carbon maps was possible to see that tier 1 simplifies a more complex reality since it uses global data, default methods and assumptions. Considering the number of stratum at tier 1, the biomass map had 3, climate map had 3 and the soil map had 6 resulting in a total carbon map of 14 stratum (3 without soil). Tier 2 map had more detail considering that it came from regional inputs (maps), regional methods, assumptions and local biomass data (Figure 2 and Table 1). The number of stratum at tier 2 are 28 for biomass and 42 for soils, resulting in a total carbon map of almost 700 stratum (28 without soil) (Figure 1 and 2). In the tier 1 analysis, only 3 of the 5 carbon pools are considered. Under tier 2, the 5 carbon pools are taking into account.

In the tier 2 MCT (2010) carbon map, the biomass carbon distributions resulted in quadrants due to the RADAM volume sheets extrapolation. That is why, an alternative tier 2 carbon map was made with the mean biomass value of each forest vegetation physiognomies (ignoring the RADAMBRASIL Volumes) (Figure 2). According to IPCC GHG (2006) and VCS (2011), the mean biomass of plots measured in each stratum is the correct form to represent the forest biomass content after an statistical analyses to calculated the number of plots needed to represent each forest vegetation stratum. Taking into account the soil carbon pool, increases a lot the number of stratum in the final biomass carbon maps it could be seen in Figure 2.

The number of plots calculation has to be made before the biomass measurements starts. In the RADAM case, plots measurements were made using another approach according Volume sheets. That is why the alternative tier 2 map was a first approximation to a series of analyzes that have to be made to improve the biomass distribution of tier 2 MCT (2010). Between them, a) Use the RADAM data of each forest vegetation strata to see if the number of plots are enough to represent the biomass content in the stratum or if it is needed more local biomass data (ignoring the Volumes). b) Use another available biomass databases as the RAINFOR database (<http://www.forestplots.net/>) to complete, validate and improve the RADAM data in the forest vegetation stratum where the RADAM plots are not enough. c) Make an uncertainty analysis of all the inputs, methods and assumptions to have a clear idea of where the MCT (2010) approach can be improved (for tier 1 an uncertainty analysis has to be made too). d) A comparison of the tier 1 and tier 2 MCT (2010) maps with other regional and global carbon maps as the analysis made in Ometto et al. (2010) but including an uncertainty analysis can lead us to a consistent and trustful carbon map for the Brazilian Amazon.

CONCLUSIONS

In this study, we understood the whole process of the Brazilian Amazon at IPCC tier 1 carbon map (global products and default emissions factors) as the tier 2 carbon map used in Brazil's Second National Communication to the UNFCCC (MCT, 2010), also we made some suggestions to improve the MCT (2010) approach.

Tier 1 carbon map, simplifies a more complex reality due to global data, default methods and assumptions. On the other hand, MCT (2010) tier 2 map has much more detail due to regional inputs (maps), methods,

assumptions, measured biomass data and carbon pools. However, the biomass distribution of tier 2 MCT (2010) results in quadrants because of the RADAM Volumes extrapolation, in an intent of improve these distribution, an alternative tier 2 carbon map was elaborated using the mean biomass of the RADAM plots measured in each forest vegetation stratum. This alternative map has a better carbon stocks distribution, even though future studies have to be made to compare, validate and improve the RADAM data used in the MCT (2010) tier 2 approach, most of all an uncertainty analysis that will give the key points to get a consistent carbon map for the Brazilian Amazon.

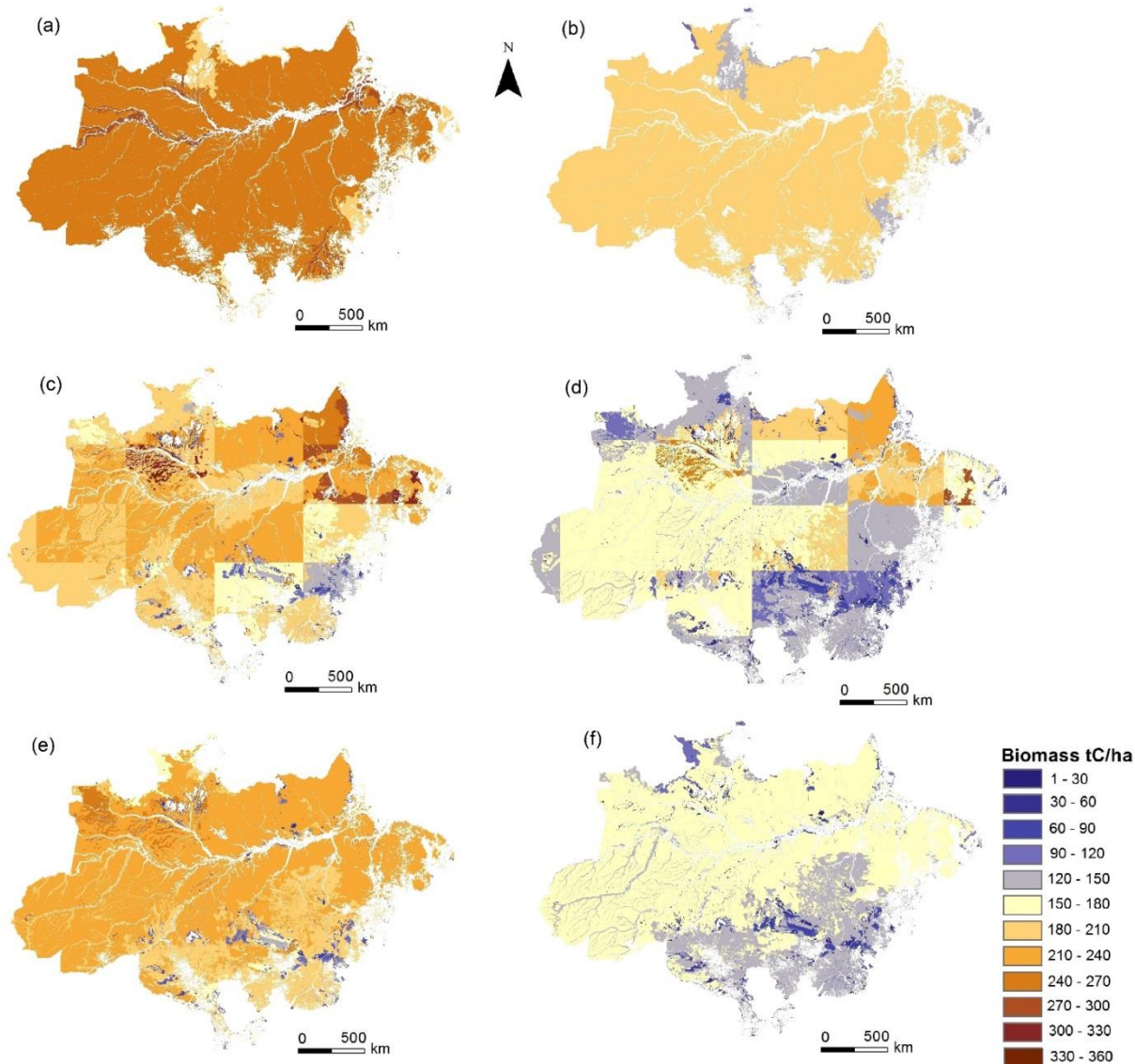


Figure 2. (a) Tier 1 carbon map including soil. (b) Tier 1 carbon map without soil. (c) MCT (2010) Tier 2 carbon map including soil. (d) MCT (2010) Tier 2 carbon map without soil. (e) Alternative tier 2 map using MCT (2010) data including soil. (f) Alternative tier 2 map using MCT (2010) data without soil.

REFERENCES

- AGUIAR, A. *et al.* Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*. (2012).
- BACCINI, A. *et al.* Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-

density maps. *Nature Clim. Change* v. 2, p. 182-185, 2012.

HARRIS N.L. *et al.* Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336, 1573–1576, doi: 10.1126/science. 1217962, 2012.

Houghton, R.A. *et al.* How well do we know the flux of CO₂ from land-use change?, *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology*, 62(5), 337-351, 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. Sala de imprensa: mapa de biomas e de vegetação. Available at: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169&id_pagina=1>.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) / Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. 2011 Terra Class Project. Available via www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2010.php. Cited in August 2013.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2013. PRODES: Assessment of deforestation in Brazilian Amazonia. www.obt.inpe.br/prodes. Cited in August 2013.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., and Wagner F (Eds). IPCC/IGES. Hayama, Japan. 2003.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. IGES, Japan. At: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. 2006

NOGUEIRA, E.M. *et al.*, Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests, *Forest Ecology and Management*, 256(5), 990-996, 2008a.

NOGUEIRA, E.M. *et al.* Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories, *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1853-1867, 2008b.

Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). 2004. *Brazil. Brazil's initial national communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Brasilia-Brazil. Available at: http://unfccc.int/essential_background/library/items/3599.php?such=j&symbol=BRA/COM/1%20B%20COP Y%201%20ENG#beg.

Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). 2010. *Second National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Brasilia-Brazil. Available at: <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/326984.html>.

SAATCHI, S.S. *et al.*, *Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin*. *Global Change Biology*, 2007: 13: 816-837, 2007.

SAATCHI, S.S. *et al.* *Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2011.

SEIFERT-GRANZIN, J. *REDD Guidance: Technical Project Design*. In *Building Forest Carbon Projects*, Johannes Ebeling and Jacob Olander (eds.). Washington, DC: Forest Trends. 2011.

TOLLEFSON, J. Brazil goes to war against logging. *Nature* 452: 134-135, 2008.

Verified Carbon Standard (VCS). 2011. VCS Agriculture, Forestry, and Other Land Use (AFOLU) methodologies. Sectoral Scope 14 (AFOLU) at <http://v-c-s.org/methodologies/find>.

MAPEAMENTO DA COBERTURA DO SOLO ATRAVÉS DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETO EM IMAGENS LANDSAT-8

LAND COVER MAPPING THROUGH OBJECT BASED CLASSIFICATION IN LANDSAT-8 IMAGE

Camile Sothe¹, Marcos Benedito Schimalski²

^{1,2}Universidade de Estado de Santa Catarina- UDESC, Centro de Ciências Agroveterinárias - CAV, Av. Luís de Camões, 2090, 88520-000- Lages, SC, Brasil, camilesothe@yahoo.com.br, a2mbs@cav.udesc.br

RESUMO

Os produtos oriundos do Sensoriamento Remoto, aliados ao crescente avanço computacional, tornou possível obter informações rápidas e precisas no monitoramento de recursos terrestres, resultando em excelentes mapeamentos de cobertura e uso do solo. Esse artigo objetivou determinar o potencial das imagens obtidas do satélite Landsat-8, imagens disponíveis há aproximadamente um ano, na classificação de uso e cobertura do solo, através do *software open-source* InterIMAGE. A área de estudo compreende um fragmento situado nas proximidades do Parque Nacional de São Joaquim, SC, o qual foi classificado através da classificação orientada a objetos pelo algoritmo TA_C45_Classifier no InterIMAGE, e posteriormente mapeado pelo *software* QuantumGis. O índice Kappa de 0,90 e a Exatidão Global de 0,93 mostraram-se que a classificação foi excelente, demonstrando o potencial das imagens Landsat-8 aliadas ao *software* InterIMAGE como uma maneira rápida, gratuita e eficiente de realizar o mapeamento de uso e cobertura do solo. Além disso, este estudo explorou as principais funcionalidades do InterIMAGE, apresentando suas potencialidades para a classificação de imagens baseada no conhecimento.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, classificação orientada a objeto, mapeamento, Landsat-8, InterIMAGE.

ABSTRACT

Products from Remote Sensing, allied to the increasing computational progress has made it possible to obtain rapid and accurate monitoring of terrestrial resources. This article aimed to know the potentials of images obtained from Landsat- 8 satellite, the use classification and land cover, using the open -source software InterIMAGE . The study area comprises a fragment located near of Parque Nacional de São Joaquim, which was classified by object based classification in InterIMAGE software, and then mapped by QuantumGIS software . The Kappa Index of 0.90 and 0.93 Global Accuracy is shown that the classification was excellent , demonstrating the potential of Landsat - 8 combined with the InterIMAGE software as a fast , free and efficient way to perform the mapping of use and ground cover. In addition , this study explored the main features of InterIMAGE presenting their potential for object and image classification based on knowledge.

Key-words: Remote sensing, object based classification, mapping, Landsat-8, InterIMAGE.

INTRODUÇÃO

O mapeamento de uso do solo configura-se como importante análise para o planejamento ambiental, visto que possibilita a espacialização e quantificação dos diferentes tipos de uso e ocupação do espaço pelo homem. Com o aumento da capacidade de processamento de dados, adquirido pelo avanço computacional, associado à melhoria das resoluções espaciais dos sensores remotos e ao lançamento de novos sensores, têm se observados ganhos consideráveis nas aplicações do Sensoriamento Remoto no monitoramento de recursos terrestres (CORREA *et al.*, 2005).

A aquisição gratuita de imagens de satélites tornou a pesquisa em Sensoriamento Remoto mais difundida. Em fevereiro de 2013 foi lançada ao espaço a Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM) – posteriormente renomeada para Landsat 8. Esse satélite traz inovações para usuários que demandam

mapeamentos em mesoescala, como o Brasil. Possui dois novos sensores: o sensor espectral OLI (*Operational Land Imager*) e o sensor termal TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), havendo significativas melhorias na resolução espectral (KALAF *et al.*, 2013). A exatidão do posicionamento com bases em grande escala, em diferentes condições de relevo, além da alta conectividade entre as cenas, mostra a elevada qualidade das imagens Landsat-8, reforçando ainda mais a importância desse produto gratuito em nosso país de grandes dimensões territoriais. Outra importante melhoria nessas imagens é quanto a resolução radiométrica, oferecendo imagens com 16 bits, diferentemente dos sensores das missões anteriores, de 8 bits. Desta forma, houve um significativo acréscimo nos níveis de cinza das imagens, 65.536 níveis de cinza, em relação aos 255 disponíveis anteriormente.

Pode-se ainda enfatizar a agilidade e simplicidade no uso desses dados, uma vez que a custosa etapa de correção geométrica já vem realizada. Nesse sentido, ressalta-se que, muitas vezes, a falta de conhecimento e disponibilidade de dados adequados não habilitava a maioria dos usuários para esse tipo de processamento (KALAF *et al.*, 2008).

Com o avanço de novas técnicas e metodologias, têm-se usado classificadores para identificar as distintas classes de uso e cobertura do solo. Estes classificadores tem a finalidade de reconhecer padrões em uma imagem representativa da superfície da terra, de acordo com temas e classes que sejam de interesse do usuário (CÂMARA *et al.*, 1996). Diante disso, a disponibilidade de dados de média resolução geométrica e a adoção de um novo paradigma de processamento das imagens, baseado na segmentação e classificação de objetos têm sido responsáveis pela obtenção de resultados mais acurados. A classificação orientada a objetos baseia-se no agrupamento de pixels a partir da segmentação da imagem. Neste método, a segmentação é o passo preliminar que divide a imagem em objetos homogêneos e contíguos, e a acurácia da segmentação influi diretamente o desempenho da classificação (YAN *et al.*, 2006).

O método de segmentação e classificação orientada a objeto, através do processo de segmentação, permite utilizar como unidade de classificação não o pixel individual, como nos métodos baseados em resposta espectral, mas sim um conjunto de pixels, ou objetos, tornando possível o incremento de mais variáveis para o processo de classificação. Além da informação espectral, é possível considerar outros parâmetros bem presentes nas imagens de alta resolução, como a textura, formato, contexto, tamanho, relações de vizinhança, entre outros.

Além das imagens disponibilizadas gratuitamente, ressalta-se a importância dos *softwares* de código aberto (*open source*) para classificação das imagens, tendo em vista que muitos usuários não têm acesso às licenças dos *softwares* proprietários. Alguns programas livres foram desenvolvidos e vêm sendo testados junto aos desenvolvedores. Esses programas estão no mercado há alguns anos já são utilizados com qualidade equiparada aos programas proprietários. Como exemplos, pode-se citar o InterIMAGE e o Quantum Gis.

Diante disso, o objetivo desse trabalho foi realizar a classificação orientada a objetos em um fragmento localizado nas proximidades do Parque Nacional de São Joaquim, SC, a partir de imagem de média resolução espacial, proveniente do satélite Landsat-8, utilizando o sistema de código aberto InterIMAGE, visando conhecer o potencial dessas novas imagens e no mapeamento do uso e cobertura do solo. Esse estudo se justifica pela necessidade de se buscar métodos e técnicas disponíveis gratuitamente, e que venham reduzir o custo e o tempo de trabalhos em campo.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Parque Nacional de São Joaquim está situado na região serrana do estado de Santa Catarina. A criação do parque, em julho de 1961, está ligada à necessidade de proteção dos remanescentes de Matas de Araucárias, que se encontram dentro de seus 49.300 hectares (ICMBIO, 2012). O Parque Nacional de São Joaquim abrange os municípios de Urubici, Bom Jardim da Serra, Orleans e Grão-Pará. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo "Cfb", mesotérmico, subtropical úmido, com verões frescos, não apresentando estação seca definida.

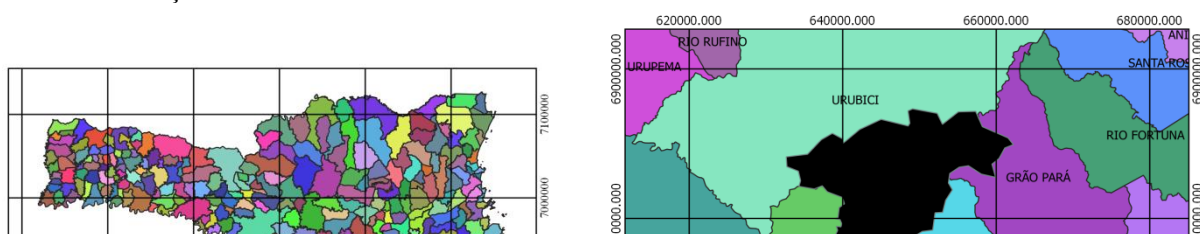


Figura 1. Localização da área de estudo.
Figure 1. Study área localization.

Foi adquirida uma imagem do sensor OLI, a bordo do satélite Landsat-8, órbita/ponto 220/080 de 16-02-2014, que abrange a área de interesse. Essas imagens estão disponibilizadas gratuitamente através do site da *United States Geological Survey* (USGS), e podem ser adquiridas no modo ortorretificado. Como o *software* InterIMAGE apresenta limitações quanto o tamanho do arquivo imagem e, neste trabalho, o principal objetivo era testar a metodologia, recortou-se uma área de 13 Km² próxima ao Parque Nacional de São Joaquim, localizada no município de Orlean, Santa Catarina. Nesta área as altitudes variam de 199 a 335 metros. Salienta-se que se optou por uma área próxima, e não dentro do Parque, porque as áreas no interior do Parque apresentavam pouca variabilidade de classes, e, devido a necessidade de se escolher um fragmento pequeno para o estudo, pelas limitações do *software* InterIMAGE, optou-se por outra área próxima com maior variabilidade de classes para dar maior confiabilidade a classificação realizada.

Para as cenas do satélite Landsat 8, optou-se por imagem com nível de correção 1T, ortorretificadas de acordo com a disponibilidade de dados para a área. O processo de correção geométrica realizada consiste na aquisição de pontos de controle a partir das bases de dados disponíveis pelo projeto Global Land Surveys 2000, as quais incluem: MDE SRTM, NED, CDED, DTED e GTOPO 30 (USGS, 2013). Desta forma, ao se trabalhar com imagens Landsat-8, é dispensado os esforços de correção geométrica para os usuários.

Os *softwares* utilizados foram:

- ENVI 5.0 (recorte, fusão e correção atmosférica das imagens),
- InterIMAGE (segmentação e classificação orientada a objeto) e
- Quantum Gis (mapeamento).

Primeiramente foi realizado o recorte da área de estudo nas proximidades do Parque São Joaquim, através do *software* ENVI 5.0 e da ferramenta “*subset data*”.

O recorte formado pela composição multiespectral RGB das bandas 7 (infravermelho de ondas curtas), 5 (infravermelho próximo) e 4 (vermelho) foi fusionado com a banda 8 (pancromática) através do processo denominado *gran smith*, a fim de melhorar a resolução espacial das imagens (15 m). Pelo fato dos dados Landsat-8 incluírem bandas adicionais, as combinações usadas para criar composições RGB diferem do Landsat-5 e Landsat-7 (USGS, 2013). Por esse motivo, as bandas utilizadas nesse trabalho para criar a composição falsa cor foram respectivamente, 7,5,4. Essa combinação de bandas na faixa espectral do vermelho e infravermelho foi escolhida por melhor discriminar vegetação e uso do solo.

Depois dessa etapa, foi feita a correção atmosférica nos recortes, ainda no software ENVI 5.0, através do algoritmo QUAC (*QUick Atmospheric Correction*). Salienta-se que esse método é mais rápido para fazer essa correção, pois utiliza somente informações contidas na cena, não necessitando informações auxiliares.

As etapas desenvolvidas estão discriminadas na Figura 2.

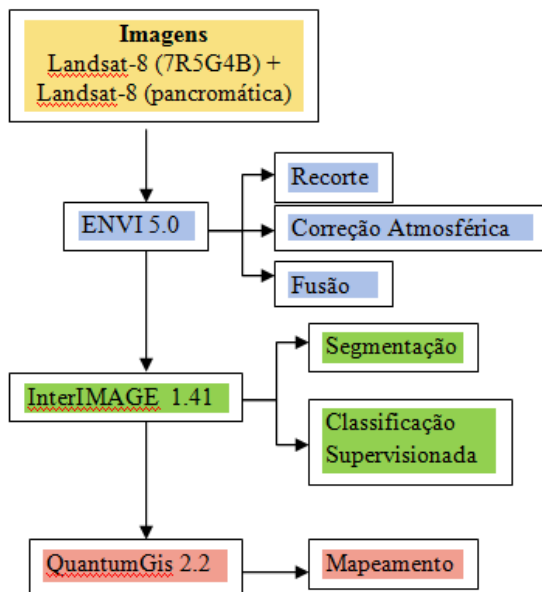


Figura 2. Fluxograma das etapas desenvolvidas.
Figure 2. Developed stages.

Antes de iniciar o processo de classificação, foram identificadas através das imagens disponíveis no programa *Google Earth*, 08 (oito) classes distintas: Agricultura 1, Agricultura 2, Campo, Solo Exposto, Água, Estradas, Mata Nativa e Floresta Plantada.

Para a classificação orientada a objeto foi utilizado o *software* InterIMAGE 1.41, no qual inicialmente foi definida uma rede semântica, organizada de acordo com as classes previamente identificadas (Figura 3).

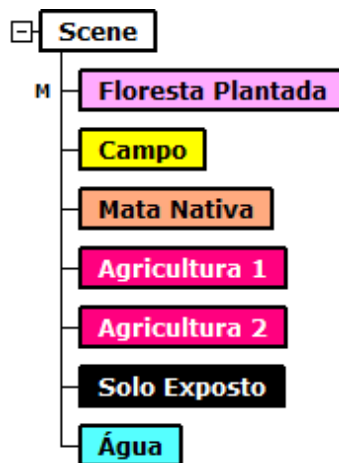


Figura 3. Rede semântica elaborada no InterIMAGE 1.41.
Figure 3. Semantic network developed in InterIMAGE 1.41.

Em seguida, foi realizada uma segmentação específica para cada classe, utilizando-se um operador *top-down* através do algoritmo desenvolvido por Baatz e Schäpe (2000), que utiliza o critério de semelhança para definir a uniformidade dos segmentos. A separação dos objetos da imagem é realizada pela cor, utilizando as variações das informações espectrais, e pela forma, utilizando as variações das informações como suavidade e compacidade do objeto. Estes critérios controlam a homogeneidade dos segmentos e regiões possibilitando a construção de objetos com a forma o mais parecido possível com a referência. Nesse trabalho os parâmetros escolhidos foram 0.5 para compacidade, 0.8 para cor, 90 para escala (Tabela 1). Por tratar-se de uma imagem de

média resolução espacial, a cor ganhou maior peso que a forma na segmentação, haja vista tais imagens serem mais comumente classificadas a nível espectral do que por objetos. Foram gerados 1539 segmentos, através dos parâmetros supracitados, selecionados após um processo de tentativa e erro (Figura 4).

Tabela 1. Parâmetros selecionados para segmentação da imagem através do algoritmo Baatz_Segmenter.
 Table 1. Parameters selected for image segmentation through algorithm Baatz_Segmenter.

Parâmetros	
Compacidade	0.5
Cor	0.8
Escala	90
Peso de cada banda (4,3,2)	1,1,1

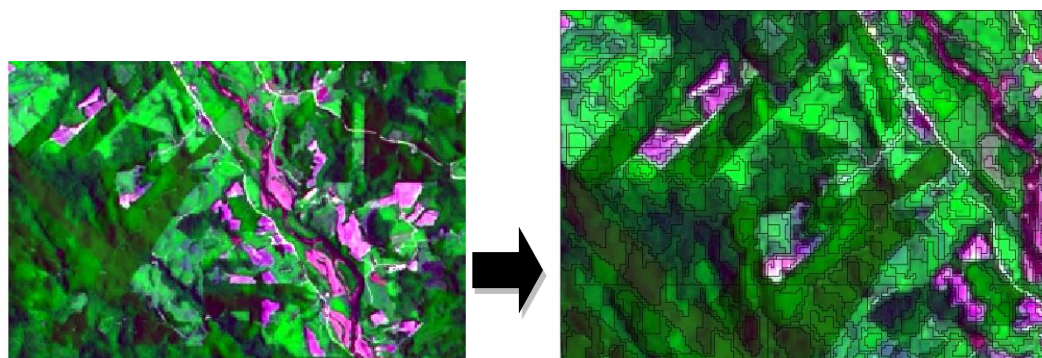


Figura 4. Imagem original e segmentada.
 Figure 4. Original and segmented image.

Na sequência foram criadas e inseridas regras de decisão em cada nó da rede semântica, definidas a partir da análise dos valores espectrais nas diferentes bandas da imagem Landsat-8 e das características específicas de cada alvo. Esta etapa foi realizada por meio das respostas encontradas no recurso *Analysis Manager* do InterIMAGE, que permite o refinamento dos resultados através da análise de histogramas de atributos calculados para segmentos da imagem. Em seguida foi realizada a exportação dessas amostras, com os seguintes atributos: brilho, média da banda 1, média da banda 2, média da banda 3, entropia da banda 1, entropia da banda 2, entropia da banda 3, compacidade e a divisão da banda 3 pela banda 1 (Figura 5). O arquivo resultante da segmentação contendo as amostras foi utilizado para classificar a imagem, através do operador *top down TA_C45_Classifier* para todas as classes, com a opção *multiclass* na classe Floresta Plantada.

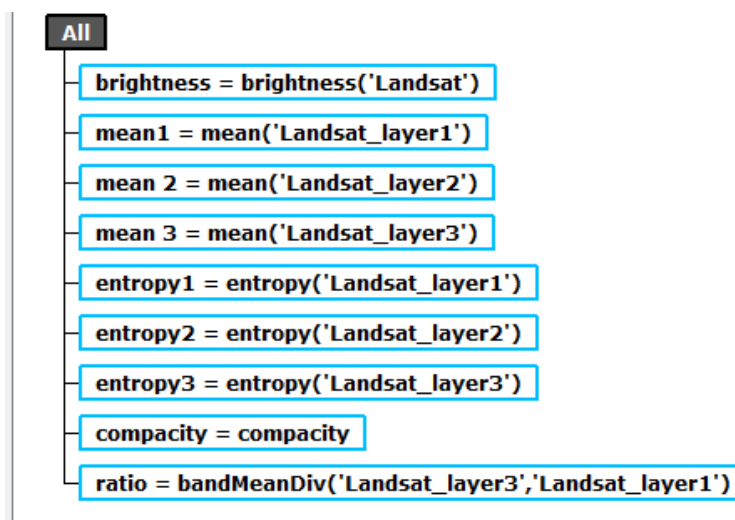


Figura 5. Atributos gerados a partir das amostras no InterIMAGE.
 Figure 5. Attributes generated from the samples in InterIMAGE.

Neste trabalho escolheu-se o Índice Kappa para avaliar a acurácia temática dos mapas, por ser mais sensível as variações de erros de omissão e inclusão, já que para o seu cálculo não se incluem somente os elementos da diagonal principal e sim todos os elementos da matriz de erro (MOREIRA, 2001). Os erros de omissão ocorrem quando determinada feição que deveria ser classificada em dada classe temática é classificada como pertencente à outra classe. O erro de inclusão ou comissão ocorre quando uma feição é classificada como uma classe temática que não corresponde à realidade. O índice Kappa varia de 0 a 1, onde $k \leq 0,2$: péssimo; $0,2 < k \leq 0,4$: razoável; $0,4 < k \leq 0,6$: bom; $0,6 < k \leq 0,8$: muito bom e $0,8 < k \leq 1$: excelente. A exatidão global do mapa foi calculada a partir da razão entre o somatório do total de acertos da classificação digital das imagens (concordância entre os dois mapas) pelo total de pontos classificados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A classificação supervisionada realizada no InterIMAGE mostrou-se satisfatória, sendo que a maioria das classes foi corretamente discriminada pelo algoritmo TA_C45_Classifier (Figura 6). Obteve-se um índice Kappa de 0,90 e Exatidão Global de 0,93, indicando que a classificação foi excelente e corrobora com a avaliação visual.

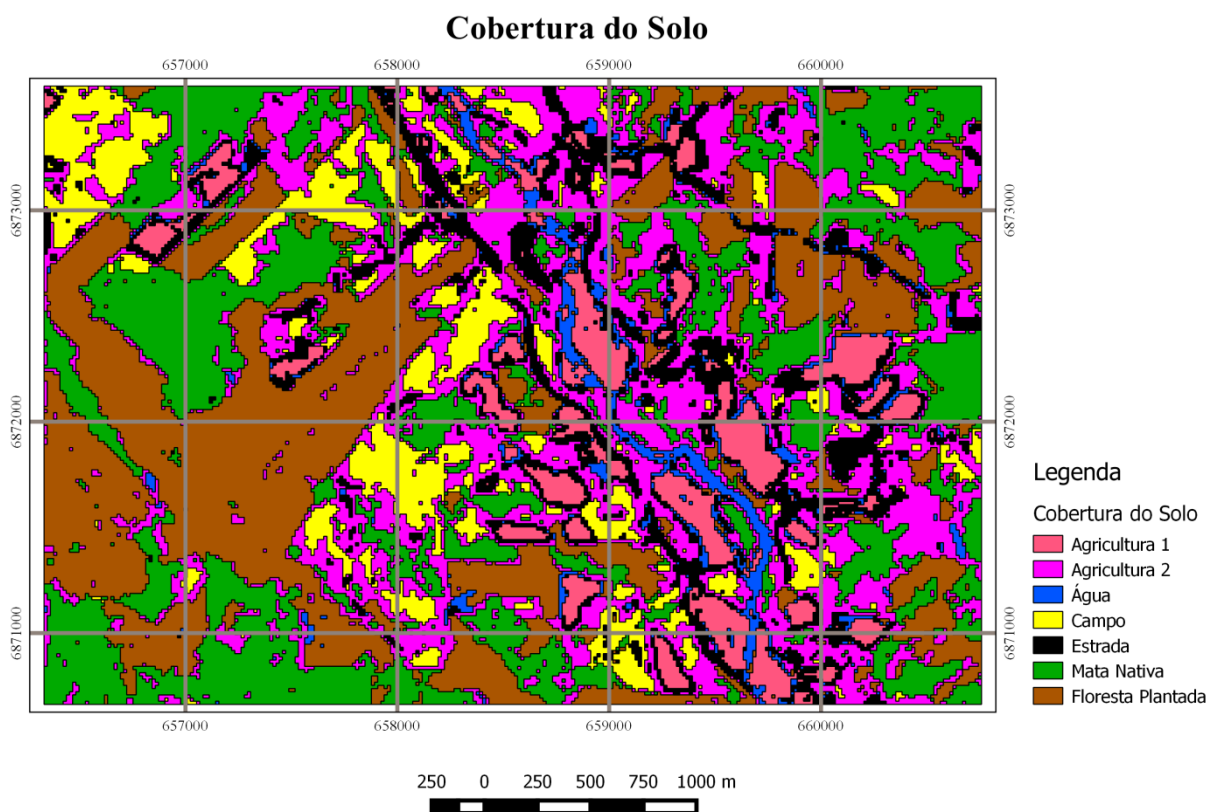


Figura 6. Classificação final no InterIMAGE.

Figure 6. Final classification in InterIMAGE.

A matriz de confusão (Tabela 2) demonstra que todas as classes mencionadas obtiveram boas Precisões do Usuário e do Produtor. As áreas com vegetação foram bem discriminadas. Percebeu-se somente que a classe “Agricultura 2” teve maior confusão, sendo erroneamente atribuída a classe “Campo”, obtendo portanto um maior erro de omissão. De forma análoga, a classe “Campo” obteve um maior erro de comissão. De fato, a classe “Agricultura”, dependendo da cultura plantada ou da época do ano, pode apresentar-se rasteira e rala, se assemelhando com a classe “Campo” e dificultando a separação espectral entre essas classes. Passo *et al* (2013) ao separar classes de vegetação rasteira de solo exposto, concluiu que, nesses casos, a classificação pixel-a-pixel foi mais eficiente que a classificação orientada a objeto.

Tabela 2. Matriz de confusão da classificação da imagem com a realidade do terreno.
 Table 2. Confusion matrix of classification image with the ground true.

	Campo	Agricultura 1	Agricultura 2	Floresta Plantada	Mata Nativa	Água	Solo Exposto	Total
Campo	88.21	0.00	20.56	0.00	0.00	0.00	0.00	12.67
Agricultura1	0.00	95.52	0.00	0.00	0.00	0.00	6.67	29.27
Agricultura2	11.79	0.00	73.46	0.00	0.87	0.00	0.00	15.82
Floresta Plantada	0.00	0.00	1.31	98.68	0.00	0.00	0.00	25.27
Mata Nativa	0.00	0.00	4.67	1.17	99.13	0.00	0.00	13.82
Água	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	100.00	0.00	1.26
Solo Exposto	0.00	4.48	0.00	0.00	0.00	0.00	93.33	1.89
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Comissão	32.16	0.13	7.96	1.03	8.85	2.94	72.55	
Omissão	11.79	4.48	26.54	1.32	0.87	0.00	6.67	

CONCLUSÃO

A classificação de cobertura do solo através do *software* InterIMAGE obteve bons índices de precisão e foi avaliada como excelente. Sua limitação é o modesto número de segmentos que pode processar o que determina diretamente o limite do tamanho da imagem. Os resultados parciais apresentados neste estudo demonstram que as imagens Landsat-8, aliadas ao sistema InterIMAGE, podem ser utilizadas no mapeamento de uso e cobertura do solo sem custos com licenças de *software* e aquisição de imagens. O InterIMAGE permite que o modelo de conhecimento usado na interpretação possa ser depurado e melhorado, através da introdução de mais conhecimento acerca das classes de interesse. Além disso, uma vez que o conhecimento está explicitamente representado, o modelo pode ser disseminado, analisado e criticado por uma comunidade de usuários.

Em trabalhos futuros recomenda-se usar o Otimizador de Parâmetros de Segmentação (SPT: *Segmentation Parameter Tuner*) a fim de selecionar os melhores parâmetros de segmentação, dispensando o método de tentativa e erro. Também se pretende aplicar a metodologia testada em imagens de alta resolução espacial.

REFERÊNCIAS

- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: XII Angewandte Geographische Informationsverarbeitung, Agit Symposium, Salzburg, Áustria, 2000. Proceedings. Karlsruhe, Alemanha: Herbert Wichmann Verlag, 2000. p. 12-23.
- CAMARA, G. *et al*, 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20: (3) 395-403.
- CORREA, J.D. *et al*. Contribuição das imagens CBERS na Atualização do Mapeamento Sistemático Brasileiro na escala 1:100.000. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 12., 2005, Goiânia. Anais eletrônicos... São José dos Campos: INPE, 2005. Disponível em: <<http://martemarte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.16.00.48/doc/873.pdf>>. Acesso em: 18 Abr. 2014.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/196-parque-nacional-de-sao-joaquim>> Acesso em 15 de Abril de 2014.
- KALAF, R. *et al*. Landsat 8: Avanços para mapeamento em mesoescala. Disponível em <http://www.cartografia.org.br/cbg/trabalhos/90/51/resumo-geotec-roberta-raissa-1_1374611841.pdf> Acesso em 04 de Abril de 2014.
- MOREIRA, M.A. Fundamentos de Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, SP: INPE, 2001.
- PASSO, P.D. *et al*. Uso do Sistema InterIMAGE para identificação de alvos urbanos em imagens de satélite

WorldView II. Revista Brasileira de Cartografia (2013) N0 65/6: 1211-1221 Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto ISSN: 1808-0936.

United States Geological Survey (USGS). Landsat Project Description. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php> Acesso em: 04 Mar 2014.

YAN, G. *et al.* P.M. Comparison of pixel-based and object-oriented image classification approaches- a case study in a coal fire area, Wuda, Inner Mongolia, China. International Journal of Remote Sensing, v. 27, Nos. 18-20, September- October, 2006, pp. 4039-4055.

MAPEAMENTO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA REGIÃO CENTRO-SERRA RS

MAPPING OF FOREST FRAGMENTS IN THE CENTRO-SERRA RS

Matheus Mesquita da Costa Nunes¹, Tiago Luis Badin¹, Laura Camila de Godoy Goergen¹, Roberto Roque Venturini Júnior¹, Adriane Avelhaneda Mallmann¹, Rudiney Soares Pereira¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima 1000, 97.105-900 – Santa Maria, RS, Brasil. matheusnunes.florestal@gmail.com; eng.tiagobadin@gmail.com; lauragoergen@yahoo.com.br; robertojunior@musician.org; mallmann.adriane@gmail.com; rudiney.s.pereira@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho objetiva quantificar e espacializar os fragmentos florestais da região Centro-Serra do Rio Grande do Sul. Foram realizadas classificações supervisionadas de 6 imagens do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) do ano de 2013, utilizando o algoritmo *Bhattacharya*. Para a classificação utilizou-se segmentação de área 10 e similaridade 100. A classe Floresta nativa, que se refere aos fragmentos florestais correspondeu com 37,43% da área total, em seguida a classe agricultura, com 29,03% da área total. Os fragmentos florestais nessa região apesar do desenvolvimento da agricultura nas últimas décadas, ainda responde por grande parte de sua área total. Analisando-se esse número é possível dizer que essa região apresenta uma considerável área ocupada com remanescentes da cobertura florestal em relação a área total.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, mapeamento e fragmentos florestais.

ABSTRACT

This work aims to quantify and to spatialize Rio Grande do Sul Centro-Serra region forest fragments. Classification was made by *Bhattacharya* algorithm supervision, from 6 images from REIS (*RapidEye Earth Imaging*) sensor from 2013 to map the area. The image segmentation was made before the image classification by use 10 for area and 100 for similarity. The “Floresta nativa” class featured 37,43% of the total area (referred to the forest fragments), followed by “agricultura” class, featuring 29,03% of the total area. The forest fragments still represent a great part of the total area, despite agriculture development in the last decades. By analysis of this number is say that this region is considerably occupied with remaining forest cover in relation to total area area.

Keywords: Remote sensing, mapping, monitoring and forest fragments.

INTRODUÇÃO

O monitoramento e planejamento para uso sustentável dos recursos naturais é necessário em todas as áreas das sociedades, associado ao gerenciamento desses, por meio de práticas agrícolas, florestais e da expansão urbana. Neste contexto, se faz necessário conhecer a importância da cobertura e uso da terra, buscando-se identificar, em diferentes paisagens, subsídios para a compreensão dos aspectos físicos, econômicos e sociais considerando em nível de escalas local ao global (PEREIRA, 2008).

A tecnologia de sensoriamento remoto por satélites disponibiliza ao usuário dados consistentes da condição da paisagem, o que permite a detecção de mudanças bruscas ou graduais, de origem natural ou antrópica (KENNEDY *et al* 2009). Nesse contexto, o uso do sensoriamento remoto em estudos sobre a vegetação tem sido largamente utilizado devido à rapidez na obtenção de respostas, maior facilidade de aquisição dos dados e a possibilidade de monitorar a região de interesse.

Os dados obtidos com o sensoriamento remoto têm sido utilizados como uma importante ferramenta no

auxílio de diversas áreas de pesquisa, tais como, agricultura, cartografia, geologia, engenharias florestal e ambiental. O desenvolvimento de novas tecnologias e de novos sensores, capazes de coletar informações em diferentes porções do espectro eletromagnético, tem fornecido subsídios importantes para o avanço da pesquisa científica (KNUST, 2007).

Um dos satélites que possibilitam o estudo da dinâmica dos fragmentos florestais é o Rapideye que segundo Felix (2009) a componente espacial do sistema RapidEye é formada por uma constelação de cinco satélites idênticos e posicionados em órbita síncrona com o Sol, com mesmo espaçamento entre satélites. Esta configuração permite estabelecer novos padrões de eficiência relacionados à repetitividade da coleta e a exatidão das informações geradas sobre a superfície da Terra.

Sendo assim, o objetivo desse estudo foi quantificar e especializar os fragmentos florestais na região Centro-Serra do Rio Grande do Sul, utilizando imagens do satélite Rapideye no ano de 2013.

METODOLOGIA

A área de estudo é delimitada pelas seguintes coordenadas geográficas: Latitudes Sul 29°09'42,4" a 29°30'1,2" e Longitudes Oeste 52°50'4,9" a 53°09'46,5" com área de 1.376,33 km². Engloba municípios como Ibarama, Arroio do Tigre, Sobradinho, Segredo, Salto do Jacuí, Estrela Velha, Passa Sete, Lagoa Bonita do Sul e Tunas.

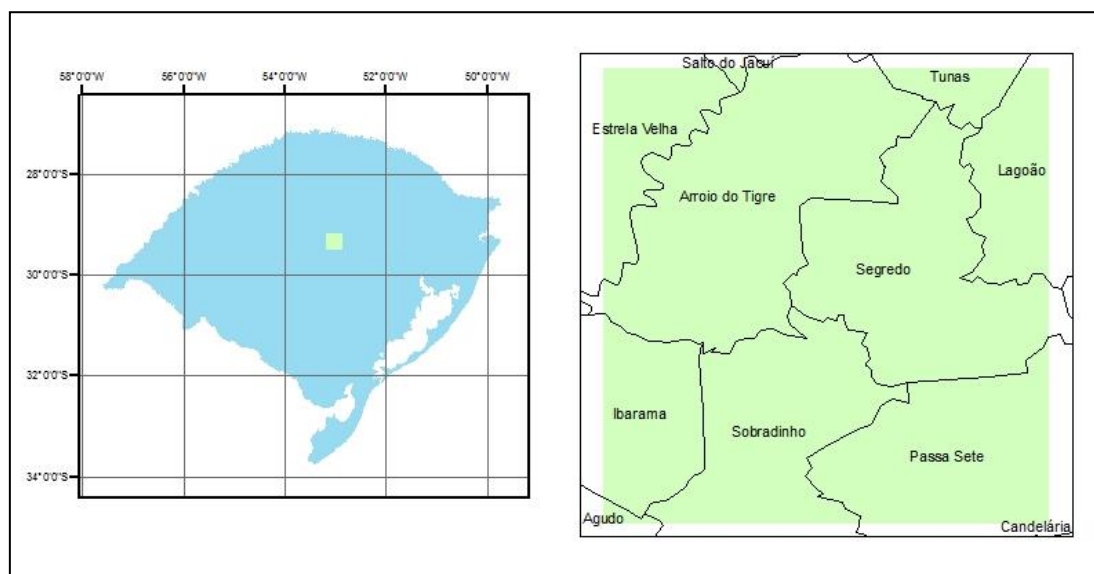


Figura 1. Mapa de localização.

Figure 1. Location map.

Conforme Farias (2010), a região do Vale do Rio Pardo, colonizada principalmente por alemães, caracterizou-se por estabelecer um modelo de ocupação fundiária, baseado nas pequenas propriedades rurais, no plantio do tabaco, na conservação de florestas, pelo consumo de lenha para cura das folhas de tabaco e, também, pela topografia que dificultava a implantação de lavouras mais extensivas.

Nesta região predominam propriedades coloniais, sendo a economia dos municípios de base agrícola, tendo como principais cultivares o tabaco, a soja, o feijão e o milho (IBGE, 2010). A atividade florestal na região do Vale do Rio Pardo tem uma característica econômica relevante, mesmo não sendo a atividade fim, basicamente, porque a lenha constitui-se em insumo importante no custo de produção da cultura do tabaco (FARIAS, 2010).

Um fator que deve ser considerado nesta análise é o impacto da aprovação do Código Florestal Brasileiro em 1965, que trouxe restrições às práticas dos agricultores, restringindo o corte de áreas florestais,

principalmente em áreas das encostas das serras (com declividade superior a 45°) e áreas de mata ciliar (ITAQUI, 2002; FERRARI, 2008).

As formações geológicas contidas na área são: Formação Serra Geral e Formação do Rio do Rastro (IBGE, 2010). Conforme Kuinchtner e Buriol (2008) a classificação climática de Köppen, o clima na região é denominado de Cfa, Subtropical Úmido.

Para a execução do trabalho foram utilizadas imagens digitais do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) do ano de 2013, *shapefiles* com as redes de drenagem e viária, computador com processador Intel Core i7, aplicativo SPRING na versão 5.1.8 e o aplicativo *Google Earth*.

A legenda preliminar foi elaborada segundo dois eixos: a) considerando-se o Manual de Uso da Terra elaborado pelo IBGE, para atender a compatibilidade das legendas utilizadas nos demais documentos cartográficos temáticos produzidos com a observância da legislação brasileira para estudos de vegetação; b) compatibilidade do detalhamento da legenda considerando-se a escala de trabalho e as características das imagens de sistemas sensores utilizados.

Após esse estudo de legendas, foi adaptada uma legenda que melhor enquadrou-se a realidade da área estudada:

- **Floresta nativa:** florestas em estado natural ou pouco modificadas;
- **Floresta plantada:** plantios florestais, geralmente do gênero *Eucalyptus*;
- **Solo exposto:** áreas onde existe solo exposto, pousio, ou áreas com preparo de solo recente;
- **Agricultura:** corresponde àquelas áreas com agricultura, onde há resposta espectral de vegetação; Essas áreas são identificadas pela cor, homogeneidade, forma, entre outras;
- **Campo:** áreas de campo nativo ou com uso agropecuário;
- **Água:** espelhos d'água naturais (rios) e artificiais (açudes);

Foram importadas as imagens, em formato TIFF, para o ambiente do aplicativo SPRING 5.1.8, logo após seguiu-se com composição de bandas para facilitar a análise visual e distinção de classes. Foram utilizadas 4 composições, duas falsa cor RGB (*Red, Green, Blue*) 421 e 453, infravermelho RGB 521 e a cor verdadeira RGB 321. A Figura 2 faz uma comparação entre as composições utilizadas.

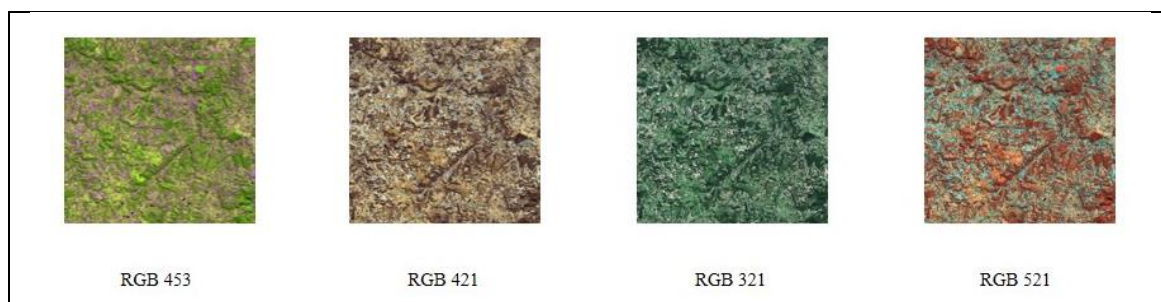


Figura 2. Composições utilizadas na amostragem.

Figure 2. Compositions used in sampling.

Na etapa seguinte foi executada a segmentação por crescimento de regiões, utilizando como parâmetros 10 de área e 100 de similaridade. A partir da divisão da imagem em regiões homogêneas realizou-se o processo de treinamento, aquisição de amostras de acordo com as classes estudadas, para posterior classificação de forma supervisionada. A classificação utilizada foi o algoritmo *Bhattacharya*, a qual foi realizada no aplicativo SPRING 5.1.8. Para as áreas urbanas foram vetorizados limites. Esse processo foi repetido para cada imagem.

Para compor a área de estudo, efetuou-se o mosaico das imagens classificadas, sob o qual procedeu-se o recorte dos limites das áreas urbanas, que foram subtraídas do cálculo das classes de uso da terra. Salienta-se que as áreas urbanas foram obtidas a partir dos vetores utilizados na sua delimitação.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Como resultado da classificação das imagens do sensor REIS do ano de 2013, foi elaborado o mapa de uso da terra - 2013 (Figura 3).

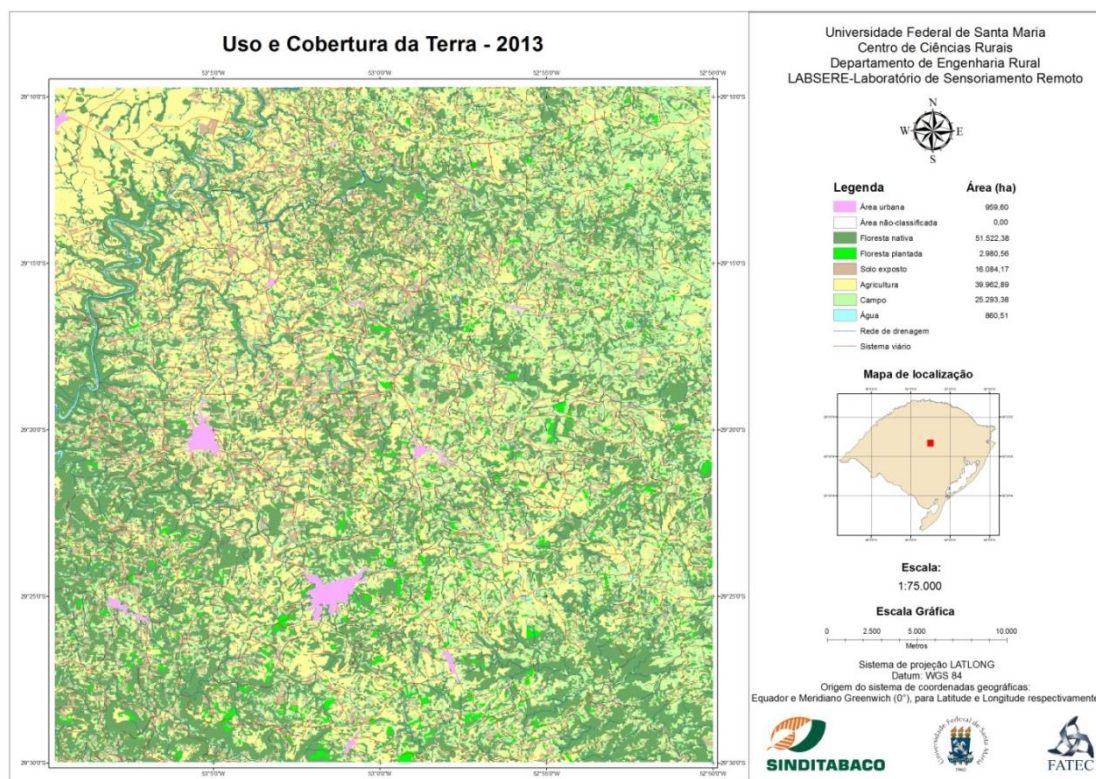


Figura 3. Mapa de classificação do uso e cobertura da terra - 2013.

Figure 3. Map use classification and land cover - 2013.

Analisando-se o mapa (Figura 3) é possível perceber as classes de uso e cobertura da terra com maior ocorrência, no caso Floresta nativa e Agricultura, é possível notar também a fragmentação dos ecossistemas florestais na região e a intensa atividade agrícola. A fragmentação da cobertura florestal não é tão intensa nessa região do estado do Rio Grande do Sul, devido a intensificação na fiscalização das leis ambientais desde o Código Florestal do ano de 1965 e o Novo Código Florestal vigente desde 25 de maio de 2012, outro fator que contribui para essa relativa preservação é o fato de o relevo ser bastante acidentado dificultando a mecanização da agricultura. Na sequência, a Tabela 1 apresenta a área ocupada com cada classe de uso da terra e sua área em relação ao total da área de estudo.

Tabela 1. Quantificação das áreas do estudo para os diferentes usos da terra.

Table 1. Quantification of the areas of study for different land uses.

Classes de Uso	2013	
	Área (ha)	%
Floresta nativa	51.522,38	37,43
Floresta plantada	2.980,56	2,17
Solo exposto	16.084,17	11,68
Agricultura	39.962,89	29,03
Campo	25.293,38	18,37
Água	860,51	0,63
Área urbana	959,60	0,70
Área não-classificada	0,00	0,00
Área total	137.663,50	100,00

Conforme a tabela apresentada anteriormente foi elaborada um gráfico (Figura 4) para ilustrar a área relativa que cada classe de uso da terra ocupa.

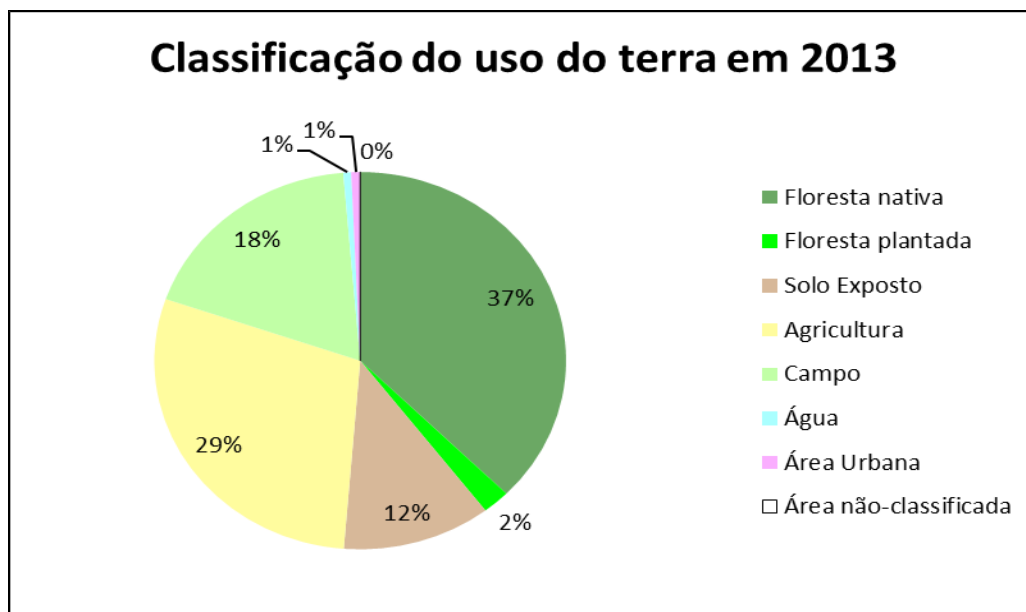


Figura 4. Gráfico com a área relativa de cada classe de uso e cobertura da terra.

Figure 4. Graph of the relative area of each class use and land cover.

Nesse gráfico é possível perceber a representatividade de cada classe mapeada no trabalho, e desse modo é notável que a proporção da área de estudo classificada como floresta nativa é bem superior as outras classes de uso e cobertura da terra.

CONCLUSÕES

A metodologia utilizada no trabalho permitiu a quantificação e espacialização dos fragmentos florestais na área de estudo. Com base nas informações levantadas nessa pesquisa é possível afirmar que apesar da pressão de setores produtivos sobre os remanescentes florestais nessa região, ainda conserva-se uma boa parcela dos recursos florestais previamente existentes na região. As informações levantadas nesse estudo poderão servir de subsidio a diversos estudos ambientais da região, e também no planejamento rural e ambiental da região.

REFERÊNCIAS

- FARIAS, A.J. Atividade Florestal no Contexto da Fumicultura: Oportunidade de Desenvolvimento Regional, Diversificação, Geração de Emprego e Renda. Tese, doutorado em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 168 p., 2010.
- FELIX, I.M.; KAZMIERCZAK, M.L.; ESPINDOLA, G.M. RapidEye: a nova geração de satélites de Observação da Terra. In.: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 7619-7622, 2009.
- FERRARI, R. Modelagem Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra da Quarta Colônia, RS. 2008. 130f. Dissertação (Mestrado em Geomática) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 15 mai., 2014.
- ITAQUI, J. Quarta Colônia – Inventário Técnico de Flora e Fauna. Santa Maria: Condesus, 2002.
- JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução José

- Carlos Neves Epiphanyo (coordenador)... [et al]. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 598 p.
- KENNEDY, R.E. *et al.* Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Remote Sensing of Environment*, n. 113, p. 1382-1396, 2009.
- KUINCHTNER; A.; BURIOL; G.A. Clima do Estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.
- KNUST, S.S.A. Avaliação das imagens RADARSAT-1 sob diferentes geometrias de observação em aplicação geológica no vale do Rio Curuçá (Bahia). Dissertação, mestrado em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 146 p., 2007.
- PEREIRA; L.V.; Análise da evolução da cobertura e uso da terra no distrito de Santa Flora, Santa Maria, RS. Dissertação, mestrado em Geomática, Universidade Federal de Santa Maria, 100 p., 2008.
- SPRING. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>. Acesso: 15 maio de 2014.

MAPEAMENTO DE QUEIMADAS EM ÁREAS DE CAMPO UTILIZANDO-SE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO NO MUNICÍPIO DE JAQUIRANA-RS

MAPPING OF THE BURNINGS IN GRASSLAND AREAS USING GEO-PROCESSING TECHNIQUES IN THE MUNICIPALITY OF JAQUIRANA-RS

Pablo Santos Berthes da Silva¹, Tatiana Mora Kuplich¹, Luis Fernando Flenik Costa¹, Elisiane Alba², Juliana Tramontina²

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais – CRS/INPE, Campus da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM – Caixa Postal 5021 – CEP 97105-970 – Santa Maria, RS, Brasil, pablosbsilva@gmail.com, tkuplich@gmail.com, flenikcosta@gmail.com

²Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima, CEP 97105-900 – Santa Maria, RS, Brasil, elisianealba@gmail.com, tramontina.ju@gmail.com

RESUMO

Os campos de cima da serra são um enclave inserido dentro do bioma mata atlântica, muito utilizado como área de pastejo natural para a pecuária, com uma grande e histórica utilização do fogo como forma de manejo da vegetação. O município de Jaquirana está localizado nesta região, sendo o objetivo deste estudo a identificação e quantificação das áreas de campos queimados nele contidos, no ano de 2011 utilizando imagens do satélite Landsat – 5 em quatro diferentes datas que representam o ciclo de queimadas do local. As imagens foram georreferenciadas e processadas em um SIG (Sistema de Informação Geográficas), foram feitas as classificações do Uso e Cobertura do Solo nas diferentes imagens e posteriormente realizado o cruzamento das áreas de interesse das mesmas, avaliando as mudanças nas classes de campo que se tornaram solo exposto devido as queimadas. Os resultados mostraram que, ao longo do período, cerca de 30% das áreas consideradas como campo foram queimadas, com uma ampla distribuição ao longo do município, sendo o mês de agosto o período com maior incidência. A utilização das imagens de satélite mostrou-se uma ferramenta eficaz para o reconhecimento e a quantificação das áreas afetadas por incêndios em regiões campestres.

Palavras-chave: Queimada, Campo, SIG

ABSTRACT

The highland fields are an enclave inside the Atlantic Forest biome, widely used as natural grazing area for livestock, with a large and historical fire use as a means of vegetation control. The Jaquirana municipality is located in this region, and the objective of this study is the identification and quantification of the burned grassland areas contained therein, in 2011 using the images from Landsat – 5 satellite in four different dates, which represent the burn cycle of the region. The images were georeferenced and processed in a GIS (Geographic Information System), the classification of land use and cover were made in the different images, thereafter, was realized the cross of the interest areas, evaluating the change inside the grassland category that turned into exposed soil due the fires. The results show that, over time, about 30% of the areas considered as grassland were burned, with a large distribution over the municipality, being August the month with the highest incidence. The use of satellite images showed itself as a great tool for recognize and measure areas affected by fire in grassland regions.

Keywords: Fire, Grassland, GIS

INTRODUÇÃO

O estado do Rio Grande do Sul, situado no extremo sul do Brasil, abrange uma superfície de aproximadamente 280.000 km², faz fronteira com o Uruguai e Argentina, apresentando grandes extensões de campos ao longo de seu território. Parte do estado está incluído no bioma Mata Atlântica e parte no bioma Pampa.

Inserido no bioma Mata Atlântica estão os chamados Campos do Brasil Central, que no Rio Grande do Sul,

segundo Fortes (1959), fazem parte da região dos Campos de Cima da Serra. Localizados nas porções altas do nordeste do estado apresentam-se, de acordo com Boldrini (2006), como “enclaves” no domínio da floresta com *Araucaria angustifolia*, formando extensos mosaicos de campo e floresta que identificam a paisagem típica da região.

A diversidade florística dos campos desta região é extremamente alta. As gramíneas caracterizam estes campos pela formação de um estrato herbáceo contínuo. A influência da vegetação do Brasil Central e da região andina do sul da América do Sul propicia a coexistência de gramíneas C3 e C4 (relacionadas a maior e menor eficiência na utilização do gás CO²) e resulta no aumento da diversidade e da qualidade forrageira dos campos naturais (BOLDRINI *et al.*, 2009).

Essa qualidade das pastagens naturais sempre foi um atrativo para a atividade pecuarista, que há mais de 150 anos estabelece na região um regime de manejo de queimadas no final de cada inverno, com o intuito de propiciar o rebrote da vegetação que será utilizada na alimentação do rebanho na primavera e verão, prática esta que vem selecionando espécies vegetais e animais que apresentam mecanismo de escape frente a este distúrbio (JACQUES, 2003).

As queimadas do campo são um assunto controverso e polêmico, não apenas na região mas em todo o território nacional. Esse fato é demonstrado por meio da criação e revogação de leis que proíbem as queimadas no estado do Rio Grande do Sul num curto espaço de tempo. Atualmente, pela Lei Estadual nº 13.931 de janeiro de 2012, é permitido o uso de fogo como prática de manejo controlado em pastagens, nativas e exóticas, em áreas não mecanizáveis, desde que não seja de forma contínua. No entanto, o controle e regulamentação das queimadas é muito difícil de ser realizado por parte dos órgãos do poder público, uma vez que o número de propriedades rurais e o tamanho de suas áreas é muito grande e dificulta o monitoramento e fiscalização a campo.

O uso do Sensoriamento Remoto entra com papel de destaque no estudo da dinâmica da vegetação, com inúmeros estudos publicados sobre o assunto ao longo dos anos. Identificação de tipologias da vegetação campestre (KUPLICH *et al.*, 2009), caracterização da fragmentação de campos pampeanos (BALDI *et al.*, 2006), avaliação de áreas queimadas a partir de índices espectrais (CARDOZO *et al.*, 2011), entre outros temas, têm sido estudados com o suporte do sensoriamento remoto.

Este trabalho tem como objetivo a identificação e a quantificação das áreas de queimadas no município de Jaquirana, na região dos Campos de Cima da Serra no estado do Rio Grande do Sul, com o uso de imagens de satélite e técnicas de geoprocessamento.

METODOLOGIA

A área de abrangência deste estudo corresponde aos limites do município de Jaquirana (Figura 1), no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, localizado nas coordenadas 50° 21' 28" longitude oeste e 28° 53' 05" latitude sul. A cidade possui uma área de 907,936 km² e uma população de 4.177 habitantes (IBGE 2010). A escolha deste município foi motivada por sua inserção em região conhecida por frequentes queimadas em áreas de campos, além do predomínio deste tipo de vegetação na área.

O clima da região é considerado Temperado Úmido do tipo Cfb pela classificação de Köppen, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, apresentando um inverno frio e um verão fresco e úmido. Situado a uma altitude de 927 metros acima do nível do mar, o município está entre os mais frios do estado.

Para o trabalho foi realizado inicialmente o download das imagens do satélite Landsat-5 pelo site do CDSR/INPE (Centro de Dados de Sensoriamento Remoto, 2013), de uma mesma cena (órbita-ponto 221/80) em quatro diferentes datas 05/05/2011, 10/09/2011, 26/09/2011 e 28/10/2011. Foram adquiridas as 7 bandas do sensor, excluindo-se a banda 6 termal. Os dados foram armazenados na forma de um SIG, utilizando o programa Spring 5.1.8 (Sistema de Processamento de Imagens Georreferenciadas), onde foi criado um projeto na projeção UTM (*Universe Transverse Mercator*) e o Datum WGS 1984 (*World Geodetic System*) para o processamento das imagens.

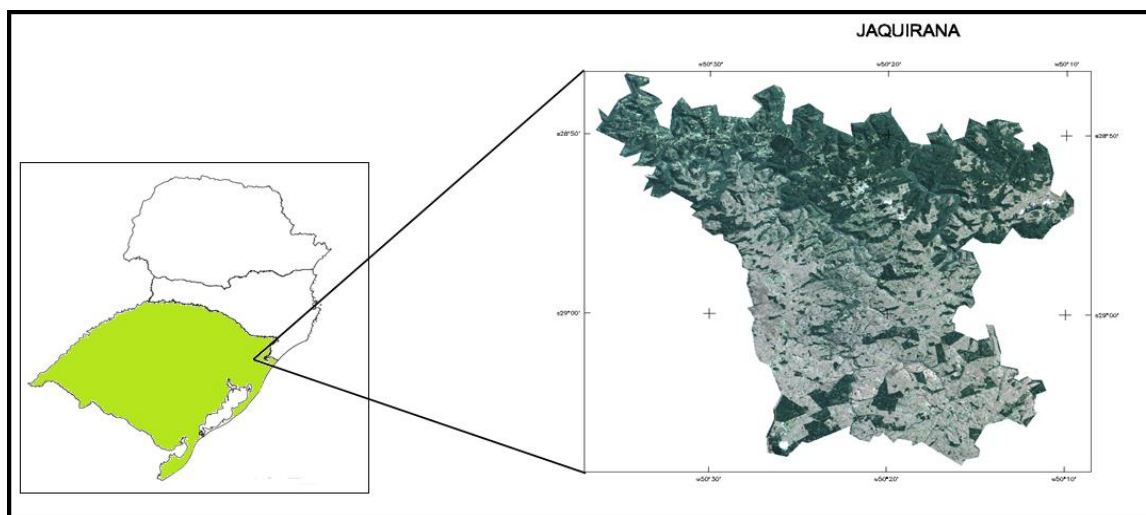
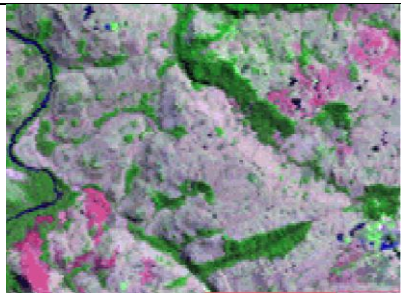
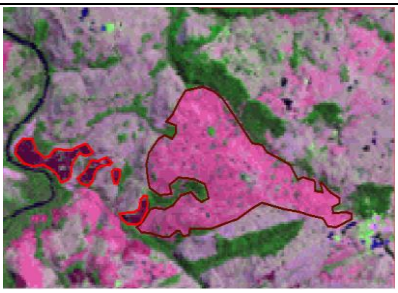
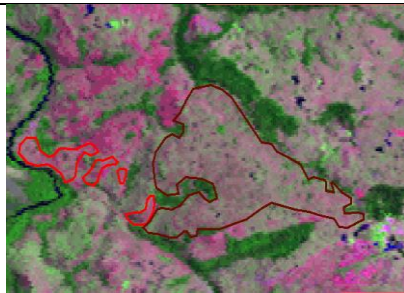


Figura 1. Localização do município de Jaquirana no estado do Rio Grande do Sul, Brasil.
 Figure 1. Localization of the Jaquirana municipality, state of Rio Grande do Sul, Brazil.

Estas datas foram escolhidas pois representam o ciclo das queimadas na região, sendo o período do mês de maio na primeira imagem, a época em que os campos estão intactos e sendo utilizados plenamente para o pastejo. As três imagens seguintes representam o período das queimadas para o rebrote da vegetação, duas de setembro e a outra de outubro. A necessidade de se utilizar mais de uma imagem para a quantificação das queimadas se justifica pelo fato de que a vegetação se recupera rapidamente após sofrer um incêndio (Quadro 1). Após cerca de um mês a resposta espectral da área afetada pelo fogo acaba se assemelhando muito com a resposta espectral da vegetação sadia, impossibilitando-se a discriminação entre áreas anteriormente queimadas.

Quadro 1. Imagens em composição colorida RGB das bandas 7-4-3 de uma área do município nos dias 10 de setembro, 26 de setembro e 28 de outubro.

Box 1. Images in color composition RGB of the bands 7-4-3 in an area of the municipality, for dates 10 September, 26 September and 28 October.

10/09/2011	26/09/2011	28/10/2011
		
Área de campo sem alterações	Áreas afetadas pelo fogo recentemente (linha vermelha) e há alguns dias (linha marrom)	Recuperação quase completa das duas áreas no final do período

As imagens foram todas georreferenciadas tomando como referência uma imagem disponibilizada gratuitamente pelo site *Global Land Cover Facility* (GLCF, 2013). Após o georreferenciamento de toda a imagem, foi realizado o recorte do município de Jaquirana para o desenvolvimento do trabalho.

Teve-se início então o processo de classificação destas imagens, sendo que a metodologia adotada foi a segmentação por crescimento de regiões, onde apenas regiões adjacentes espacialmente podem ser agrupadas pelo classificador, foi definido um limiar de aceitação de 10, e uma área em pixels de 10. A partir da segmentação, com o auxílio da ferramenta *Google Earth* (utilizando suas imagens *DigitalGlobe* de alta resolução), foram coletadas amostras das imagens georreferenciadas, sendo escolhido para execução do

projeto o classificador Battacharya, por esse medir a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais, com um limiar de aceitação de 99%.

Com a classificação supervisionada encerrada foi realizada a edição matricial das classes, corrigindo eventuais problemas na confusão entre as mesmas e definindo uma classe adicional para a parte urbana do município, gerando quatro mapas temáticos ao final delas, um para cada data, com as seguintes classes: campo, agricultura, solo exposto, floresta, água, área urbana, nuvem e sombra.

Fazendo-se uso da programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) contido no SPRING, realizou-se o cruzamento das classes temáticas dos mapas de cobertura dos dias 10/09, 26/09 e 28/10 com a imagem inicial do dia 05/09 para analisar a variação das classes ao longo do período estudado, gerando novas classes temáticas que representam as modificações ocorridas, conforme abaixo:

Manutenção -> Área da classe Campo, que permaneceu como Campo na imagem seguinte

Queimada -> Área da classe Campo, que se tornou Solo Exposto na imagem seguinte

Expansão -> Área das classes Floresta, Agricultura e Solo Exposto, que se tornou Campo na imagem seguinte

Outros Usos -> Representa a variação entre as demais classes que não são do interesse deste estudo

Com as três imagens resultantes do cruzamento é possível quantificar a área afetada pelas queimadas em cada uma delas, porém como os resquícios do fogo acabam permanecendo no local por algum tempo, aparecendo novamente na imagem seguinte, a quantificação acaba sendo superestimada. Por este motivo foi então realizado um último cruzamento destas imagens resultantes para gerar um mapa único com auxílio da programação LEGAL do SPRING. Este mapa único apresenta o cruzamento das áreas de interesse para quantificar as queimadas ocorridas, possibilitando a disposição de toda a área afetada dentro de apenas um mapa.

RESULTADOS

A partir da classificação supervisionada das imagens foi possível a obtenção dos mapas de Uso e Cobertura do Solo nas diferentes datas (Figuras 2 e 3), permitindo a análise da mudança temporal das áreas de vegetação, principalmente as alterações nas classes de campo e solo exposto.

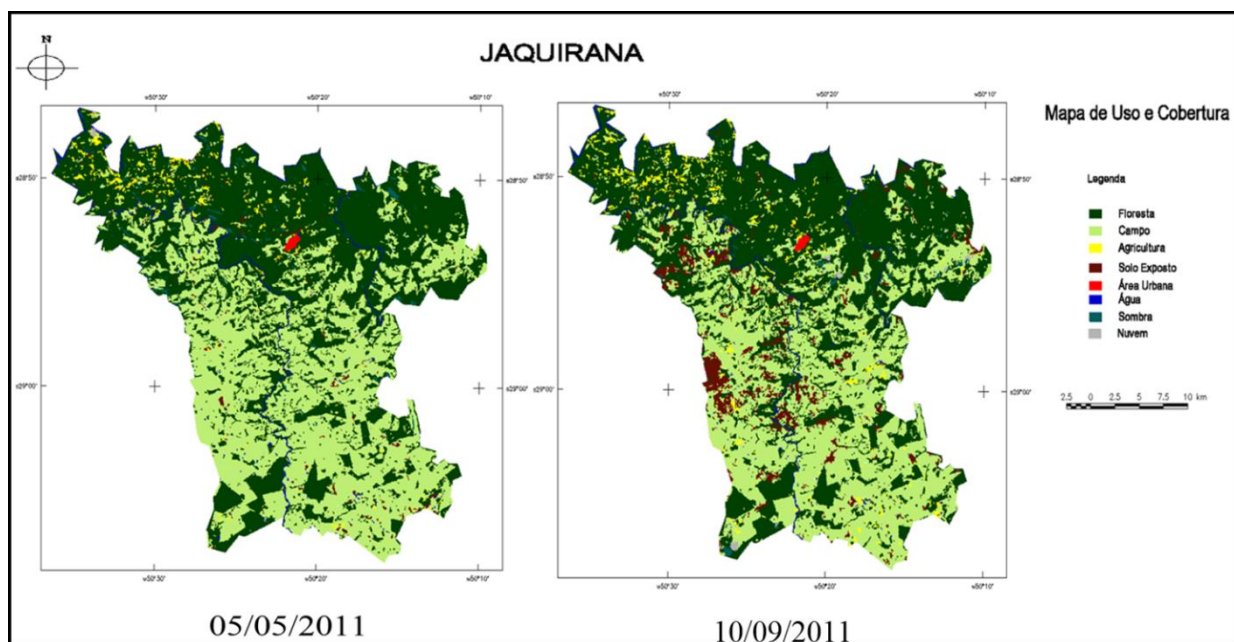


Figura 2. Classificação do Uso e Cobertura do Solo no município de Jaquirana gerada a partir da classificação supervisionada sobre a imagem Landsat-5, dias 05 de maio e 10 de setembro.

Figure 2. Use and Land Cover Classification of the Jaquirana municipality generated from the supervised classification of the Landsat-5 image, May 05 and September 10.

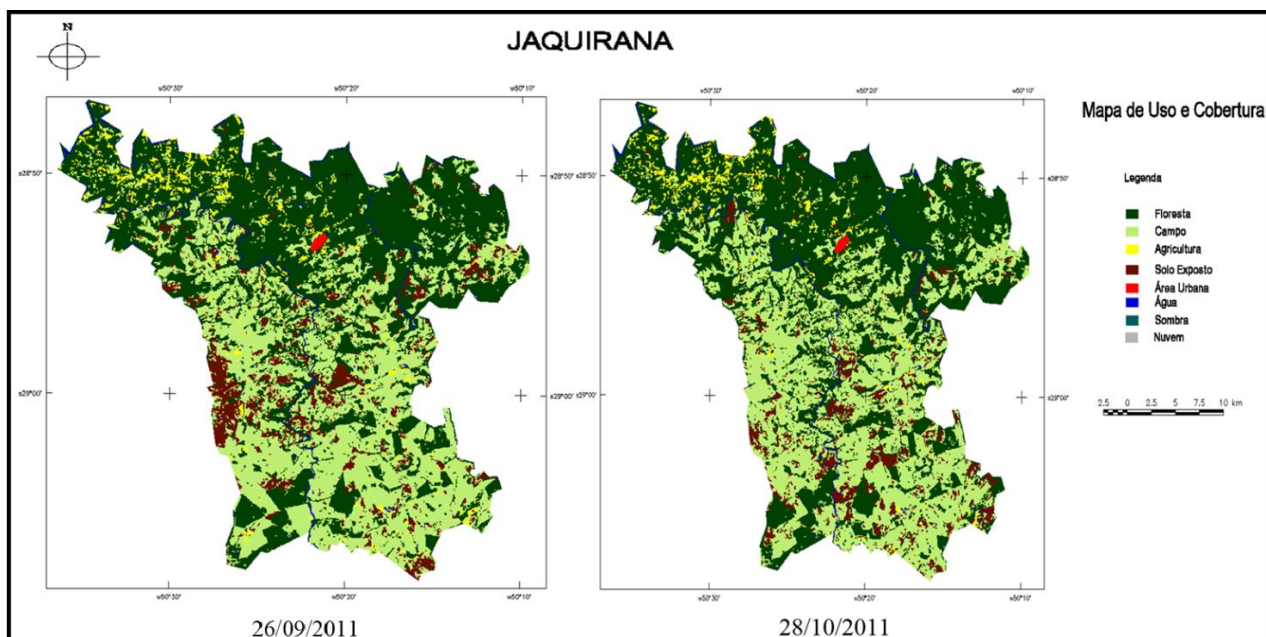


Figura 3. Classificação do Uso e Cobertura da Solo do município de Jaquirana gerada a partir da classificação supervisionada sobre a imagem Landsat-5, dias 26 de Setembro e 28 de Outubro.

Figure 3. Use and Land Cover Classification of the Jaquirana municipality generated from the supervised classification of the Landsat-5 image, September 26 and October 28.

O uso das imagens de satélite de resolução moderada se mostrou, como esperado, uma ferramenta eficaz na produção de mapas de Uso e Cobertura do Solo. As segmentações e os métodos de classificação satisfizeram o seu propósito ao dividir as diferentes regiões em classes homogêneas, sendo os eventuais problemas corrigidos pela edição matricial.

As imagens adquiridas apresentavam pouca quantidade de nuvens e sombras em relação a sua totalidade, gerando mapas sem grandes interferências de fatores externos. Apenas nas duas primeiras imagens ocorreram o aparecimento de sombras, devido principalmente as nuvens e pelo horário do dia em que foram obtidas as mesmas, resultando em um certo número de sombras de relevo. É possível perceber facilmente a mudança entre a imagem inicial do dia 05/09/2011 com as demais, em relação à classe de campo e à classe solo exposto, evidenciando o ciclo de alterações na vegetação campestre devido ao uso do fogo. A tabela abaixo mostra a quantificação das classes e a sua porcentagem em relação ao total classificado (Tabela 1).

Tabela 1. Quantificação das classes de Uso e Cobertura do Solo do município de Jaquirana.

Table 1. Quantification of the Use and Land Cover classes in Jaquirana municipality.

Quantificação das classes de uso e cobertura do solo								
	05/05/2011		10/09/2011		26/09/2011		28/10/2011	
	(%)	Km ²	(%)	Km ²	(%)	Km ²	(%)	Km ²
Campo	45,89	413.00	41,37	372.30	39,74	357.62	40,76	366.88
Floresta	50,16	451.41	50,28	452.50	49,06	441.51	49,36	444.28
Agricultura	1,49	13.40	2,22	20.00	2,76	24.81	2,50	22.48
Solo	0,80	7.20	4,74	42.70	7,81	70.26	6,73	60.54
Água	1,19	10.70	1,18	10.60	1,27	11.42	1,26	11.32
Sombra	1,02	9,14	0,60	5,40	0	0	0	0
Nuvem	0,09	0,78	0,22	1,96	0	0	0	0
Cidade	0,14	1.23	0,14	1.23	0,14	1.23	0,14	1.23
TOTAL	100	907	100	907	100	907	100	907

As classes de maior representação são as de campo e floresta, sendo a segunda a que possui a maior porcentagem em relação à área total, preenchendo cerca de metade do município. A variação nas diferentes datas entre as classes de floresta se deve principalmente às áreas de mosaico entre campo e floresta, que apresentaram pequena confusão na classificação, não sendo significativas no resultado final do trabalho. As regiões de agricultura na primeira data não foram totalmente classificadas, pelo fato de estarem com quantidades significativas de sombras e nuvens sobre elas, explicando o seu baixo valor na primeira data. Logo abaixo (Figura 4) é apresentado o mapa final de queimadas gerado após a aplicação dos cruzamentos das áreas de interesse na programação LEGAL:

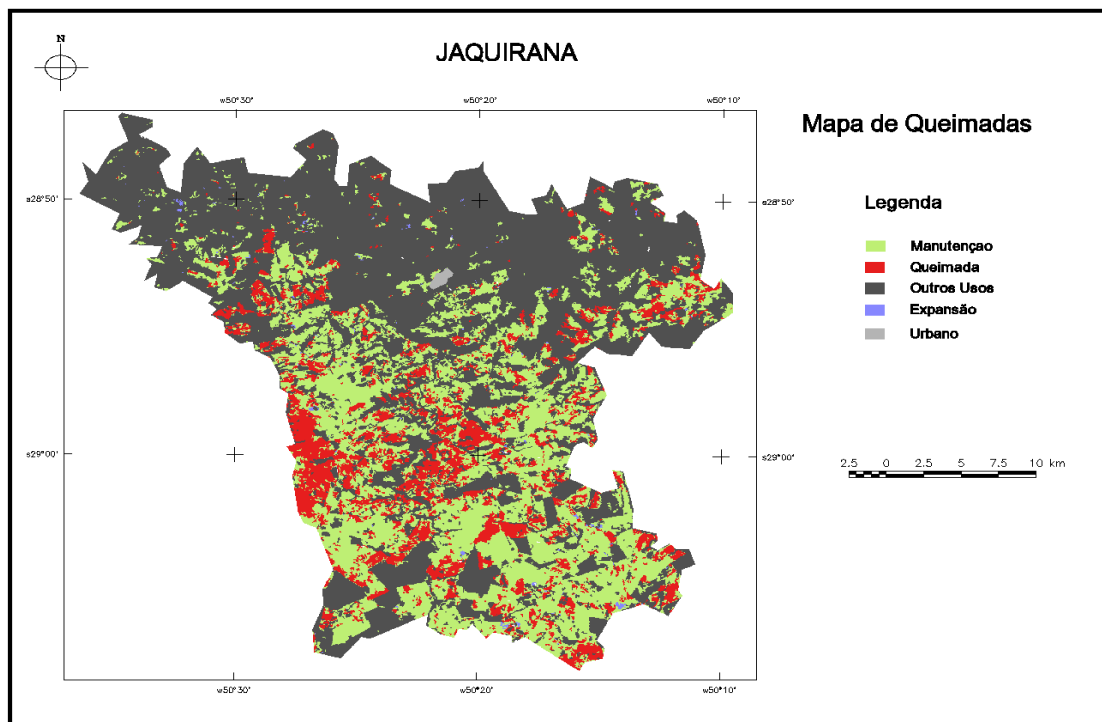


Figura 4. Mapa representativo do total das queimadas ocorridas no período de 05 de maio à 28 de outubro de 2011.

Figure 4. Representative map of the total burns occurred between May 05 and 28 October 2011.

Os resultados dos cruzamentos foram importados em forma de tabela (Quadro 2), representando o valor das queimadas para cada intervalo entre as datas, até o valor final da área que foi afetada ao longo do tempo.

Quadro 2. Quantificação do total de campos queimados no município de Jaquirana no intervalo analisado.

Box 2. Quantification of the total burned grasslands in the Jaquirana municipality in the analyzed interval.

Quantificação das áreas de campo queimados em cada intervalo de tempo				
	05/05 →10-09	10/09 →26/09	26/09 →28/10	TOTAL
Queimadas (Km ²)	40,37	37,80	39,53	117,7

Os valores finais mostram que o período mais crítico do uso do fogo na renovação do campo se encontra no mês de agosto, onde em um intervalo de 16 dias foram queimados quase o equivalente a todo o mês de outubro. O valor total das queimadas chegou a 117,7 Km², o que representa quase 30% das áreas inicialmente ditas como campestres, revelando uma alta taxa de utilização de fogo no manejo das pastagens.

CONCLUSÕES

O estudo proposto mostrou-se de boa valia na identificação e quantificação das áreas de queimadas nas regiões campestres do município de Jaquirana, com a utilização de imagens de satélite de moderada resolução, sendo uma metodologia de possível aplicação para outros estudos de queimadas, desde que seja possível a utilização de ferramentas de auxílio para a discriminação das áreas classificadas, como as imagens *DigitalGlobe* do *Google Earth* utilizadas neste trabalho. Do contrário, áreas de solo exposto sem relação com as queimadas serão facilmente confundidas pela classificação, sendo agrupadas como se tivessem a mesma origem.

É importante ressaltar a grande quantidade de áreas queimadas identificadas na região, em um momento em que a legislação vigente ainda criminalizava esta prática por parte dos produtores, que apesar das leis proibitivas sempre utilizaram esta forma de manejo como herança cultural. Atualmente, com a possibilidade legal de utilização das queimadas como forma de manejo, o controle deve continuar a ser exercido levando em consideração as permissões emitidas pelos órgãos públicos para cada propriedade registrada.

As técnicas de sensoriamento remoto aplicadas são excelentes formas de estudar a dinâmica das alterações na vegetação não somente campestre como as demais existentes, fornecendo subsídios para a identificação e mensuração das áreas afetadas por queimadas por parte dos órgãos ambientais, que são incumbidos de realizar o controle e a fiscalização.

Novos estudos utilizando a metodologia proposta serão realizados para analisar as mudanças de toda a região dos Campos de Cima da Serra.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao CNPq pelo apoio financeiro na forma de bolsa de iniciação científica, ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e ao Laboratório de Sensoriamento Remoto (LABSERE) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pela disposição de sua estrutura e o conhecimento compartilhado por seus integrantes.

REFERÊNCIAS

- BALDI, G.; GUERSCHMAN, J. P.; PARUELO, J.M. Characterising fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 197-208. 2006.
- BOLDRINI, I.I. (2009). A Flora dos Campos do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V. P; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S.; Jacques, A. V. A. (2009) Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA. 403 p.
- BOLDRINI, I.I. Diversidade Florística nos campos do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA SOCIEDADE BOTÂNICA DO BRASIL, 57, 2006. Gramado. *Anais LVIIº Congresso Nacional de Botânica Sociedade Botânica do Brasil*, Gramado, 321-324. 2006.
- BOLDRINI, I.I. *et al.* Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- CARDOZO, F.S. *et al.* Avaliação de áreas queimadas a partir dos índices espectrais NDVI e NDBR. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, 2011, Curitiba. *Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 2011, Curitiba.
- Centro de Dados de Sensoriamento Remoto (CDSR). Catálogo de imagens do INPE <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>> Acesso em 28 de Agosto de 2013.
- FORTES A.B 1959. Geografia física do Rio Grande do Sul. Globo, Porto Alegre, 393 p.
- Global Land Cover Facility (GLCF). Earth Science Data Interface. University of Maryland. 2008. Disponível em: <<http://www.landcover.org/data/landsat>>. Acesso em 28 de Agosto de 2013.

JACQUES A.V.A. A queima das pastagens naturais – efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciência Rural*, Santa Maria, 2003 v. 33, p. 177-181.

KUPLICH, T.M *et al.* Identificação de tipologias da vegetação campestre e o uso de imagem Thematic Mapper (Landsat 5) na região dos Campos de Cima da Serra, Bioma Mata Atlântica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009, Natal. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, São José dos Campos: INPE, 2009. p. 2769-2775.

PILLAR, V.P. *et al.* (2009) Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA. 403p.

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 13931, de 30 de janeiro de 2012. Institui o Código Florestal do estado Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/legiscomp/arquivo.asp?id_Norma=954&tipo=pdf>. Acesso em 10 de Novembro de 2013.

MAPEAMENTO DOS CONFLITOS AMBIENTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO PERAU UTILIZANDO SISTEMA LANDSAT-8

MAPPING LAND USE CONFLICTS IN THE WATERSHEED OF LAJEADO PERAU USING LANDSAT-8 IMAGES

Bruna Gelain¹; Priscila Simon¹; Fabio Marcelo Breunig¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM

Caixa Postal 54, 98400-000; I. sete de setembro, s/n. km 40 BR386 – Frederico Westphalen – RS, Brasil,
bru_gelain@hotmail.com; priscila_simon@hotmail.com; breunig@ufsm.br.

RESUMO

Os mapas tornam-se indispensáveis para o planejamento e uso eficaz dos recursos da terra. Representam um instrumento capaz de fornecer registros e permitir análises da paisagem em uma perspectiva temporal. Nesse sentido, técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto podem contribuir significativamente na análise de conflitos ambientais, uma vez que permitem compreender a organização do espaço e suas mudanças (naturais e antrópicas). Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo mapear o uso e cobertura do solo na microbacia hidrográfica do Lajeado Perau e avaliar a situação das áreas de preservação permanente (APP), com vistas à identificação dos conflitos de uso do solo. A metodologia consistiu na elaboração de um banco de dados com imagens do Landsat-8, sensor *Operational Land Imager* (OLI) e no mapeamento do uso e cobertura do solo para o ano de 2013. Para a extração das drenagens de definição das APPs, foram utilizadas cartas topográficas na escala 1:50.000 e definido um *buffer* de 30 para os rios. Todo processamento e elaboração cartográfica foram feitos no aplicativo SPRING. Os resultados mostraram que as áreas de conflito ambiental representam 8,36 % do das APPs, onde as áreas de lavoura e pastagens avançaram sobre as áreas de APP. Assim, surge a necessidade de reposição florestal para recuperação das APPs.

Palavras-chave: Áreas de preservação permanente, conflito ambiental, Landsat 8, paisagem, Spring.

ABSTRACT

The maps become indispensable for planning and effective use of the resources. They represent an instrument capable to register and analyze the landscape dynamics along the time. In this ways, remote sensing and geographic information systems (GIS) can significantly contribute to evaluate the environmental conflicts, even they allow to understand the spatial organization and its changes (natural and anthropogenic). In this context, the study objectives was to mapping the land use and covers in the watershed of Lajeado Perau and evaluate the permanent preservation areas status, looking for conflict of land use identification. The methodology consisted on a data base creation with Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) images and on the visual image interpretation of the land use and cover for the 2013 year. For the drainage and topographic char (1:50.000) was used and a buffer of 30 meters was applied. All processes were conducted using SPRING software. The results showed that the conflict areas represent 8.36 % of the permanent preservation areas. Agriculture and grasslands advanced on the preservation areas. Thus, becomes the need for reforestation to recovery the permanent preservation areas.

Keywords: Areas of permanent preservation, environmental conflict, Landsat 8, Landscape, Spring.

INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica é uma unidade básica de planejamento ambiental, a partir da qual podemos reconhecer e estudar as inter-relações que permeiam os diversos componentes da paisagem (BERTOL, 2008). É formada por um rio principal e um conjunto de afluentes que deságuam neste rio principal. Ao longo dos anos seu equilíbrio dinâmico pode ser rompido com mudanças no uso da terra, ou pela falta de manejo, planejamento.

Um modelo de gerenciamento atual que se procura aplicar é o de gestão descentralizada e participativa para as definições de uso e ocupação da terra e solução de conflitos através dos comitês de bacias.

Ao longo dos rios encontram-se as áreas de APP, as quais a legislação brasileira reconhece de suma importância. Estas áreas possuem como agente regulador da vazão fluvial e estão voltadas para a preservação. Contudo, embora o Brasil possua uma legislação ambiental rigorosa, verifica-se uma falta de fiscalização, em razão, muitas vezes, da grande extensão das áreas e das restrições de informações sobre as mesmas, além do custo de tempo e pessoal para realização das atividades de fiscalização (NASCIMENTO *et al.*, 2005). Em países de dimensões continentais, torna-se imprescindível a representação e caracterização das APP em mapas, pois essa estratégia auxilia no planejamento territorial, na fiscalização e em ações de campo (HOTT *et al.* 2005).

Devemos ainda destacar que o mapeamento do uso e cobertura da terra em uma determinada região é importante pela necessidade de compreender a organização do espaço e suas mudanças, uma vez que o meio ambiente sofre transformações causadas pelos processos naturais e, sobretudo pelas ações antrópicas (REIS *et al.*, 2009; REIS *et al.*, 2014). Nessas condições, técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto (SR) auxiliam na delimitação de extensas áreas de potencial preservação, e as áreas de preservação permanente, entre outros (SILVA, 2001). Os SIGs são importantes ferramentas para os estudos dos aspectos físicos e ambientais de bacias hidrográficas, permitindo a integração de informações quantitativas e qualitativas derivadas de atividades de campo ou obtidas a partir de produtos do imageamento.

Considerando o lançamento do Landsat 8 em 2013, poucos estudos com ênfase no uso e cobertura do solo foram conduzidos no sentido de identificar um cenário de pequenas bacia hidrográficas. O Landsat 8 opera principalmente com o sensor *Operational Land Imager* (OLI) cobrindo a faixa espectral do visível, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas com uma resolução espacial de 30 metros. As características são semelhantes aos sensores da série Landsat anteriores, permitindo uma abordagem integrada e criando um banco de dados único em termos de recobrimento temporal. Os instrumentos do Landsat 8 combinam tecnologia avançada para melhorar a confiabilidade, sensibilidade e qualidade dos dados em relação aos demais sensores da série.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi mapear o uso e cobertura da terra na microbacia hidrográfica do Lajeado Perau e identificar possíveis conflitos ambientais nas áreas de preservação permanentes (APP) utilizando uma imagem 2013 do satélite Landsat-8 OLI.

METODOLOGIA

O fluxograma apresentado na Figura 1 ilustra as principais etapas do desenvolvimento do trabalho.

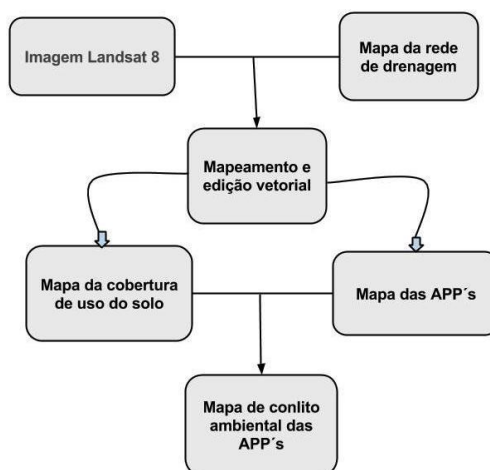


Figura 1. Fluxograma metodológico com as principais etapas do desenvolvimento do trabalho.
Figure 1. Flowchart of the methodological with the main stages of the work development.

A área de estudo localiza-se no norte do Rio Grande do Sul, mais precisamente Região do Médio Alto Uruguai, nas coordenadas centradas em 27°13'18,7''S e as longitudes 53°19'41,6''W. Com área de 48.984 km², a microbacia hidrográfica do Lajeado Perau apresenta um clima da região é do tipo Cfa (classificação de Köppen), denominado subtropical, com temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) superiores a 22 °C e no mês mais frio (julho) oscilando entre -3° C e 18 °C. A precipitação anual é de aproximadamente 1.665 mm, bem distribuída ao longo do ano (SEMA, 2005). Na região não há uma nenhuma estação seca definida (úmida todo ano). Em relação à vegetação, a bacia apresentava, originalmente, nas nascentes do rio Uruguai, os Campos e a Mata com Araucária e, na direção sudoeste a Mata do Alto Uruguai, Mata Atlântica. Atualmente, a região encontra-se intensamente desmatada e apenas regiões restritas conservam a vegetação original.

Para a elaboração do mapeamento do uso e cobertura do solo foram empregadas imagens orbitais obtidas do satélite Landsat 8 OLI do ano de 2013. As imagens OLI foram obtidos com a correção geométrica e radiométrica aplicadas. A partir das imagens, foram feitas composições coloridas e aplicados distintos realces para melhorar a interpretação por parte do técnico.

Para a obtenção das drenagens, foram utilizadas cartas topográficas na escala 1:50.000, da diretoria do serviço geográfico do exército (DSG). As cartas foram obtidas no formato matricial com georreferenciamento já aplicado.

Para fazer a elaboração do mapa de uso e cobertura da terra e a digitalização das drenagens, foi utilizado o aplicativo SPRING (CÂMARA *et al.*, 1996). O mapeamento foi feito a partir da interpretação visual e edição manual de polígonos. Devido o caráter eminentemente agrícola e florestal da área de estudo, apenas três classes de uso do solo forma identificadas: Florestas, área urbana, e agropecuária. Após o mapeamento, foi feita a quantificação e espacialização dos dados, para a devida análise.

Para definir as APPs, foi utilizada a ferramenta de mapa de distâncias, definido um *buffer* de 30 metros para cada lado do canal de drenagem. Essas áreas de *buffer* foram utilizadas como mascara para delimitar o uso e cobertura da terra exclusivamente dentro das APPs.

Para validar parcialmente os resultados do mapeamento do uso e cobertura da terra foram utilizadas imagens do Google Earth©. Contudo, novas validações com visitas em campo devem ser conduzidas para qualificar o estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do mapeamento do uso do solo da bacia do rio Lajeado Perau, podem ser vistos na Tabela 1 e na Figura 2. Devido ao sua caraterística de alta declividade, verificou-se uma predominância das áreas de floresta nessa bacia para o ano de 2013.

Tabela 1. Cobertura absoluta e relativa do solo na microbacia hidrográfica do Lajeado Perau para o ano de 2013, com base na interpretação uma imagem de 2013 do Landsat 8 OLI.

Table 1. Absolute and relative coverage of the watershed of Lajeado Perau for the year of 2013, based on Landsat 8 – OLI image interpretation.

Classe de uso e cobertura do solo	Área absoluta (hectares)	Área relativa (%)
Área urbana	147.05	1,74
Florestas	6570.45	77,44
Agropecuária	1766.85	20,82
Área total	8484.37	100

De acordo com os resultados, percebe-se que somente 20,82% da área total da bacia são ocupadas por agropecuária, e 77,44% da área é ocupada por florestas, o que nos mostra que ainda há uma grande cobertura vegetal na bacia.

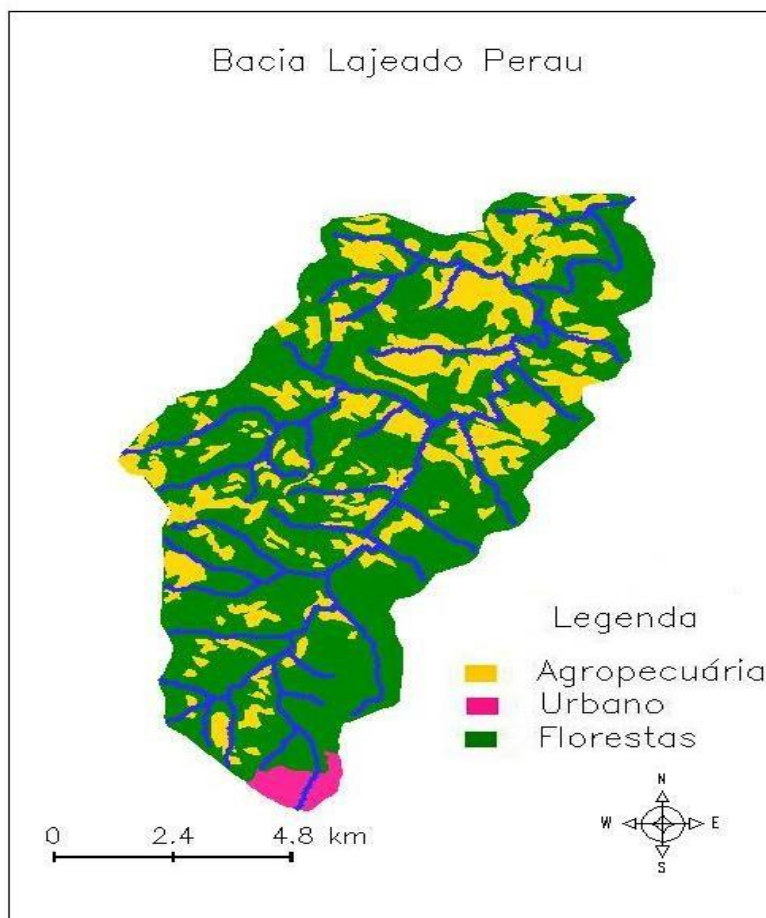


Figura 2. Distribuição espacial das classes de uso e cobertura da terra da microbacia hidrográfica do Lajeado Perau.

Figure 2. Spatial distribution of the land use and cover classes in the Lajeado Perau watershed.

Após aplicar a máscara das APPs, obteve-se uma área de 572,05 há que, *a priori*, deveriam apresentar uso florestal. Analisando a Figura 3 e a Tabela 2, percebe-se que as áreas de conflito nas APP's são de 47,84 ha, contemplando as áreas de uso associado a agropecuária e regiões urbanas. Nota-se que das áreas de conflito 7,31 % representam a atividade lavoura e pecuária. Demonstrando que a ocupação para fins econômicos é devida principalmente pela declividade favorável às atividades conflitantes.

Tabela 2. Cobertura absoluta e relativa do solo nas APPs da microbacia hidrográfica do Lajeado Perau para o ano de 2013, com base na interpretação uma imagem de 2013 do Landsat 8 OLI.

Table 2. Absolute and relative coverage in the preservation areas of the watershed of Lajeado Perau for the year of 2013, based on Landsat 8 – OLI image interpretation.

Classe de uso e cobertura do solo	Área absoluta (hectares)	Área relativa (%)
Área urbana	6,08	1,06
Florestas	524,21	91,63
Agropecuária	41,76	7,31
Área total	572,05	100

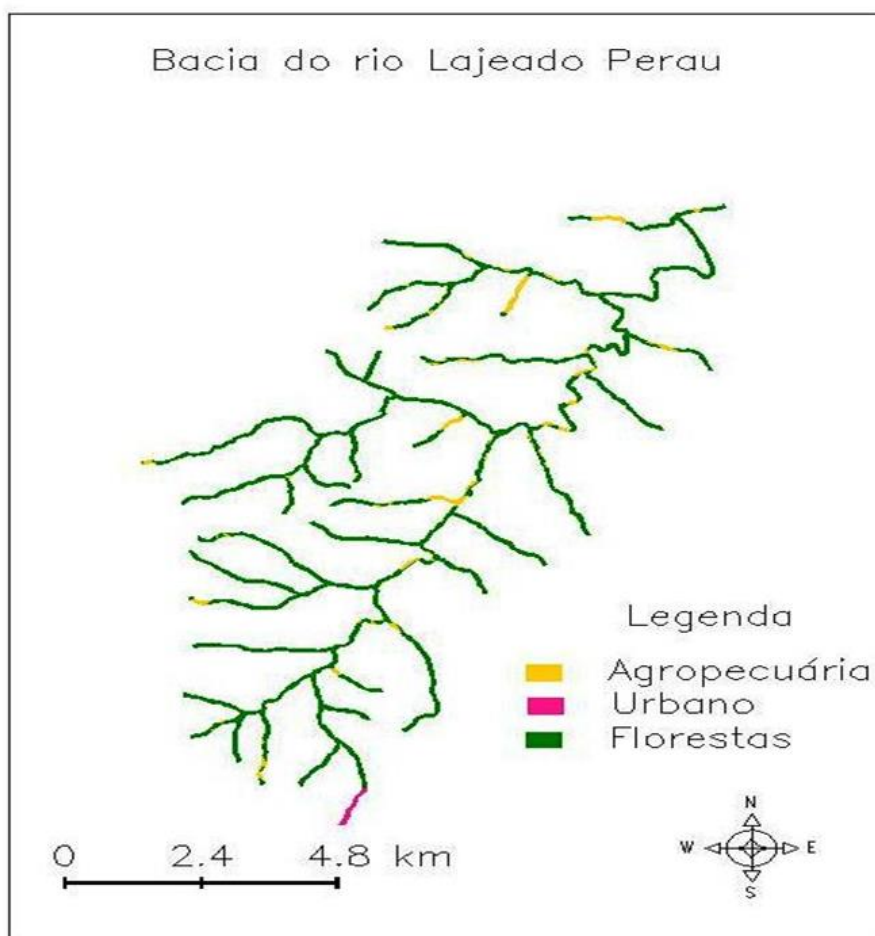


Figura 3. Distribuição espacial das classes de uso e cobertura da terra dentro das APPs da microbacia hidrográfica do Lajeado Perau.

Figure 3. Spatial distribution of the land use and cover classes within the permanent preservation areas of the Lajeado Perau watershed.

Os resultados permitem ver que a classe que mais possui área dentro das APPs de acordo com o total da área é a classe de mata floresta, portanto, em concordância com a legislação. Porém, as áreas de agropecuária ocupam algumas regiões que deveriam ser de preservação, conforme mostram as faixas amarelas na Figura 3. A área urbana ocupa uma pequena parte das APPs. Apesar dessa pequena participação, sua influência não pode ser desprezada em função da grande geração de resíduos potencialmente danosos ao meio ambiente.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados apresentados neste trabalho percebe-se que a maior parte da bacia hidrográfica do Lajeado Perau é ocupada por florestas, seguido pelo uso agrícola e áreas urbanas.

Em relação ao uso e cobertura do solo dentro das APPs foi verificado que 8,36% das áreas possuem conflitos ambientais, com isso percebe-se que lavouras e pastagens avançaram sobre as áreas de preservação permanente.

Novos estudos, com imagens de melhor resolução espacial são sugeridos para conferir maior confiabilidade aos resultados obtidos.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) (ARD – processo nº 12/0383-5 de 2012), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo nº 478085/2013-3) pelo apoio financeiro e a FAPERGS pelo auxílio na forma de bolsa de Iniciação Científica (PROBIC).

REFERÊNCIAS

BERTOL, O.J. **Programa de Gestão Ambiental Integrada em Microbacias** Hidrográficas. Apostila. Curitiba. 2008.

CÂMARA, G.; SOUZA, R.C.M.; FREITAS, U.M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p. 395–403, 1996.

HOTT, M.C. *et al.* **Método para a Determinação Automática de Áreas de Preservação Permanente em Topos de Morros para o Estado de São Paulo, com base em geoprocessamento**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélites, 2004. 32 p.: il. (Embrapa Monitoramento por Satélites. Documentos, 34).

NASCIMENTO C.M. *et al.* Delimitação automática de Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificação de conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Alegre. In: **Anais DO XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**; 2005; Goiânia. INPE; 2005. p. 2289-2296.

REIS, L.N.G. de.; SOUZA., J.R. de., Mapeamento e análise do uso dos solos no município de Ibiá-MG., [online]. Disponível em: <www.observatorium.ig.ufu.br/pdfs/3edicao/n8/7/pdf>. Acesso em 08 maio., 2014.

REIS, L.; SOUZA, J.R. Metodologia de mapeamento da cana de açúcar no município de Ibia-mg por meio de técnicas de sensoriamento remoto, In: XIV Semana de Geografia. Anais. Uberlândia: Instituto de Geografia, 2009.

XAVIER-DA-SILVA J. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro: Ed. Jorge Xavier da Silva, 2001.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – RS (SEMA). **O Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo -RS**. Porto Alegre: SEMA, 2005. Disponível em: < www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf >. Acesso em 16 out. 2010.

SILVA, G.J.F.; MARCOLA, M.B. Avaliação espaço-temporal da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Miriri-PB. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, 2011. Curitiba. **Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Curitiba, Editado por Jose Carlos Neves Epiphânio e Lênio Soares Galvão, 2011. p. 1803-1810.

MAPPING LAND USE CLASSES BY ANALYZING MODIS LST TIME-SERIES

MAPEAMENTO DE CLASSES DE USO DO SOLO POR MEIO DE ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS MODIS-LST

Denis Araujo Mariano^{*1}, William Foschiera², Maurício Alves Moreira³

Remote Sensing Division (DSR), National Institute for Space Research (INPE), Av. dos Astronautas, 1758, São José dos Campos, CEP: 12227-010, SP, Brazil. Emails: ^{*1}denis.mariano@usp.br; ²wfoschiera@gmail.com; ³mauricio@dsr.inpe.br

ABSTRACT

The current paper presents a method to discriminate land use classes (LCCs) by analysing Land Surface Temperature (LST) time-series derived from the Moderate Resolution Imaging Spectro radiometer (MODIS). We used Terra and Aqua LST daytime and night time data (M D11A2) with 8-day temporal and 1km spatial resolution. The physical basis behind the method is the heat transfer between soil, plant and atmosphere over time. There are two approaches, inter-daily and intra-daily LST variation. We tested daytime and day-night difference time-series, being the latter more efficient on discriminating classes. Regarding the satellites, Aqua proves on being more efficient due the passage hour for daytime. In sense, the couple Aqua/Difference yielded better results. However, the performance is strongly dependent upon the targets' acreage due to the high thermal mixing effect. Despite the limitations, this approach shows potential on being coupled to traditional vegetation indices (VI) based methods for furthering the biophysical meaning and relationships between vegetation and the electromagnetic spectrum. It also brings new findings about vegetation thermal behaviour throughout the time.

Keywords: Land surface temperature, MODIS, time-series, Python, agriculture, thermal.

INTRODUCTION

Mapping land cover classes is a recurrent task and is always evolving due to new methods and sensors. Several works rely on direct image interpretation, which is based on the interpreter knowledge about the crops and datasets. Another common technique is based upon VI, so that many works use one or combinations of various (WARDLOW and EGBERT, 2008). Most of the VIs are based on the relationship between the red and near infra-red channels showing the contrast between the high radiation absorption by the chlorophyll in the red channel and high reflectivity by the leaf structure and its components on near infra-red channel (TUCKER, 1979). Albeit the aforementioned techniques are well consolidated and have proven their effectiveness, in some situations they can fail or be highly time-consuming depending on the method and experience of the interpreter. In sense, these techniques rely only upon optical remote sensing channels. However, the thermal analysis approach for mapping purposes was not in depth investigated yet. A comprehensive work of land cover classes discrimination and change analysis was performed by Lambin and Ehrlich (1996). They coupled VI and LST images from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) and analyzed 10 years of data for the African continent showing that the use of LST improves the capacity to discriminate land cover classes as compared to the VI applied solely. Nemani and Running (1997) compared the correlation between VI and LST derived data from AVHRR for different LCCs yielding good agreement. Nonetheless, the mentioned studies were developed always combining traditional VIs to LST data. Indeed, the biophysical meaning of LST was not in depth explored being often overshadowed by VIs high efficiency.

The physical basis behind the vegetation thermal behaviour explores the difference between the emissivity of the soil and the plant canopy. According to Tang and Li (2014), land surface emissivity is the effectiveness of a surface on emitting thermal radiation, and spectral emissivity is the ratio of energy radiated by a particular material to energy radiated by a black body at the same temperature. Another property of the material is the

thermal inertia (TI) which is the resistance to temperature variations; it is defined in function of the material's specific heat capacity, thermal conductivity and bulk density. Water has high TI which makes its temperature fluctuation slow when compared to other common surface materials. For this reason, water bodies can be heater than the neighbour land surface during the night. Crop canopies have higher TI than dry soil showing lower diurnal temperature variation due to the content of water in its leaf structure. Moreover, as observed by Murray and Verhoef (2007), the vegetation canopy significantly influences the soil heat flux by reducing the irradiance reaching the soil surface during the day and acting as an insulator barrier between soil and atmosphere during the nighttime.

The Land Surface Temperature products provided by sensors onboard satellites are mainly dependent on the object's albedo, emissivity, thermal inertia and exogenous factors such as wind and relief (KUENZER; DECH, 2013). However, LST is highly inverted correlated to the target moisture coupled with its intrinsic properties, therefore, its products have been used in applications for drought detection on agriculture and forests. Wan *et al.* (2004) used LST and a traditional VI combined for monitoring drought in the USA. Many other works have applied LST solely or combined with other VIs and even precipitation data for detecting and monitoring drought on a multitemporal approach (KOGAN, 1995; EZZINE *et al.*, 2014).

The present work aims at mapping LCCs relying on its heterogeneous thermal properties throughout the season. For doing so, we are relying on MODIS-LST time-series analysis using a developing a conceptually and computationally straightforward method to perform the mapping task. The specific objectives are: *i*) characterize the LST temporal behavior of the LCCs; *ii*) validation through assessment of spatial agreement between LST derived classification and reference map.

MATERIALS AND METHODS

Study area and base datasets

The study focused on the Northwest, Central-North, Central-West and West mesoregions of Paraná state, which is located in the south of Brazil, however, the analysis were performed by municipality and then aggregated into microregions. The three latter regions comprise the traditional and most important grain production area of the state which occurs mostly on clay texture soils. During the last two decades the Northwest region has shown an expansion of sugarcane on areas of medium texture soils. Nonetheless, a few sugarcane expansion areas can be found on the Central-North area. Forest areas are scarce, varying in size and type, usually protected by the Federal government. Albeit being traditional grain areas, the region contains a good range of acreages for each of the LCCs tending to difficult the mapping, so that being a good area to test the methodology proposed in this work.

The reference map used is the product MCD12Q1 for the year 2011 (FRIEDL *et al.*, 2002). For deepening the analysis about the relationship between soil textures and LST, we used a soil map which was elaborated by the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) and is available at www.itcg.pr.gov.br. In the studied region there is a predominance of Latosols followed by Argisols. Soybean and maize are produced almost totally on clay soils (Argisols, Latosols, Neosols and Nitosols), sugarcane on medium texture soils (Latosols and Argisols) and Forests do not follow any pattern of occurrence regarding soil textures.

MODIS LST datasets

For the current work, a time series of LST data from September (185) to March (105) for the season of 2011/2012 were analyzed for both Terra (morning) and Aqua (afternoon) were used. The MOD11A2 (Terra) and MYD11A2 (Aqua) are 8-day compositions of LST from the daytime and nighttime, and emissivity of bands 31 (10780 – 11280 nm) and 32 (11770 – 12270 nm), all of them at 1 km nominal spatial resolution. In this study we used LST day and nighttime data from both satellites.

All the images were firstly reprojected to geographic/WGS84 using the MODIS Reprojection Tool. Then, the

files were organized for posterior processing by a Python script that was designed to compute the difference of LST between Day and Night for each 8-day image (hereafter LST-Difference). The rationale behind that is that greater temperature differences indicate dryer surfaces or lower LAI or both (SANDHOLT *et al.*, 2002). As we are concerned on developing a simple methodology for mapping crops using LST, the Day datasets (hereafter LST-Day) were also analyzed solely by focusing only on the variation between days rather than intra-day. The Python script is available in our repository at www.bitbucket.org/geopaitos/python-remotesensing.

Temporal profiles of LST-Day and LST-Difference for LCCs

In this step, seasonal profiles of LST-Day and LST-Difference for each LCC were analyzed, there are four cases: LST-Day and LST-Difference for Terra and Aqua. In order to minimize the irradiance variation, the samples were acquired at about the same latitude (-23°40' to -25°10').

The soil classes were summarized into clay and medium texture due to the intrinsic capacity of water retention which is a key factor for heat transferring between surfaces. Within the study region, not all the LCCs occurs on the two considered soil types, so that, only sugarcane, forest and annual agriculture were analyzed for both soil classes and pasture only for the medium texture soils. Moreover, the annual agriculture on medium texture soils is seldom verified, due to this the samples may carry great uncertainty derived from the intrinsic heterogeneity and small acreage. Additionally, a special care was taken on sampling Forests, based on the assumption of its leaf area index (LAI) steadiness over a season, an ancillary images of VIs were used for selecting Forests whose VI were similar among samples despite of the soil class.

Using season statistics images for mapping LCCs

The chosen period is expected to comprehend the maximum phenology variation of the most dynamic classes (summer annual agriculture, sugarcane and pasture). The sowing and harvest of annual crops are within this period, sugarcane can present considerable variation as well, pasture and forest tend to be steadier than annual and semi-perennial agriculture. The sefactors will allow us to use time-series descriptive statistics for separating classes.

The metrics peer (LST-Day or LST-Difference) with satellite (Terra or Aqua) that yielded better results were used for mapping and hence validation. The measures adopted for assessing the LST variation for both intra and inter-daily throughout the time-series are the variance and median. In this sense, a more steady land cover class (e.g. Forest) is likely to show lower phenology variance than agriculture during a given season, due to this, variance can be a good measure to assess the phenology steadiness. Moreover, the median would separate the steady classes due to their lower and higher LST over time. For the studied season, the statistics were calculated in a pixel basis resulting in one variance (σ^2) and one median image for the season. Then, we combined these two datasets by testing thresholds for better separating the classes. The validation scheme was the simply comparison between the yielded and base maps. The outputs for the analysis are a difference map and contingency tables.

RESULTS AND DISCUSSION

LST-Day and LST-Difference temporal profiles for LCCs

The variances and medians of all time-series are presented in the Table 1 and the temporal profiles in the Figure 1. Even though not all LCCs are representative over the considered soil types, Forest-clay and Forest-medium could be used efficiently to assess the soil texture influence on the LST behaviour throughout the season. As observed in the Figure 1, for all combinations the separation between Forest and the other targets were clear and effective, moreover, the Forest-clay class usually presented lower LST-Day and LST-Difference than Forest-medium. This let us assume that clay textures lead to slower heat transferring between surfaces due to its higher water retention capacity than of the medium texture soils (MURRAY; VERHOEF,

2007). As we are not concerned on assessing the LST data quality which has been already assured (WAN, 2014), it is unnecessary to rely on meteorological stations temperature data, hence, the Forest behaviour throughout the season serves as a comparative pattern for the other classes. Considering this assumption and analyzing the plots in the Figure 1, we could observe a reasonable correlation among the other LCCs and Forests.

As observed in the Table 1, the Annual-clay class shows the higher variance for all the four cases whereas Forest classes show the lowest variances as expected. The odd output is the class Annual-medium whose variance differs considerably from the Annual-clay. However, the Annual-medium class as previously mentioned is unlikely to exist in the study area; therefore, the samples are too small due to the limited acreage. Additionally, as annual agriculture is not traditional in the medium texture area, the sowing and harvest dates do not follow a strict pattern since they are higher dependent on the rain occurrence during the expected sowing season. For these reasons, the Annual-medium class analysis is inconclusive. Other important observation is in how the variance between classes differs in each of the four cases. The peer Aqua-Difference yielded the highest amplitudes between classes for both variance and median, being so chosen for further analysis and mapping.

Some factors explain such behaviour differences between the four combinations. The use of nighttime data presents an information gain about the land surface. As reported by Wang *et al.* (2006), difference between day and night temperatures can be closely related to the surface moisture. In our case, the surface moisture comprises both soil and plant. Since health vegetation together with its LAI is also correlated with moisture, the LST-Difference can also be related to the canopy and soil moisture together. For these reasons, LST-Difference yielded better results than LST-Day.

Regarding the difference in the performance between Terra and Aqua datasets, there are some reasons for that. The Terra satellite acquire images from the land about 10:30 and 22:30 whereas Aqua at 13:30 and 1:30. This means that at the moment of the Aqua passage during the day the land received 3 more hours of irradiance than when Terra passes. Moreover, these three hours are indeed the most intensive which means closer to solar nadir. This can be observed when comparing the LST-Day plots of Terra and Aqua (Figure 1) where the latter usually presents higher values.

Variance amplitudes could clearly separate Forests (lowest variances) and Sugarcane and pasture (medium variances) from Annual agriculture (higher variances), as seen in the Table 1. Then, to effectively separate Forests from the other classes, the medians were used. As sugarcane does not represent large areas in the studied region, we simplified the final results by clumping sugarcane and pastures. Even so, four classes (Annual, Sugarcane, Pasture and Forests) could be separated by a thresholds combination of median and variance. The threshold selection was performed by trial and error yielding the following results: 1°) $\sigma^2 > 21$ separates Annual agriculture and $\sigma^2 < 7$ for Forests and Pasture; 2°) for the remaining LCCs we used as median thresholds the following rules: *median* < 13.5 to isolate Forests from Pastures; 3°) and finally, *median* > 17.1 isolates Sugarcane. After these findings, we proceeded with the mapping task.

Table 13. LST time-series statistics for LCCs.

Tabela 1. Estatísticas das séries temporais de LST para as LCCs.

	Terra – Day		Terra – Difference		Aqua – Day		Aqua – Difference	
	Median	Variance	Median	Variance	Median	Variance	Median	Variance
AM	31.62	14.60	13.89	8.22	35.73	12.65	19.00	10.15
AC	30.98	26.41	13.70	19.72	36.05	32.23	19.26	33.23
SC	30.79	15.95	12.32	10.32	35.17	12.63	17.75	14.40
SM	30.84	14.87	12.37	7.65	34.63	12.32	18.28	10.86
FC	25.18	10.74	9.45	4.62	30.13	8.04	13.37	6.51
FM	27.14	11.19	7.85	5.15	26.80	8.62	11.56	3.77
PM	31.58	17.58	14.04	7.59	35.05	12.26	17.93	5.38

A = Annual, S = Sugarcane, F = Forest and P = Pasture. M = medium and C = clay.

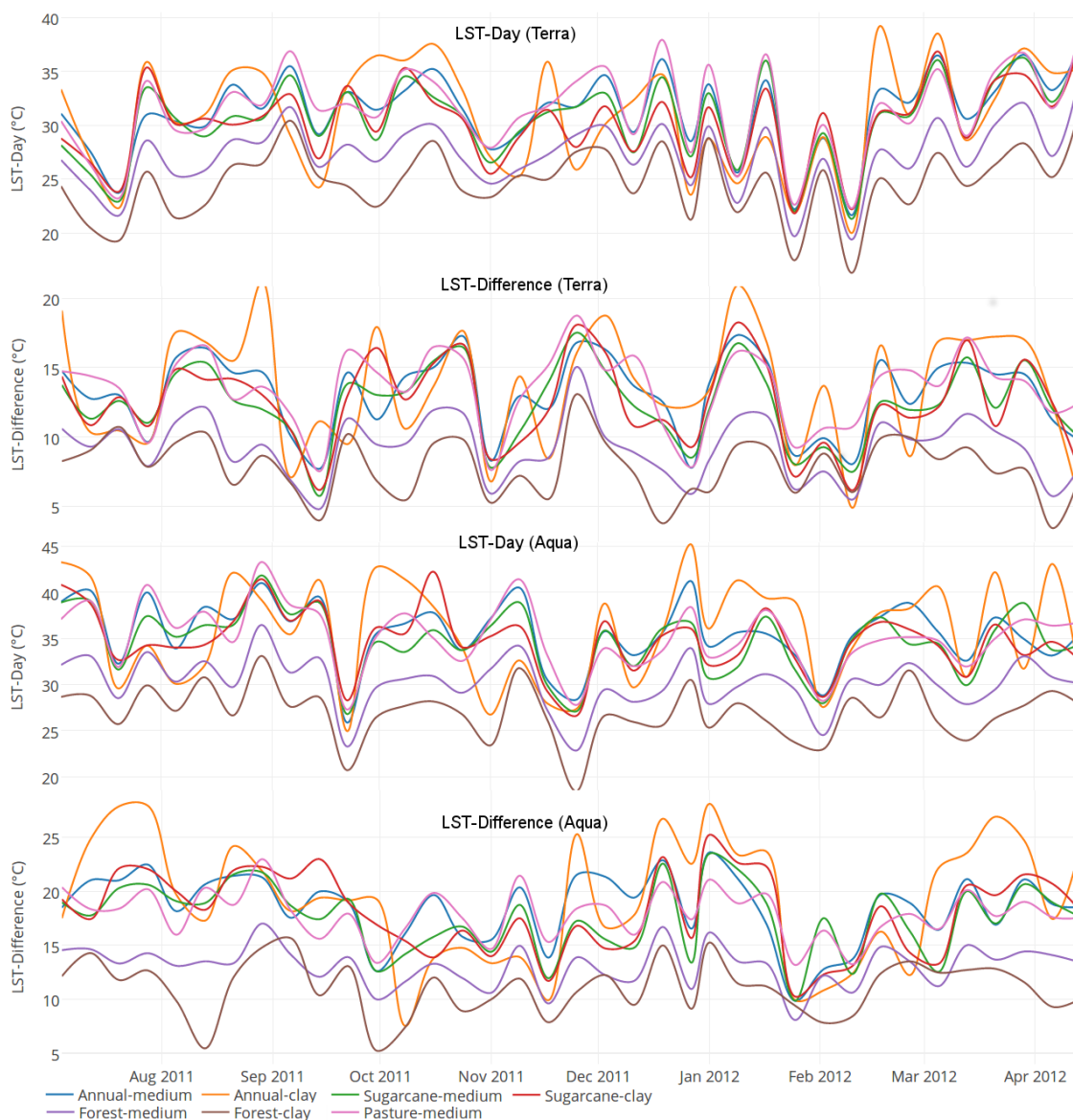


Figure 12. LST time-time series for LCCs.
 Figura 1. Séries temporais de LST para as LCCs.

Mapping and performance analysis

Accuracy assessment of maps derived from coarse resolution images, as observed by Xiao *et al.* (2005) is a daunting task due to the LCCs fragmentation and spectral-mixing in the pixel. To validate the proposed method, we compared the MCD12Q1 map to the one yielded by our method. However, several factors tend to ruin such analysis. The percentage of agreement between base and produced map is not straightforward comparable. There are some municipalities where some classes are almost inexistent, then, a simple commission or omission errors lead to great percentage error. Due to this reason, we presented the yielded map (Figure 2) and a table resuming the results and errors (Table 2) aggregated by microregions.

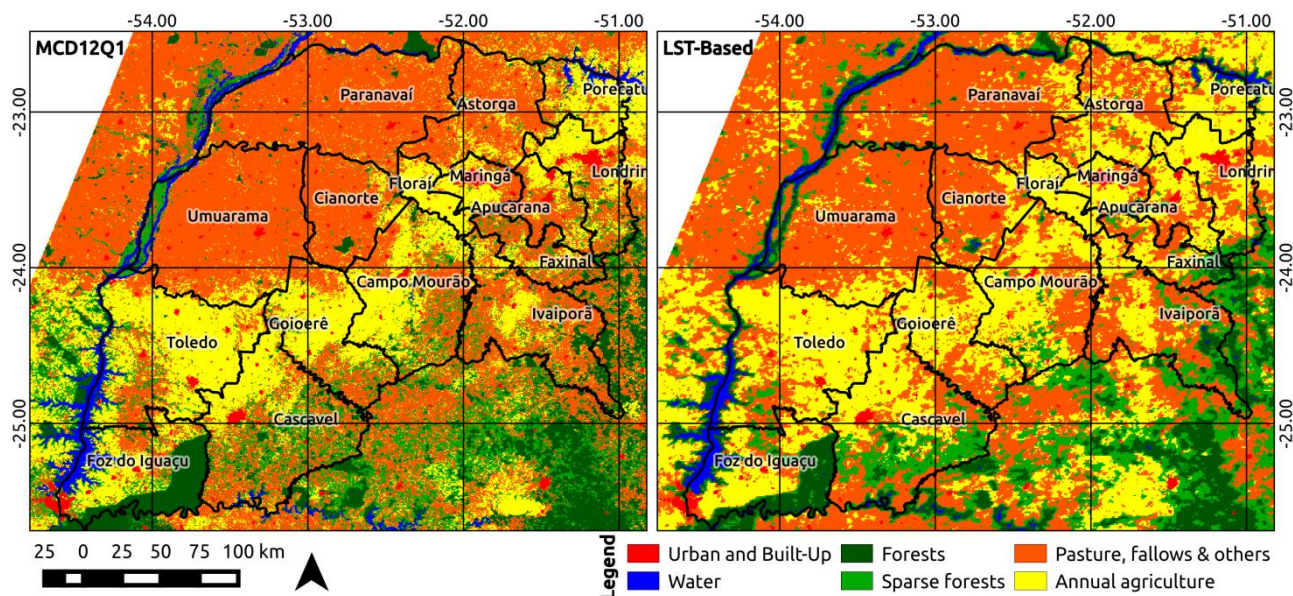


Figure 13. MCD12Q1 and LST-Based maps.

Figura 2. Mapa do MCD12Q1 e mapa gerado usando a metodologia baseada em LST.

With regards to agreement, the map derived from LST tends to fail where different classes comprise more complex mosaics (noncontiguous) or where a specific class is rare. For both cases, the reason that leads to error is the same, this is caused due to the MODIS-LST product inaptitude on detecting small areas; moreover, the surrounding targets exerts heavy influence on the central pixel by contaminating it, even more than in optical products (DENG and WU, 2013), it is a property of the heat which is always changing towards the equilibrium. In short, abrupt transitions between adjacent targets are unlikely to occur in thermal products. The Table 2 resumes the results seen in the Figure 1.

Table 14. Agreement percentage between methods for each class aggregated by microregions.

Tabela 2. Concordância percentual entre os métodos para cada classe agrupadas em microrregiões.

	Forest			Sugarcane / Pasture			Agriculture		
	MCD (ha)	LST (ha)	%	MCD (ha)	LST (ha)	%	MCD (ha)	LST (ha)	%
Paranavaí	22840.0	40810.3	178.7	909832.3	804050.1	88.4	51447.5	116206.4	225.9
Umuarama	47303.1	40711.6	86.1	871223.3	795956.0	91.4	66277.4	132669.4	200.2
Cianorte	19871.6	7950.0	40.0	344877.6	319414.7	92.6	40503.0	74686.9	184.4
Goioerê	57232.7	17074.7	29.8	165524.8	194016.3	117.2	261911.6	234688.8	89.6
C. Mourão	107380.8	41876.3	39.0	255463.9	258924.6	101.4	337962.2	348733.8	103.2
Astorga	12613.5	9311.2	73.8	393686.5	278243.8	70.7	98698.3	214565.3	217.4
Porecatu	15639.3	8720.2	55.8	60916.8	65209.9	107.0	136081.1	120575.5	88.6
Floraí	2088.9	353.4	16.9	13700.1	26425.6	192.9	113076.1	63058.9	55.8
Maringá	5336.2	775.7	14.5	56504.5	57190.4	101.2	79685.6	91071.5	114.3
Apucarana	21535.1	13884.3	64.5	127710.8	90291.9	70.7	69341.3	116257.0	167.7
Londrina	47651.7	20012.1	42.0	126620.9	124465.7	98.3	157030.9	173364.2	110.4
Faxinal	40840.4	35521.4	87.0	137929.8	95996.2	69.6	47000.7	74137.8	157.7
Ivaiporã	124476.0	102551.8	82.4	358846.5	316367.0	88.2	130136.5	153473.2	117.9
Toledo	81780.9	40390.1	49.4	177842.2	243357.5	136.8	555513.4	494837.5	89.1
Cascavel	264962.1	219036.4	82.7	328894.6	291915.6	88.8	235051.9	296879.2	126.3
Foz do Iguaçu	237976.0	55326.4	23.2	88487.0	103256.6	116.7	165158.1	182794.9	110.7

Note: the percentages are calculated considering MCD acreage as reference.

In the Table 2, percentages above and below 100 % represents overestimation and underestimation by the

LST method, respectively. From the Table 2 analysis, it is clear that the microregions whose texture soil is medium, such as Paranavaí, Umuarama, Cianorte and Astorga, presented lower agreement for agriculture. This is a case II situation; so, simple commission or omission errors lead to low agreement. For regions which show high Forest fragmentation such as Maringá, Floraí and Goioerê the LST method fails by underestimating such small isolated areas. From the Figure 2 and Table 2 coupled analysis, we can conclude that the LST derived method performance is highly dependent on the adjacency and acreage of the LCCs. In short, the more aggregated the areas, the less susceptible to contamination, the more efficient is the LST derived method.

CONCLUSIONS

We proposed a method for mapping LCCs using only time-series analysis of MODIS-LST data. Then, to separate classes we relied on the calculation of the time-series variance and median which are effective in representing the time-series unsteadiness and central trend, respectively. This simple statistic applied to the thermal domain were not yet in depth explored, thus, the present work brought new findings about temperature and vegetation relationships over time. The proposed method does not prove itself on being more efficient on mapping agriculture than traditional VIs methods, however, on achieving good results, it demonstrates that thermal data can effectively translate biophysical attributes of vegetation using a different physical basis. The analysis showed that Forests has lower seasonal temperature variation than annual agriculture, pasture and sugarcane stay in the middle of this variance scale. So, for future works, Forests can be used as a proxy for assessing the climate variation over an area since it shows lower variance than other targets, this helps to dissociate the thermal variability into climatic and phenology components.

The analysis let us conclude that the difference between daytime and nighttime temperatures is more suitable than daytime solely on dissociating land cover classes. Further, MODIS-Aqua data were more responsive to intra-daily temperature variation than MODIS-Terra due to the time of satellites passage over the area. Day temperature is usually higher at 13:30 than 10:30 due to the accumulated irradiance, for this reason Aqua showed better results and were then used for mapping the area.

As main drawback, the method performance is strongly influenced by neighbour contamination on a central pixel, so, the boundaries between classes are not so clear when compared to optical remote sensing. This is due to the low spatial resolution of the sensor and the fact that heat is physically always flowing towards equilibrium. Indeed, despite the shortcomings, the proposed method uses non-traditional datasets for mapping vegetation classes achieving good results depending on the target. Moreover, this approach can be combined to traditional methods yielding better results and furthering the biophysical relations between vegetation and the electromagnetic spectra.

REFERENCES

- DENG, C.; WU, C. Examining the impacts of urban biophysical compositions on surface urban heat island: A spectral unmixing and thermal mixing approach. *Remote Sensing of Environment*, v. 131, p. 262-274, 2013.
- EZZINE, H. *et al.* Seasonal comparisons of meteorological and agricultural drought indices in Morocco using open short time-series data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 26, p. 36-48, 2014.
- FRIEDL, M. *et al.* Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, n. 1-2, p. 287-302, 2002.
- KOGAN, F. Application of vegetation index and brightness temperature for drought detection. *Advanced Space Research*, v. 15, n. 11, p. 91-100, 1995.
- KUENZER, C.; DECH, S. (Org.). *Thermal Infrared Remote Sensing*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. v. 17. 537 p.
- LAMBIN, E.F.; EHRLICH, D. The surface temperature-vegetation index space for land cover and land-

- cover change analysis. *International Journal of Remote Sensing*, v. 17, n. 3, p. 463-487, 1996.
- MURRAY, T.; VERHOEF, A. Moving towards a more mechanistic approach in the determination of soil heat flux from remote measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 147, n. 1-2, p. 80-87, 2007.
- NEMANI, R.; RUNNING, S. Land cover characterization using multitemporal red, near-IR, and thermal-IR data from NOAA/AVHRR. *Landscape Parametrization*, v. 7, n. February, p. 79-90, 1997.
- SANDHOLT, I. *et al.* A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote Sensing of Environment*, v. 79, n. 2-3, p. 213-224, 2002.
- TANG, H.; LI, Z.-L. Quantitative Remote Sensing in Thermal Infrared. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2014. 281 p.
- TUCKER, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.
- WAN, Z. New refinements and validation of the collection-6 MODIS land-surface temperature/emissivity product. *Remote Sensing of Environment*, v. 140, p. 36-45, 2014.
- WAN, Z. *et al.* Using MODIS Land Surface Temperature and Normalized Difference Vegetation Index products for monitoring drought in the southern Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, n. 1, p. 61-72, 2004.
- WANG, K.; LI, Z.; CRIBB, M. Estimation of evaporative fraction from a combination of day and night land surface temperatures and NDVI: A new method to determine the Priestley–Taylor parameter. *Remote Sensing of Environment*, v. 102, n. 3-4, p. 293-305, 2006.
- WARDLOW, B.D.; EGBERT, S.L. Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: An assessment for the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 3, p. 1096-1116, 2008.
- XIAO, X. *et al.* Mapping paddy rice agriculture in southern China using multi-temporal MODIS images. *Remote Sensing of Environment*, v. 95, n. 4, p. 480-492, 2005.

MENSURAÇÃO DE *Eucalyptus spp.* EM UMA PARCELA CIRCULAR A PARTIR DE DADOS DA VARREDURA MÚLTIPLA LASER TERRESTRE

MEASUREMENT OF *Eucalyptus spp.* IN A CIRCULAR PLOT OF DATA FROM MULTIPLE SCAN TERRESTRIAL LASER

André Leonardo Bortolotto Buck^{1,2}, Matheus Nunes Silva², Christel Lingnau¹, Álvaro Muriel Lima Machado¹, Rorai Pereira Martins Neto³, Vagner Alex Pesck¹

Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Lothário Meissner, 900, 80210-170 - Curitiba, PR, Brasil,
andre.buck@sulflorestas.com.br / lingnau@ufpr.br / alvaroml@ufpr.br / vagnerapesck@hotmail.com
Sul Florestas, Avenida Papa João XXIII, 1555, 88505-200 - Lages, SC, Brasil,
matheus.silva@sulflorestas.com.br

Universidade do Estado de Santa Catarina - CAV/UDESC, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000 - Lages – SC, rorai.neto@gmail.com

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo realizar a mensuração de 5 árvores de *Eucalyptus spp* a partir da varredura múltipla *laser* terrestre de uma parcela circular de inventário florestal. A metodologia do estudo consistiu nas seguintes etapas: instalação da parcela; varredura *laser* terrestre; pré-processamento; processamento da nuvem de pontos e cubagem rigorosa pelo método de *Smalian*. Os resultados da aplicação da modelagem tridimensional da nuvem de pontos utilizando rede triangular irregular foram obtidos até o limite de aproximadamente 40% da altura total das árvores selecionadas. Esse resultado pode ter sido influenciado pela posição e distribuição dos alvos em campo, instalados dentro dos limites da parcela levantada. O método de cubagem de *Smalian*, quando comparado com o modelo tridimensional, superestimou o volume nas seções iniciais do tronco até a seção livre de galhos. A ausência de dados na parte superior da árvore remete a necessidade de modelos estatísticos de regressão para que sejam estimadas as seções do tronco e até mesmo realizada a reconstrução da parte superior da árvore para melhoria dos resultados obtidos na modelagem tridimensional.

Palavras-chave: Mensuração florestal, varredura *laser* terrestre, volume do tronco.

ABSTRACT

This study aimed to perform the measurement of five *Eucalyptus spp* trees from multiple terrestrial laser scanning of a circular forest inventory plot. The study methodology consisted of the following steps: plot installation; terrestrial laser scanning; preprocessing; processing of points cloud and cubage by the method of *Smalian*. The results of the application of three-dimensional modeling of points cloud using triangular irregular network were obtained up to a limit of approximately 40% of the total height of selected trees. This result may have been influenced by the position and distribution of targets in the field, installed within the boundaries of the surveyed parcel. The *Smalian* cubage method, when compared with the three-dimensional model, overestimated the volume in the initial sections of the stem up to a free section of branches. The data absence in the upper part of the tree refers to the need of statistical regression models to estimate the trunk sections and even to make the reconstruction of this portion, improving the results on three-dimensional modeling.

Keywords: Forest measurement, terrestrial laser scanner, trunk volume

INTRODUÇÃO

As técnicas biométricas para obter a volumetria de árvores de povoamentos florestais são bem conhecidas e comumente utilizadas pelas empresas florestais. Em florestas plantadas determinar o estoque atual, o incremento e a qualidade da madeira são imprescindíveis para um bom planejamento e gestão dos ativos florestais. Dada a grande extensão dos plantios métodos estatísticos são aplicados para obtenção das

estimativas das variáveis dendrométricas necessárias ao manejo (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997).

O diâmetro a altura do peito (DAP) e a altura total (Ht) das árvores são utilizados em modelos para prever o volume e o sortimento da madeira em parcelas e, por extrapolação estatística, do povoamento. Os modelos de volume ou função de forma são ajustados com dados obtidos na cubagem de árvores representativas, por meio de medidas diretas após o abate de árvores.

Os avanços tecnológicos nos sistemas *laser* terrestre (LICHTI *et al.*, 2000; LICHTI, GORDON e STEWARD, 2002; LICHTI, PFEIFER e MAAS, 2008) tem evidenciado o potencial do instrumento para mensuração florestal, contudo estudos voltados à obtenção automática de variáveis dendrométricas da nuvem de pontos ainda são necessários (HOPKINSON *et al.*, 2004), e as pesquisas científicas tem crescido a cada ano.

Equipamentos *laser scanner* terrestre são um meio de coleta de dados métricos eficiente e rápido (LIANG *et al.*, 2008) e tem aumentado as possibilidades para mensuração de árvores (KIRÁLY e BROLLY, 2010) em virtude do alto nível de detalhamento dos dados (BUCKSCH *et al.*, 2010).

Em florestas comerciais com estrutura menos complexa e pouco sub-bosque o levantamento de árvores utilizando varredura *laser* terrestre permite obter dados referente a geometria do tronco de maneira precisa e eficiente (MAAS *et al.*, 2008).

Por se tratar de uma tecnologia relativamente nova em aplicações florestais, metodologias vêm sendo propostas para isolar e filtrar árvores de uma nuvem de pontos e calcular diâmetros, alturas, seções transversais e volumes. Estudos como de Buck (2012) e Silva (2011) apresentam algoritmos para pré-processamento e processamento de nuvem de pontos de *Pinus spp.*

A obtenção de medidas que permitam o ajuste de modelos de volume ou afilamento é uma etapa importante no processamento da nuvem de pontos de árvores e diferentes formas foram propostas por Pfeifer e Winterhalder (2004), Aschoff *et al.* (2004), Silva (2011) e Buck (2012).

A aplicação dos processamentos de nuvem de pontos de árvores em dados levantados a partir de parcelas de inventário florestal de espécies plantadas remete a integração de diferentes métodos já desenvolvidos para que se torne factível a utilização de equipamentos *laser* terrestre como instrumentos de mensuração florestal.

Neste sentido, o estudo, a partir de nuvem de pontos levantadas por *laser* terrestre, busca definir uma parcela circular, selecionar árvores para cubagem por modelagem tridimensional e analisar os resultados comparando com a cubagem rigorosa realizada em campo por métodos convencionais.

Objeto de estudo

O objeto de estudo é composto por cinco árvores selecionadas para cubagem em campo de uma parcela circular de inventário florestal instalada em um povoamento clonal do híbrido *Eucalyptus camaldulensis* X *grandis*. O povoamento possui 4,5 anos de idade e espaçamento de plantio de 3,6 x 2,22m.

Metodologia

A metodologia do estudo consistiu nas seguintes etapas: Instalação da parcela; Varredura *laser* terrestre; Pré-processamento; Processamento da nuvem de pontos; Cubagem rigorosa (Smalian).

Instalação da parcela

A unidade experimental foi delimitada por uma parcela circular de 400 m² instalada no povoamento híbrido de *Eucalyptus spp.* As árvores da parcela foram demarcadas com tinta branca para indicar os limites da parcela, o ponto de medição de diâmetro (1,30 m) e a numeração dos indivíduos selecionados para cubagem,

servindo como referência para análise e validação dos dados (Figura 15A). Nesta etapa foram instalados alvos esféricos para posterior registro das nuvens de pontos geradas por varredura múltipla. Os alvos foram dispostos de maneira que fossem visualizados de todas as estações de varredura (Figura 15B).

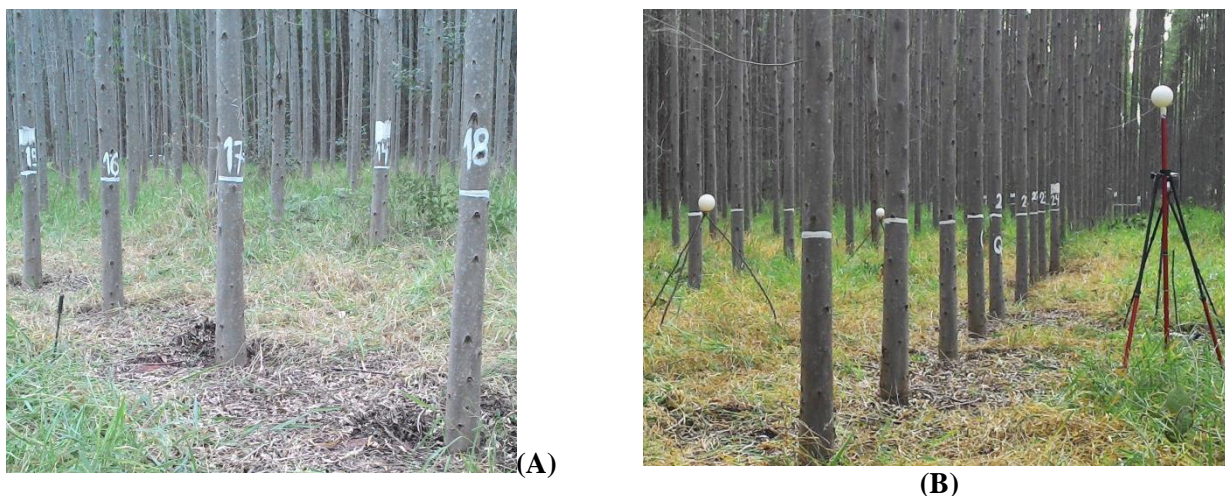


Figura 15. Instalação da parcela - (A) Árvores demarcadas por tinta branca (B) Alvos esféricos.

Figure 16. Plot installation - (A) Trees marked with white paint; (B) Spherical targets.

Varredura laser terrestre

O levantamento utilizando o equipamento *laser* terrestre (Figura 17A) foi composto por sete estações (Figura 17B). A parcela circular foi delimitada em campo com o raio de 11,28 m. O equipamento foi estacionado na entrelinha do plantio para o levantamento da primeira varredura em 360°, definindo o centro da parcela circular. As demais estações *laser* que compõe a varredura múltipla foram instaladas nos extremos da parcela (Figura 17B). As sete varreduras adotadas tiveram como objetivo a identificação de 100% das árvores na parcela.

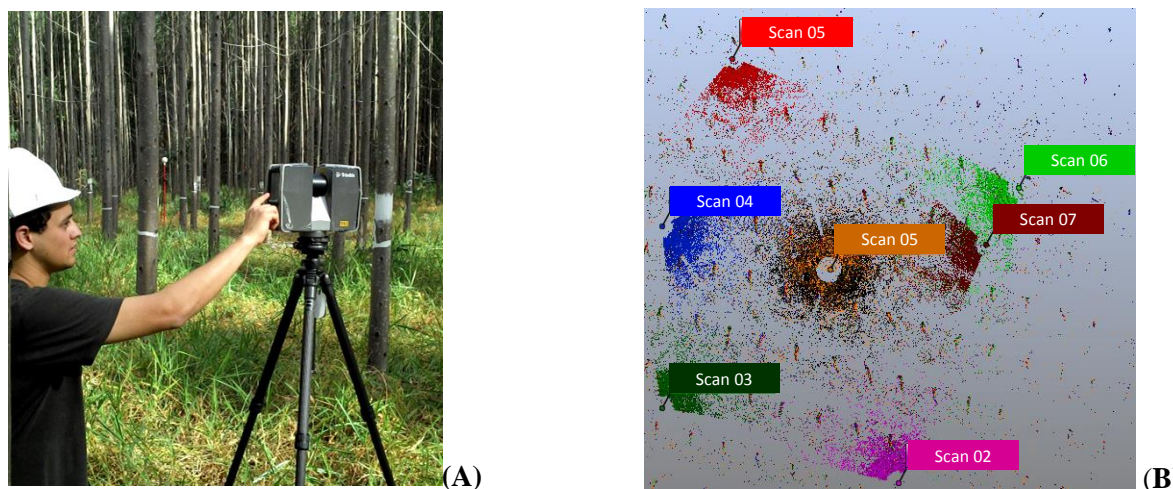


Figura 17. Levantamento utilizando *laser* terrestre. (A) Operação do equipamento em campo; (B) Localização das estações *laser* para composição da varredura múltipla em uma parcela circular.

Figure 2. Terrestrial laser survey. (A) Operation of equipment in the field; (B) Location of laser stations for composition of multiple scan in circular plot.

A resolução do scanner foi fixada em $\frac{1}{4}$, correspondendo a uma resolução angular de $0,036^\circ$ e uma resolução espacial de 6,283 milímetros para uma distância de 10 m do dispositivo. A taxa de aquisição de dados foi de 244.000 pontos por segundo. Com base nestas configurações a varredura central com registros fotográficos

foi realizada em aproximadamente 9 minutos. As demais varreduras foram realizadas em 4 minutos. Entre cada estação, o tempo de deslocamento e instalação do equipamento foi de aproximadamente 3 minutos.

Pré-processamento

O pré-processamento foi realizado de acordo com as etapas: registro das varreduras, delimitação da parcela, seleção das árvores para cubagem, filtragem de dados, e seccionamento de toras.

A primeira condição para se realizar o registro das varreduras foi estabelecer a varredura referência. Assim, neste estudo a varredura central foi empregada como varredura referência e as demais foram registradas a partir dos pontos de controle, alvos esféricos (Figura 15B).

Para a delimitação da parcela circular o raio de 11,28 metros do centro da parcela, local onde o *laser* foi instalado, foi definido como limiar para exclusão de pontos que estivessem fora deste limite. Como resultado a área de 400m² foi isolada da nuvem de pontos (Figura 18A). A marcação com tinta branca feita em campo possibilitou a identificação das árvores na varredura *laser*. A seleção dos indivíduos na parcela foi realizada de forma semi-automatizada, utilizando as ferramentas de edição da nuvem de pontos, seleção e recorte (Figura 18B **Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

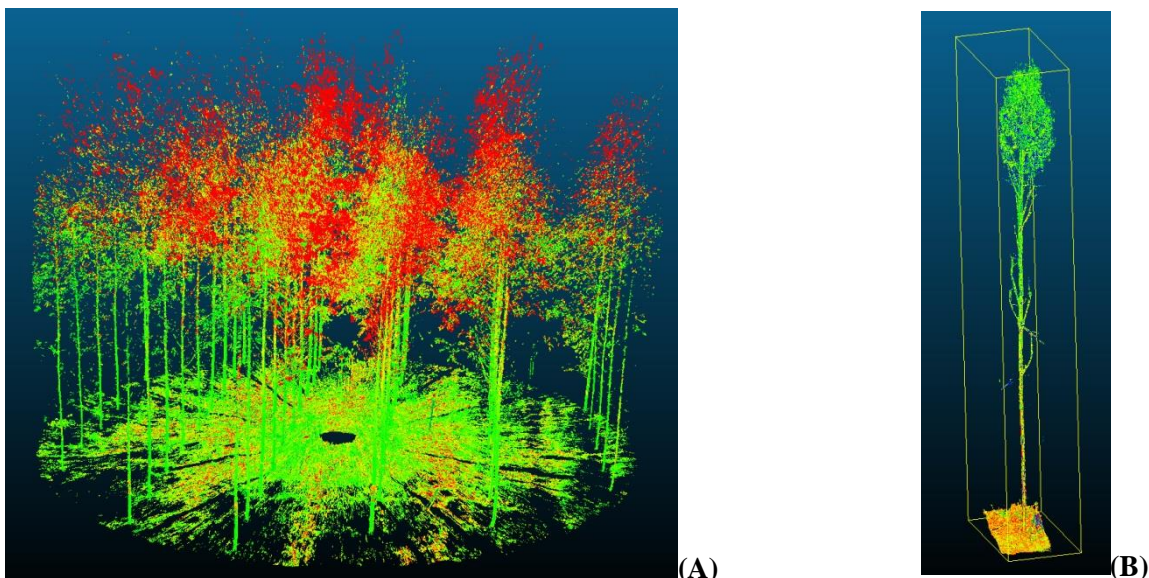


Figura 18. Pré-processamento. (A) Nuvem de pontos da parcela circular; (B) Árvore selecionada na parcela para cubagem.

Figure 3. Preprocessing. (A) Point cloud of the circular plot; (B) Tree selected in proportion to cube.

A filtragem dos dados para o isolamento da nuvem de pontos do tronco das árvores selecionadas para cubagem (Figura 19A) e o seccionamento dos troncos em toras de dois metros foi realizada aplicando o Filtro Distância Máxima - FDmax (Figura 19B) e o procedimento de separação em toras (Figura 19C) (BUCK, 2012).

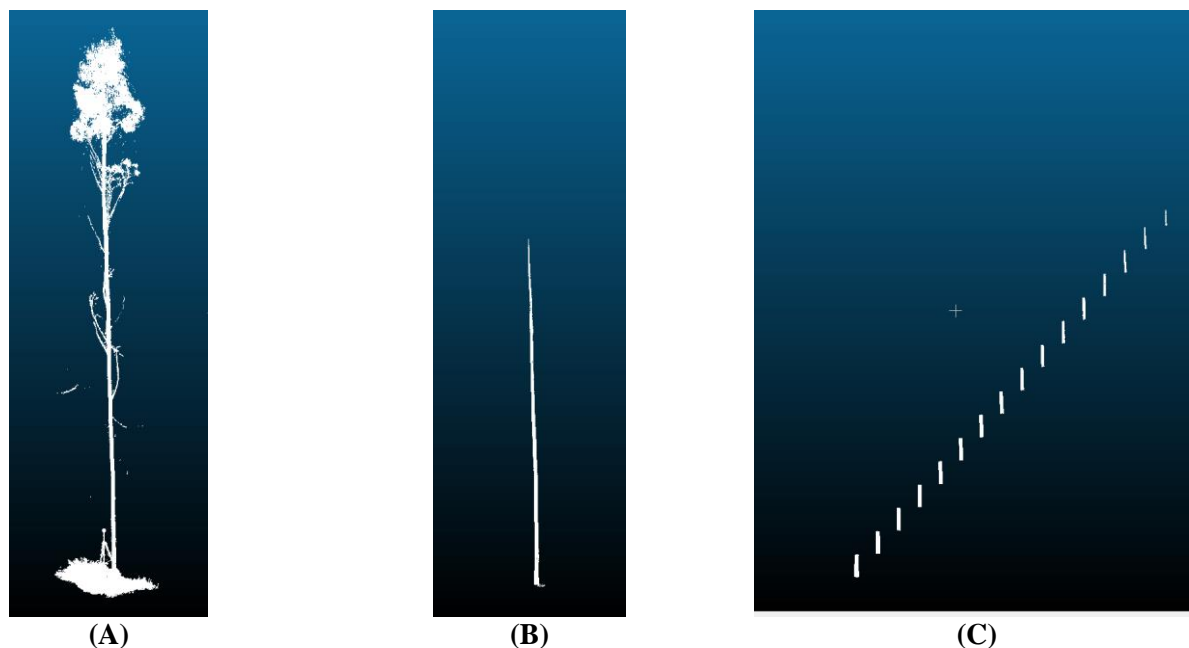


Figura 19. Pré-processamento. (A) Nuvem de pontos de uma árvore selecionada para cubagem; (B) Resultado da filtragem do tronco - FDmax; (C) Seccionamento do tronco em toras de 2 metros de comprimento.

Figure 4. Preprocessing. (A) Point cloud of a tree selected for scaling; (B) Result of filtering the trunk - FDmax; (C) severing the trunk into logs 2 feet long.

Processamento da nuvem de pontos

A modelagem das seções (toras) de dois metros a partir da altura de corte da árvore (20 cm) foi realizada empregando rede triangular irregular (EDELSBRUNNER, 2001; ASCHOFF *et al.*, 2004; BUCK, 2012). A modelagem tridimensional e o volume dos sólidos do tronco da árvore foram obtidos via processamento computacional no *software* 3DReshaper versão de avaliação.

Cubagem rigorosa

As árvores selecionadas para cubagem foram derrubadas e mensuradas com a fita métrica em seções de dois metros de comprimento para a realização da cubagem rigorosa empregando o método de *Smalian*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da aplicação da modelagem tridimensional da nuvem de pontos utilizando rede triangular irregular foram obtidos até o limite de aproximadamente 40% da altura total das árvores selecionadas. A partir desse limiar foi constatado que a interposição de galhos da copa na cena de varredura acaba prejudicando a coleta de pontos que representam a superfície do tronco nas porções superiores da árvore (Figura 20).

Analisando a nuvem de pontos de varredura múltipla da parcela foi possível constatar que o registro das varreduras está comprometido próximo ao referido limiar (40%), uma provável explicação para esse problema remete à posição e distribuição dos alvos que foram alocados dentro dos limites da parcela circular levantada em campo (raio de 11,28 m).

A cubagem rigorosa pelo método de *Smalian* em seções (toras) de dois metros de comprimento quando comparado ao modelo tridimensional apresentou valores maiores para a variável volume em todas as seções do tronco (Figura 20).

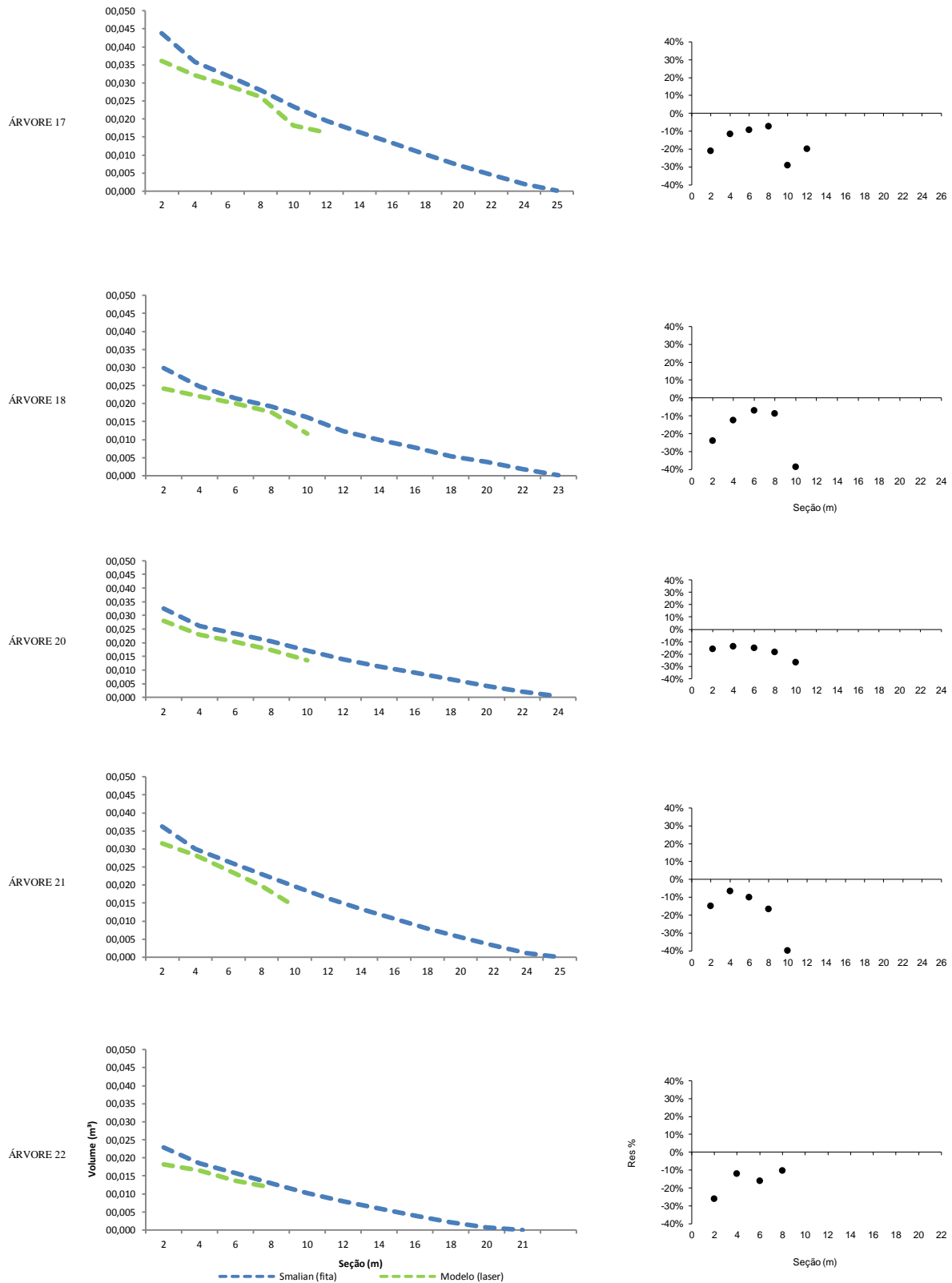


Figura 20. Perfil do tronco e distribuição de resíduos.
 Figure 5. Profile trunk and distribution of waste.

A distribuição dos resíduos foi realizada com base no volume determinado pelo *laser* (Figura 20). A análise dos gráficos permite atestar que o volume obtido pelo método de *Smalian* superestimou o volume de todas as toras modeladas. Cabe destacar que a maior diferença entre os métodos foi encontrada nas duas primeiras seções do tronco, local de maior valor agregado comercialmente. Buck *et al.*, (2012), comparando os resultados da modelagem tridimensional com métodos de cubagem e o valor paramétrico de volume obtido no Xilômetro, encontraram resultados semelhantes, constatando que o modelo tridimensional é o que mais se aproxima do volume real das primeiras toras.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A modelagem tridimensional utilizando rede triangular irregular para obtenção do volume foi realizada até o limite de aproximadamente 40% da altura total das árvores selecionadas para o estudo.

O método de cubagem de *Smalian*, quando comparado com o modelo tridimensional, superestimou o volume nas seções iniciais do tronco até a seção livre de galhos.

A posição e distribuição dos alvos em campo podem ter influenciado no registro das varreduras e comprometido a união das nuvens de pontos.

A ausência de dados a partir do limiar de 40% da altura total da árvore remete ao estudo do desenvolvimento de modelos estatísticos de regressão para que sejam estimadas as seções do tronco nessa porção da árvore.

A reconstrução da parte superior da árvore deve ser estudada para melhoria dos resultados obtidos na modelagem tridimensional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Eldorado do Brasil pela infraestrutura disponibilizada para a realização deste trabalho e a Santiago e Cintra pela disponibilização de pessoal e do equipamento *Laser* TRIMBLE TX5 para a coleta de dados.

REFERÊNCIAS

- ASCHOFF, T. *et al.* Describing forest stands using terrestrial laser-scanning. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. 35, comm. 5, p. 237- 241, 2004.
- BUCK, A.L.B. *Análise de métodos de filtragem em dados laser scanner terrestre aplicados à modelagem tridimensional do tronco de Pinus spp.* 2012. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Ufpr, Curitiba, 2012.
- BUCK, A.L.B. *et al.* Avaliação da modelagem tridimensional do tronco de *Pinus elliottii* a partir de dados laser terrestre. *Revista Ambiente*, v. 8, p. 549-557, 2012.
- BUCKSCH, A.; FLECK, S.; RUMPF, S.; RADEMACHER, P. Woody biovolume extraction from laser scanned trees. In: SILVILASER 2010, 10., 2010, Freiburg, Proceedings... Freiburg: SILVILASER 2010. 1 CD-ROM.
- EDELSBRUNNER, H. *Geometry and Topology of Mesh Generation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 209 p. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?id=v6BybEYVGqYC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 25/10/2011.
- HOPKINSON, L. *et al.* Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Can. J. For. Res.*, v. 34, p. 573-583, 2004.
- KIRÁLY, G.; BROLLY, G. Volume calculations of single trees based on terrestrial *laser* scanning. In: SILVILASER, 10°, 2010, Freiburg. Proceedings... Freiburg, 2010. 1 CD-ROM.
- LIANG, X. *et al.* Plot-Level trunk detection and reconstruction using one-scan-mode terrestrial laser

scanning data. International Workshop on earth observation and remote sensing applications. Beijing – China, 2008.

LICHTI, D. D. *et al.* Ground-based laser scanners: operation, systems applications. *Geomatica*, v. 56, p. 21-33, 2002.

LICHTI, D. D. *et al.* Benchmark tests on a three-dimensional *laser* scanning system. *Geomat. Res. Aust.*, v. 72, p. 1-23, 2000.

LICHTI, D. *et al.* ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing theme issue “Terrestrial Laser Scanning”. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, v. 63. p. 1-3, 2008 (Editorial).

MAAS, H.-G. *et al.* Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, v. 29, n. 5, p. 1579-1593, 2008.

PELLICO NETTO, S.; BRENA, D.A. *Inventário Florestal*. 1ª. ed. Curitiba - Pr, 1997. v. 1. 316 p.

PFEIFER, N.; WINTERHALDER, D. Modelling of tree cross sections from terrestrial *laser* scanning data with free-form curves. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. 36, n. 8/w2. Freiburg, 2004.

SILVA, M.N. *Aplicação de laser scanner terrestre para determinação de variáveis dendrométricas em Pinus spp.* 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, UFPR, Curitiba, 2011.

MÉTODO DE PRODAN EM INVENTÁRIO FLORESTAL A PARTIR DE VARREDURAS SIMPLES COM LASER SCANNER TERRESTRE

PRODAN'S METHOD IN FOREST INVENTORY SCANNED WITH TERRESTRIAL LASER SCANNER

Vagner Alex Pesck¹⁻⁵, André Leonardo Bortolotto Buck¹, Christel Lingnau², Alvaro Muriel Lima Machado³, Roraí Pereira Martins Neto⁴, Rafael Romualdo Wandressen¹

¹Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – UFPR; Av. Prefeito Lothário Meissner, 900 - 80210-170 – Jardim Botânico – Curitiba – PR, Brasil. vagnerapesck@hotmail.com, andre.buck@sulflorestas.com.br, rafaelwand@gmail.com .

²Departamento de Ciências Florestais – UFPR; Av. Prefeito Lothário Meissner, 900 - 80210-170 – Jardim Botânico – Curitiba – PR, Brasil. lingnau@ufpr.br

³Departamento de Geomática – UFPR; Rua Cel. Francisco H dos Santos s/n 81531-990 – Jardim das Américas – Curitiba – PR, Brasil. alvaroml@ufpr.br

⁴Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UDESC/CAV, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000 – Lages, SC, Brasil; rorai.neto@gmail.com

⁵Departamento de Engenharia Florestal - UNICENTRO: BR 153, Km 7, Bairro Riozinho, 84500-000 – Irati-PR, Brasil. vapesck@unicentro.irati.br

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo avaliar a aplicação da amostragem em inventário florestal pelo Método de Prodan a partir de dados de varredura laser terrestre em um povoamento de eucaliptos. Os dados de DAP e altura total foram coletados em povoamentos com um espaçamento de 3,6 m x 2,2 m e idades de 2, 4,5 e 5,5 anos. O DAP na unidade amostral foi obtido a partir da modelagem tridimensional da nuvem de pontos, por meio do algoritmo da distância máxima e os resultados foram comparados com os diâmetros mensurados com a suta. A área basal média para as idades de 2 anos (*E. grandis*), 2 anos (*E. urophylla*), e 5,5 anos (*E. urograndis*) determinada pelo Método de Prodan a partir dos dados laser resultou em uma superestimativa. Porém, para a idade de 4,5 anos (*E. urograndis*), o valor obtido pelo Método de Prodan foi subestimado. A determinação do número médio de árvores por hectare houve variação tanto para mais como para menos em comparação com o método tradicional.

Palavras-chave: Pontos de solo, filtragem, varredura laser terrestre.

ABSTRACT

The research aimed to evaluate the sampling in forest inventory method by Prodan from terrestrial laser scan data in a stand of Eucalyptus trees. The data of DAP and total height were collected in stands with a spacing of 3.6 m 2,2 m at 2, 4.5 and 5.5 years. DAP in the sampling unit was obtained from the three-dimensional point cloud model by means of the algorithm of the maximum distance oils results were compared with the diameters measured with calipers. The average basal area for ages 2 years (*E. grandis*), 2 years (*E. urophylla*), and 5.5 years (*E. urograndis*) determined by the method of Prodan from the laser data resulted in an overestimate. However, for the age of 4.5 years (*E. urograndis*), the value obtained by the method of Prodan was underestimated. The determination of the average number of trees per hectare was no change for more for less as compared to the traditional method.

Keywords: Ground points, filtering, terrestrial laser scanning.

INTRODUÇÃO

A varredura laser terrestre é uma ferramenta promissora para obter a geometria do tronco das árvores para fins de mensuração florestal. Os dados que comumente são coletados por meio de medições manuais demandam muito tempo e várias equipes em campo. Assim, a realização do inventário florestal a partir dos avanços

tecnológicos a respeito da transmissão remota de dados, *hardware* e *software*, a varredura *laser* terrestre (VLT) é sem dúvida uma alternativa que propõe rapidez e métodos não destrutivos para a obtenção de dados.

Ao contrário da varredura *laser* aerotransportado a varredura *laser* terrestre ainda é pouco usada no Brasil na área florestal para fins de mensuração. A falta de rotinas de processamento e análise de dados implementados para a realidade brasileira e adequados para os plantios florestais, faz do uso desta tecnologia um impedimento. Assim que estas questões tiverem sido equacionadas, e os resultados gerados a partir delas serem precisos e eficientes, a adesão de médios a grandes empreendimentos florestais se fará com grande velocidade (RODRIGUES *et al.* 2010).

A varredura *laser* terrestre oferece um potencial para medições tridimensionais (3D) em pequenas áreas com elevado grau de detalhamento (FLECK *et al.*; 2011; JUNG *et al.*;2011; SCHILLING *et al.*,2012;KANKARE *et al.*, 2013). A VLT utiliza da tecnologia *LiDAR* que é a detecção de luz e velocidade, capaz de adquirir informações estruturais 3D de alta resolução com um nível de detalhe que é consideravelmente superior a plataforma aerotransportada (LICHTI *et al.*, 2002), sendo possível a mensuração das características mais importantes de uma árvore e sua geometria no ponto de vista do inventário florestal, tais como diâmetros a diferentes alturas, localização na parcela, altura , densidade, área basal e volume (HOPKINSON *et al.*, 2004;. PFEIFER e WINTERHALDER, 2004; VASTARANTA *et al.*, 2009; DASSOT *et al.*, 2011;LIANG *et al.*, 2012).

Recentemente, o uso da VLT foi intensificado para analisar a topologia das árvores em 3D, estrutura de copa e volume de ramos (BUCKSCH *et al.*, 2010; SCHILLING *et al.*, 2012). A VLT se concentrou quase que exclusivamente em árvores adultas ou povoamentos adultos. Em florestas jovens e espaçadas sistematicamente, ainda não foram realizados estudos para avaliar tais condições.

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar a aplicabilidade da amostragem em inventário florestal pelo método de Prodan utilizando dados de varredura laser.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no município de Três Lagoas – MS, nas áreas de plantios comerciais de *Eucalyptus* spp. da empresa Eldorado Celulose e Papel S.A.

O relevo da área é predominantemente plano a suave ondulado. O trabalho de campo foi realizado em um povoamento de *Eucalyptus* spp. (Figura 1), com espaçamento 3,6 m x 2,2 m, nas idades de 2, 4,5 e 5,5 anos. As idades escolhidas (Tabela 1) para coleta dos dados é em função do inventário florestal que são realizados periodicamente pela empresa, para quantificação de volume e prognose do crescimento e produção.

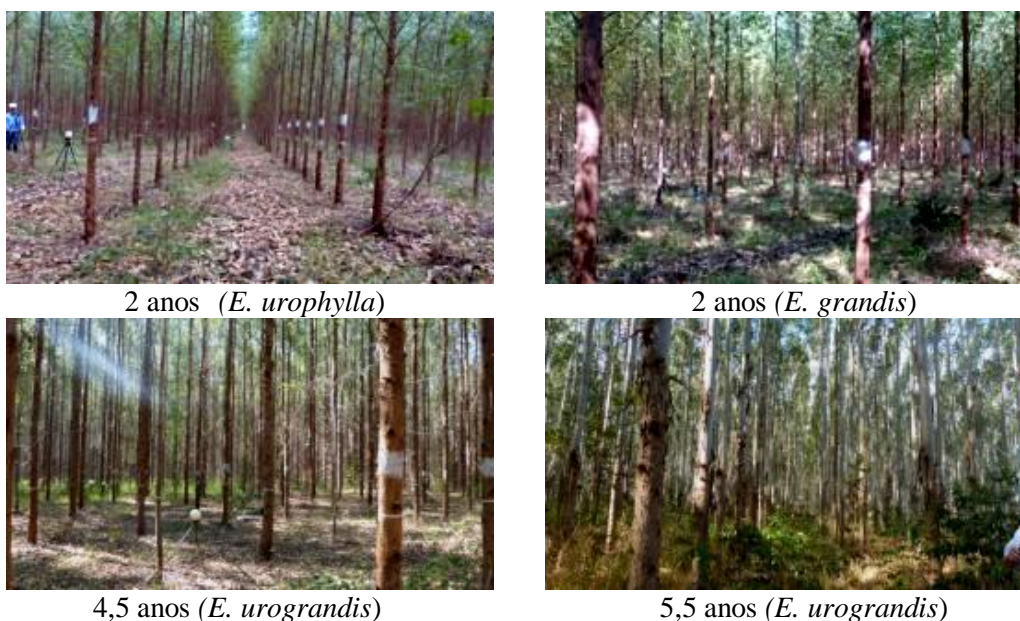


Figura 1. Plantios de *Eucalyptus* spp.
Figure 1. *Eucalyptus* spp plantation.

Tabela 1. Dados de idade e espécie dos povoamentos de *Eucalyptus* spp.
 Table 1. Age and species of *Eucalyptus* spp plantation.

Fazenda	Número do Talhão	Idade (anos)	Espécie	Número da Parcela
Sta. Iracema	08	2,0	<i>Eucalyptus grandis</i> *	1 e 2
	09	2,0	<i>Eucalyptus urophylla</i>	3 e 4
Jatobá	08	4,5	<i>Eucalyptus urograndis</i>	5 e 6
Campo Limpo	13	5,5	<i>Eucalyptus urograndis</i>	7 e 8

*Árvores sem desrama.

As árvores da parcela (Figura 1) foram numeradas e marcadas na altura do DAP, para fins de validação dos resultados obtidos dos dados laser. Dados sobre as variáveis dendrométricas referentes ao diâmetro a altura do peito (DAP), a altura total e a altura dominante, assim como descrições sobre a qualidade do fuste (tortuosidade e bifurcação) foram coletados de forma convencional para comparação dos resultados.

A varredura laser foi realizada com o equipamento *Laser scanner* Trimble modelo TX5 (Figura 2). Os scanners baseados no método da diferença de fase funcionam a partir da seguinte comprovação: a medida de diferença de fase, entre os sinais transmitidos e refletidos, da parte fracional do comprimento total, é menor que o valor da parte inteira do comprimento de onda modulada (WUTKE, 2006).



Figura 2. Equipamento laser scanner Trimble TX5.
 Figure 2. Trimble TX5 equipment laser scanner.

O campo de visão de cada varredura foi de 310° na vertical e 360° na horizontal. A resolução do scanner foi fixada em 1/4, correspondendo a uma resolução angular de 0,036° e uma resolução espacial de 6,283 milímetros para uma distância de 10 m do dispositivo. A taxa de aquisição de dados foi 244.000 pontos por segundo.

Método de Amostragem de Prodan

O método das 6 árvores foi elaborado por Prodan (1968) e considera a medição de 6 árvores e a distância ou raio da sexta árvore como referência da unidade amostral. A decisão sobre o número de árvores medidas na unidade amostral teve como base o comportamento do coeficiente de variação do volume das unidades amostrais à medida que se ampliava nelas o número de árvores observadas. Em seu estudo, Prodan (1968) verificou que o coeficiente de variação se torna estável a partir da sexta árvore medida e assim foi definido o número ótimo para delimitar a unidade amostral. O método visa ainda minimizar o custo para a mensuração das arvores em campo (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997). Este método é pouco utilizado em inventários florestais no Brasil, principalmente devido ao desconhecimento de seu potencial de uso e vantagens em

relação ao método tradicional (SANQUETTA *et al.*, 2006). Da mesma forma como para o número de árvores, a estimativa da área basal por hectare foi realizada por meio da relação de proporcionalidade.

$$N = \frac{55000}{\pi R_6^2} \quad (1)$$

Em que: N = Número de árvores por ha; R_6 = Raio da sexta árvore (m).

Da mesma forma que o número de árvores, para a estimativa da área basal por hectare, usou-se a relação de proporcionalidade.

$$G = \frac{2500}{R_6^2} d_1^2 + d_2^2 + d_3^2 + d_4^2 + d_5^2 + \frac{d_6^2}{2} \quad (2)$$

Em que: G = área basal por hectare (m^2/ha); R_6 = raio da sexta árvore(m); d_i = diâmetro das n árvores (m)

Obtenção dos dados laser

A partir da nuvem de pontos obtida pela varredura foi estabelecida uma área de busca a partir do centro da parcela, ou seja, o local onde o *laser* foi instalado e denominado de ponto “zero”, sendo que a árvore mais distante do laser foi computada o respectivo raio.

Para a identificação automática dos indivíduos, foi observada a quantidade de árvores em pé que podem ser reconhecidas a partir de uma única varredura. Para a varredura no centro da parcela, foi realizado um recorte em torno da posição de leitura central, com as seis árvores mais próximas do equipamento (Figura 3).

O ponto inicial da interpretação do fuste foi realizado com um recorte na nuvem de pontos a uma altura de 120-140 cm (DAP). Os fustes das árvores apareceram como semicírculo. Os pontos dentro dessa seção transversal (10 cm), são projetados para uma grade 2D com coordenadas planas x,y. A presença de pelo menos um semicírculo aproximado foi definida como critério para o reconhecimento da presença de uma árvore.

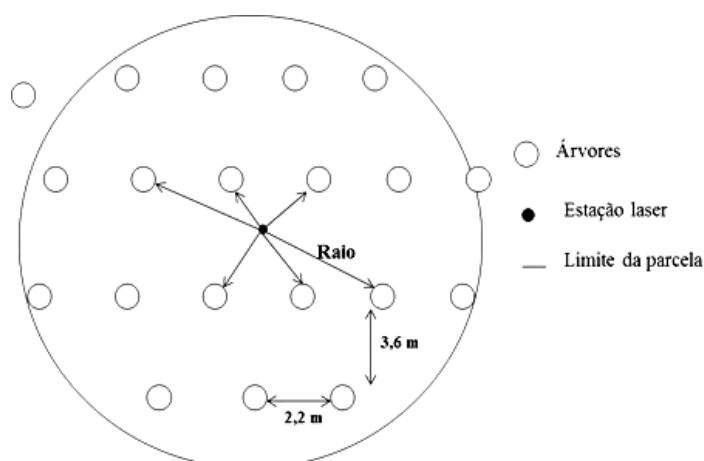


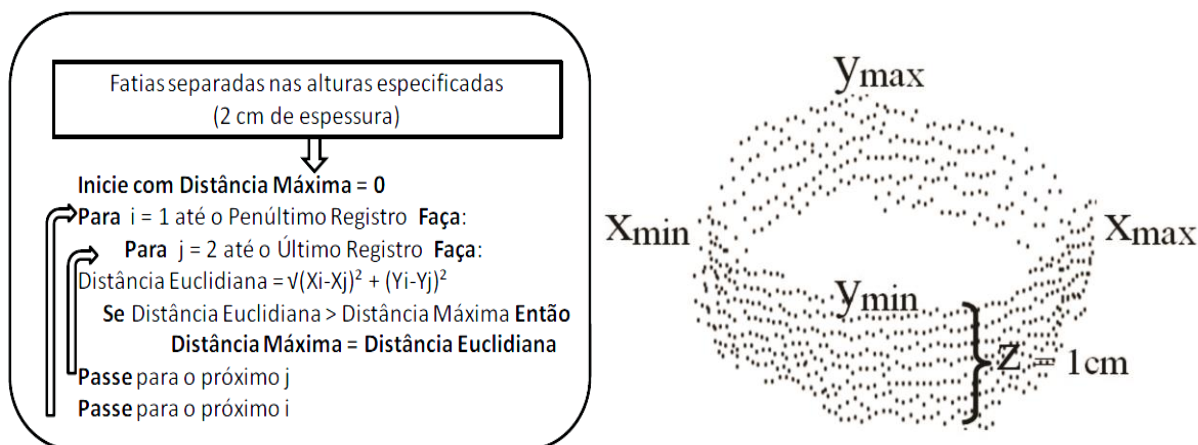
Figura3. Croqui da parcela no campo e posicionamento do equipamento laser.

Figure3. Plot sketch in the field and laser scanner equipment position.

Obtenção dos diâmetros

O algoritmo que busca os pontos mais distantes foi implementado em *VBA (Visual basic for applications)*. Para compreender melhor o seu funcionamento pode-se interpretá-lo de acordo com o esquema da Figura 4b.

O método da distância máxima foi proposto por Lingnau *et al.* (2009) e consiste na leitura dos dados da seção transversal e determinação das coordenadas X_{min} , X_{max} , Y_{min} e Y_{max} , correspondentes a mínimas e máximas das abscissas e ordenadas a uma dada altura da árvore e com uma espessura "n" (Figura 4a). A espessura da seção transversal adotada neste estudo foi de 1 cm, a qual estabelece uma quantidade de pontos considerável para o cálculo das distâncias nas abscissas e ordenadas. A maior distância planimétrica entre as distâncias " $X_{max} - X_{min}$ " e " $Y_{max} - Y_{min}$ " é escolhida como primeira aproximação do diâmetro. A seguir, avalia-se a distância de todos os pontos da seção analisada com relação a esses dois pontos, substituindo-se a distância tomada como referência sempre que uma distância maior for encontrada. Ao final, a distância entre os pontos mais afastados é adotada como diâmetro da seção transversal (SILVA, 2011).



Fonte: Silva 2011 e Martins Neto 2013 (Modificado).

Figura 4. Método da Distância Máxima. A) Seção transversal da nuvem de pontos recortada e B) Algoritmo para o cálculo do diâmetro da seção transversal.

Figure 4. Algorithm for calculating the diameter of the cross section (4a), and the 2D slice cut cloud showing the outline of the algorithm (4b).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O DAP das seis árvores de cada unidade amostral foram obtidos a partir da modelagem da nuvem de pontos por meio do método da distância máxima e comparado com o DAP mensurado com a suta. A Tabela 2 mostra os resultados referente à área basal e o número de árvores por hectare estimados pelo método de Prodan em 8 unidades amostrais

Tabela 2. Resultados do processamento do inventário convencional e pelo inventário utilizando dados laser.
Table 2. Processing results of the conventional inventory and inventory using laser data.

Parcela	Campo				Laser				
	G	Média	N/ha	Média	G	Média	N/ha estimado	Média	Raio 6ª Árvore
1	11,45	11,78	950	1062,50	13,29	13,61	884,08	965,32	3,85
2	12,10	11,78	1175	1062,50	13,93	13,61	1046,56	965,32	4,3
3	11,62	10,62	1200	1175,00	12,83	9,77	1588,32	1654,36	3,43
4	9,61	10,62	1150	1175,00	6,71	9,77	1720,41	1654,36	4,89
5	23,44	23,00	1225	1225,00	35,11	33,53	1488,07	1110,11	3,32
6	22,56	23,00	1225	1225,00	31,95	33,53	732,14	1110,11	3,19
7	22,55	21,79	925	962,50	25,73	25,88	946,84	1063,35	4,45
8	21,03	21,79	1000	962,50	26,02	25,88	1179,86	1063,35	4,09

G = Área basal por hectare; N = Número de árvores por hectare.

Pode-se observar na Tabela 2 que a área basal média para as idades de 2 anos (*Eucalyptus grandis*), 2 anos (*Eucalyptus urophylla*), e 5,5 anos (*Eucalyptus urograndis*), foi observada uma superestimativa da área basal média do plantio avaliada pelo método de Prodan oriunda dos dados laser. Somente na idade de 4,5 anos (*Eucalyptus urograndis*), o valor obtido pelo método de Prodan foi menor que o valor observado no inventário florestal. Os erros relacionados à área basal e número de árvores por hectare são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Comparação entre o método tradicional de inventário e o erro médio obtido pelo método de Prodan.

Table 3. Comparison between the traditional inventory method and the average error obtained by the Prodan method.

Idade (anos)	Espécie	Erro em %	
		G/ha	N/ha
2	<i>Eucalyptus grandis</i> *	15,55	-9,15
2	<i>Eucalyptus urophylla</i>	-7,97	40,80
4,5	<i>Eucalyptus urograndis</i>	45,78	-9,38
5,5	<i>Eucalyptus urograndis</i>	18,74	10,48

Os erros de área basal por hectare são devidos a superestimativa dos diâmetros gerados pelo algoritmo de distância máxima. Podemos verificar que somente na idade de 2 anos (*E. urophylla*) houve subestimativa na estimativa da área basal, sendo que nos outros casos o erro foi superior a 15,5%.

Martins Neto *et al.* (2013) teve como objetivo avaliar a influência de diferentes posicionamentos do equipamento para obtenção de diâmetros em diferentes alturas através dos dados *laser scanner* terrestre. Neste estudo, as distâncias menos indicadas para a mensuração de árvores encontram-se abaixo de 10 m, sendo que a árvore onde foi realizado o teste apresentou o maior erro com o método da distância máxima à distância de 10 m devido ao ângulo de visada ser mais inclinado quando mais próximo do alvo. Podemos constatar também neste estudo que houve superestimativa no cálculo dos diâmetros pelo algoritmo em questão. Como neste trabalho se trata de um plantio com espaçamento regular o maior raio relacionado à sexta árvore foi de 4,89 metros.

Moscovich e Brena (2006) compararam o método de Prodan com o método de área fixa para determinar a eficiência de cada um deles na estimativa do volume, área basal e número de árvores por hectare. Em todos os parâmetros analisados, o método de Prodan gerou uma subestimativa em relação ao método de área fixa e todos os métodos testados apresentaram diferenças estatísticas, quando comparados com os resultados obtidos pelo método de área fixa, de acordo com o teste Tukey a 1%.

CONCLUSÕES

No cálculo dos diâmetros das árvores pelo algoritmo de distância máxima, não foi possível constatar uma tendência de subestimativa ou superestimativa para as diferentes idades consideradas, principalmente devido a todas as árvores utilizadas na amostragem pelo método de Prodan estarem próximas ao equipamento *laser*.

A estimativa da área basal média por hectare pelo método de Prodan resultou em uma superestimativa em relação ao inventário convencional. A determinação do número médio de árvores por hectare houve variação tanto para mais como para menos em comparação com o método tradicional.

REFERÊNCIAS

BUCKSCH, A. *et al.* Skel Tre—robust skeleton extraction from imperfect point clouds. *Vis Comput* 26: 1283-1300, 2010.

- DASSOT, M. *et al.* The use of terrestrial LiDAR technology in forest science: application fields, benefits and challenges *Ann For Sci* 68: 959-974, 2011.
- FLECK, S. *et al.* Comparison of conventional eight-point crown projection with LiDAR-based virtual crown projections in a temperate old growth forest. *Ann For Sci* 68: 1173-1185, 2011.
- HOPKINSON, C.; CHASMER, L.; YOUNG-POW, C.; TREITZ, P. Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Canadian Journal of Forest Research* 34 (3), 573-583, 2004.
- JUNG, S.E. *et al.* Estimating crown variables of individual trees using airborne and terrestrial laser scanners. *Remote Sens* 3: 2346-2363, 2011.
- LIANG, X. *et al.* Automatic stem mapping using single-scan terrestrial laser scanning. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 50 (2), 661-670.
- LICHTI, D.D. *et al.* Ground-based laser scanners: operation, systems and applications. *Geophys J Roy Astron Soc* 56: 21-33, 2002.
- LINGNAU, C. *et al.* Determinação de diâmetros em diferentes alturas de árvores individuais a partir de dados laser terrestre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. *Anais...Natal: INPE* 2009. p. 5031-5038.
- MARTINS NETO, R.P. *et al.* Avaliação da varredura laser terrestre em diferentes distâncias da árvore para mensurar variáveis dendrométricas. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 19, n. 3, p. 420-433, 2013.
- MOSCOVICH, F.A.; BRENA, D.A. Comprobación de cinco métodos de muestreo forestal e nun bosque nativo de *Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze. Quebracho. *Revista de Ciencias Forestales*, Santiago del Estero, n. 13, 2006.
- PÉLLICO NETO, S. *et al.* Comportamento probabilístico dos raios das sextas árvores no método de Prodan e estimativas dos parâmetros dendrométricos para *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze nativa. *Scientia Forestalis*, v. 40, n. 96 p. 517-524, 2012.
- PFEIFER, N.; WINTERHALDER, D. Modelling of tree cross sections from terrestrial laser-scanning data with free-form curves. *International Archives of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (Part8/W2), 76-81, 2004.
- PRODAN, M. *Punktstichprobefür die Forsteinrichtung. Forst- und Holzwirt*, Berlin, v. 23, n. 11, p. 225-226, 1968.
- RODRIGUEZ, L.C.E. *et al.* Inventário Florestal com tecnologia laser aerotransportada de plantios de *Eucalyptus* spp no Brasil. *Ambiência (UNICENTRO)*, v. 6, p. 68-80, 2010.
- SANQUETTA, C.R. *et al.* Inventários florestais: planejamento e execução. Curitiba: UFPR, 2006. 270 p.
- SCHILLING, A. *et al.* Tree topology representation from TLS point clouds using depth-first search in voxel space. *Photogramm Eng Remote Sens* 78: 383-392, 2012.
- SILVA, M.N. *Aplicação de laser scanner terrestre para determinação de variáveis dendrométricas em Pinus spp.* 2011. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, UFPR, Curitiba, 2011.
- VASTARANTA, M. *et al.* Comparison of different laser-based methods to measure stem diameter. *Proc. SilviLaser, Heriot-Watt University*, 17-19 September, 9 p, 2008.

MODELAGEM DA DINÂMICA ESPACIAL DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

MODELING SPATIAL DYNAMICS FROM USE AND LAND OCCUPATION IN A WATERSHED IN NORTHERN RIO GRANDE DO SUL

Juliana Tramontina¹, Elisiane Alba¹, Eliziane Mello¹, Emanuel Araújo Silva¹; Pablo Santos Berthes da Silva², Rudiney Soares Pereira¹

¹Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Av. Roraima, 97105-900 – Santa Maria, RS, Brasil, tramontina.ju@gmail.com, elisianealba@gmail.com, elizianemello@yahoo, emanuelmadster@gmail.com, rudiney.s.pereira@gmail.com

²Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Centro Regional Sul de Pesquisas, Campus da Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima, 97105-970 – Santa Maria, RS, Brasil, pablosbsilva@gmail.com

RESUMO

A utilização de dados de sensoriamento remoto e de Sistemas de informações Geográficas (SIG) combinados a modelagem dinâmica de uso e ocupação da terra, permitem avaliar de forma quantitativa a estruturação e a dinâmica do uso e ocupação da terra em bacias hidrográficas, proporcionando melhor visualização das transições das classes de uso e ocupação da terra. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi definir a modelagem dinâmica espacial de uso e ocupação da terra em uma microbacia hidrográfica do norte do estado do Rio Grande do Sul, no período compreendido entre o ano 2009 e 2010. Utilizou-se o *software* Dinamica EGO como plataforma para modelagem. Foi possível destacar as transições de uso da terra ocorridas nos períodos do ano de 2009 ao ano 2010. Esse último período foi utilizado para calibração do modelo. Apesar dos índices de similaridade do mapa simulado para o último período concentrarem-se próximo ao limite mínimo de similaridade admissível e observada por outros autores, a distribuição espacial das classes não foi satisfatória.

Palavras-chave: Uso e ocupação da terra, Dinamica EGO, índice de similaridade, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The use of remote sensing and Geographic Information Systems (GIS) combined with dynamic modeling of land use and occupation, allow the quantitatively evaluate of the structure and dynamics of the use and land occupation in watersheds, providing better visualization of transitions classes for land use and occupation. Thus, the objective of this study was to define the spatial dynamics modeling land use and occupation in a watershed north of the state of Rio Grande do Sul, in the period between years 2009 and 2010. Dinamica EGO *software* was used as a platform modeling. It was possible to highlight the transitions of use and land occupation in the periods from 2009 to 2010. This last period was used for model calibration. Even the similarity indexes of the simulated map for the last period concentrating itself near to the minimum allowable similarity and observed by other authors, the spatial distribution of class has not been satisfactory .

Keywords: Use and land occupation, Dinamica EGO, similarity index, remote sensing .

INTRODUÇÃO

As mudanças nos padrões de uso e ocupação da terra têm intensificadas nas últimas décadas. Diante desse panorama, fica claro a necessidade de uma postura crítica frente aos episódios associados ao uso dos recursos e ocupação da terra (SEBUSIANI e BETTINE, 2011).

Dentre os limites físicos para estudo e acompanhamento das alterações do uso e ocupação da terra, as bacias

hidrográficas mostram-se importantes unidades naturais de estudo e de gerenciamento, devido sua relação direta entre a qualidade da água e o manejo dos demais fatores do ambiente (CÂMARA, 2004; VENTURIERI *et al.*, 2005). De acordo com Tucci (1993), o estudo de bacias hidrográficas permite obter detalhes da variação dos processos que nela ocorrem, sendo possível representá-los matematicamente.

O mapeamento das informações é um recurso muito utilizado para tornar mais evidentes os padrões de uso e ocupação da terra em bacias hidrográficas, limites políticos e em qualquer limite geográfico de interesse. Segundo Sebusiani e Bettine (2011) a visualização das alterações no espaço melhora a compreensão das interações existentes e, ainda, aponta as ações necessárias.

Usualmente, para se obter mapas de uso e ocupação da terra em uma série temporal, emprega-se técnicas de classificação digital. Nesse processo, os temas de interesse são categorizados em classes temáticas de acordo com critérios subjetivos da visão humana, podendo tornar-se um procedimento oneroso. Segundo Aragão *et al.* (2001), estudos multitemporais ou em áreas extensas, podem tornar-se procedimentos relativamente dispendioso e demorado.

Nesse contexto, a utilização de dados de sensoriamento remoto e de Sistemas de informações Geográficas (SIG) combinados à modelagem dinâmica de uso e ocupação da terra, permitem avaliar de forma quantitativa a estruturação e a dinâmica do uso e ocupação da terra em unidades geográficas, proporcionando melhor visualização das transições das classes de uso e ocupação da terra, bem como dos elementos responsáveis pelas transformações espaço-temporais.

A concepção da modelagem dinâmica, a qual simula mudanças espaço-temporais, permite o entendimento dos mecanismos influentes que determinam a função de mudança, e de que forma um sistema evolui diante de um conjunto de circunstâncias definidas pelo modelador. Essa proposta se torna importante, uma vez que os modelos espaciais efetuam uma reprodução estática e invariável, desconsiderando fenômenos inerentemente dinâmicos como, por exemplo, mudanças na paisagem (BENEDETTI, 2010). Dessa forma, a modelagem dinâmica como ferramenta de planejamento é pertinente, pois possibilita o estudo de fenômenos de transição do uso e ocupação da terra e, ainda, a simulação de cenários futuros (FERRARI, 2008).

Objetivo deste estudo é a modelagem dinâmica espacial do uso e ocupação da terra em uma microbacia Hidrográfica do Norte do estado do Rio Grande do Sul, no período compreendido entre 2009 e 2010.

MATERIAIS E MÉTODOS

A microbacia em estudo está localizada no extremo norte do estado do Rio Grande do Sul, na microrregião do Médio Alto Uruguai, município de Alpestre (Figura 1). Localizada na Região Hidrográfica do Uruguai, está inserida na Bacia do Rio da Várzea. Possui extensão aproximada de 4.561,5 ha. O clima segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa, caracterizado por temperaturas médias do mês mais quente superiores a 22° C, e no mês mais frio oscilando entre -3° C e 18° C, uma média de precipitação de 1.665 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (MORENO, 1961). A vegetação nativa da região é de Floresta Estacional Decidual (UHFC/PACUERA, 2009; SEMA/RS, 2005). Além da inserção do município de Alpestre na bacia, essa é ocupada basicamente por áreas de cultivos agrícolas e pecuária, principais atividades do município.

A bacia hidrográfica está inserida na área de influência do reservatório da Hidrelétrica Foz do Chapecó. A Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó, inaugurada em dezembro de 2010, foi implantada na região sul do Brasil, no Rio Uruguai, na divisa entre os municípios de Águas de Chapecó no estado de Santa Catarina e de Alpestre no estado do Rio Grande do Sul (UHFC/PACUERA, 2009).

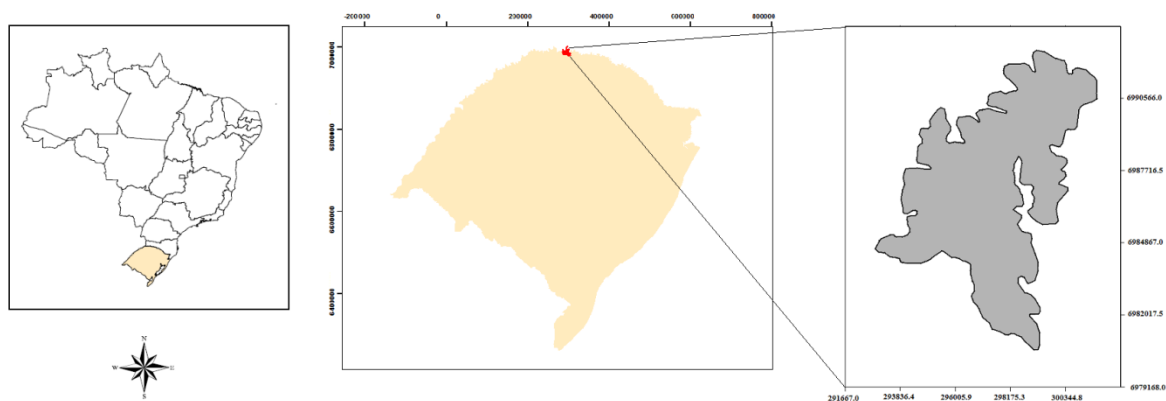


Figura 1. Localização da área de estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Lajeado Bonito, no norte do Rio Grande do Sul.

Figure 1. Location of the study area: Lajeado Bonito watershed, in the northern Rio Grande do Sul.

A análise temporal e o mapeamento de uso e ocupação da terra foram executados mediante a interpretação de duas imagens de alta resolução espacial: uma imagem orbital da Câmera Pancromática de Alta Resolução–HRC, a bordo do satélite CBERS-2B, para a data de 29/12/2009; e uma imagem de alta resolução disponibilizada pela *DigitalGlobe*, datada de 26/12/2010 no aplicativo Google Earth© (Google Inc., 2014). A imagem HRC do satélite CBERS- 2B foi adquirida do banco de imagem do INPE (INPE, 2013).

A correção geométrica das imagens através da aplicação do ajuste polinomial (registro) foi realizada tendo como referência, o mosaico das cartas Topográficas (Planalto e Palmitos) previamente registradas e o produto Geocover 2000. Para o registro, foram utilizados pelo menos 16 pontos de controle e um erro médio quadrático (RMSE) menor que 1 pixel. A projeção utilizada foi a *Universal Transversa de Mercator* (UTM), *Datum* WGS-84.

Os mapas de uso e ocupação da terra foram gerados com base na interpretação visual dos alvos, e delimitação manual desses, através da edição vetorial. Foram interpretadas e classificadas seis classes de uso da terra: floresta, agricultura/pecuária, solo exposto, açudes/reservatórios, benfeitorias e lago. A formação do banco de dados, entrada dos dados, armazenamento, manipulação e geração dos mapas temáticos, além da delimitação da área de estudo e mapeamento manual do uso da terra foram realizados no programa de Sistema de Informações Geográfica SPRING versão 5.2.3 (CÂMARA *et al.*, 1996).

A partir dos vetores (pontos, linhas e polígonos) obtidos no processo de classificação foram gerados dois mapas, que representam a dinâmica da alteração da paisagem referente ao uso e ocupação da terra para a microbacia do rio Lajeado Bonito, no intervalo de tempo anterior a instalação da Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó (2009) até (2010), tempo em que a mesma iniciou seu funcionamento.

A modelagem da dinâmica de uso da terra desta unidade hidrográfica foi elaborada em três fases, para o período de simulação, que compreendeu os anos de 2009 a 2010. A primeira fase consistiu na entrada dos dados; a segunda fase foi constituída pela calibração do modelo; na terceira fase, procedeu-se a construção do modelo de simulação e validação. Os procedimentos foram realizados com o *software* Dinamica EGO.

Os dados de entrada do modelo englobaram variáveis dinâmicas como os mapas temáticos do uso e ocupação da terra para os anos de 2009 e 2010, anteriormente descritos nessa metodologia. Além disso, mapas de classes de declividade, rede viária, hidrografia e de solos foram utilizados como variáveis estáticas.

Para analisar a forma como as classes de uso e ocupação da terra variam em dois instantes de tempo distintos, utilizou-se a matriz de transição. Obteve-se nessa etapa as transições entre as classes de uso e ocupação da terra, representadas pela matriz *multiple step*, a qual representa a transição ocorrida anualmente. A matriz *Single step*, que representa a transição de todo o período de tempo de análise não foi considerada, visto que, o intervalo de tempo considerado nesse estudo corresponde a um ano, assim, as transições de

ambas coincidem. Foram selecionadas as variáveis estáticas que melhor explicam as transições encontradas para cada unidade estudada.

Para a definição das probabilidades de transição, que representam as áreas mais favoráveis para possíveis mudanças (SOARES-FILHO *et al.*, 2009), utilizou-se o método de pesos de evidências baseado no teorema da probabilidade condicional de Bayes, adotado pelo Dinamica EGO. Para a definição dos intervalos foram utilizados os mapas de uso e ocupação da terra final e inicial; e uma série de mapas de variáveis estáticas. Como resultado desse processo obteve-se um arquivo esqueleto dos pesos de evidência, o qual foi usado como entrada para o cálculo dos coeficientes, além do mapa de uso da terra final, inicial e as variáveis estáticas.

Utilizou-se dois índices para avaliar a dependência das variáveis, o *índice de Cramer* e o *Join Information Uncertainty*. O método dos pesos de evidência prevê que os mapas de variáveis devem ser independentes entre si, onde, num intervalo de zero a um, as variáveis são independentes quando seu valor é igual a zero e completamente dependentes quando for igual a um. As variáveis correlacionadas foram desprezadas do modelo e o limiar de corte considerado neste estudo foi fixado em 0,5. Assim, foram selecionados os melhores conjuntos de variáveis para cada transição para construção do modelo de simulação.

Para a parametrização do modelo, e produção dos padrões espaciais de mudanças na transição do uso da terra utilizou-se os algoritmos *patcher* e o *expander*, incorporados no Dinamica EGO. Variando os parâmetros de entrada, uma série de testes foram realizados para obter resultados satisfatórios. Além da proporção entre *patcher* e *expander*, foram utilizadas a média e variância da área de mudança, calculados no mapa de mudanças e o índice de isometria testado para o modelo.

A validação do modelo se deu por meio de um teste de comparação de similaridade *fuzzy* entre o mapa simulado e o mapa-referência (MACEDO *et al.*, 2013). O método empregado neste trabalho foi uma adaptação do índice de similaridade *fuzzy* criado por Hagen (2003), elaborado pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG) para aplicação no Dinamica EGO. Esse método utiliza uma função de decaimento exponencial e função de decaimento constante (SOARES-FILHO *et al.*, 2009), os quais foram avaliados no estudo. Quanto mais próximo de 1, maior a similaridade entre os mapas. Assim, foram identificadas as distinções entre os mapas de uso final e inicial reais; e final simulado e inicial real.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os mapas temáticos de uso e ocupação da terra gerados por meio da interpretação visual e classificação manual da microbacia do Rio Lajeado Bonito, para os anos de 2009 e 2010, são representados na Figura 2. Na Tabela 1 estão dispostos os valores estimados correspondentes às áreas de cada classe de uso e ocupação da terra para a bacia hidrográfica do Rio Lajeado Bonito, para os anos de 2009 e 2010.

Considerando os 4561,5 ha da bacia hidrográfica do Rio Lajeado Bonito, foi constatado que o grupo de uso da terra que predomina na área é voltado para fins de agricultura/pecuária, englobando as classes agricultura/pecuária e solo exposto (Tabela 1). Em 2009, esse grupo de uso da terra correspondeu a 70,23% da área total. Com relação a subclasses, 61,71% representado pela classe agricultura/pecuária e 8,52% por solo exposto. Em 2010, houve uma redução de 8,43% desse grupo, passando a representar 61,8% da área total, 49,43% representado pela classe agricultura/pecuária e 12,37% por solo exposto.

A redução das áreas com cultivos agrícolas e de pecuária foi acompanhada pelo aumento de áreas com cobertura florestal nativa. Aproximadamente 27,49% da área era coberta por florestas nativas em 2009, tendo-se um acréscimo de 3,5% de área em 2010 (31%).

No ano de 2010, uma nova classe de uso da terra pôde ser observada. Denominada neste estudo por lago-UHFC, representa a área alagada na bacia do Rio Lajeado Bonito pela instalação da Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó. A área alagada foi de 225,48 ha, representando 4,94 % da área total. Classes de uso da terra menos expressivas como açudes/reservatórios e benfeitorias apresentaram pequenas variações no período avaliado.

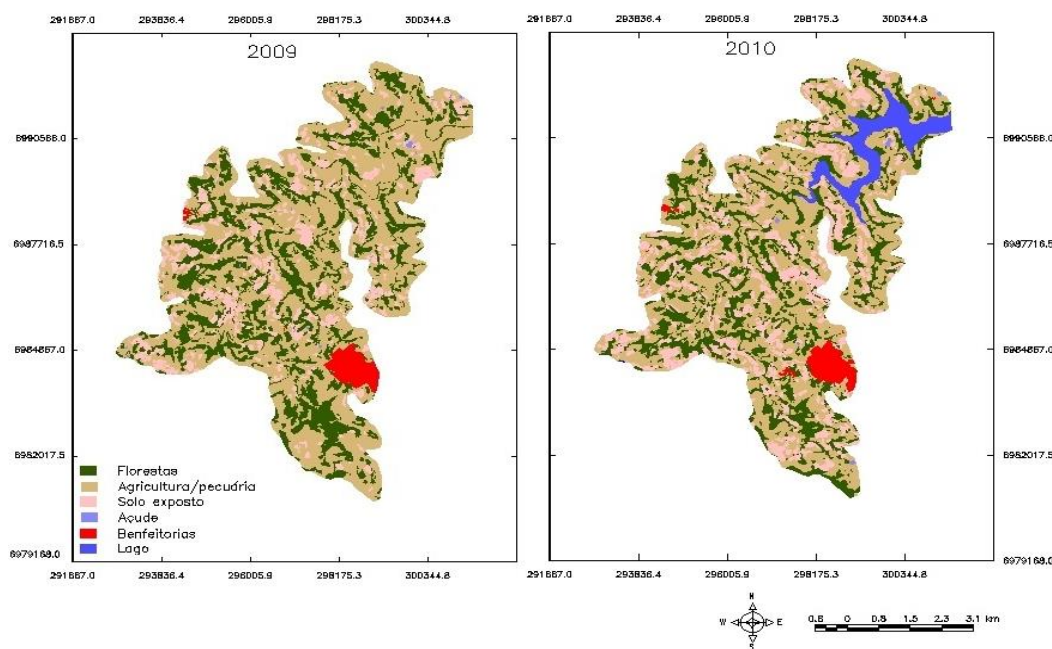


Figura 2. Mapa de uso e ocupação da terra da microbacia do Rio Lajeado Bonito, Alpestre, RS, de dezembro de 2009 e 2010, elaborados a partir da interpretação visual de imagens.

Figure 2. Map of use and land occupation of the watershed Lajeado Bonito, Alpestre, RS, December 2009 and 2010, drawn from the visual interpretation of images.

Tabela 1. Quantificação das classes de uso e ocupação da terra da microbacia do Rio Lajeado Bonito, Alpestre, RS, de dezembro de 2009 e 2010.

Table 1. Quantification of the classes of use and land occupation of the Lajeado Bonito watershed, Alpestre, RS, December 2009 and 2010.

Classes	Área em ha		Percentual em relação a área de estudo	
	2009	2010	2009	2010
Floresta	1254,01	1414,19	27,49	31,00
Agricultura/pecuária	2814,80	2255,09	61,71	49,43
Solo exposto	388,67	564,25	8,52	12,37
Açudes/ reservatórios	5,96	5,08	0,13	0,11
Benfeitorias	98,15	97,30	2,15	2,13
Lago- UHFC*	-	225,48	-	4,94
TOTAL	4561.59	4561, 39	100%	100%

*Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó

O processo de transição entre as classes de uso e ocupação da terra foi analisado por meio da matriz gerada no Dinamica EGO, *Multiple* step. Dessa forma, a Tabela 2 apresenta a matriz *Multiple* step para o intervalo de simulação (2009-2010). A classe de uso da terra lago foi incluída na classe açudes/reservatórios para que fosse possível obter a transição, já que a mesma não é observada no ano 2009.

A análise da matriz demonstrada na Tabela 2 permite verificar a ocorrência de processos de conversão entre todas as classes durante o período de análise, exceto entre a classe Lago para Benfeitorias.

Ainda, de acordo com a Tabela 2, 68,2% da cobertura florestal presente no início do período converteu-se para as demais classes de uso e ocupação da terra, sendo que a maior transição se deu para a classe agricultura/pecuária. Por outro lado, a proporção de áreas convertidas para floresta superaram a redução da mesma. Este resultado comprova o aumento da cobertura florestal.

Tabela 2. Taxas percentuais de transição.
Table 2. Percentage exchange transition.

<i>Multiple step (2009-2010)</i>					
De/Para	Floresta	Agricultura/pecuária	Solo Exposto	Benfeitorias	Lago
Floresta		0,497	0,127	0,014	0,044
Agricultura/pecuária	0,315		0,125	0,010	0,068
Solo Exposto	0,302	0,491		0,011	0,098
Benfeitorias	0,304	0,500	0,046		0,001
Lago	0,126	0,285	0,059	xxxxx	

A classe que sofreu a maior redução foi a classe de uso da terra solo exposto, em que 90,2% da área converteu-se para as demais classes. Essas transições podem ter ocorrido, principalmente devido ao abandono de áreas de cultivos, as quais passaram pelo processo de regeneração natural e, também, devido a proibição do corte raso em florestas nativas.

Para selecionar as variáveis que constituiriam com o modelo, foi avaliado os *Índices de Cramer e Incerteza Conjunta*, os quais são responsáveis por verificar eventuais dependências espaciais entre as variáveis. A variável agricultura/pecuária apresentou correlação com a variável floresta, sendo expressa por valores superiores a 0,5. Dessa forma, para evitar a redundância dos dados, foi realizada a exclusão da variável agricultura/pecuária.

O mapa simulado de uso e ocupação da terra para o ano 2010 é apresentado na Figura 3.

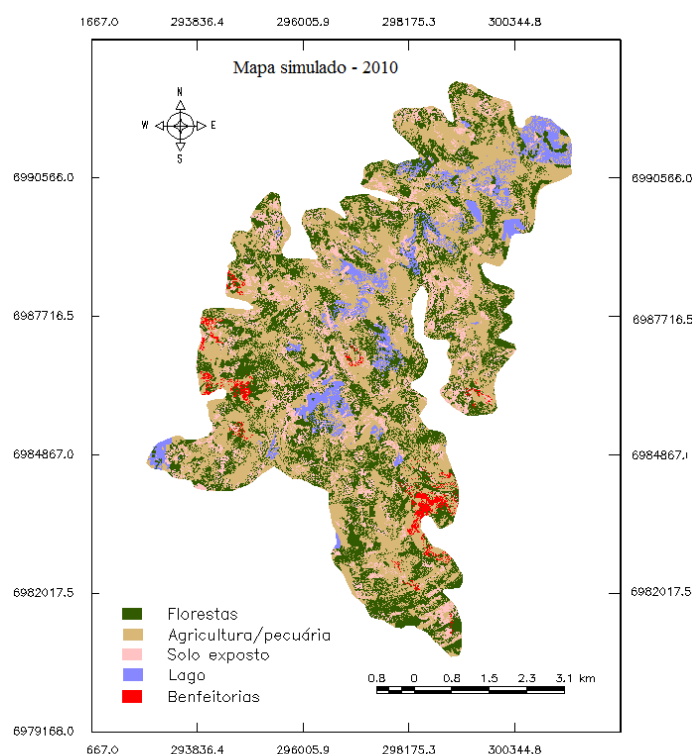


Figura 3. Mapa simulado de uso e ocupação da terra da microbacia do Rio Lajeado Bonito, Alpestre, RS, de 2010, elaborados a partir do Dinamica EGO.

Figure 3. Simulated map of use and land occupation of the watershed Rio Lajeado Bonito, Alpestre, RS, 2010, elaborated from Dynamic EGO.

A simulação do mapa final, gerado à partir do mapa inicial e demais variáveis estáticas, foi determinado pela parametrização dos algoritmos de transição *expander* e *patcher*. Foram utilizados valores de isometria igual 0,5 tanto para *expander* quanto para *patcher*.

A validação dada pelos índices de similaridade *fuzzy*, por decaimento exponencial e por decaimento constante, obtidos para a simulação resultante da modelagem do Dinamica EGO para os anos de 2009 a 2010, são apresentados na Tabela 3. Calculados tendo como base a diferença entre o mapa real subtraído do mapa inicial e o mapa simulado subtraído do mapa inicial, índices próximos a 0,4 para janelas com tamanho 11x11 podem ser considerados satisfatórios (NOVAES *et al.*, 2013). Dessa forma, pode-se afirmar que a medida que o tamanho da janela de pixels aumentou, os índices apresentaram uma tendência crescente, variando de 0,36 até 0,42 e de 0,36 até 0,37 e, portanto, indicam um nível bom de compatibilidade.

Tabela 3. Índices de similaridade *fuzzy* calculados através das funções de decaimento constante e decaimento exponencial para distintos tamanhos de janela.

Table 3. Fuzzy similarity index calculated using the decay constant functions and exponential decay for different window sizes.

Janela	2009-2010	
	Constante	Exponencial
3x3	0,366	0,361
5x5	0,381	0,368
7x7	0,396	0,373
9x9	0,410	0,376
11x11	0,425	0,377

Obviamente, a avaliação visual deve ser considerada, visto que os padrões de distribuição espacial e morfológicos das áreas não são avaliados pelo índice de similaridade *fuzzy* (NOVAES *et al.*, 2013). Em vista disso, mesmo os índices concentrando-se próximo ao limite de similaridade admissível e observada por outros autores, a distribuição espacial das classes não foi satisfatória. Isso é observado principalmente devido a fragmentação da classe de uso da terra lago. Esta classe só aparece no mapa do ano de 2010, em que há a formação do lago da usina hidrelétrica, ali instalada. Provavelmente, este fator foi a principal causa da não espacialização correta do uso da terra.

Outro ponto importante a ser citado, é quanto ao tamanho da área de estudo. Sendo essa de tamanho reduzido, melhores resultados com relação à representação da realidade poderão ser obtidos se a modelagem for realizada abrangendo uma área maior.

CONCLUSÕES

O mapa simulado de 2010, parametrizado pelo método bayesiano de pesos de evidência, obteve resultados aceitáveis pelo método de validação pelo índice de similaridade *fuzzy*, por decaimento exponencial e constante, porém, é recomendável uma nova calibração com o mapa de 2010.

Já a avaliação visual da distribuição espacial das classes do mapa simulado relativo ao ano de 2010 se mostrou discrepante com a realidade, quando comparado ao mapa de uso e ocupação da mesma época. Convém lembrar que o período disponível de dados observados foi pequeno e, ainda, foi marcado por intensas alterações antrópicas, devido a instalação da usina hidrelétrica Foz do Chapecó. Exemplo disso é o surgimento de uma nova classe de uso da terra observada no ano de 2010, que no ano de 2009 não existia. Alterações bruscas como essa, não tendem a ocorrer com frequência e, por isso, não são previstas nos modelos. Em suma, sugere-se o aperfeiçoamento da metodologia, de forma que seja obtido melhor espacialização da classe de uso da terra lago, para que a mesma não fragmente-se por toda área, ocasionando a distorção dos dados.

REFERÊNCIAS

- ARAGÃO, L.E. *et al.* Utilização de técnicas de classificação digital de imagens Landsat TM-5 na identificação de áreas florestais afetadas pela extração seletiva de madeira: Parte baixa do Rio Capim, PA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10, 2001. Foz do Iguaçu. *Anais do X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, INPE, 2001. p. 1509-1512.
- BENEDETTI, A.C.P. **Modelagem Dinâmica para Simulação de Mudanças na Cobertura Florestal das Serras do Sudeste e Campanha Meridional do Rio Grande do Sul.** 2010. 166 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- CÂMARA, G. *et al.* Spring: Integrating Remote Sensing and Gis by Object-oriented Data Modelling. *Computers & Graphics*, v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.
- CÂMARA, C.D. **Crítérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestal plantadas.** 2004. 170 f. Tese (Doutorado)- EESC, Universidade de São Paulo. São Paulo.
- FERRARI, R. **Modelagem Dinâmica do uso e cobertura da terra da Quarta Colônia, RS.** 2008. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- Google Inc. Aplicativo Google Earth. Mountain View, CA, Estados Unidos, 2014.
- HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, v.17. n. 3, p. 235-249, 2003.
- INPE. Catálogo de imagens. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 20 Ago., 2013.
- MACEDO, R. de C. *et al.* Modelagem dinâmica das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. *Bol. de Ciências Geodésicas*, v. 19, n. 2, Curitiba, 2013.
- MORENO, J.A. *Clima do Rio Grande do Sul.* Porto Alegre: Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, 1961. 42 p.
- NOVAES, M.R. *et al.* Validação de modelos estacionários e prescritivo do manejo da cana-de-açúcar para o ano-safra 2010 nas regiões de Jaú e Ribeirão Preto, São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16, 2013, Foz do Iguaçu. *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, INPE, 2013.
- SEBUSIANI, H.R.V.; BETTINE, S. do C. Metodologia de análise do uso e ocupação do solo em micro bacia urbana. *G & DR*, v. 7, n. 1, p. 256-285, 2011.
- Secretaria Estadual do Meio Ambiente – Rio Grande do Sul (SEMA - RS). Inventário Florestal: Floresta Estacional Decidual. 2005. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/default.asp>. Acesso em 16 out. 2010.
- SOARES-FILHO, B.S. *et al.* *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO.* Belo Horizonte: UFMG, 2009. 1ª ed., v.1, 115p.
- TUCCI, C.E.M. Controle de Enchentes. In: TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação.* Porto Alegre, RS: ABRH-Edusp, 1993. cap. 4.
- Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó. Plano de Conservação Ambiental e Usos da Água e do Entorno do Reservatório (UHFC/PACUERA). Vol. 1. Out. 2009. Disponível em: http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidretricas/Foz%20do%20Chapeco/PACUERA/Vers%E3o%20final/VOLUME%20I/UHFC_PACUERA_VOL_CONSOL_I.pdf. Acesso em: 04 dez., 2013.
- VENTURIERI, A. *et al.* Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacias hidrográficas do município da Paragominas, Pará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, INPE, 2005. p. 1127-1134.

MODELAGEM DE BIOMASSA EM FLORESTA PRIMÁRIA E SUCESSÃO SECUNDÁRIA A PARTIR DE DADOS ALOS/PALSAR E TERRASAR/TANDEM-X

BIOMASS MODELING IN PRIMARY FOREST AND SECONDARY SUCCESSION FROM ALOS/PALSAR AND TERRASAR/TANDEM-X DATA

Camila Valéria de Jesus Silva, João Roberto dos Santos, Lênio Soares Galvão

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 – São José dos Campos, SP, Brasil, camilas@dsr.inpe.br

RESUMO

Métodos confiáveis e práticos para a quantificação da biomassa aérea (AGB) na região amazônica podem ser aprimorados através da tecnologia dos sensores de radar. Neste trabalho, atributos polarimétricos em banda L (ALOS/PALSAR) e coerência interferométrica (na polarização HH) em banda X (TerraSAR/TanDEM-X) foram analisados com suporte de dados de inventário florestal e por regressão linear múltipla, permitindo modelar o estoque de biomassa. A modelagem envolveu dois tipos de modelos designados por: (1) PolSAR, ajustado para o conjunto “geral” de dados envolvendo todas as tipologias, e para o conjunto “específico” de dados somente de floresta primária (FP) e outro de sucessão secundária (SS); (2) PolSAR+InSAR “específico” ajustado para o conjunto de dados de SS. O modelo PolSAR específico para FP mostrou superioridade de desempenho ($R^2_{aj} = 0,74$; $RMSE = 65,69 \text{ t.ha}^{-1}$), comparado àqueles modelos PolSAR geral (FP+SS) e PolSAR específico SS. O modelo específico PolSAR+InSAR, que contém a coerência interferométrica, em sucessão secundária, comparado ao modelo PolSAR teve desempenho estatisticamente similar, com pequena superioridade ($R^2_{aj} = 0,86$; $RMSE = 17,02 \text{ t.ha}^{-1}$). Face aos resultados obtidos, considera-se que a modelagem específica de biomassa em floresta tropical produz melhores estimativas, e que a utilização da coerência InSAR é uma estratégia de elevado potencial na modelagem de biomassa em sucessão secundária.

Palavras-chave: Radar, modelagem de biomassa, Inventário florestal, Polarimetria, Coerência Interferométrica.

ABSTRACT

The role of the Amazon rainforest in the stock of terrestrial carbon is a topic of high relevance in the discussions on climate change. Reliable and practical methods for the quantification of aboveground biomass (AGB) in this region are enhanced by the radar sensor technology. In this work, polarimetric L-band attributes (ALOS/PALSAR) and the interferometric coherence (HH polarization) in X-band (TerraSAR/TanDEM-X) were analyzed with support of forest inventory data and multiple linear regressions, allowing modeling the biomass stock. The modeling involved two types of approaches : (1) PolSAR , adjusted for the "general" data involving all types , and the "specific" data set of primary forest (PF) or secondary succession (SS); (2) PolSAR+ InSAR "specific" adjusted to the secondary succession (SS) data set. The specific PolSAR model for FP showed superior performance ($R^2_{adj} = 0.74$, $RMSE = 65.69 \text{ t.ha}^{-1}$) compared to the PolSAR general models (FP+SS) and specific PolSAR SS. The specific model PolSAR+InSAR, containing the interferometric coherence in secondary succession, compared to the PolSAR model had statistically similar performance with small superiority ($R^2_{adj} = 0.86$, $RMSE = 17.02 \text{ t.ha}^{-1}$). Face to the results, it is considered that the specific modeling of biomass in tropical forest produces best estimates, and that the use of InSAR coherence is a strategy of great potential in the biomass modeling in secondary succession.

Keywords: Radar, Biomass modeling, Forest Inventory, Polarimetry, Interferometric coherence.

INTRODUÇÃO

Na Amazônia brasileira há uma significativa taxa de fragmentação do habitat decorrente das práticas de desflorestamento, sendo necessário atualizar o levantamento e monitoramento das condições florestais. Causas de perda do potencial edáfico e hídrico das terras, redução da biodiversidade e impacto nas condições

climáticas têm sido apontadas. Por outro lado, áreas anteriormente florestais convertidas em atividades de pecuária e abandonadas permitem o estabelecimento dos estádios sucessionais, com reestabelecimento dos estoques de carbono e das propriedades da ciclagem de nutrientes (VIEIRA *et al.*, 2003). Assim, algumas pesquisas foram realizadas investigando o estoque de biomassa em áreas de sucessões secundárias e de floresta primária, fazendo uso de atributos derivados de sensores-radar (SANTOS *et al.*, 2003; MITCHARD *et al.*, 2009; ENGLHART *et al.*, 2011; MOREL *et al.*, 2011).

É de fundamental importância conhecer e detalhar as características fisionômico-estruturais da vegetação, pois essas influenciam o mecanismo de retroespalhamento-radar, que por sua vez é dado em função da polarização e da frequência da onda eletromagnética (DOBSON *et al.*, 1995; SANTOS *et al.*, 2009). No caso específico da modelagem de biomassa florestal, existe uma variedade de estudos buscando essas relações com os dados de radar de distintos comprimentos de onda e polarizações. Gibbs *et al.* (2007) e Magnusson *et al.* (2007) ressaltaram que em banda L, do sensor PALSAR/ALOS-I, o mapeamento de tipologias florestais muito ricas em biomassa pode ser limitado devido à saturação do sinal. Por sua vez, Morel *et al.* (2011), citam que o desenvolvimento de algoritmos específicos para tratar dados polarimétricos podem capturar certas variações estruturais das florestas e, portanto, têm capacidade de estimar a biomassa de tipologias com maior acurácia. É importante citar também que há estudos mais aprofundados, envolvendo técnicas de fusão de dados SAR (*Sinthetic Aperture Radar*) em banda L com dados em banda X (ENGLHART *et al.*, 2011) e da interferometria SAR (TREUHAFT. *et al.*, 2010), com promissores resultados.

Os dados do sensor PALSAR vêm sendo utilizados para análise e modelagem de biomassa em florestas tropicais, mostrando bons resultados (MITCHARD *et al.*, 2009; CARREIRAS *et al.*, 2012; MARTINS, 2012). A continuidade de pesquisas abordando o uso deste sensor é o caminho da exploração técnico-científica para o recém-lançamento do satélite ALOS-II da JAXA (*Japan Aerospace Exploration Agency*) com o sensor PALSAR, apontando para uma nova temporada de disponibilidade de dados aos usuários.

Além dos dados provenientes de sensores polarimétricos, os dados obtidos de interferometria SAR têm ocupado um espaço importante no contexto da modelagem de biomassa florestal. De acordo com Treuhaft *et al.* (1996), a coerência interferométrica é um dos atributos com elevado potencial para estimativas de parâmetros biofísicos da floresta. Devido à decorrelação volumétrica do sinal retroespalhado provocada pela vegetação, a coerência interferométrica é utilizada com a finalidade de obter mais informação sobre a estrutura e, conseqüentemente, sobre a estrutura florestal.

Com base na importância do estoque de carbono das florestas primárias e sucessões secundárias e na disponibilidade de ferramentas e dados do sensoriamento remoto por radar, este estudo teve o objetivo de realizar a modelagem da biomassa florestal em uma área da Amazônia comparando modelos polarimétricos PolSAR e modelos integrados PolSAR+InSAR.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área estudada compreende parte da Floresta Nacional do Tapajós – PA e os seus arredores, estando cerca de 60 km ao sul da cidade de Santarém, podendo ser acessada pela rodovia BR-163 (Cuiabá-Santarém). A área sob investigação está situada entre os paralelos 2°53'12" e 3°13'20" S e meridianos 54°53'21" e 55°04'53" W. O entorno da Flona Tapajós, sobretudo a leste, era caracterizado por atividades de pecuária e, mais recentemente, por uma forte conversão para atividades com agricultura mecanizada, e estabelecimento de extensos cultivares de milho, arroz, soja.

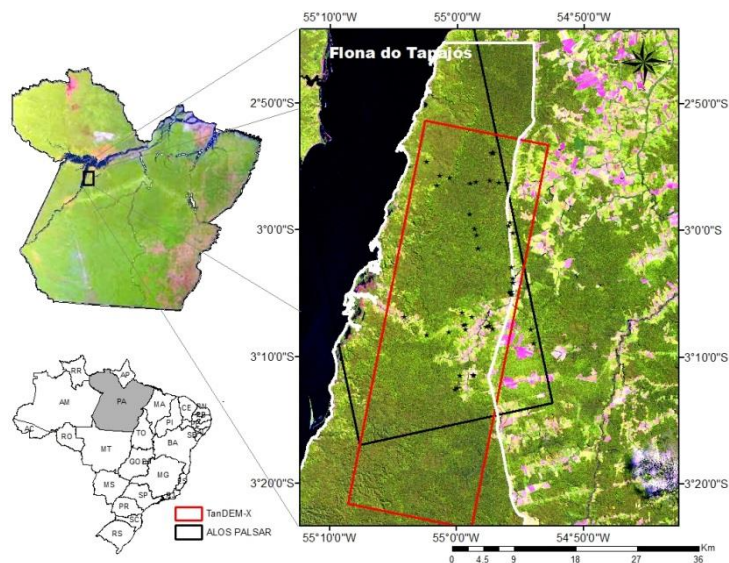


Figura 21. Localização da área de estudo no Estado do Pará, com destaque dos limites da área imageada pelo TanDEM-X (cor vermelha), pelo PALSAR (cor preta), da área da Flona (em branco) e plots amostrados destacados pelos pontos pretos. A imagem foi obtida pelo sensor TM/Landsat-5 em 2010 (composição colorida R5-G4-B3).

Figure 1. Study área localization in Para state, with the TanDEM-X and PALSAR scenes limits highlighted in red and black lines respectively. The Flona area is limited with the white line and the inventory plots are the black dots. The scene in the figure is a TM/Landsat-5 with a 543-RGB composition.

Dados de inventário florestal

A coleta dos dados de campo aconteceu em duas etapas. A primeira foi realizada na primeira quinzena do mês de agosto de 2012 e a segunda ocorreu no mesmo período de 2013. Foram instaladas parcelas de inventário florestal (Tabela 1) com a finalidade de capturar diferenças estruturais das tipologias definidas como: Floresta Primária – FP, Floresta primária com exploração madeireira – FPEM e estágios de Sucessão Secundária Avançada (SSA), Intermediária (SSInt) e Inicial (SSI). No decorrer da fase de inventário, as medições incluíram o diâmetro acima do peito (DAP), a altura comercial, a altura total e a localização das árvores mensuradas dentro da parcela indicada por coordenadas x e y em relação ao eixo do *transecto*. Também foi feita a identificação botânica. Nas parcelas de FP, FPEM e SSA, todos os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm foram medidos. Nas parcelas de SSInt e SSI, indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm foram considerados para mensuração.

Tabela 8. Distribuição de amostras entre tipologias de floresta primária e sucessão secundária: floresta primária (FP), floresta primária com exploração madeireira (FPEM), sucessão secundária avançada (SSA), sucessão secundária intermediária (SSInt) e sucessão secundária inicial (SSI); identificação (ID), número de transectos instalados (N).

Table 1. Distribution of the samples for primary and secondary forest typologies: primary forest (FP); forest with timber exploitation (FPEM); advanced secondary succession (SSA); intermediate secondary succession (SSInt); and initial secondary succession (SSI), identification (ID), number of plots (N).

Tipologia	Parcela ID	N	Idade	Área total (ha)
FP	P4, P5, P21, P22, P23, P24, C1, C4, C12, C15, C24, C25, C26, C28	14	-	3,5
FPEM	P1, P2, P3, P15, P16, C2, C3, C10, C14	9	-	2,25
SSA	P7, P14, P20, P35, C11, C27, C29	7	> 15	1,75
SSInt	P6, P10, P17, P18, C5, C6, C7, C13, C19, C20, C21, C22	12	7 - 15	2,4
SSI	P11, P12, P13, P19, P33, P34, C8, C9, C18	9	< 7	1,35
Total	-	51	-	11,25

Dados de satélites

Os dados do imageamento da área de estudo foram extraídos de duas imagens derivadas de diferentes sensores ativos. Foi utilizada uma imagem *full*-polarimétrica do sensor PALSAR (*Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar*) de banda L, a bordo do satélite ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*) e outra imagem da missão TanDEM-X de banda X (*TerraSAR-X add-on for Digital Elevation Measurements*).

A aquisição das imagens SAR interferométricas utilizadas para a realização do presente estudo foi baseada no imageamento sequencial de dois satélites de características similares, que comportam o TanDEM e TerraSAR-X, numa conformação de imageamento *single-pass*, livre de decorrelação temporal e efeitos atmosféricos minimizados. Consequentemente, este dado é uma fonte rica para obtenção de informações sobre áreas de floresta tropical. O produto adquirido consistiu no co-registro de duas imagens no formato *single look complex* em alcance inclinado. No presente caso, as imagens de coerência interferométrica (derivadas das bandas HH e HH) empregadas foram cedidas pelo JPL (*Jet Propulsion Laboratory*), dentro do contexto de uma cooperação científica com o INPE, que processou o material resultante do imageamento sequencial.

Cálculo da Biomassa (AGB)

A biomassa acima do solo (AGB) foi definida como a soma das biomassas vivas secas individuais das espécies arbóreas. Foram selecionadas três equações alométricas com base na literatura para a estimativa da AGB (UHL *et al.*, 1988; NELSON *et al.*, 1999; CHAVE *et al.*, 2005). As equações alométricas foram empregadas em cada classe tipológica de acordo com o tipo de floresta em que foram ajustadas (primárias ou secundárias). Em virtude da ocorrência de dominância de espécies do gênero *Cecropia* em algumas parcelas, uma equação específica para essa espécie foi utilizada.

Correções e calibrações dos dados SAR

As imagens SAR passaram por procedimentos de correções e calibração radiométrica. A imagem PALSAR foi geometricamente corrigida através do processamento *mulilook*, que consiste na reamostragem da geometria alcance inclinado (*slant range*) para geometria de alcance no terreno (*ground range*). Posteriormente foi feita filtragem de ruído *speckle* com filtro de Lee modificado (LEE *et al.*, 1999), e correção radiométrica com fatores de conversão e calibração de Shimada (SHIMADA *et al.*, 2009).

Por sua vez, conforme mencionado anteriormente, o processamento inicial das imagens TerraSAR/TanDEM-X para a geração do atributo coerência interferométrica (γ_i) foi realizado no JPL, onde a fase do interferômetro na ausência de vegetação (*bare-earth phase*) foi calculada primeiramente para ser removida da coerência (correlação cruzada complexa). Assim, apenas a fase relacionada à altura da vegetação foi preservada. Em uma última etapa, para obtenção da coerência interferométrica (γ_i) na polarização HH sem o efeito da *bare-earth phase*, a partir da correlação cruzada normalizada $|C_N|$, foi realizada a calibração para remoção de ruído termal.

Extração de atributos

Foram extraídos um total de 22 atributos da imagem PALSAR, os quais foram divididos em três classes: atributos baseados no coeficiente de retroespalhamento radar (σ°); em Índices biofísicos, formulados por (POPE *et al.*, 1994), e aqueles derivados da informação de fase e que fazem parte das decomposições teóricas de alvos formulados por Cloude e Pottier (1996), Freeman e Durden (1998), e Touzi (2007). Optou-se por não georreferenciar nenhuma das duas imagens pra não incorrer em distorções que alterassem os valores dos atributos. Os valores dos atributos-radar extraídos corresponderam aos pixels contidos em cada ROI (Region Of Interest), representativa dos *plots* inventariados e georreferenciados em campo. Posteriormente foi calculada a média desses valores, as quais foram atribuídas para cada unidade amostral da tipologia florestal em estudo.

Modelagem por regressão linear múltipla

A modelagem integrando dados de biomassa (variável dependente Y) e de radar (variáveis independentes $X_n + \dots + X_{n-1}$) baseou-se em modelos lineares, os quais foram ajustados através do método dos Quadrados Mínimos Ordinários (*Ordinary Least Square – OLS*). Com o objetivo de avaliar a importância dos diversos atributos polarimétricos dessa modelagem da AGB e a contribuição da coerência interferométrica, foram ajustados dois tipos de modelos: um designado como PolSAR e outro como PolSAR+InSAR. No primeiro, as variáveis explicativas compreenderam apenas os atributos derivados das informações polarimétricas do PALSAR/ALOS-1. No segundo, a coerência interferométrica (TanDEM/ TerraSAR -X) foi adicionada ao conjunto de variáveis explicativas polarimétricas. Para efeito da análise comparativa, os modelos PolSAR e PolSAR+InSAR foram comparados em relação à qualidade do ajustamento (R^2 , R^2_{aj} , SQR e RMSE). Duas comparações foram feitas, uma entre modelos PolSAR para avaliar se há melhor ajuste quando são considerados todos os dados (FP+SS) ou apenas um conjunto de dados específicos (FP ou SS); e outra entre um modelos PolSAR e PolSAR+InSAR específicos para SS.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Seleção de modelos

O inventário florestal permitiu uma detalhada análise florístico-estrutural das tipologias, cuja série de informações estão descritas em Silva (2014). Como o presente artigo tem foco na biomassa, relata-se que os levantamentos realizados permitiram obter estimativas de $340,56 \pm 103,78$ (t.ha⁻¹) para FP, $242,17 \pm 71,86$ (t.ha⁻¹) para FPEM, $107,50 \pm 27,07$ (t.ha⁻¹) para SSA, $56,34 \pm 17,53$ (t.ha⁻¹) para SSInt e $14,59 \pm 5,90$ (t.ha⁻¹) para SSI.

O desempenho dos modelos PolSAR de acordo com as medidas avaliadoras tomadas para o conjunto de amostras de treinamento encontra-se descrito na Tabela 2. O ajuste do modelo polarimétrico com dados apenas de FP diminuiu o RMSE e aumentou o R^2 e R^2_{aj} , comparado com as resultantes do modelo geral. Já os valores de R^2 e R^2_{aj} do modelo SS foram inferiores àqueles do modelo geral. Os valores de Cp de Mallow e AIC foram tomados, pois são medidas que refletem o desempenho dos modelos sem ter a influência do número de variáveis explicativas (KUTNER *et al.*, 2005). De acordo com esses valores os modelos específicos SS e FP tiveram desempenho superior ao modelo geral (FP+SS).

Tabela 2. Desempenho dos modelos PolSAR obtidos. NP é o número de parâmetros incluindo a constante; N é o número total de amostras (treinamento + validação); R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} é o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio; Cp é o critério Cp de Mallow; e AIC é o critério de informação de Akaike. Todos os modelos foram significativos ($p < 0,001$).

Table 2. Performance of the PolSAR models. NP: number of parameters plus the constant; N: total number of samples (training+validation); R^2 : coefficient of determination; R^2_{aj} : adjusted coefficient of determination; SQR: sum of squared errors; RMSE: root mean squared error; Cp: Mallow Cp criteria; AIC: Akaike criteria. All models had significant p value ($p < 0,001$).

Modelos	Np	N	p	R^2	R^2_{aj}	SQR	RMSE	Cp	AIC
PolSAR geral	6	50	0,000	0,74	0,70	230259,71	75,87	5,38	409,75
PolSAR FP	3	23	0,000	0,79	0,74	45451,85	50,25	-6,77	168,54
PolSAR SS	3	27	0,000	0,69	0,64	9180,49	20,91	-0,91	151,38

Os modelos específicos para SS apresentaram desempenho muito similar. O diagnóstico realizado a partir dos parâmetros estatísticos (Tabela 3) mostra valores ligeiramente inferiores de SQR, RMSE, Cp e AIC para o modelo PolSAR+InSAR em relação ao modelo PolSAR. Assim como, os valores de R^2 e R^2_{aj} do modelo PolSAR+InSAR, são ligeiramente maiores aos do modelo PolSAR.

Tabela 3. Descrição do desempenho dos modelos PolSAR e PolSAR+InSAR para as sucessões secundárias (SS). Todos os modelos foram significativos ($p < 0,001$).

Table 3. Performance description of the PolSAR and PolSAR+InSAR models for secondary succession (SS). All models had significant p value ($p < 0,001$).

Modelos	Np	N	R ²	R ² aj	SQR	RMSE	Cp	AIC
PolSAR SS	2	24	0,84	0,82	3296,38	11,97	1,92	114,14
PolSAR+InSAR SS	3	24	0,86	0,83	2676,77	11,87	1,79	107,14

Validação

Foram retidos para validação aqueles modelos com maior R² e R²aj. Na comparação entre modelos PolSAR o modelo selecionado foi o modelo específico para FP:

$$AGB = -303,99 - 99,66 * \sigma^{\circ}HH + 1262,81 * Pd - 3,84 * \alpha_{s2}$$

Onde $\sigma^{\circ}HH$ é o coeficiente de retroespalhamento HH, Pd é a componente de espalhamento *double-bounce* e α_{s2} é a segunda componente da magnitude do espalhamento de Touzi (2007). A validação deste modelo apresentou RMSE = 65,69 t.ha⁻¹, o que corresponde a 22% da média (300,01 t.ha⁻¹) dos valores observados no conjunto de amostras de validação. O erro absoluto médio foi de 59,03 t.ha⁻¹ (20% da média). Este resultado é comparável a outros estudos similares realizados na mesma região como o de Bispo *et al.* (2014), que ao realizar a estimativa de biomassa através de um modelo polarimétrico em floresta primária obteve RMSE de 50,6 t.ha⁻¹ (23% da média).

Na comparação entre o modelo PolSAR e o PolSAR+InSAR para SS, o modelo selecionado foi o modelo específico PolSAR+InSAR:

$$AGB = 81,76 - 120,15 * \gamma_i + 421,70 * Pv + 0,41 * \phi_{s1}$$

Onde γ_i é a coerência interferométrica, Pv é a componente de espalhamento volumétrica e ϕ_{s1} é a primeira componente da fase do espalhamento de Touzi (2007). O RMSE obtido na validação foi de apenas 17,02 t.ha⁻¹, correspondendo a 33% da média dos valores observados. De acordo com o baixo erro obtido e com os altos valores de R² (0,86) e R²aj (0,83), nota-se que o modelo melhorou a precisão na estimativa da biomassa. Este modelo mostra que melhores resultados foram obtidos com ajuste realizado especificamente para dados de SS e também com a inclusão da variável explicativa coerência interferométrica do TerraSAR/TanDEM-X. Apesar do desempenho dos modelos PolSAR e PolSAR+InSAR em SS terem sido muito similares, notou-se uma ligeira superioridade deste em que a variável interferométrica estava entre as variáveis explicativas. Estudos apontam que a combinação de dados SAR pode ser uma opção para melhorar as estimativas de AGB, principalmente em intervalos menores de valores, como em estágios sucessionais, dado que para baixos valores de biomassa o erro tende a ser alto com o uso apenas dos dados derivados do sensor ALOS/PALSAR (ENGLHART *et al.*, 2011; MARTINS, 2012).

De acordo com Treuhaft e Siqueira (2000), ambos os atributos InSAR e PolSAR variam quando há variação dos parâmetros da estrutura vertical da vegetação sugerindo que a combinação de dados InSAR e PolSAR, inclusive PolInSAR, pode contribuir mais ainda para obtenção de melhores estimativas de parâmetros estruturais do que cada qual individualmente.

CONCLUSÕES

Na modelagem derivada de atributos polarimétricos, melhores estimativas de biomassa foram obtidas para a floresta primária (FP) com um modelo específico, comparado àquele modelo PolSAR composto de dados integrado de floresta primária e de sucessão secundária (FP + SS).

A combinação de dados-radar num modelo integrador de bandas L e X PolSAR+InSAR é uma estratégia com elevado potencial para estimativas de biomassa em floresta tropicais, sendo recomendável novos

experimentos face a complexidade da paisagem Amazônica. Dessa forma, conclui-se que a utilização do atributo coerência interferométrica (γ_i) em banda X, derivada da missão TanDEM com suas peculiares características de imageamento, é uma boa alternativa para estudos que se propõem investigar as sucessões secundárias, gerando estimativas de biomassa com boa precisão, úteis aos estudos regionais e globais do papel da regeneração da floresta na ciclagem do carbono.

REFERÊNCIAS

- BISPO, P.C. *et al.* Integration of Polarimetric PALSAR Attributes and Local Geomorphometric Variables Derived from SRTM for Forest Biomass Modeling in Central Amazonia Integration of Polarimetric PALSAR A. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 40, n. 1, p. 26-42, 2014.
- CARREIRAS, J.M.B. *et al.* Understanding the relationship between aboveground biomass and ALOS PALSAR data in the forests of Guinea-Bissau (West Africa). *Remote Sensing of Environment*, v. 121, p. 426–442, 2012.
- CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.
- CLOUDE, S.R. *et al.* A Review of Target Decomposition Theorems in Radar Polarimetry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 34, n. 2, p. 498-518, 1996.
- DOBSON, M.C. *et al.* Estimation of Forest Biophysical Characteristics in Northern Michigan with SIR-C / X-SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 33, n. 4, p. 877-895, 1995.
- ENGLHART, S. *et al.* Aboveground biomass retrieval in tropical forests — The potential of combined X- and L-band SAR data use. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, n. 5, p. 1260-1271, 2011.
- FREEMAN, A.; DURDEN, S.L. A Three-Component Scattering Model for Polarimetric SAR Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 36, n. 3, p. 963–973, 1998.
- GIBBS, H.K. *et al.* Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, v. 2, n. 4, p. 045023, 2007.
- KUTNER, M.H. *et al.* *Applied Linear Statistical Models*. 5th. ed. Boston: McGraw-Hill/Irwin, 1396 pp. 2005.
- LEE, J. *et al.* Polarimetric SAR Speckle Filtering and Its Implication for Classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 37, n. 5, p. 2363-2373, 1999.
- MAGNUSSON, M. *et al.* Estimation of forest stem volume using ALOS PALSAR satellite images. In: 2007 *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Ieee, 2007. p. 4343-4346
- MARTINS, F. DA S.R.V. Caracterização e estimativa de biomassa aérea de florestas atingidas pelo fogo a partir de imagens polarimétricas ALOS/PALSAR. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2012.
- MITCHARD, E.T.A. *et al.* Using satellite radar backscatter to predict above-ground woody biomass: A consistent relationship across four different African landscapes. *Geophysical Research Letters*, v. 36, n. 23, p. L23401, 2009.
- MOREL, A.C. *et al.* Estimating aboveground biomass in forest and oil palm plantation in Sabah, Malaysian Borneo using ALOS PALSAR data. *Forest Ecology and Management*, v. 262, n. 9, p. 1786-1798, 2011.
- NELSON, B.W. *et al.* Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 117, n. 1-3, p. 149-167, 1999.
- POPE, K.O. *et al.* Radar remote sensing of forest and wetland ecosystems in the Central American tropics. *Remote Sensing of Environment*, v. 48, n. 2, p. 205-219, 1994.
- SANTOS, J.R. *et al.* Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. *Remote Sensing of Environment*, v. 87, n. 4, p. 482-493, 2003.
- SANTOS, J.R.; NARVAES, I. DA S.; GRAÇA, P.M.L.A.; GONÇALVES, F.G. Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon. In: JEDLOVEC, G. (Org.). *Advances on*

geoscience and remote sensing. 1. ed. Vukovar, Croatia: NASA/MSFC-USA, 2009. p. 183-206.

SHIMADA, M. *et al.* PALSAR Radiometric and Geometric Calibration. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 47, n. 12, p. 3915-3932, 2009.

TOUZI, R. Target Scattering Decomposition in Terms of Roll-Invariant Target Parameters. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 45, n. 1, p. 73-84, 2007.

TREUHAF, R.N. *et al.* Biomass estimation in a tropical wet forest using Fourier transforms of profiles from lidar or interferometric SAR. *Geophysical Research Letters*, v. 37, n. 23, p. n/a–n/a, 2010.

TREUHAF, R.N. *et al.* Vegetation characteristics and underlying topography from interferometric radar. *Radio Science*, v. 31, n. 6, p. 1449-1485, 1996.

TREUHAF, R.N.; SIQUEIRA, P.R. Vertical structure of vegetated land surfaces from interferometric and polarimetric radar. *Radio Science*, v. 35, n. 1, p. 141-177, 2000.

UHL, C. *et al.* Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I . Patterns of Plant Succession. *Journal of Ecology*, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

VIEIRA, I.C.G. *et al.* Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, v. 87, n. 4, p. 470-481, 2003.

MONITORAMENTO DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NA REGIÃO CENTRO DO RIO GRANDE DO SUL

MONITORING THE FOREST COVER DYNAMICS IN THE CENTRAL REGION OF RIO GRANDE DO SUL STATE

Juliana Marchesan¹, Emanuel Araújo Silva¹, Caroline Kist da Silva¹, Daiana Iris Soto Brites¹, Marcelo Henrique Frosi¹, Rudiney Soares Pereira¹

¹Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima 1000, 97.105-900 – Santa Maria, RS, Brasil,
juliana_marchesan@hotmail.com; emanuelmadster@gmail.com; carol_ks_324@hotmail.com;
daiana_brites@hotmail.com; marcelofrosi@yahoo.com.br; rudiney.s.pereira@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo monitorar a dinâmica da cobertura florestal na região centro do Rio Grande do Sul, nos anos de 2011 e 2012. As imagens do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) foram classificadas em seis classes de uso e cobertura da terra: "Floresta Nativa", "Floresta Plantada", "Agricultura", "Campo", "Solo Exposto" e "Água". A classificação foi de forma supervisionada, utilizando o algoritmo *Bhattacharya*, e para o processamento dos dados utilizou-se o aplicativo SPRING 5.1.8. Os resultados indicaram que houve um aumento de 3.089,36 ha de floresta nativa de 2011 a 2012. Enquanto que áreas de agricultura e de solo exposto diminuíram 791,04 ha e 7.524,48 ha, respectivamente. No entanto, as áreas ocupadas pela classe campo aumentaram 5.194,19ha de um ano para o outro. Também se utilizou a programação em Linguagem Espacial de Geoprocessamento Algébrico (LEGAL) para quantificar a transição entre as classes de uso e cobertura da terra, notou-se que no período estudado mantiveram-se preservados 41.273,20 ha de floresta nativa e obteve-se uma expansão florestal de 10.286,80 ha abrangendo 7,55 % da área em estudo.

Palavras-chave: Classificação digital, sensor REIS, mapeamento temático, análise LEGAL.

ABSTRACT

The senses work aimed to monitor the dynamics of forest cover in the central region of Rio Grande do Sul, in the years 2011 and 2012. The images of the REIS sensor (*RapidEye Earth Imaging System*) were classified into six classes of use and land cover: "Native Forest", "Planted Forest", "Agriculture", "Field", "Bare Soil" and "Water". The classification was supervised manner, using the algorithm *Bhattacharya*, and data processing was used SPRING 5.1.8 application. The results indicated that there was an increase of 3089.36 ha of native forest from 2011 to 2012. While the areas of agriculture and bare soil decreased 791.04 ha and 7524.48 ha respectively. The areas occupied by the class field 5194.19 ha increased from one year to another. Also used the programming language GIS Algebraic Space (LEGAL) to quantify the transition between classes use and land cover, where it was noted that during the study period remained preserved 41273.20 ha of native forest and obtained a forest expansion of 10286.80 ha covering 7.55% of the study area.

Keywords: Digital classification, sensor REIS, thematic mapping, analysis LEGAL.

INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo, a cobertura florestal nativa foi sendo fragmentada, cedendo espaço para as culturas agrícolas, pastagens e para a expansão urbana (MARTINS, 2001). Isso fez com que aumentasse a preocupação com a conservação de florestas e a necessidade de monitorar a evolução do uso da terra.

Ferreira e Galvão (2000) ressaltam a importância da cobertura florestal na proteção do solo, mananciais de água e fauna, na captura do dióxido de carbono, no aumento da vida útil de recursos hídricos, e também por ser uma fonte fornecedora de remédios, alimentos, materiais para construção, além de gerar renda.

Desse modo, o monitoramento da cobertura florestal é de extrema importância para a compreensão da organização do espaço e das mudanças que ocorrem, além de fornecer informações essenciais para o manejo eficiente dos recursos naturais. Assim, utiliza-se das técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), onde é possível realizar o monitoramento do uso e cobertura da terra, de forma prática, e obter informações para avaliar a dinâmica da paisagem (NOVO, 2008), através do uso de imagens de satélite.

O presente estudo foi realizado na região central do estado do Rio Grande do Sul, com o objetivo de analisar e comparar imagens do sensor REIS nos anos de 2011 e 2012, a fim de detectar mudanças ocorridas na paisagem.

METODOLOGIA

Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo localiza-se entre as coordenadas geográficas 29°19'56" e 29°40'00" de latitude sul e 53°19'54" e 53°40'00" de longitude oeste, compreendendo os municípios de Pinhal Grande, Ivorá, Silveira Martins, São João do Polêsine, Faxinal do Soturno, Dona Francisca, Nova Palma, Júlio de Castilhos, Restinga Seca, Agudo e Santa Maria (Figura 1), abrangendo uma área de 1.362,02 km².

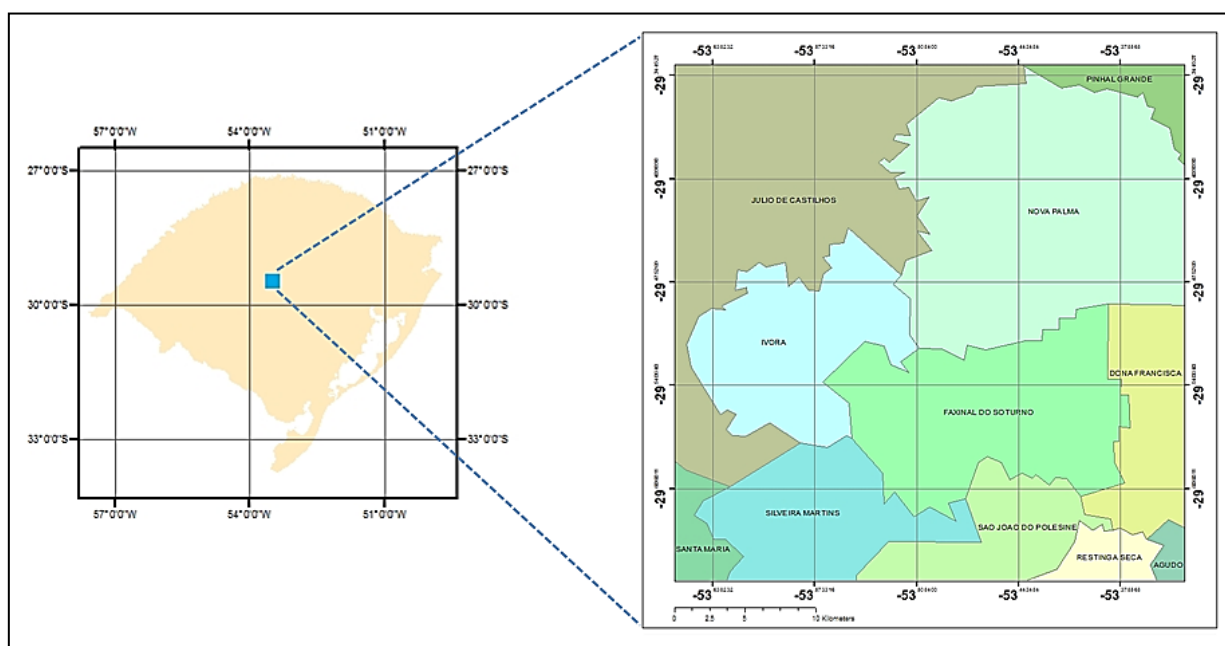


Figura 1. Mapa de localização.

Figure 1. Location map.

É constituída pelas regiões fisiográficas Planalto Meridional Sul-rio-grandense e Depressão Central, e composto pelos biomas Mata Atlântica e Pampa. As áreas do Planalto Meridional e da encosta das serras têm como substrato a formação geológica Serra Geral que é caracterizada por rochas sedimentares originárias de derrames vulcânicos. As áreas de planície de inundação, que se caracterizam pelas baixas declividades, são compostas geologicamente pela formação aluvionar e formação Rosário do Sul, a primeira caracterizada por depósitos de sedimentos recentes, areias e cascalhos, e a segunda por depósitos também de origem fluvial, mas constituída por arenitos finos e de baixa permeabilidade (IBGE, 1990), ambas geomorfologicamente compõem a depressão central do Estado.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima é subtropical úmido (Cfa), com temperaturas que variam entre 14 °C e 25 °C. As precipitações são distribuídas durante o ano, apresentando média anual de 1700 mm (MORENO, 1961).

Material

Foram utilizadas imagens digitais do sensor REIS (*RapidEye Earth Imaging System*), bandas espectrais 1, 2, 3, 4, e 5, capturas no mês de setembro de 2011 e no mês de outubro de 2012 e *shapefile* das redes de drenagem e viária da área em estudo. Os aplicativos computacionais utilizados foram o SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas) versão 5.1.8 para processamento e análise das imagens, computador com processador Intel Core i7 e o aplicativo *Google Earth*.

Metodologia

No aplicativo SPRING foi criado um banco de dados espaciais onde foram importadas as imagens e o arquivo vetorial correspondente ao polígono limite da área de estudo. Antes de iniciar o processo de segmentação e classificação digital das imagens, foram feitos testes de composições de bandas com o objetivo de selecionar as melhores combinações para a diferenciação dos alvos.

Para o mapeamento temático foram adotadas as seguintes classes: “Floresta Nativa”, “Floresta Plantada”, “Campo” (incluem pastagem, campo sujo e vegetação rasteira), “Agricultura” (áreas agrícolas cobertas por vegetação), “Solo Exposto” (incluem áreas agrícolas em preparação ou em pousio) e “Água” (incluem rios, arroios, banhados e açudes).

As classes temáticas foram escolhidas segundo dois eixos: a) considerando-se o Manual de Uso da Terra elaborado pelo IBGE para atender a compatibilidade das legendas utilizadas nos demais documentos cartográficos temáticos produzidos com a observância da legislação brasileira para estudos de vegetação; b) compatibilidade do detalhamento da legenda considerando-se a escala de trabalho e as características das imagens de sistemas sensores utilizados.

A segmentação das imagens, técnica realizada antes da classificação, consiste em dividir a imagem em regiões que correspondam aos objetos de interesse do trabalho. Estas regiões são conjuntos de “pixels” contíguos que apresentam uniformidade (SPRING, 2012).

Dentre as técnicas de segmentação escolheu-se o processo de “crescimento de regiões”, que é uma técnica de agrupamento de dados onde apenas às regiões espacialmente adjacentes podem ser agrupadas. Nesta etapa, dois parâmetros foram definidos: similaridade e área, optando-se pela similaridade 100 e área 10, pois foram os parâmetros que melhor se adaptaram à área de estudo. Em seguida foi realizado o processo de aquisição de amostras para cada classe estabelecida, para posterior classificação utilizando o algoritmo *Bhattacharya*.

Repetiram-se esses procedimentos para todas as imagens que compõem a área de estudo, com isso foi feito o mosaico das imagens e o recorte das áreas urbanas (através dos polígonos criados) garantindo assim a correta quantificação dos diferentes usos do solo.

Realizou-se ainda a programação de Análise LEGAL (Linguagem Espacial de Geoprocessamento Algébrico) para analisar a dinâmica florestal durante o período de estudo, onde se procederam as combinações dos mapas de uso e cobertura da terra, sendo possível a consulta e manipulação espacial dos dados obtidos na classificação digital das imagens. Foram criadas novas classes temáticas: “Manutenção”: áreas correspondentes de florestas nativas que não sofreram alterações de um ano para outro, “Expansão”: áreas em que seu uso fora convertido para floresta nativa em de um ano para o outro, “Desmatamento”: áreas de floresta nativa que foram subtraídas e convertidas para outro uso entre o período estudado e “Outros usos”: referem-se às áreas ocupadas pelos demais usos (agricultura, floresta plantada, solo exposto, água, campo e área urbana) tanto em um ano quanto no outro.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uso e Cobertura da terra

Através da classificação supervisionada das imagens dos anos de 2011 e 2012 foi possível a quantificação das classes de uso e cobertura da terra para os anos de estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Quantificação das áreas para os diferentes usos do solo e períodos estudados.

Table 1. Quantification of areas for different land uses and periods.

Classes de Uso	2011		2012		Diferença
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)
Floresta nativa	48.474,10	35,59	51.563,46	37,86	3.089,36
Floresta plantada	503,80	0,37	681,34	0,50	177,54
Solo exposto	17.249,40	12,66	9.724,92	7,14	-7.524,48
Agricultura	28.165,60	20,68	27.374,56	20,10	-791,04
Campo	39.947,70	29,33	45.141,89	33,14	5.194,19
Água	1.117,14	0,82	960,64	0,71	-156,50
Área urbana	743,90	0,55	743,90	0,55	0,00
Área não-classificada	0,00	0,00	10,90	0,01	10,90
Área total	136.201,64	100,00	136.201,61	100,00	-

Analisando a Tabela 1 verifica-se que a área de estudo possuía em 2011 aproximadamente 48.474,10 ha (35,59%) da área total ocupada por floresta nativa, expandindo-se em 2012 para 51.563,46 ha (37,86%). As florestas plantadas são quase inexpressivas na área total, compreendendo apenas 0,37% (503,80 ha) do uso do solo no ano de 2011, permanecendo com baixa representatividade no ano seguinte (681,34 ha) dentre as classes mapeadas.

A região de estudo é caracterizada pela economia fortemente baseada no setor agropecuário, caracterizada pela presença de pequenas propriedades de origem colonial, que possuem produção diversificada e áreas de campos dedicadas à pecuária. A presença de grandes e médias propriedades estão associadas à ocupação por lavouras de arroz e soja. Por esse motivo, em 2011, 20,68% (28.165,60 ha) do uso do solo estavam associados ao cultivo agrícola e 12,66% (17.249,40 ha) à classe “solo exposto”. Para o ano de 2012 houve um decréscimo tanto nas áreas de solo exposto quanto nas áreas de agricultura, diminuindo respectivamente 7.524,48 ha e 791,04 ha.

Por se tratar de uma região de economia agropecuária, a classe “campo” que correspondia a 29,33% (39.947,70 ha) da área total em 2011, expandiu para 33,14 % (45.141,89 ha) em 2012. Esse fato deve-se à conversão de áreas agrícolas para campo, provavelmente associado ao abandono de terras até então agricultáveis. A água, em 2011 abrangia 0,82% da área total (1.117,1 ha) e em 2012 passou a ocupar 0,71% (960,64 ha) da área em estudo, o que representa uma redução inexpressiva.

A área urbana correspondente a 0,55% da área total (743,9 ha) compreende os municípios onde há maior concentração urbana. Em 2011 nenhuma das imagens estava encoberta por nuvens e por isso, teve 100% de sua área classificada. No entanto, no ano seguinte, a área não-classificada foi de 10,90 ha, correspondendo a 0,01% da área total de estudo.

Com a obtenção dos resultados, pode-se espacializar as classes de uso e cobertura da terra, para os anos em estudo, de acordo com as Figuras 2 e 3.

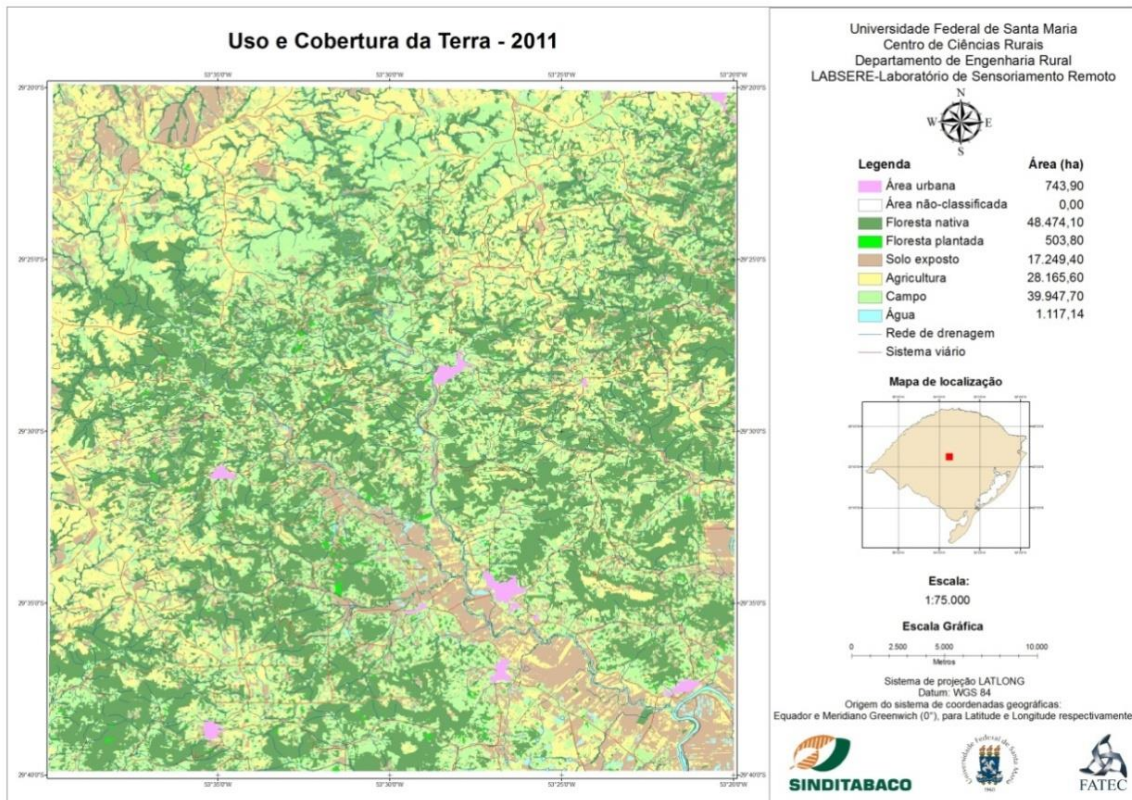


Figura 2. Mapa de classificação do uso e cobertura da terra em 2011.
Figure 2. Map use classification and land cover in 2011.

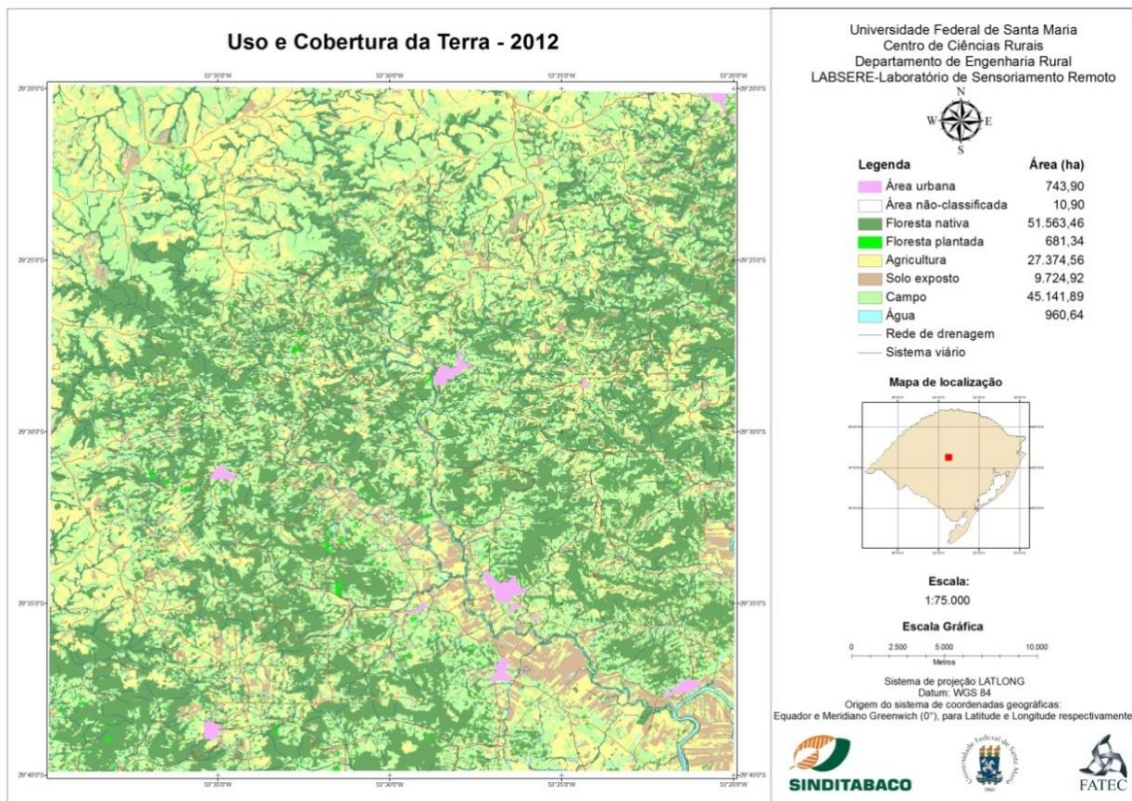


Figura 3. Mapa de classificação do uso e cobertura da terra em 2012.
Figure 3. Map use classification and land cover in 2012.

Análise LEGAL da Cobertura Florestal

Os resultados obtidos com as análises estão dispostos na Tabela 2, com os dados de transição florestal, no período de 2011 e 2012.

Tabela 2. Quantificação das áreas para os diferentes fenômenos de dinâmica florestal.

Table 2. Quantification of the areas for the different phenomena of forest dynamics.

Tipo de Evolução	2011 - 2012	
	Área (ha)	%
Desmatamento	7.186,70	5,28
Manutenção	41.273,20	30,30
Expansão	10.286,80	7,55
Outros usos	76.677,90	56,30
Área urbana	743,90	0,55
Área não classificada	33,11	0,02
Área Total	136.201,61	100,00

Nesta área mantiveram-se preservados 41.273,20 ha de floresta nativa. Os desmatamentos por sua vez ocorreram em 7.186,70 ha, correspondendo a 5,28% da área total. Contudo, a expansão foi de 10.286,80 ha abrangendo 7,55 % da área em estudo, este fato pode estar relacionado ao cumprimento do Código Florestal Brasileiro aprovado em 1965, associado à pressão dos órgãos ambientais, que trouxeram restrições às práticas dos agricultores, restringindo o corte de áreas florestais, principalmente em áreas das encostas das serras (com declividade superior a 45°) e áreas de mata ciliar (ITAQUI, 2002; FERRARI, 2008). A Figura 4 representa o mapa de transição da dinâmica florestal para o período de 2011 e 2012.

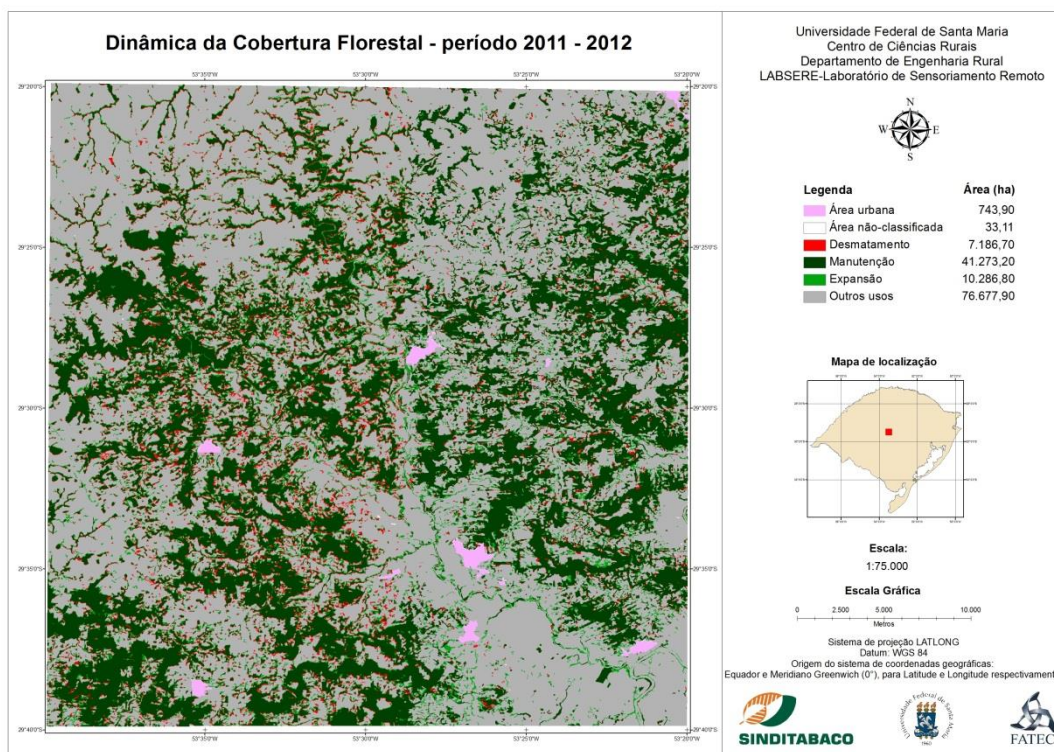


Figura 4. Mapa de transição da dinâmica florestal no período de 2011 e 2012.

Figure 4. Map of forest dynamics in the transition period between 2011 and 2012.

CONCLUSÃO

As técnicas utilizadas mostraram-se eficientes para a análise espacial multitemporal do uso e cobertura da terra. Através da utilização das imagens do sensor REIS foi possível a classificação supervisionada da cobertura da terra e a quantificação das áreas de seis diferentes usos do solo: floresta nativa, floresta plantada, solo exposto, agricultura, campo e água. Com a ajuda da programação LEGAL pode-se detectar todas as mudanças ocorridas na área de estudo nas datas de análise.

De acordo com os resultados obtidos, foi possível constatar que houve um acréscimo de floresta nativa e uma redução das áreas de agricultura, esse fato pode estar relacionado com o aumento das fiscalizações florestais.

REFERÊNCIAS

- FERRARI, R. Modelagem Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra da Quarta Colônia, RS. 2008. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geomática) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- FERREIRA, C.A.; GALVÃO, A.P.M. Importância da atividade florestal no Brasil In: GALVÃO, A.P.M. (Org.). Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia; Colombo: Embrapa Florestas, 2000. 351 p.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 15 mai., 2014.
- ITAQUI, J. Quarta Colônia – Inventário Técnico de Flora e Fauna. Santa Maria: Condesus, 2002.
- MARTINS, S.V. Recuperação de Mata Ciliar. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 146 p.
- MORENO, J.A. Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 1961. 42 p.
- NOVO, E.M.L.M. Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações. São Paulo, SP: Editora Blucher, 2008. 333 p.
- SPRING. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>. Acesso em: 14 mai., 2014.

MULTISENSOR IMAGE FUSION AND MULTSCALE FEATURE EXTRACTION ON CLASSIFICATION ACCURACY

FUSÃO DE IMAGENS MULTISENSOR E EXTRAÇÃO DE FEIÇÕES NA CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS

Eduarda Martiniano de Oliveira Silveira¹, Fausto Weimar Acerbi-Júnior¹, José Marcio de Mello¹, Luis Marcelo Tavares de Carvalho¹, Adriana Leandra de Assis²

¹ Universidade Federal de Lavras – UFLA. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG, Brasil, dudalavras@hotmail.com; josemarcio@dcf.ufla.br; fausto@dcf.ufla.br

² Instituto de Ciências Agrárias – ICA/UFMG. Av. Universitária 1000, Bairro Universitário, 404547, Montes Claros, MG, Brasil, alassis@ufmg.br.

ABSTRACT

The objectives of this paper were: (1) To assess the potential of using fused images between MODIS and TM images to improve classification accuracy; (2) To assess the potential of using fused images combined with feature extraction algorithms in order to improve image classification. In the multisensor image process, the source image consist of one NDVI obtained by Landsat TM image acquired on July, 2005 and a 36 monthly NDVI images derived from MODIS sensor acquired yearly from 2003 till 2005. The NDVI Landsat TM was decomposed by the pyramidal in Fourier space (PFS) wavelet transform. In order to perform feature extraction the temporal signatures were transformed using the 1D version of the algorithm “à trous” with linear and cubic spline wavelets. After decomposition, the smoothed signatures were used as feature vectors in the classification process. The Time series of NDVI as well as fused images and smoothed NDVI fused images were classified using a decision tree (DT) algorithm. The proposed data fusion and feature extraction method performed well in terms of overall accuracies as compared to results obtained by the original time series of NDVI.

Keywords: Fusion; Landsat; MODIS, Feature Extraction, Image classification.

RESUMO

Os objetivos deste trabalho foram: (1) Avaliar o potencial da fusão de imagens MODIS e Landsat TM na acurácia da classificação; (2) Avaliar o potencial das imagens fusionadas combinadas com algoritmos de extração de feições na classificação. No processamento das imagens, índices de vegetação NDVI do satélite Landsat TM foram adquiridas no mês de julho de 2005 e 36 imagens mensais NDVI derivadas do satélite MODIS foram adquiridas de 2003 a 2005. As imagens NDVI Landsat TM foram decompostas através da transformada wavelets. As assinaturas temporais foram transformadas através do algoritmos “a trous” com as ondaletas linear e cúbica versão 1D. Após a decomposição, as assinaturas temporais suavizadas foram utilizadas no processo de classificação. A série temporal de NDVI, bem como as imagens fusionadas e suavizadas foram classificadas através do algoritmos Árvore de Decisão. As imagens fusionadas e o resultado da classificação obtiveram boa performance em termos de acuracidade quando comparadas com a série temporal de imagens NDVI Landsat TM.

Palavras-Chave: Fusão, Landsat, MODIS, Extração de Feições, Classificação de imagens.

INTRODUCTION

Many approaches have been developed to combine complementary information coming from input images in order to create a new image where the informative content is more suitable for human perception. The new composite image is produced according to a process called image fusion (CHIBANI e HOUACINE, 2003).

The wavelet decomposition has become an attractive tool for fusing multisensor images. Usually, the input

images are decomposed with an orthogonal wavelet in order to extract features, which are combined through an appropriate fusion rule. The fused image is then reconstructed by applying the inverse wavelet transform.

Some examples include the fusion of Landsat TM (MS) and SPOT (P) images, SPOT (XS) and SPOT (P) images, and IKONOS (MS) and IKONOS (P) images (NÚÑES *et al.*, 1999; AIAZZI *et al.*, 2002; RANCHIN *et al.*, 2003).

More recently, pyramid schemes based on the wavelet transform have led many authors (CHAPMAN e ORR, 1995; WILSON *et al.*, 1995; ACERBI-JUNIOR *et al.*, 2006) to define more complicated fusion rules in order to improve the quality of the fused image.

For example, Acerbi-Junior *et al* (2004) demonstrated the efficiency of the pyramidal wavelet transform in Fourier space (PFS) wavelet transform to perform the fusion between MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer) and TM (Thematic Mapper) images. The Landsat TM imagery (30 m) offers a good spatial resolution whereas MODIS imagery (250 m) is a good means to capture most of the vegetation dynamics due to its high temporal resolution.

Since the 1970s, researches have recognized the potential of multitemporal satellite observations to provide information about the phenological development of natural vegetation and crops (REED *et al.*, 1994) moreover the combination of vegetation indices with multitemporal imagery that captures phenology has produced successful vegetation classifications (SADER *et al.*, 1990).

According to Bruce *et al* (2006), different types of vegetation have different temporal growth patterns and this will affect the characteristic shape of their NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) temporal signatures. This can then be used to extract features that best discriminate different land cover types as well as to train a classifier.

Thus, long time series combined with feature extractions algorithms and image fusion can be used to improve the separation of spectrally similar objects and produce accurate maps.

The objectives of this paper were; (1) To assess the potential of using fused images between MODIS and TM images to improve classification accuracy; (2) To assess the potential of using fused images combined with feature extraction algorithms in order to improve image classification.

METHODOLOGY

The study area (Figure 1) is located in the state of Minas Gerais, Brazil and is delimited by the coordinates S 14° 47' 25.62'' - S 15° 53' 16.44'' and W 43° 52' 52.21'' - W 45° 6' 17.95''. The area is cover by three major land cover types: deciduous forest, semideciduous forest and cerrado (Brazilian savannas).

MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) 16-day vegetation indices composite with 250 m of spatial resolution from TERRA satellite, were used to derive three years (2003, 2004 and 2005) NDVI time series.

In the multisensor image fusion process, the source image consisted of one NDVI obtained from Landsat TM image acquired on July 2005 and a 36 monthly NDVI images derived from MODIS sensor acquired yearly from January 2003 till December 2005.

The radiometric and geometric properties of MODIS sensor onboard NASA's Terra spacecraft, in combination with improved atmospheric correction and cloud screening, provide a substantially improved basis for monitoring vegetation dynamics (ZHANG *et al.*, 2002). The MODIS sensor has 36 spectral bands extending from the visible to the thermal infrared wavelengths, where seven bands are specifically designed for land applications with spatial resolutions ranging from 250 m to 1 km (JUSTICE *et al.*, 1997).

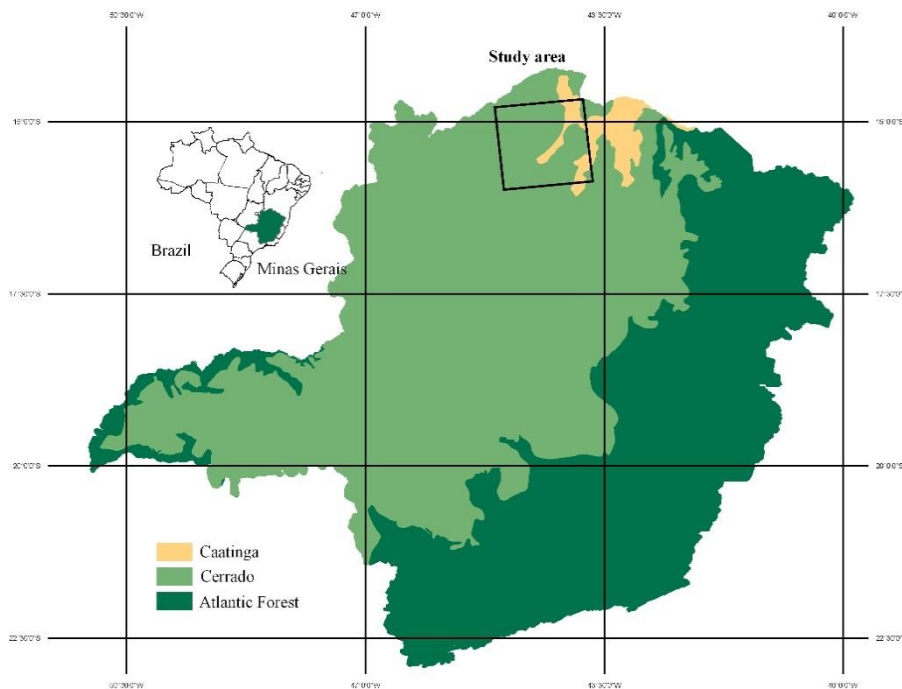


Figure 1. Study area.
 Figura 1. Área de estudo.

The spatial resolution of MODIS imagery varies depending on the type of data product. The product number 13 (MOD 13) is a land product that provides two gridded vegetation indices, normalized difference vegetation index (NDVI) and enhanced vegetation index (EVI). These indices give an estimated of the amount of vegetation on a ground pixel with spatial resolution of 250 m by 250 m.

The theoretical basis for empirical based vegetation indices is derived from examination of typical spectral reflectance signatures of leaves. The reflected energy in the visible is very low as a result of high absorption by photosynthetically active pigments with maximum sensitivity in the blue (470 nm) and red (670 nm) wavelengths. Nearly all of the near-infrared radiation is scattered (reflected and transmitted) with very little absorption, in a manner dependent upon the structural properties of a canopy (LAI, leaf angle distribution, leaf morphology).

As a result, the contrast between red and near-infrared responses is a sensitive measure of vegetation amount, with maximum red - NIR differences occurring over a full canopy and minimal contrast over targets with little or no vegetation. For low and medium amounts of vegetation, the contrast is a result of both red and NIR changes, while at higher amounts of vegetation, only the NIR contributes to increasing contrasts as the red band becomes saturated due to chlorophyll absorption. (HUETE *et al.*, 1997).

Along with the image data, there exists a map that was used in order to associate a quality assurance number (QA) to each pixel of the image. The QA is a 16 bit coded integer. The various groups of this 16 bit long binary code describe different properties of the pixel. One can set thresholds or specific values for these different groups to check the 'quality' of the pixel and then label it either good or bad depending upon the application.

To perform the fusion procedure the NDVI time series were resampled from 250 to 240 m and matched to the histogram of the Landsat TM NDVI image using linear scaling (Pohl, 1996). The aim was to normalize the mean and standard deviation between the images.

In order to match the spatial resolution of the NDVI MODIS images, the NDVI Landsat TM image was decomposed three levels using the pyramidal wavelet transform in Fourier space (PFS).

The PFS is a wavelet transform with a scaling function in Fourier space. Working in Fourier space, one can define a wavelet function from scaling functions at two different scales which is very appropriate for capturing useful scale related properties during the decomposition process (essentially relationships between neighboring pixels, as expressed by the frequency information in the Fourier transform (STARCK *et al.*, 1998; ACERBI JUNIOR *et al.*, 2006). PFS was selected based on its good performance obtained in a study which demonstrated the efficiency of this transform to perform fusion between MODIS and TM images (ACERBI-JUNIOR *et al.*, 2006).

The approximation images were replaced by the corresponding MODIS image and finally the process was inverted in order to reconstruct the fused images.

Quality assessment of the fused images is important when they are used for classification. Classification process depends on the spectral information and any error in the synthesis of the spectral content of a fused image will result in classification errors (MEENAKSHISUNDARAM e COULOIGNER, 2004).

The quality assessment approaches, the basic premise is to establish some measures to assess image quality. The quality assessment was based on qualitative and quantitative measures and they were associated to two types of criteria. The first type of criteria is related to the quality of the spectral information of a fused image. The second type of criteria is based on the quality of the spatial information of a fused image. It is strongly associated to the preservation of the spatial features throughout the fusion process.

The qualitative measure was derived from the visual judgment, comparing each fused image, according to their spatial similarity with the original NDVI TM image. Quantitative measures were applied to quantify the spectral differences between each fused image and the NDVI MODIS image. First the bias of the mean and variance per data were calculated based on the mean and variance difference between the MODIS images and the fused images. Second, the root mean square error (RMSE) between the MODIS image and each fused image was calculated using a pixel based comparison.

In order to perform feature extraction the temporal signatures were transformed using the 1D version of the algorithm “à trous” with linear and cubic spline wavelets (HOLSCHNEIDER *et al.*, 1989; CARVALHO, 2001).

Wavelet analysis mathematically approximates a data series by a linear combination of functions (wavelets) with specific scales (resolutions) and locations (positions along the data series). This transform provides a robust methodology for analysis in different scales. The wavelet transform allows for the decomposition of a signal using a series of elemental functions called wavelets and scaling function, which are created by scaling and translating a base function, known as the mother wavelet.

Another point of view on the wavelet transform is by means of filter banks. In signal processing, a digital filter is a time invariant operator, which acts on an input vector, producing a transformed vector by means of mathematical convolution. Low pass and high pass filter are both considered into the wavelet transform, and their complementary use provides signal analysis and synthesis (STARCK *et al.*, 1998). The lowpass filter reduces the high frequency components keeping only the low frequency components of the signal and the highpass filter removes the low frequency components.

Part of the success of the wavelet transform is due to the existence of fast algorithms. A wavelet transform for discrete data might be provided by the “à trous” algorithm (HOSLCHNEIDER *et al.*, 1989; SHENSA, 1992). The “à trous” algorithm represents a discrete and redundant approach to the classical continuous wavelet transform.

A redundant representation, which avoids image decimation, has the same number of wavelet coefficients at all levels. When a dominant or significant feature appears at a given level, it should appear at successive levels. In contrast, a non-significant feature, i.e. noise, does not appear in the next levels. It thus appears that a dominant feature is tied to its presence or duplication at successive levels.

Then, it is possible to follow the evolution of the wavelet decomposition from level to level, the algorithm

produces a single wavelet coefficient plan at each level of decomposition and the wavelet coefficients are computed for each location allowing a better detection of a dominant feature and the algorithm is easily implemented (CHIBANI e HOUACINE, 2003).

After decomposition, the smoothed signatures were used as feature vectors in the classification process. Seven feature sets were input to classification:

SET 01 – Original Time series of NDVI – 36 monthly NDVI images derived from MODIS sensor.

SET 02 – Time series of NDVI fused images – 36 monthly NDVI images derived from the fused images.

SET 03 – FLSO - First scale linear spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI derived from the fused images were transformed using the “à trous” algorithm using a linear spline filter with one decomposition level.

SET 04 – FLSW - Second scale linear spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI derived from the fused images were transformed using the “à trous” algorithm using a linear spline filter with two decomposition levels.

SET 05 – FLST - Third scale linear spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI derived from the fused images were transformed using the “à trous” algorithm using a linear spline filter with three decomposition levels.

SET 06 – FCSO - First scale cubic spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI yearly from 2003 till 2005 were transformed using the “à trous” algorithm using a cubic spline filter with one decomposition level.

SET 07 – FCSW - Second scale cubic spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI derived from the fused images were transformed using the “à trous” algorithm using a cubic spline filter with two decomposition levels.

SET 08 – FCST - Third scale cubic spline smoothed NDVI fused images time series - 36 months of NDVI derived from the fused images were transformed using the “à trous” algorithm using a cubic spline filter with three decomposition levels.

The Time series of NDVI as well as fused images and smoothed NDVI fused images were classified using a decision tree (DT) algorithm. A DT is defined as a classification procedure that recursively partitions a data set into more uniform subdivisions based on tests defined at each node in the tree (QUINLAN, 1993). A DT is composed of a root node, a set of internal nodes and a set of terminal nodes. Each internal node has one parent node and two or more descendant nodes. A data set is classified according to the decision surfaces defined by the tree, and class labels are assigned to each observation according to the leaf node into which the observation falls. Decision trees share advantages compared with traditional probabilistic algorithms because they are strictly nonparametric, free from distribution assumptions, able to deal with nonlinear relations, insensitive to missing values and capable of handling numerical and categorical inputs (CARVALHO, 2001).

The classifier was trained with a set of sampled pixels distributed over seven main land cover types: cerrado, semideciduous and deciduous forest, water and others (eucalyptus, cultures and pasture). To evaluate the classified images an accuracy assessment was carried out based on the overall and per class accuracy as well as on the kappa coefficient. Error matrices are very effective representations of map accuracy because the individual accuracies of each map category with both the errors of inclusion and errors of exclusion (CONGALTON e GREEN, 1999).

RESULTS

The visual judgment between the TM image and fused image have shown that the size, shape and location of the spatial features were considered unchanged and the spectral content was considered to be similar to the MODIS image. Small spatial structures were not visible on the MODIS image but they were visible on the fused image, which means that small vegetation patches that were not detected due to MODIS spatial resolution can now be assessed using the fused images.

The results calculated by using the mean, standard deviation and the root mean square error (RMSE) as a

quantitative measure comply with the results obtained from de visual judgment. These measures were selected in order to evaluate the similar spectral information and the spatial information since they show the similarity at pixel level between the MODIS image and the fused images.

The mean values for all fused images are identical to the mean values of the original MODIS images, which is expected since the wavelet coefficients have mean values around zero. The standard deviation values are measures of the quantity of spectral information added or lost during a fusion process. For all fused images the standard deviation values are similar to the standard deviation values of the MODIS original images, which demonstrates the good performance of the fusion algorithm. The RMSE is another measure of similarity among the fused and the MODIS images, since all images presented values close to zero.

Based on these quantitative measures as well as on the visual judgment, one can say that the fused images are of good quality and can, therefore, be used for mapping and monitoring the vegetation dynamics.

In terms of overall accuracy all the classified images presented values higher than 80%. The highest overall accuracy value (95.41%) was reached using the second scale cubic spline smothed NDVI fused images as feature vector.

Decisions of what should be considered the best or worst in terms of accuracy depends on the objective of the mapping projected as well as the classes. Considering all the classified images but focusing only on the cerrado class the highest producer accuracy value (99.33%) was obtained using the third scale linear spline smothed NDVI time series. however. considering the user accuracy. the best feature vector to classify this vegetation type was the second scale cubic spline smothed NDVI fused images (100%) as well as time series of NDVI fused images (100%).

The best feature vector to classify the deciduous class considering the producer accuracy was the second scale cubic spline smothed NDVI fused images (99.67%). however considering the user accuracy. the best feature vector was the first scale cubic spline smothed NDVI fused images (100%) or the first scale linear cubic smothed NDVI fused images (100%).

The best feature vector to classify the semideciduous class considering the producer accuracy was the first scale linear spline smothed NDVI fused images (86%) as well as the second scale cubic spline smothed NDVI fused images (86%). Considering the user accuracy the best feature vector was the second scale cubic spline smothed NDVI fused images (87.31%).

CONCLUSIONS

This study evaluated the potential of using fused images between MODIS and TM images to improve classification accuracy and the potential of using fused images combined with feature extraction algorithms in order to improve image classification.

The assessment of classification accuracies was useful to reveal the potential of fused images for mapping and improve classification accuracy of cerrado. semideciduous and deciduos forests in Minas Gerais. Brazil.

The proposed data fusion and feature extraction method performed well in terms of overall accuracies when compared to results obtained by the original time series of NDVI.

REFERENCES

- ACERBI-JUNIOR, F.W. *et al.* The assessment of multi-sensor image fusion using wavelet transform for mapping the Brazilian savanna. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, n. 8, p. 218-288, 2006.
- ACERBI-JUNIOR, F.W. *et al.* ARE WE USING THE RIGHT QUALITY MEASURES IN MULTI-

- RESOLUTION DATA FUSION? 24, 2004. Dubrovnik. *Proceedings of 24 Earsel Syposium "New Strategies for European Remote Sensing"*, Dubrovnik. p. 361-368.
- AIAZZI, B. *et al.* Context-driven fusion of high spatial and spectral resolution images based on oversampled multiresolution analysis. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, v. 40, n. 10, p. 2300-2312, 2002.
- BRUCE, L.M. *et al.* Denoising and wavelet-based feature extraction of MODIS multi-temporal vegetation signatures. *GIScience & Remote Sensing*, n. 43, p. 170-180, 2006.
- CARVALHO, L.M.T. *Mapping and monitoring forest remnants: a multiscale analysis of spatio-temporal data.* 2001. 138 p. Thesis (Doctor in Geoscience) – Wageningen University, Wageningen.
- CHAPMAN, L.J.; ORR, T.M. WAVELETS AND FUSION. 1995. *Proceedings of the International Congress on Image Processing*, p. 248-251.
- CHIBANI, Y.; HOUACINE, A. MULTISCALE VERSUS MULTIREOLUTION ANALYSIS FOR MULTISENSOR IMAGE FUSION. 2003. *Proceedings of the European Signal Processing Conference*, Island of Rhodes, Greece, p. 451-454.
- CONGALTON, R.G.G.; GREEN, K. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices.* New York: Lewis, 1999. 137 p.
- HOLSCHNEIDER, M. *et al.* A real time algorithm for signal analysis with the help of the wavelet transform. In: COMBES J.M. *et al.* *Wavelets: time frequency methods and phase space.* New York: Springer-Verlag, 1989. p. 286-297.
- HUETE, A.R. *et al.* A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, n. 59, p. 440-451, 1997.
- JUSTICE, C.O. *et al.* The moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, n. 36, p. 228-1249, 1997.
- MEENAKSHISUNDARAM, V.; COULOIGNER, I. IMAGE FUSION OF IKONOS PAN AND MULTISPECTRAL IMAGES FOR CLASSIFICATION OF THE URBAN ENVIRONMENT. 24, 2004. In *proceedings of 24 Earsel Syposium "New Strategies for European Remote Sensing"*. Dubrovnik, Croatia, p. 335-345.
- NÚÑES, J. *et al.* Multiresolution-based image fusion with additive wavelet decomposition. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, n. 37, n. 3, p. 1204-1211, 1999.
- POHL, C. Geometric aspects of multisensory image fusion for topographic map updating in the humid tropics. *International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences*, v. 39, 159 p, 1996.
- QUINLAN, J.R. *Programs for machine learning.* Amsterdam: M. Kaufmann, 1993. 328 p.
- RANCHIN, T. *et al.* Image fusion – the ARSIS concept and some successful implementation schemes. *Isprs J. Photogrammetric Remote Sensing*, v. 58, n. 1-2, p. 4-18, 2003.
- REED, B.C. *et al.* Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, n. 5, p. 703-714, 1994.
- SADER, S.A. *et al.* Remote sensing of tropical forests: an overview of research and applications using no photographic sensors. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 56, p. 1343-1351, 1990.
- SHENSA, M.J. The discrete wavelet transform: wedding the a trous and Mallat algorithms. *IEEE Trans. Signal Process*, n. 40, p. 2464-2482, 1992.
- STARCK J.L.; MURTAGH, F.; BIJAOU, A. *Image Processing and Data Analysis.* Cambridge: University of Cambridge, 1998. 286 p.
- ZHANG, X. *et al.* Detection of land cover changes using MODIS 250 m data. *Remote Sensing of Environment*, n. 83, p. 336-350, 2002.
- WILSON, T.A. *et al.* Perceptual-based hyperspectral image fusion using multiresolution analysis. *Opt. Eng.*, v. 34, n. 11, p. 3145-3164, 1995.

POTENCIAL DO USO DE DADOS PALSAR NA IDENTIFICAÇÃO DE FLORESTAS EM ÁREAS SEM VISIBILIDADE A SENSORES ÓPTICOS

PALSAR DATA USAGE ON FOREST RECOGNITION FOR AREAS WITHOUT OPTICAL IMAGERY VISIBILITY

Leandro Meneguelli Biondo , Humberto Navarro de Mesquita ¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
leandro.biondo@florestal.gov.br , humberto.mesquita-junior@florestal.gov.br

RESUMO

Este artigo descreve uma metodologia para identificação de áreas florestais em regiões da Amazônia com ausência de dados de sensores remotos passivos com qualidade ou por interferência de nuvens. As áreas que se pretende detalhar são de interesse do Serviço Florestal Brasileiro especificamente para o ano de sua criação, 2006. São utilizados dados do projeto PRODES em conjunto com dados do sensor PALSAR do programa ALOS da JAXA. Foram esclarecidos 505.035.079ha com o PRODES e 3.088.071ha com dados PALSAR, restando 741.814ha para outras etapas de processamento. Os resultados desta análise servirão para melhorar o detalhamento de informações do Cadastro Nacional de Florestas Públicas, publicado anualmente.

Palavras-chave: ALOS, PALSAR, PRODES, Amazônia, cobertura de nuvens, Florestas Públicas, GDAL, OGR, Serviço Florestal Brasileiro, Ministério do Meio Ambiente, SFB.

ABSTRACT

This paper describes a methodology on forest identification at the Amazon for areas without information from passive remote sensing due to low quality data or cloud cover interference. The targeted areas are important for the Brazilian National Services, specifically on the year 2006 when it was established. The study uses data from PRODES (Amazon Satellite Deforestation Project, from INPE) associated with PALSAR images from JAXA's ALOS program. We were able to describe 505.035.079ha with PRODES data and another 3.088.071ha with PALSAR, leaving 741.814ha for further research. The results from this study shall be used on improving the National Registry of Public Forests that has an annual update.

Keywords: Amazon, cloud cover, Public Forests, Brazilian Forest Services, Environment Ministry.

INTRODUÇÃO

O Cadastro Nacional de Florestas Públicas (CNFP) foi instituído em 20 de março de 2007 (BRASIL-B, 2007), onde foi determinado que o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) deve manter um banco de dados de produtos de sensoriamento remoto que cubram o território nacional, com o objetivo de identificar as Florestas em 2006 e posteriormente identificar Florestas Públicas para realização do CNFP. A data de 2 de março de 2006 corresponde ao ato de criação do SFB (BRASIL-A, 2006) e da disposição de gestão florestal que a ele compete, definidas a partir de então as florestas públicas Brasileiras.

Dentre os dados utilizados para determinar as florestas públicas de 2006 estão os cadastros e inventários de vegetação e uso da terra dos outros órgãos do governo, como os dados do Projeto PRODES (Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite). Junto aos dados destes órgãos são utilizados dados complementares de sensoriamento remoto de diferentes fontes como as imagens de sensores passivos LANDSAT e CBERS. As imagens são processadas e interpretadas de modo a construir uma base de informações com cobertura e detalhamento suficientes para a classificação e delimitação das áreas de florestas do território brasileiro.

Os dados existentes do PRODES 2006, por exemplo, apresentam ausência de informação na cobertura do território devido a existência de nuvens ou indisponibilidade de imagem com qualidade adequada, impedindo a classificação do solo em determinadas regiões (INPE, 2013). Estas ausências de informação são levadas em consideração na análise de desmatamento e são passíveis de revisão nos anos seguintes do programa. Os dados do PRODES foram considerados uma fonte adequada para construção de um mapa base de florestas do ano de 2006, mas as áreas que não foram processadas (ou desconhecidas) precisam ser tratadas de modo a obter-se um registro fidedigno com a situação florestal daquele ano.

Além dos dados de sensores passivos, estão à disposição do SFB os dados de radar do sensor PALSAR (Radar de Abertura Sintética) do programa ALOS da JAXA (Agência de exploração aeroespacial do Japão, com quem o SFB tem um acordo de cooperação) dos anos de 2007 a 2010. Estes dados necessitam de uma interpretação adequada e podem ser úteis por serem adquiridos por sensores ativos em frequências que sofrem menos interferência de nuvens, assim podem auxiliar na identificação de cobertura de solo das áreas com ausência de informação do PRODES.

No Serviço Florestal Brasileiro as primeiras versões do Cadastro Nacional de Florestas Públicas – CNFP, dos anos de 2007 a 2010, foram realizadas, para a região Amazônica, apenas com os dados do PRODES que correspondiam às Florestas naquele ano. De 2011 a 2013 foram utilizados os dados de floresta somada à totalidade das áreas cobertas por nuvens. Potencialmente, as áreas com nuvens em 2006 poderiam ter sido desmatadas em um momento anterior, mas de forma conservadora não seriam descartadas aquelas que se mantiveram como florestas. Este trabalho buscará identificar a totalidade de área de florestas em áreas encobertas por nuvens ou sem dados de cobertura no ano de 2006.

Aqui apresentaremos um método que utiliza o PRODES para identificação das florestas no ano de 2006 na região da Amazônia, em que são consideradas áreas florestais aquelas assim classificadas pelo INPE no programa daquele ano. Os resultados do PRODES 2006 efetivamente processados e classificados cobrem a maior parte da área dos estados da Amazônia utilizando principalmente imagens de satélite geradas à partir de sensores passivos (LANDSAT, por exemplo). As áreas em que o PRODES não pôde definir a cobertura do solo por qualquer motivo são o objeto de revisão de florestas que pretende-se esclarecer com as revisões do PRODES posteriores a 2006 associadas a imagens PALSAR.

Na tentativa de eliminar as áreas desconhecidas dos dados derivados do PRODES 2006, as áreas de florestas são atualizadas progressivamente com os resultados do PRODES dos anos de 2007 a 2012. Na atualização progressiva são reclassificadas as áreas identificadas como Floresta, reduzindo gradativamente a área total com ausência de informações para 2006. Desta forma considera-se que áreas identificadas como floresta no PRODES 2007 a 2012 também eram floresta em 2006, já que no período de tempo considerado (2006 a 2012) uma floresta nativa dificilmente surgiria. Áreas identificadas de outra forma permanecem potenciais áreas de floresta. Mesmo utilizando os dados das revisões do PRODES, permanece a incerteza quanto à cobertura do solo de pequenas áreas, o que propomos solucionar utilizando as imagens de radar do PALSAR tomadas em 2007.

MATERIAIS E MÉTODOS

No processamento dos arquivos geométricos e imagens foram utilizados Sistemas de Informação Geográfica e scripts conforme as necessidades encontradas. Foram usados principalmente os softwares QGIS 2.2, ArcMap 10.1 e scripts Python 2.7 (BIONDO, 2014) com bibliotecas GDAL/OGR, Numpy, Scipy e PIL. Todos os dados geográficos e imagens (dados raster) foram convertidos para o sistema de referência WGS1984 (EPSG:4326) antes de sua utilização, para compatibilidade de informações e simplificação dos algoritmos de análise e processamento desenvolvidos.

Para determinar as áreas de interesse deste estudo foi considerada a abrangência territorial do programa PRODES, ou seja, a da Amazônia Legal. Os dados do PRODES estão disponíveis no site da Coordenação Geral de Observação da Terra do INPE e a partir do PRODES 2012 foram analisados os anos de 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011 e 2012.

O PRODES (INPE, 2013) está disponível em arquivos geométricos georeferenciados subdivididos por estado da Amazônia legal, os polígonos dos arquivos são classificados conforme a metodologia do programa e para este estudo foram utilizadas as classes Floresta, Não-Floresta e Nuvem, o restante das classes foram consideradas como áreas sem floresta (desmatamento, hidrografia, desmatamento_total e resíduo). De acordo com o INPE a classificação Não-Floresta se refere a áreas identificadas nas imagens como constituída de vegetação diversa de florestal. Apesar destas áreas não serem consideradas no PRODES para avaliação de desmatamento, podem existir em seu interior fragmentos de vegetação que devem ser considerados para os objetivos de gestão do SFB. Já os polígonos classificados como Nuvem são aqueles em que não foi possível identificar o uso do solo por influência de nebulosidade na área visualizada pelo sensor passivo, existem também outras áreas que não contém dados por ausência de imagem adequada ao processamento no ano analisado, a totalidade de nuvens e áreas sem dados foi designada como desconhecida.

Pretende-se determinar as florestas para o ano de 2006, assim primeiramente as áreas assim identificadas foram classificadas, bem como aquelas desflorestadas naquele ano, restando apenas as áreas desconhecidas. Considerou-se então que se existe uma floresta classificada pelo PRODES de 2007 a 2012 ela já estaria presente na área de ausência de dados de 2006. As áreas que foram classificadas como nuvem, desmatamento e resíduo nos anos de 2007 a 2012 coincidentes com a falta de dados de 2006 permaneceram potenciais florestas avaliadas com o uso das imagens PALSAR de 2007.

As imagens ortoretificadas PALSAR foram disponibilizadas pela JAXA em formato compactado específico, cada imagem cobre uma área de 1x1 grau do território, com cobertura de aproximadamente 1 milhão de hectares, a resolução das imagens é de 22,5m (JAXA, 2012). Foram usados os dados das imagens polarimétricas com polarização horizontal (HH), convertidas utilizando a Equação 1 da grandeza física σ_0 ("Sigma zero"), que assume valores em decibéis do sinal de radar recebido pelo sensor. Esta intensidade recebida pode ser correlacionada com os objetos presentes no local a que o pulso de radar foi enviado.

Os dados PALSAR são fornecidos em arquivo binário compactado (16bit little endian unsigned integer) e foram abertos e processados com Python (BIONDO, 2014). Primeiramente os dados de cada imagem são abertos em uma matriz 4500x4500 em que é aplicado um filtro de média local para supressão dos efeitos de ruído "Speckle" (LEE, 1986). O filtro utiliza uma matriz de convolução (FURUIE, 2010), sendo aplicado em duas etapas, primeiro realizou-se a convolução desta matriz com os valores numéricos e uma matriz 5x5. O valor de cada pixel da matriz a ser filtrada é substituído pela média do próprio pixel com os 24 pixels vizinhos mais próximos. Em seguida é realizada a convolução com uma matriz 3x3 com peso 2 no centro. Na Figura 1 é apresentado um exemplo de convolução de um pixel com uma matriz 9x9 com peso 1 para todos os elementos, em que o valor do pixel é substituído pela média dele com a de seus 8 vizinhos mais próximos.

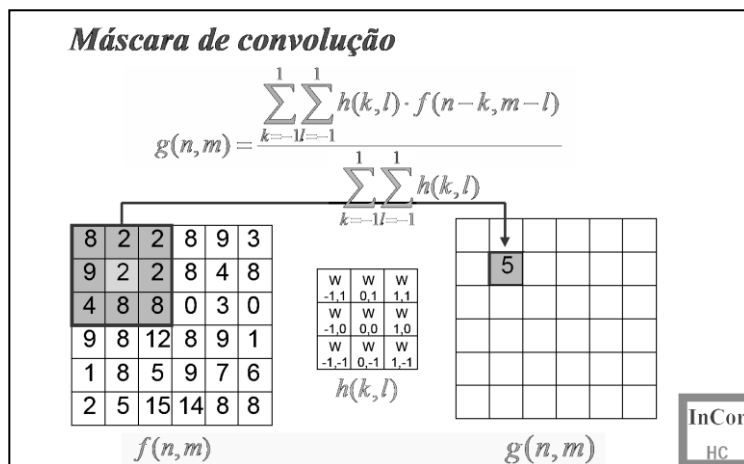


Figura 1. Máscara de convolução (FURUIE, 2010) para redução de ruído Speckle nos dados PALSAR.
Figure 1. Convolution mask (FURUIE, 2010) for Speckle noise treatment used on PALSAR data.

Após redução do ruído nas imagens, é realizada a conversão dos valores numéricos em 16bit do mosaico filtrado resultante em valores de intensidade em decibéis (dB) calibrada conforme especificações do produto "SAR25m_mosaic". Os valores numéricos do PALSAR são convertidos para decibéis de sinal detectado através da Equação 1:

$$\sigma_0 = 10 \cdot \log_{10}(DN^2) + CF \quad (1)$$

onde σ_0 é a intensidade medida em dB para o pixel com valor numérico DN (Digital Number) e fator de correção CF (Correction Factor, no caso para as imagens utilizadas é uma constante igual a '-83,0'). Em seguida foram avaliadas imagens de calibração para classificação os pixels conforme a intensidade medida, com o uso de imagens Landsat para identificação de valores compatíveis com áreas de floresta e de não floresta. Foram utilizadas apenas as imagens com polarização horizontal (HH) para a classificação.

Utilizou-se as intensidades medidas em seis cenas diferentes do PALSAR aplicados os filtros e a conversão para definição de limiares de intensidade de sinal a serem considerados. Como o objetivo do processamento é separar principalmente as florestas de áreas desmatadas, foram testados diversos limiares de σ_0 em busca da melhor segregação possível. Foi verificado que os valores superiores de σ_0 (maior retorno) interferem menos no resultado e mais na introdução de ruídos nas áreas de floresta, pois não há grandes concentrações de alvos antropogênicos diversos do desmatamento. O limiar superior que melhor removeu os ruídos sem desconsiderar as áreas florestais foi de -0,5dB e, portanto, valores de resposta m. Já na separação entre as florestas e os desmatamentos foi obtida a melhor resposta em -9,5dB que é uma grandeza compatível com valores de Sigma listados em estudos anteriores (MESQUITA JR, 2009) com uso de radar onde valores entre -7,1 e -9,71 dB foram utilizados na identificação de florestas primárias de diferentes biomas. A resposta do limite inferior de intensidade para classificação de florestas foi verificada utilizando imagens LANDSAT e é o corte determinante nos processos realizados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente foram definidas as regiões a serem analisadas. A área total coberta pelos estados da Amazônia legal é de 508.864.944 hectares(ha), dos quais 486.680.086ha (95,64%) processados no PRODES 2006. Entre os dados processados, 412.616.349 ha (81,09%) foram considerados florestas para os objetivos do SFB (classes "FLORESTA", "nao_floresta" e "nao_floresta2"), 73.180.551ha (14,38%) foram considerados sem floresta (classe desflorestamento) e 884.467ha (0,17%) eram nuvens. Foi revisada a área de nuvens juntamente com os 22.184.858ha (4,36%) em regiões não processadas.

Para a reclassificação do solo abaixo de nuvens e em áreas não processadas do PRODES 2006, foi feita a análise dos dados dos PRODES dos anos seguintes. Nas regiões do PRODES 2007 em que há floresta (classes "FLORESTA", "nao_floresta" e "nao_floresta2") contida nas feições sem dados de 2006 foi feita a intersecção dos dados e a parte coincidente foi revisada para floresta em 2006, o mesmo foi feito sucessivamente com os dados de 2008 a 2012. O produto desta atualização é o conjunto de florestas, contidas nos 23.068.034ha (4,53%) desconhecidos, que foram detectadas ao menos uma vez nos resultados do PRODES para o período em questão. Desta forma outros 19.238.149 ha (3,78%) da cobertura de solo dos estados da Amazônia legal em 2006 foram identificados como floresta, ficando ainda 3.829.886ha (0,75%) com ausência de definição sobre existência de florestas. As áreas sem definição com processamento utilizando o PRODES foram analisadas com o uso de imagens PALSAR.

As imagens PALSAR disponíveis para processamento foram registradas no ano de 2007 e oferecem cobertura de toda a área de interesse deste estudo. Para processamento das áreas com ausência de dados no PRODES 2006 que não foram reclassificados como floresta até 2012 foram necessárias 203 imagens, que abrangem um total de 9.250.000 hectares.

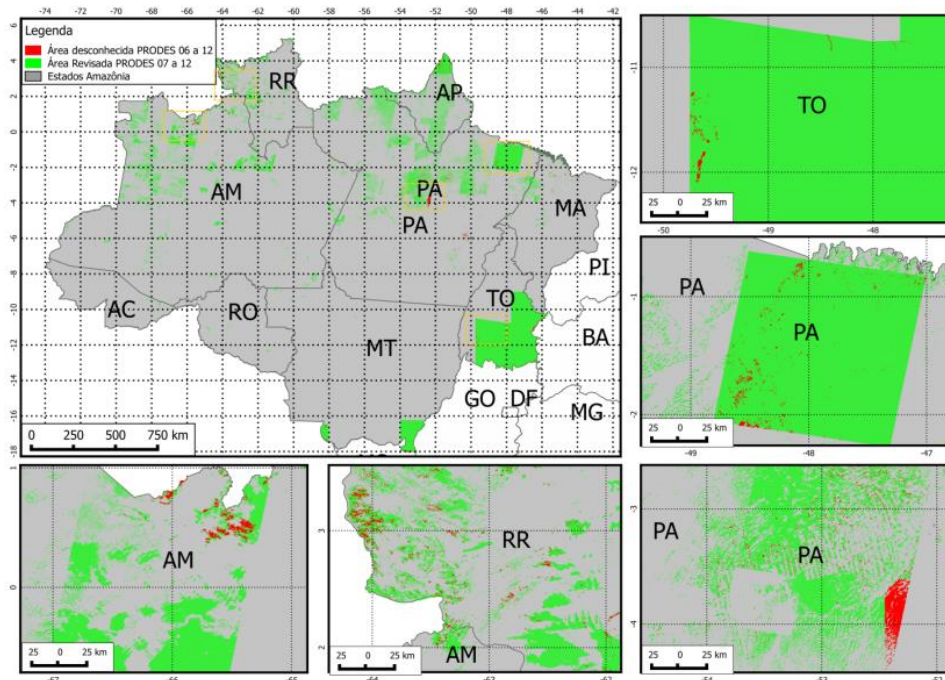


Figura 2. Área dos estados da Amazônia legal, destacadas aquelas com nuvens ou sem dados no PRODES 2006 (22.184.858ha). Em verde as florestas identificadas utilizando dados dos PRODES de 2007 a 2012 (19.238.149ha revisados). Áreas em vermelho permaneceram desconhecidas e posteriormente foram classificadas com os dados PALSAR (3.829.886ha restantes).

Figure 2. Amazon states region, with PRODES 2006 unknown forest cover areas, having a total of 22.184.858ha. Greened areas where identified using PRODES data on the following years (19.238.149ha) and red colored areas being those that would be processed using PALSAR data.

Os valores de intensidade de sinal para classificação de pixels como floresta foram definidos com os limites de -9,5dB a -0,5dB e os valores fora desta faixa de perda de sinal foram considerados não floresta. Com estes limites foram criadas máscaras binárias das matrizes de intensidade de modo que os pixels classificados com floresta receberam valor 1 e o restante valor 0. Posteriormente foi comparado o conjunto de imagens classificadas com as feições geométricas de áreas desconhecidas do PRODES 2006 que não puderam ser esclarecidas com o PRODES até 2012.

Para o processamento áreas desconhecidas foi feita a análise individual das feições geométricas, criando um raster binário com mesma resolução dos dados PALSAR em que os pixels internos a cada feição receberam o valor 1. Considerando que o resultado é uma matriz de dados binários com dimensões equivalentes à toda a cobertura de dados desconhecidos, foram criadas subdivisões desta matriz que estariam contidas na cobertura de cada imagem PALSAR. As máscaras binárias foram então multiplicadas por estas subdivisões para se chegar ao total de pixels que são floresta pelo processamento PALSAR e desconhecidos pela análise PRODES.

Cada feição dos dados desconhecidos foi então classificada com um valor de 0 a 1 que representa a proporção de sua área classificada como floresta PALSAR. Uma feição totalmente preenchida com floresta recebe o valor 1, uma feição com 50% dos pixels de seu interior classificados como floresta recebem valor 0,5 e aquelas sem pixels floresta recebem valor 0. As feições que não puderam ser processadas por erros diversos receberam valor NULL ou NaN. Dentre estas feições, foram reclassificados os dados desconhecidos apenas se todos os pixels em seu interior tinham o mesmo valor, ou seja, a feição é 100% floresta ou 100% sem floresta. O restante das feições, em que seu interior contém uma mistura de pixels classificados como floresta ou sem floresta, não foi reclassificada apesar de suas estatísticas terem sido incluídas na análise. Pretende-se posteriormente desenvolver uma metodologia para reclassificação também das feições parciais.

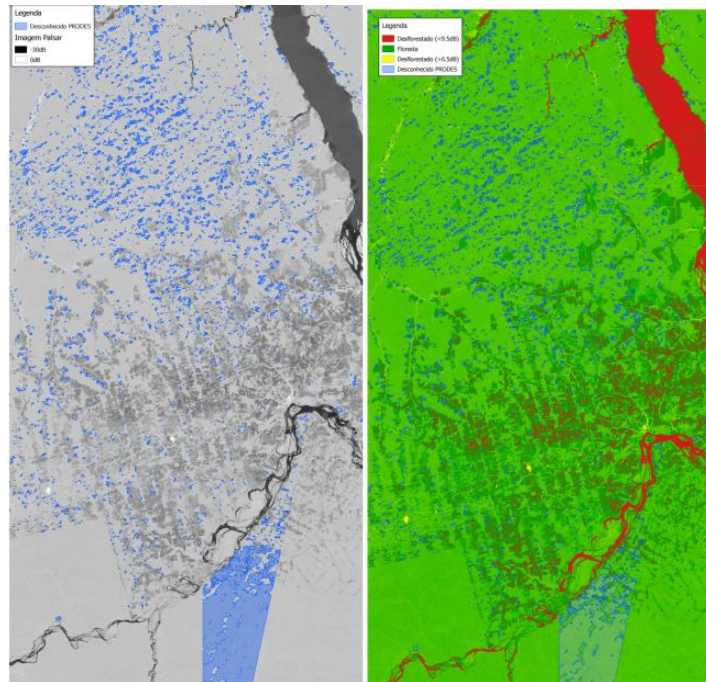


Figura 3. Imagem exemplo PALSAR. À esquerda intensidade em tons de cinza com áreas desconhecidas do PRODES (destacado em azul) e à direita classificação das áreas conforme intensidade de sinal normalizada, vermelho e amarelo sendo áreas sem floresta (desflorestadas, campos naturais, corpos d'água e etc.) e verde as florestas.

Figure 3. Example PALSAR image. On the left a grayscale representation of the signal intensity with blue target areas. On the right the classification based on intensity, with red and yellow areas being those without forest (water bodies, deforestation, open fields, etc.) and green areas identified as forests.

Com o método anteriormente descrito foram reclassificados 2.980.265ha como floresta e 107.806ha como não floresta. Ainda 40.505ha não puderam ser processados e 701.310ha estão em feições parcialmente cobertas por florestas que serão analisadas em uma próxima etapa de estudo. Desta forma pudemos esclarecer 3.088.071ha das áreas desconhecidas para o ano de 2006 com o uso do PALSAR, que em conjunto com o processamento do PRODES de 2006 a 2012 esclarecem 508.123.129ha, ou 99,85% da área total dos estados da Amazônia legal.

CONCLUSÕES

A utilização de dados do PRODES associado ao PALSAR possibilitou resolver aproximadamente 95% das áreas que permaneceram encobertas por nuvens de 2006 a 2012, esclarecendo 99,85% da Amazônia. Foi possível identificar 83,4% dos 23.068.034ha da área desconhecida de 2006 com o próprio PRODES dos anos seguintes, oferecendo uma descrição mais detalhada e precisa do que a utilizada atualmente no CNFP. Outros 13,4% destas áreas puderam ser processadas nos dados PALSAR, restando 3,2% de áreas a serem esclarecidas no futuro.

Os resultados com dados PALSAR indicam que este é um recurso útil para complementar os sensores comumente utilizados na identificação de áreas florestais da Amazônia, uma vez que com os dados de 2007 foi feita a identificação de 94,5% dos 3.829.886ha alvos do processamento. É possível que sejam processados e qualificados todos os polígonos desconhecidos da região com os dados PALSAR, sendo para isso necessário melhorar os algoritmos utilizados de modo a tratar problemas encontrados nas bordas das imagens e nos contornos de polígonos de nuvem que juntos formaram os 5,5% de alvos não esclarecidos.

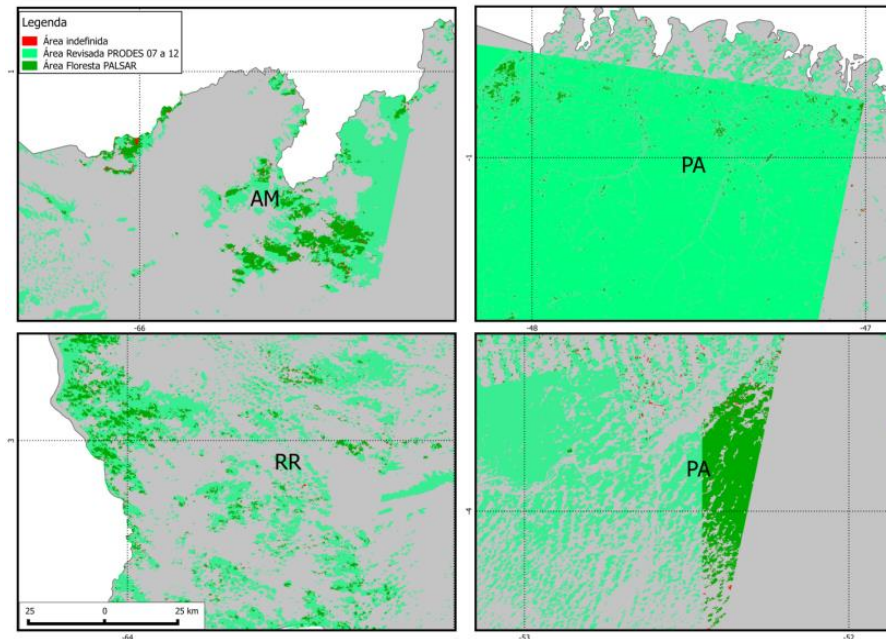


Figura 4. Amostra de áreas classificadas com o uso do PALSAR, dos 3.829.895ha não esclarecidos com o PRODES (2006 área cinza e 2007-2012 verde claro), 3.088.071ha foram identificados (verde escuro) e 741.815ha (vermelho) necessitam de maior detalhamento de análise, a ser realizado em etapa futura.

Figure 4. Processed areas with examples of the final PALSAR results. From 3.829.895ha unknown using PRODES 2006 (gray) and PRODES 2007-2012 (light green), it was possible to identify 3.088.071ha (dark gray) leaving 741.815ha (red) that needs further processing.

Para as áreas identificadas com PALSAR é necessário também avançar no processamento dos polígonos desconhecidos parcialmente cobertos por florestas, uma vez que nesta etapa apenas polígonos totalmente puros de floresta ou não floresta (conforme classificação PALSAR) foram considerados esclarecidos para nossos objetivos. Estes polígonos parciais respondem por 701.310ha de área identificada mas não solucionada que será processada no futuro junto com os 40.504ha não esclarecidos.

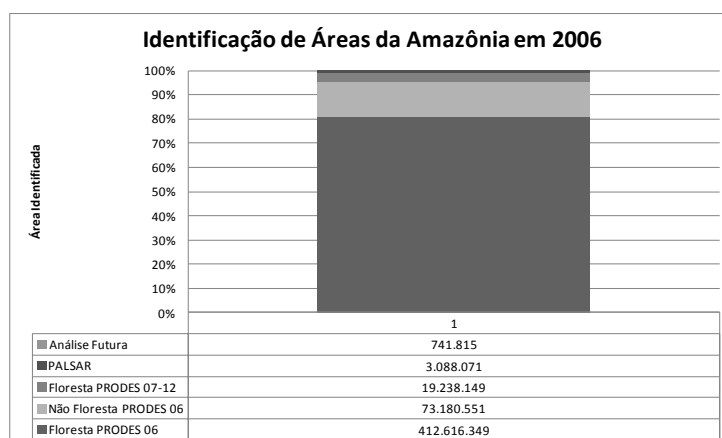


Figura 5. Parcela de área da Amazônia descritos com os diferentes dados utilizados. PRODES 2006 descreve 95,47% (Floresta e Não Floresta), PRODES de 2007 a 2012 descrevem 3,78%, processamento PALSAR esclarece 0,61% e os 0,15% restantes serão processados futuramente.

Figure 5. Reconnaissance distribution of Amazon areas with different types of data. 95,47% where identified with PRODES 2006 (being 81,09% forest and 14,38% non forest), 3,78% identified with the PRODES program on the following years (until 2012), 0,61% solved with the usage of PALSAR and the other 0,15% lacking future review (0,14% identified but with higher uncertainty and 0,01% not processed).

Como o alvo deste estudo foram as áreas não processadas em 2006 por falta de visibilidade ou dados, outras áreas do PRODES sem uma descrição adequada ao SFB poderão ser revisitadas utilizando o PALSAR. Exemplificando áreas interessantes para este processo temos os grandes polígonos classificados "Não Floresta" no PRODES e as áreas desmatadas que não são revistas no programa nos anos seguintes. Nos dois casos estas regiões poderiam conter fragmentos de floresta interessantes para o Serviço Florestal Brasileiro.

Conhecendo o potencial das imagens de radar para descrever a cobertura de florestas da Amazônia e com a metodologia desenvolvida para o processamento de dados PALSAR, pode ser realizada no futuro uma análise somente com os dados de radar de 2007 para toda a região. Assim é possível verificar o grau de compatibilidade dos resultados com os dados atualmente considerados no Cadastro Nacional de Florestas Públicas. O mesmo pode ser feito com os dados PALSAR mais recentes para controle das áreas florestais dos anos seguintes do CNFP.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a oportunidade proporcionada pela Agência de Exploração Aeroespacial do Japão – JAXA, por sermos membros grupo científico da Iniciativa de Kyoto e Carbono do ALOS, bem como, os dados ALOS PALSAR Dual Mode fornecidos ao Serviço Florestal Brasileiro.

Agradecemos à Coordenação Geral de Observação da Terra - OBT/INPE pela disponibilização dos dados do PRODES utilizados neste trabalho.

REFERÊNCIAS

BRASIL-A, LEI Nº 11.284, DE 2 DE MARÇO DE 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111284.htm

BRASIL-B, DECRETO Nº 6.063, DE 20 DE MARÇO DE 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6063.htm

LEE, J-S. "Speckle Suppression And Analysis For Synthetic Aperture Radar Images", Opt. Eng. 25(5), 255636 (May 01, 1986).

MESQUITA JR, H.N. *et al.* ALOS PALSAR to Complement an Operational Amazonian Deforestation Monitoring Systems. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 Abril 2009, INPE, p. 7339-7346.

INPE. Metodologia para o Cálculo da Taxa Anual de Desmatamento na Amazônia Legal, outubro 2013. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia_TaxaProdes.pdf

JAXA. ALOS/PALSAR 25m Mosaic Product Format Description. Jaxa Earth Observation Research Center, 2012.

FURUIE, S.S. - INCOR/USP. PTC 5892 - PROCESSAMENTO DE IMAGENS MÉDICA, 2010. Disponível em: http://www.incor.usp.br/spdweb/cursos/PTC_5892.htm

BIONDO, L.M. Scripts Python para Geoprocessamento. Disponível em: <https://github.com/leandromet/Geoprocessamento---Geoprocessing>

PREDICTION OF VOLUMETRIC ANNUAL INCREMENT USING GEOSTATISTICAL ANALYSIS

ESTIMATIVA DO INCREMENTO MÉDIO ANUAL ATRAVÉS DE ANÁLISE GEOESTATÍSTICA

Eduarda Martiniano de Oliveira Silveira¹, José Márcio de Mello¹, Adriana Leandra de Assis², Fausto Weimar Acerbi Júnior¹, Thais Cunha Ferreira³

¹ Universidade Federal de Lavras – UFLA. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG, Brasil, dudalavras@hotmail.com; josemarcio@dcf.ufla.br; fausto@dcf.ufla.br

² Instituto de Ciências Agrárias – ICA/UFMG. Av. Universitária 1000, Bairro Universitário, 404547, Montes Claros, MG, Brasil, alassis@ufmg.br.

³ IMA Gestão e Análise Florestal. Rua das Carpas, 60, 12246292, São José dos Campos, SP, Brasil. thais.ferreira@imaflorestal.com.br

ABSTRACT

The objective of this paper was to evaluate the spatial distribution of volumetric annual increment in the harvesting date (MAI 6 years) analyzing the predictions at unsampled locations. A forestry inventory was carried out in a hundred and fifteen stands from eucalyptus plantation. The information derived from the measurements were processed and the stands volume and MAI were obtained. The MAI 6 was estimated for all stands that had inventory measures considering the last inventory realized, using the Chapman and Richards's model. The first step to analyse the data was the quantitative measures and data exploratory analysis. Semivariograms were constructed using 80% of data. The others 20% were used to validate the results. Three different models (exponential, spherical, and Gaussian) were fitted with ordinary least squares (OLS) to analyze the behavior and the values of sill, nugget and range. The theoretical models were validated by cross validation, analyzing the reduced average error (ER) and standard deviation of reduced average error (*S* ER). According to this semivariogram analysis the characteristic studied is spatially structured, then, there is a function structural, with semivariance behavior moldable. In the present study, the appropriate theoretical model was the Exponential, that had the best performance according to the statistics from the cross validation obtained by validation cross. Analyzing the error graphic, the estimative error showed fluctuations ranging about -17% and 21%. Making use of the geostatistical estimator, the harvesting volume where there is no measurement, is possible if the characteristic studied presents spatially structured.

Keywords: Volumetric annual increment, semivariogram, geostatistical procedure, forest inventory.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi analisar a distribuição espacial do incremento médio anual na data de corte (6 anos), através da estimativa em locais não amostrados. O inventário florestal foi realizado em 115 talhões de eucalipto. As informações obtidas no levantamento foram processadas e o volume obtido foi estimado para a data de corte através do modelo de Chapman e Richards. A primeiro passo, foi a análise quantitativa e exploratória dos dados. Semivariogramas foram construídos utilizando 80% dos dados. Os 20% restantes foram utilizados para validação dos resultados. Três diferentes modelos foram testados (exponencial, esférico e gaussiano) e ajustados através do método quadrado mínimos ordinários. Foram analisados o comportamento, valores de sill, nugget e range dos modelos ajustados. Os modelos teóricos foram validados através da validação cruzada (erro médio reduzido e desvio padrão do erro médio reduzido). De acordo com os semivariogramas gerados, a característica em estudo apresentou-se espacialmente estruturada. Neste estudo, o modelo que melhor se ajustou aos dados foi exponencial. Analisando o gráfico de erros, o erro de estimativa do MAI 6 foi de -17% e +21%. Utilizando técnicas geoestatísticas, o IMA 6 pode ser estimado em locais não amostrados, desde que se apresente espacialmente estruturado.

Keywords: IMA, semivariograma, procedimento geoestatístico, inventário florestal.

INTRODUCTION

The objective of forest inventory is to generate accurate information on forest stands and support growth and yield production in order to evaluate the forest performance and give directions to recovery the production. Sampling methods based on classical statistics are usually adopted in order to generate databases for modeling. The forestry inventory that companies usually runs is frequently based only in classical statistics, where there is a central mean and variance to describe the phenomena, regardless the possible correlations between neighboring observations. Therefore, they do not explore the correlation that may exist among sampling plots, and then the position of the plots is ignored. The assumption of this method is that the variation, from one location to another is independent.

Krige (1951), conclude that the variances obtained by classic sampling approach do not make sense if the distances among samples are not considered. Matheron (1963), developed the theory of Regionalized Variables that is a numeric spatial function varying from one location to another, showing apparent continuity and where the variation can not be represented by simple mathematical function. This application is called Geostatistical. The semivariogram is the geostatistical method to diagnose the presence of correlation among sample plots (DUARTE, 2000). The spatial correlation can be diagnosed analyzing the experimental semivariograms. There are several models applicable to phenomena with spatial continuity. The most used models are the Exponential, Spherical and Gaussian.

Many studies showed that dendrometric variables are spatial structured, and so their relationships must be considered in the analysis to improve the results (ALVARENGA *et al.*, 2012; ASSIS *et al.*, 2009; MELLO *et al.*, 2009; KANEGAE JUNIOR *et al.*, 2007). Osborne (1942) and Matérn (1960) presented the exponential function to characterize the spatial continuity of timber volumes obtained from systematic samples. Samra *et al.* (1989) modeled the growth in height using techniques of geostatistics. Biondi *et al.* (1994) mapped the diameter and basal area for Pinus using this methods.

Bognola *et al.* (2007), studied the spatial variability of the yield of Pinus using soil samples and measures of tree growth summarized by volumetric annual increment (MAI). The development of this work showed that the MAI is a spatially structured variable and suggested that forest inventory processing in the presence of spatial continuity structure, plots should not be treated independently.

The aim of this study was to evaluate the spatial distribution of volumetric annual increment in the harvesting date (MAI 6 years) analyzing the predictions at unsampled locations.

METHODOLOGY

A forestry inventory was carried out in a hundred and fifteen (115) stands from eucalyptus plantation localized in Pará/Brazil (Figure 1). The plots were systematically distributed in an intensity of one plot for four hectares.



Figure 1. Study area.
Figura 1. Área de estudo.

The informations derived from the measurements were processed and the stands volume and MAI (medium annual increment) were obtained. The MAI 6 (harvesting date) was estimated for all stands that had inventory measures considering the last inventory realized, using the Chapman and Richards's model. The model coefficients were calculated according to production and growth curves constructed (Figure 2).

$$Vol = a * \exp\left(\frac{-b}{age}\right)$$

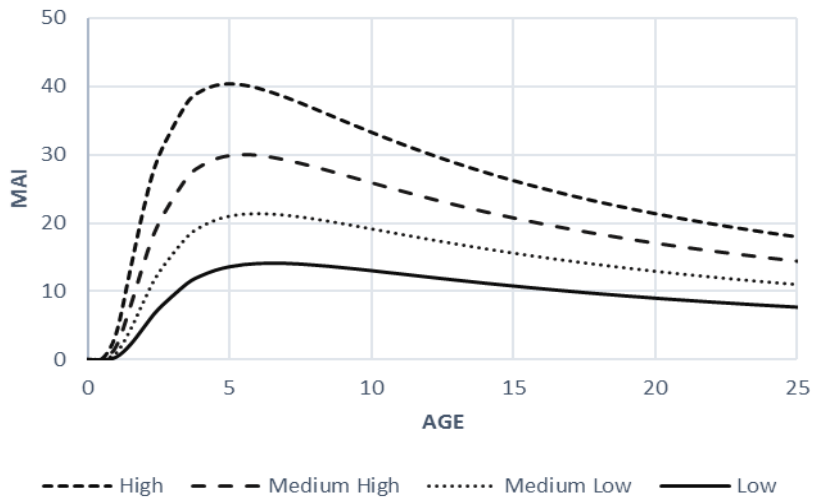


Figure 2. Production and growth curves.
 Figura 2. Curvas de Crescimento e Produção.

The first step was the quantitative measures and data exploratory analysis. The distribution in latitude, longitude and the normal distribution were analyzed. This first stage had the purpose of observing the general behavior of data (shape, distribution, central tendency). This type of analysis, does not consider the structure of spatial dependence, but it is important for allowing the identification of outliers that exert some kind of influence in the geostatistical analyzes.

Semivariograms (Figure 3) were constructed using 80% of data. The others 20% were used to validate the results. The semivariogram is composed by Sill, Range and Nugget. The Sill (σ^2) is the maximum variance value of the model. The range (ϕ) is the point on x axis where the maximum is reached and distinguishes auto correlated from uncorrelated samples. The nugget effect (τ^2) can be attributed to measurement errors or spatial sources of variation at distances smaller than the sampling interval

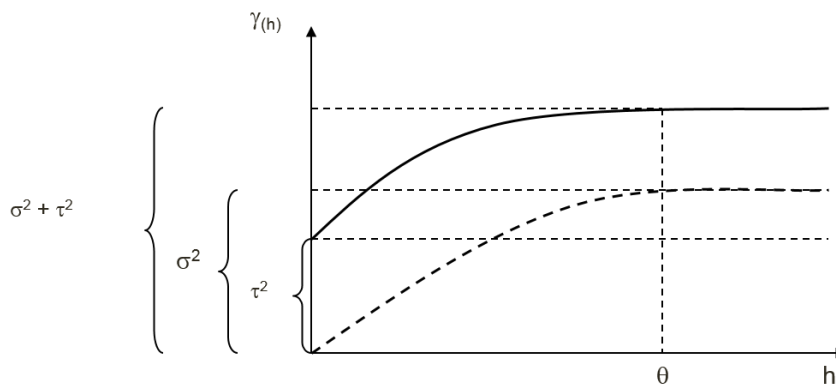


Figure 3. Semivariogram.
 Figura 3. Semivariogramas.

Three different models (exponential (a), spherical (b) and gaussian (c)) were fitted with ordinary least squares (OLS) to analyze the behavior and the values of sill, nugget and range.

$$p(h) = \exp\left(-\frac{h}{\phi}\right) \pi/3 \quad (a)$$

$$p(h) = \left[1 - 1,5\left(\frac{h}{\phi}\right) + 0,5\left(\frac{h}{\phi}\right)^3\right] \quad (b)$$

$$p(h) = \exp\left[-\frac{h}{\phi}\right]^2 \quad (c)$$

The theoretical models were validated by cross validation, analyzing the reduced average error (ER) and standard deviation of reduced average error (S ER). The kriging map was done with the stand MAI 6, considering the best model fitted and compared with the validation data.

Kriging is the geostatistical interpolation for unsampled locations. This method predicts considering the hole forest population spatial continuity to which the stands belong.

RESULTS

The MAI 6 showed a mean 33,46 (m³/ha.year), a standard deviation 10,36 and a variation coefficient 31,87 %, that is considered moderate. Analyzing the distribution in function of latitude and longitude, the data did not contain trends. Looking at the histogram it showed that the distribution did not deviate too severely from normality. Normality does not affect any geostatistical analysis, however, it is plausible when it exists, adopt a multivariate normal distribution for the data (Figure 4).

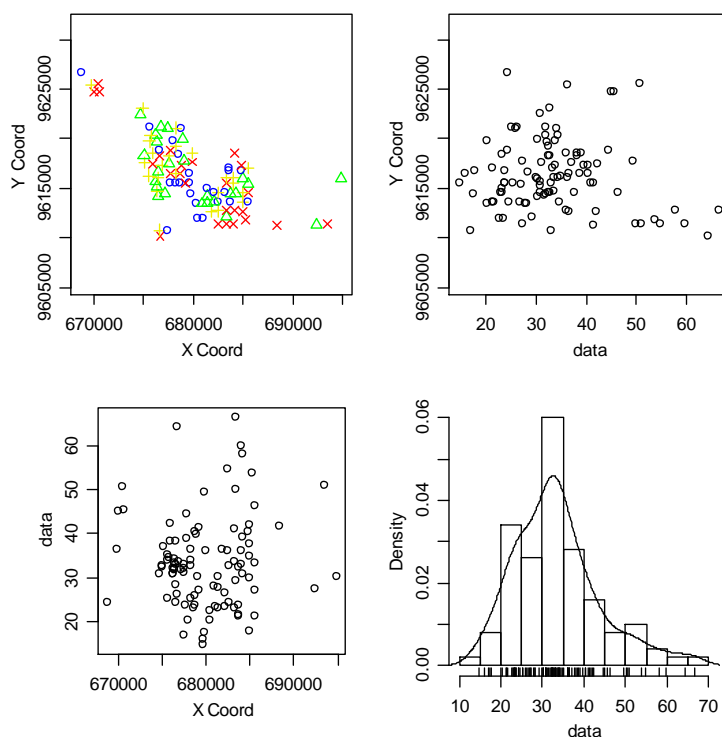


Figure 4. Exploratory analysis.

Figura 4. Análise exploratória.

The spherical, exponential and Gaussian models are showed in Figure 5. According to this semivariogram analysis the characteristic studied is spatially structured, then, there is a function structural, with semivariance behavior moldable. In the present study, the appropriate theoretical model was the Exponential (classic and bounded semivariogram), that had the best performance according to the statistics from the cross validation obtained by validation cross. The choice of the adjusted mathematical model to the experimental semivariogram is of great importance, because it influences further results. The adjusted model should describe the phenomenon in the field. In Table 1, the model parameters.

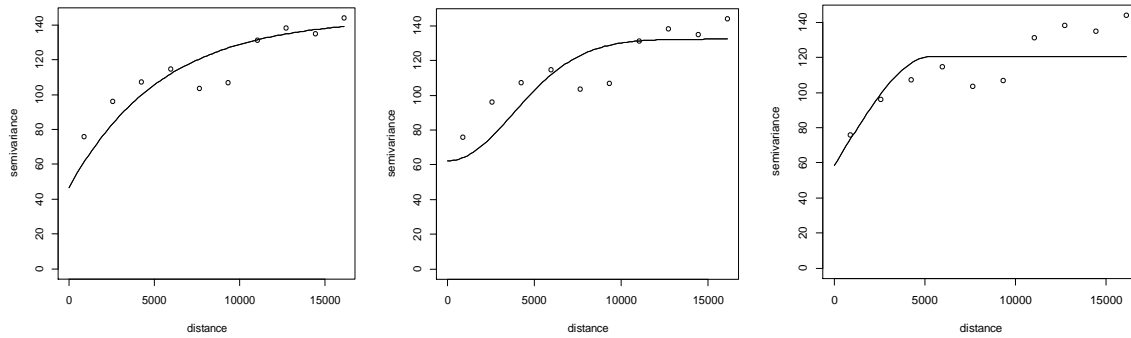


Figure 5. Exponential, Gaussian and Spherical models adjusted, respectively.
 Figura 5. Modelos ajustados: Exponencial, Gaussiano e Esférico, respectivamente.

Table 1. Semivariogram parameters.
 Tabela 1. Parâmetros dos semivariogramas.

Models	τ^2	σ^2	ϕ
Exponential	50,57	97,25	5368,64
Gaussian	58,35	73,91	5368,64
Spherical	58,35	62,24	5368,64

The higher values from nugget effect were found at Gaussian and Spherical models. The theoretic range was the same for all model tested. In practice, the range is three times greater than its theoretical value, then the range found for the MAI6 variable showed that in inventory procedures realized in this study area the range is 16105 meters. Figure 6 presents the kriging map generated for MAI 6.

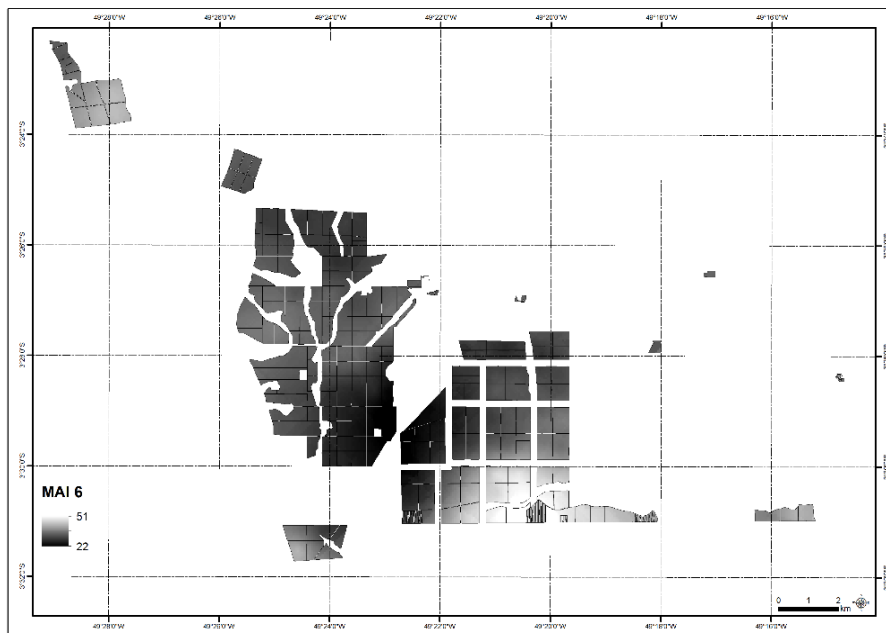


Figure 6. MAI 6 Kriging
 Figura 6. Krigagem do IMA 6.

Analyzing the error graphic (Figure 7), the estimative error showed fluctuations ranging about -17% and 21%. Probably, this error could be lower, using the plots measures and not the stand mean. This effect influenced at the dispersion of sampling error.

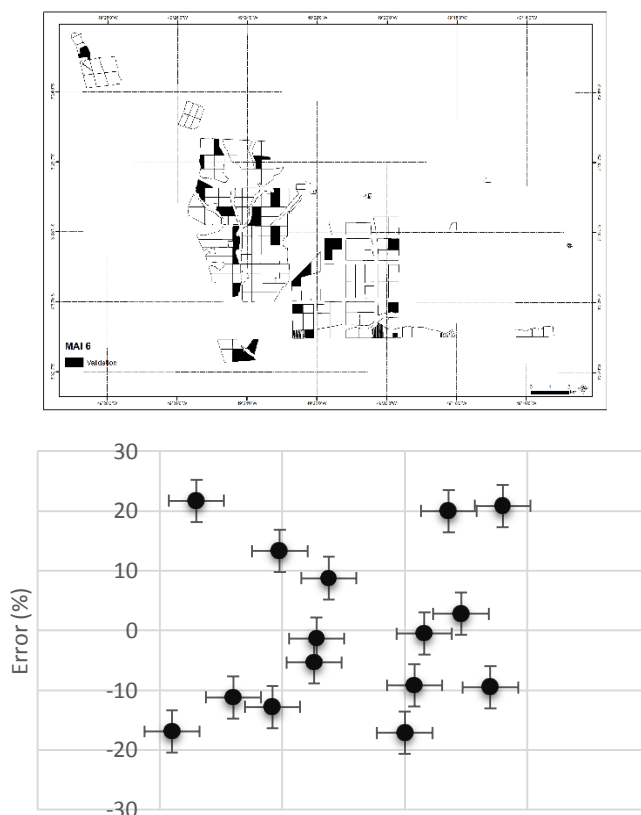


Figure 7. Error (%) for validation stands.
Figura 7. Erro (%) para os talhoes de validaçaõ.

CONCLUSIONS

Forestry companies usually carry out the continuous forest inventory with permanent plots, allowing the assessment of forest growth. At the age of forest harvesting, it is necessary to estimate the volume of each plot to have more precision, being necessary to realize the pre-harvesting inventory that has a sample intensity larger than the continuous forestry inventory. Thus, there is a new value added in the process of measuring forest.

Making use of the geostatistical estimator, the harvesting volume where there is no measurement, is possible if the characteristic studied presents spatially structured. It's important to say that the Continuous Forest Inventory is the key to fit accurate models to estimate the harvesting volumes and have a precision geoestatistical model fitted.

The tested methodology can be useful as a starting point for new researches that explore geostatistical methods to solve forest problems.

REFERENCES

ALVARENGA, L.H.V. *et al.* Desempenho da estratificaçaõ em um fragmento de cerrado stricto sensu utilizando interpolador geoestatístico. *Cerne*, Lavras, v. 18, p. 675-681, 2012.
ASSIS, A.L. de. *et al.* Development of a sampling strategy for young stands of Eucalyptus sp using

geostatistics. *Cerne*, Lavras, v. 15, n. 2, p. 166-173, 2009.

BIONDI, F. *et al.* Geostatistically modeling stem size and increment in an old- growth forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, v. 24, n. 7, p. 1354-1368, 1994.

BOGNOLA, L.A. *et al.* Modelagem uni e bivariada da variabilidade espacial de rendimento de *Pinus taeda*. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, 2008.

KANEGAE JÚNIOR, H. *et al.* Avaliação da continuidade espacial de características dendrométricas em diferentes idades de povoamentos clonais de *Eucalyptus* sp. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 859-866, 2007.

KRIGE, D.G. A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa*, v. 52, p. 119-139, 1951. Matérn (1960)

MATHERON, G. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, v. 58, p. 1246-1266,

MELLO, J.M. de. *et al.* Métodos de amostragem e geoestatística para estimativa do número de fustes e volume em plantios de *Eucalyptus grandis*. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 39, n. 1, p. 157-166, 2009.

OSBORNE, J.G. Sampling errors of systematic and random surveys of cover-type areas. *Journal Statistics Association*, v.37, p. 256-264, 1942.

REDES NEURAI APLICADAS AO ESTUDO DE FLORESTAS PRIMÁRIA E SECUNDÁRIA COM DADOS ESPECTRAL/TEXTURAL ALI/EO-1

NEURAL NETWORKS APPLIED TO THE STUDY OF PRIMARY AND SECONDARY FORESTS WITH SPECTRAL/TEXTURAL ALI/EO-1 DATA

Ricardo Dal'Agnol da Silva¹, Lênio Soares Galvão¹, João Roberto dos Santos¹

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, {silvard, lenio, jroberto}@dsr.inpe.br

RESUMO

As sucessões secundárias são tipologias importantes para a manutenção da biodiversidade, regime hidrológico e sequestro de carbono. A utilização de métricas texturais GLCM pode colaborar na discriminação dessas classes por extrair a variabilidade espacial do dossel florestal. Assim sendo, também se faz necessária uma técnica como redes neurais artificiais para seleção dos atributos mais relevantes e integração desses dados. O objetivo do presente estudo foi de avaliar e comparar o uso de atributos espectrais ALI/EO-1 e métricas texturais GLCM utilizando a técnica de redes neurais artificiais *Multi-Layer Perceptron* para mapeamento da cobertura da terra na Floresta Nacional do Tapajós e arredores, com foco na discriminação das tipologias florestais primárias e sucessões secundárias. Observou-se que os atributos texturais mais relevantes foram a textura média das bandas 3, 4, 6, 7 e 8, e textura dissimilaridade da banda 8. Esses atributos, ao serem integrados aos dados espectrais em um conjunto híbrido, proporcionaram uma melhor discriminação entre as classes de NPV e solo, culturas agrícolas e SS1/SS2, SS1 e SS2, SS2 e SS3/FP. Dessa forma, as áreas de SS1, SS2, SS3 e FP puderam ser discriminadas com 89, 63, 62 e 83% de acurácia. Constatou-se exatidão global de 89% para a utilização dos dados híbridos contra 79% para dados somente espectrais.

Palavras-chave: Florestas tropicais, sucessões secundárias, redes neurais artificiais, ALI/EO-1, textura GLCM.

ABSTRACT

Secondary successions are important typologies for biodiversity maintenance, hydrological regimen, and carbon sequestration. The use of GLCM textural metrics can collaborate to discriminate these classes due to the extraction of the spatial variability of the forest canopy. Hence, it is also necessary a technique such as artificial neural networks to select the most relevant attributes and to integrate these data. The aim of this study was to evaluate and compare the use of ALI/EO-1 spectral attributes and GLCM textural metrics using the Multi-Layer Perceptron artificial neural networks technique for land cover mapping in the Tapajós National Forest and vicinity, focusing on the discrimination of primary forest and secondary successions. It was observed that the most important textural attributes were the mean texture of bands 3, 4, 6, 7 and 8, and the dissimilarity of band 8. These attributes, when integrated into the spectral data to compose a hybrid dataset, provided better discrimination between the classes of NPV and soil, crops and SS1/SS2, SS1 and SS2, SS2 and SS3/FP. Thereby, the SS1, SS2, SS3 and FP areas could be discriminated with 89, 63, 62 and 83% of classification accuracy. It was observed an overall accuracy of 89% using the hybrid dataset against 79% using only the spectral data.

Keywords: Tropical forests, secondary successions, artificial neural networks, ALI/EO-1, GLCM texture.

INTRODUÇÃO

As áreas de sucessão secundária (SS) correspondem a cerca de 20% da área desmatada na Amazônia Oriental (FEARNSIDE *et al.*, 2009). Essas áreas são, em sua grande maioria, geradas do desmatamento da floresta primária, que é seguido do uso na pecuária e agricultura por certo período de tempo, e em seguida abandonadas, iniciando-se assim, o processo de regeneração (PRATES-CLARK *et al.*, 2009). Esse ciclo ocorre visto que com o tempo de uso da terra há um declínio na produtividade e fertilidade do solo. Dessa forma, a regeneração florestal atua no controle do pH e na recuperação da fertilidade do solo, além de agir na

manutenção da biodiversidade e regime hidrológico, estabelecimento da conectividade entre remanescentes florestais e acúmulo de carbono atmosférico (NEPSTAD *et al.*, 1994; SHEVLIKOVA *et al.*, 2009).

Devido à representatividade em área e serviços ecológicos prestados pela sucessão secundária (SS), o mapeamento dessas áreas se faz necessário para estudos científicos, como de mitigação de mudanças climáticas (SHEVLIKOVA *et al.*, 2009). O levantamento da áreas de SS com dados de sensores remotos tem sido explorado por especialistas, porém com certa dificuldade de caracterização devido a fatores, como a influência da sombra sobre o dossel florestal provocada pela diferença de altura das árvores, heterogeneidade intrínseca da estrutura da vegetação e a saturação do sinal de resposta espectral do alvo sob determinadas condições (STEININGER, 2000). A composição de espécies, a estrutura florestal, o ângulo de arranjo das folhas e o estado fenológico da planta também podem afetar a reflectância do alvo medida pelos sensores remotos. Apesar de não existir um protocolo definitivo para a categorização das SS, um critério muito utilizado em ambientes amazônicos é do tempo/idade de regeneração (UHL *et al.*, 1988), dividindo-as em sucessão inicial (SS1 – até 5 anos), intermediária (SS2 – 5 a 15 anos) e avançada (SS3 – mais de 15 anos).

A combinação de dados espectrais de sensoriamento remoto com dados texturais pode melhorar a classificação da cobertura da terra, pois a textura reflete a heterogeneidade espacial da estrutura da vegetação e, portanto, pode ser utilizada para representar essas variações presentes, sobretudo nas SS (ASNER *et al.*, 2003). O método de extração de textura mais comumente utilizado é o *Gray-Level Co-occurrence Matrixes* (GLCM; HARALICK *et al.*, 1973). Esse método quantifica a frequência em que diferentes combinações de níveis de cinza ocorrem numa imagem de acordo com uma distância e ângulo determinados, gerando uma matriz de probabilidades e fornecendo oito métricas texturais. Nesse sentido, diversos estudos têm utilizado atributos de textura como complemento aos dados espectrais para o mapeamento de estádios de sucessão florestal (KIMES *et al.*, 1999; ASNER *et al.*, 2003; OTA *et al.*, 2011). Apesar disso, o entendimento sobre a real contribuição das métricas de textura na diferenciação de estádios de SS ainda é limitado (GALLARDO-CRUZ *et al.*, 2012).

Os dados do sensor Advanced Land Imager (ALI) / Earth Observing 1 (EO-1), protótipo do Operational Land Imager (OLI) / Landsat-8, têm sido utilizados para estudos de mapeamento do uso e cobertura da terra, estimativa de parâmetros biofísicos, detecção de queimadas, identificação de culturas, estimativa de produção agrícola, etc. O sensor ALI é um sensor multiespectral com resolução espacial de 30 m nas bandas espectrais e 10 m na banda pancromática. Ele adquire dados em nove bandas espectrais largas similares as do sensor OLI/Landsat-8 com resolução radiométrica de 12 bits. Dentre as bandas espectrais, duas são posicionadas na região do visível, duas na do infravermelho próximo (NIR) e três na do infravermelho de ondas curtas (SWIR). Elas possuem relação sinal/ruído quatro a dez vezes maiores que as do ETM+. Apesar de literatura reportar estudos em florestas tropicais, análises envolvendo SS em ambientes amazônicos não foram ainda feitas para esse sensor.

As redes neurais artificiais (RNA) têm sido muito utilizadas para integração de dados, onde o método mais aplicado é o *Multi-Layer Perceptron* (MLP) (KIMES *et al.*, 1999). As RNA são técnicas computacionais criadas para simular o funcionamento do cérebro humano, de forma a aprender um padrão de informações e promover uma generalização para outro conjunto de dados (HAYKIN, 1999). Dessa forma, a arquitetura de uma RNA no método MLP é composta de três camadas (*input*, *oculta* e *output*), nas quais são apresentados os dados (*input*), é realizado o processamento nos neurônios armazenando a informação em forma de pesos (*oculta*), e é apresentado o resultado final como classe mapeada (*output*). Devido a sua flexibilidade na modelagem de relações complexas não-lineares (como dos dados de textura e as classes de cobertura da terra), as RNA não requerem conhecimento prévio sobre distribuição ou relação entre variáveis, podendo ser utilizadas para seleção de atributos mais relacionados com a variável resposta (KIMES *et al.*, 1999). A interpretação dos pesos da RNA permite o entendimento da relevância dos atributos para o resultado (GARSON, 1991).

Portanto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar e comparar o uso de atributos espectrais e métricas texturais derivados do sensor ALI/EO-1 através da técnica de redes neurais artificiais *Multi-Layer Perceptron* para mapeamento da cobertura e uso da terra na Floresta Nacional do Tapajós e arredores, com foco principal na discriminação das tipologias florestais primárias e sucessões secundárias.

METODOLOGIA

A área de estudo corresponde à parte norte da Floresta Nacional do Tapajós (FNT) e seus arredores, onde o uso da terra tem sido direcionado para agricultura e pecuária (Figura 1). A FNT é uma unidade de conservação atualmente mantida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) / Ministério do Meio Ambiente (MMA), localizada no Estado do Pará, a oeste da rodovia Cuiabá-Santarém (BR-163) e a leste do Rio Tapajós, ocupando áreas dos municípios de Belterra, Aveiro, Rurópolis e Placas. A vegetação natural é classificada como Floresta Ombrófila Densa, com dominância de árvores de grande dimensão diamétrica e alta abundância de lianas lenhosas, palmeiras e epífitas, sendo que a variação topográfica local é fator determinante para a vegetação (GONÇALVES *et al.*, 2011). Os arredores da FNT apresentam áreas de sucessões secundárias em estádios regenerativos SS1, SS2 e SS3.

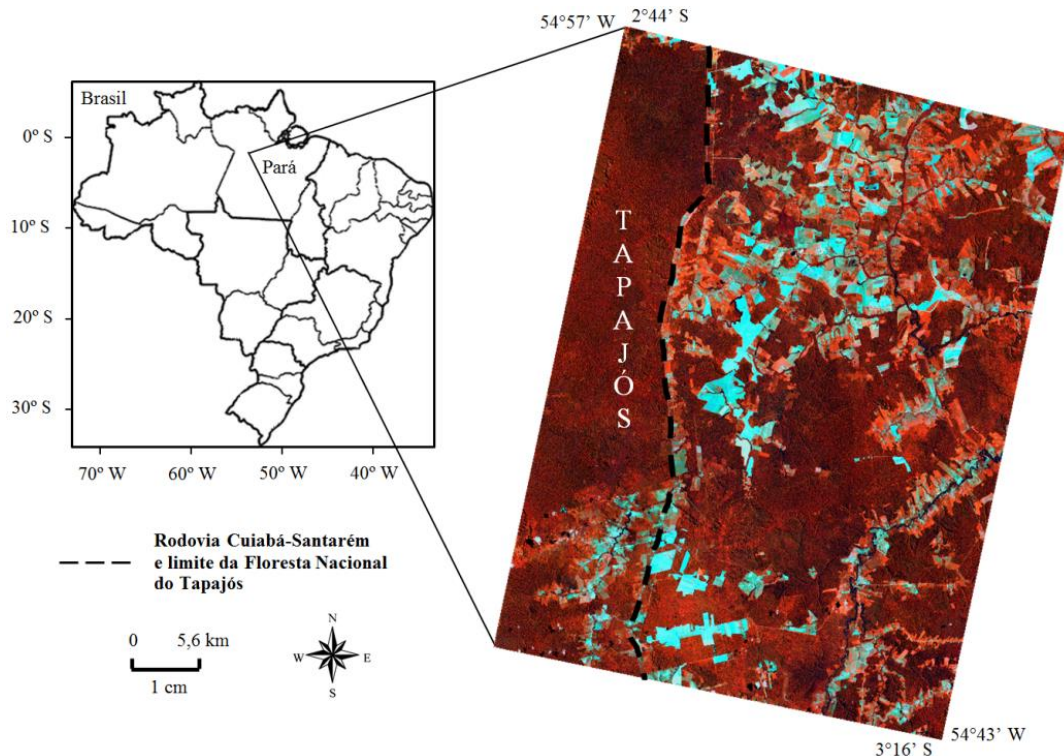


Figura 1. Localização da área de estudo no Estado do Pará e composição falsa-cor da imagem ALI/EO-1 com as bandas 5 (775-805 nm), 8 (1550-1750 nm) e 4 (630-690 nm) nas cores vermelho, verde e azul, respectivamente. A imagem foi adquirida em 21/08/2012.

Figure 1. Location of the study area in the State of Pará and false color composite of ALI/EO-1 bands 5 (775-805 nm), 8 (1550-1750 nm) and 4 (630-690 nm) in red, green and blue colors, respectively. The image was acquired in 08/21/2012.

A imagem do sensor ALI/EO-1 foi obtida pela plataforma *Earth Explorer* da USGS/NASA, adquirida pelo sensor na data 21/08/2012, órbita/ponto 227/62, com ângulo de visada +15,10° (direção de espalhamento frontal), 55° de elevação solar, 64° de azimute solar e nível de processamento L1T. O nível de processamento L1T corresponde à correção sistemática de radiometria, exatidão geométrica e exatidão topográfica com o modelo digital de elevação STRM. A banda pancromática não foi utilizada na análise.

Os pré-processamentos realizados foram a conversão para radiância e conversão para reflectância de superfície, os quais foram realizados no aplicativo ENVI 5.0.3 (ITT, 2013). Esse processo foi realizado pelo algoritmo *Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH), baseado na modelagem de transferência radiativa MODTRAN4. Esse modelo realiza a correção atmosférica minimizando e/ou removendo os efeitos de espalhamento e absorção atmosféricos.

A partir da imagem de reflectância de superfície, o método GLCM foi aplicado, gerando oito métricas de textura para cada uma das nove bandas ALI: média, variância, contraste, dissimilaridade, homogeneidade,

entropia, segundo momento angular e correlação (HARALICK *et al.*, 1973). O resultado foi a geração de 72 atributos texturais. Para o cálculo das métricas foi utilizada uma janela móvel de 3x3 pixels, determinada após vários testes, com deslocamento de 1 pixel e 64 níveis de cinza. A dimensão dessa janela foi utilizada por Asner *et al.* (2003) na região do Tapajós, onde apresentou melhor sensibilidade para distinção de alvos.

A fim de subsidiar o processo de mapeamento, foi realizada uma campanha de campo dos dias 7 a 18 de agosto de 2012, portanto, no mesmo mês de obtenção da imagem ALI. Foram coletados pontos observacionais das classes temáticas de uso e cobertura da terra nos arredores da FNT e de floresta primária no interior da FNT através de Sistema de Posicionamento Global (GPS) de navegação. O número de pontos coletados para as classes (com sua abreviação entre parênteses) foi: 14 de corpos d'água (água), 2 de culturas agrícolas (CA), 38 de pasto limpo/sujo (pasto), 13 de solo exposto/pousio (solo), 12 de vegetação não-fotossinteticamente ativa (NPV), 12 de floresta primária (FP), 11 de sucessão secundária inicial (SS1), 13 de sucessão secundária intermediária (SS2), e 4 de sucessão secundária avançada (SS3). Os pontos coletados foram verificados em série temporal TM/Landsat-5 para assegurar que eram áreas de regeneração florestal.

As áreas correspondentes aos pontos de observação foram vetorizadas como regiões de interesse (ROI) através do aplicativo ENVI 5.0.3. Foram aleatorizados 900 pixels amostrais (100 pixels por classe) sobre as ROI, extraindo os valores espectrais e texturais para cada pixel. Evitaram-se áreas com pixels de borda para minimizar a captura de zonas de transição entre classes vizinhas que poderiam introduzir variabilidade entre classes no cálculo da textura. Os 900 pixels foram divididos em três conjuntos amostrais independentes: treinamento (450 pixels; 50 por classe), validação (225 pixels; 25 por classe) e teste (225 pixels; 25 por classe). O conjunto de treinamento foi utilizado para promover o aprendizado da RNA; o conjunto de validação foi utilizado para monitorar o desempenho do treinamento da rede e promover sua parada; e o conjunto de teste foi utilizado para avaliação do desempenho de classificação.

O processo de classificação e avaliação foi realizado através de programação em ambiente MATLAB 2013a[®] (MATH WORKS INC., 2013). A RNA foi criada a partir da função *patternnet* do pacote *Neural Network Toolbox*, possuindo três camadas (*input*, *oculta*, *output*). O treinamento da rede foi realizado pelo algoritmo *backpropagation* de *Levenberg-Marquardt* (HAGAN; MENHAJ, 1994), pela função *trainlm*. Esse método de treinamento foi escolhido pelo bom desempenho e velocidade de treinamento, mesmo quando utilizado um grande número de *inputs* (HAGAN; MENHAJ, 1994). A taxa de aprendizagem aplicada foi de 0,01 e utilizaram-se dois critérios de parada: raiz do erro médio quadrático (RMSE) de 0,009 e de 10 épocas sem melhoria no desempenho. O treinamento é encerrado quando um dos critérios de parada é alcançado.

Inicialmente, os dados de treinamento, de validação e de teste foram importados no MATLAB. Os *inputs* foram padronizados para média igual a 0 e desvio padrão igual a 1. Foi calculado um número de neurônios (N) satisfatório numa relação de 10 vezes mais equações de treinamento do que de pesos (HEATH, 2010). Foi testada uma variação de cinco N para mais e para menos, e também dez variações de pesos iniciais aleatórios para maximizar o potencial de interpolação e extrapolação da RNA (ATKINSON; TATNAL, 1997). A avaliação para cada treinamento foi realizada a partir do índice *kappa*, calculado a partir da matriz de confusão com o conjunto de teste. Dessa forma, determinou-se o N e conjunto de pesos de melhor desempenho para o conjunto espectral e textural separadamente. Em seguida, foi calculada a contribuição relativa (CR) de cada atributo a fim de promover a seleção de atributos (GARSON, 1991). Os valores de CR foram analisados através de gráficos e definição de limiares empíricos de CR. Os atributos mais importantes para cada limiar foram mesclados em conjuntos híbridos (espectral mais textural). Uma análise comparativa dos conjuntos foi realizada pela exatidão global, índice *kappa* e teste Z (CONGALTON; MEAD, 1983). Por fim, comparou-se o conjunto híbrido de melhor desempenho com o conjunto espectral através da matriz de confusão, exatidão global, índice *kappa* e exatidão de classe. Um mapa de cobertura e uso da terra foi gerado para o melhor conjunto de dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seleção de atributos para os dados espectrais indicou baixa CR para as bandas 1 e 2, provavelmente devido a maior sensibilidade a efeitos atmosféricos dessas bandas e que não foram removidos por completo pelo uso de uma visibilidade média para a cena ALI por parte do FLAASH. Para as métricas texturais, as bandas 1 e 2

foram automaticamente retiradas da análise e os valores de CR foram representados em forma de gráfico (Figura 2). Observa-se que a textura média obteve resultado superior as demais métricas, especialmente para as bandas 3 (565 nm), 4 (660 nm), 6 (867 nm), 7 (1250 nm) e 8 (1650 nm). A banda 5 (790 nm) apresentou baixa CR provavelmente devido a forte correlação com a banda 6 (também do NIR), enquanto que a banda 9 (2215 nm) apresentou baixa CR provavelmente devido a forte correlação com a banda 8 (também do SWIR). Além da média, a textura dissimilaridade da banda 8 também apresentou resultado CR superior as demais.

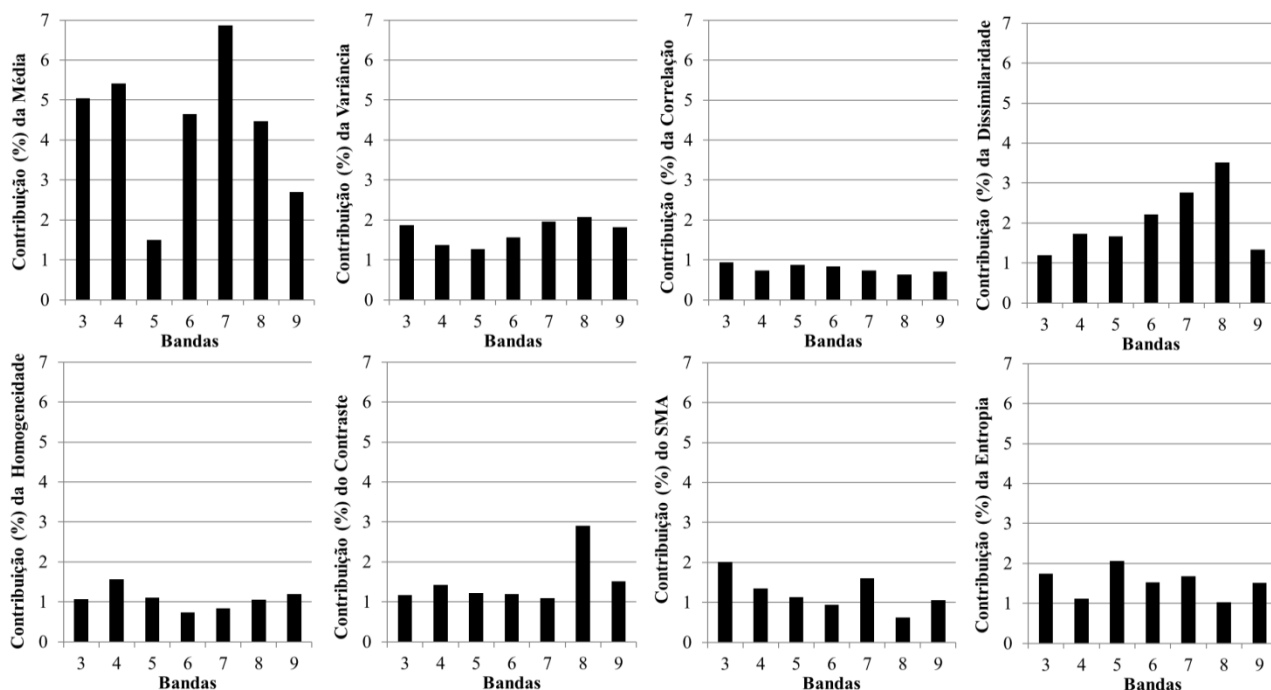


Figura 2. Contribuição relativa das oito métricas de textura extraídas das bandas 3 a 9 do ALI/EO-1 no mapeamento da cobertura e uso da terra usando Redes Neurais Artificiais (RNA).

Figure 2. Relative contribution of the eight texture metrics extracted from the ALI/EO-1 bands 3 to 9 for land cover and land use mapping using Artificial Neural Network (ANN).

Foram traçados quatro limiares de CR: 2, 2,5, 3 e 5%. Os atributos acima desses limiares foram integrados a reflectância das bandas 3 a 9 para compor conjuntos híbridos. Os índices *kappa* para limiares 2, 2,5, 3 e 5% foram 0,85, 0,86, 0,87 e 0,83. O conjunto do limiar 3 apresentou melhor resultado, o qual foi estatisticamente superior ($p = 0,012$) ao do limiar 5, e estatisticamente igual aos demais ($p > 0,05$). Além de apresentar *kappa* melhor, o conjunto do limiar 3 utilizou uma menor quantidade de atributos, ou seja, uma arquitetura menos complexa. Dessa forma, determinou-se esse conjunto como o conjunto híbrido ótimo para o mapeamento: reflectância das bandas 3 a 9, textura média das bandas 3, 4, 6, 7 e 8, e textura dissimilaridade da banda 8.

Para os dados espectrais, a RNA foi treinada utilizando a reflectância das bandas 3 a 9, variando de 18 a 28 neurônios na camada oculta. O melhor resultado foi obtido com 27 neurônios, onde o treinamento foi interrompido com 16 iterações com um RMSE de 0,035. O motivo da parada foi não ter ocorrido melhoria no desempenho após 16 iterações. Para os dados híbridos, a RNA foi treinada utilizando a reflectância das bandas 3 a 9, textura média das bandas 3, 4, 6, 7 e 8, e textura dissimilaridade da banda 8. O número de neurônios na camada oculta variou de 12 a 22 onde o melhor resultado foi obtido com 12 neurônios após 19 iterações e RMSE de 0,017. O treinamento cessou por não haver melhoria no desempenho após 19 iterações. A matriz de confusão, o valor de exatidão global e o índice *kappa* foram calculados utilizando os pixels de teste para os dados espectrais (Tabela 1) e híbridos (Tabela 2).

Tabela 1. Matriz de confusão do mapa de cobertura e uso da terra gerado com dados espectrais (reflectância das bandas ALI 3 a 9), em percentagem. As abreviações são: EC = erros de comissão; EO = erros de omissão; ECI = exatidão da classe; e EG = exatidão global.

Table 1. Confusion matrix from the land use and land cover map generated with the spectral dataset (reflectance of the ALI bands 3 to 9), in percent. The abbreviations are: EC = error of commission; EO = error of omission; CA = class accuracy; and OA = overall classification accuracy.

Classes	Água	Solo	CA	NPV	Pasto	SS1	SS2	SS3	FP	Total	EC (%)
Água	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
Solo	0	32	0	68	0	0	0	0	0	100	68
CA	0	0	100	0	0	0	0	0	0	100	0
NPV	0	4	0	96	0	0	0	0	0	100	4
Pasto	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0
SS1	0	0	20	0	0	80	0	0	0	100	20
SS2	0	0	28	0	0	16	44	0	12	100	56
SS3	0	0	0	0	0	0	24	64	12	100	36
FP	0	0	0	0	0	0	0	4	96	100	4
Total	100	36	148	164	100	96	68	68	120		
EO (%)	0	11	32	41	0	17	35	6	20		EG (%) = 79,11
ECI (%)	100	31	68	57	100	69	35	62	77		Kappa = 0,765

Tabela 2. Matriz de confusão do mapa de cobertura da terra gerado com dados híbridos, em percentagem.

Table 2. Confusion matrix from the land cover map generated with the hybrid dataset, in percent.

Classes	Água	Solo	CA	NPV	Pasto	SS1	SS2	SS3	FP	Total	EC (%)
Água	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
Solo	0	76	0	12	12	0	0	0	0	100	24
CA	0	0	96	0	0	4	0	0	0	100	4
NPV	0	8	0	92	0	0	0	0	0	100	8
Pasto	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0
SS1	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0
SS2	0	0	16	0	0	8	76	0	0	100	24
SS3	0	0	0	0	0	0	20	64	16	100	36
FP	0	0	0	0	0	0	0	4	96	100	4
Total	100	84	112	104	112	112	96	68	112		
EO (%)	0	10	14	12	11	11	21	6	14		EG (%) = 88,89
ECI (%)	100	70	83	82	89	89	63	62	83		Kappa = 0,875

A integração dos dados espectrais e texturais proporcionou melhoria na exatidão global de cerca de 10%. A exatidão da classe solo melhorou de 31 para 70%, diminuindo sua confusão com NPV, que melhorou de 57 para 82%. A identificação de CA aumentou de 68 para 83% devido à diminuição da confusão com SS1 e SS2. Água manteve-se com 100% de acerto. Pasto obteve resultado inferior, passando de 100 para 89%, com a introdução de 12% de confusão com solo. Com relação as classe de regeneração florestal, houve grande melhoria em SS1 (ECI = 69 para 89%) e SS2 (ECI = 35 para 63%). A variabilidade espacial contida nessas classes e extraída pelas métricas texturais provavelmente colaborou para a diminuição da confusão entre SS1 e SS2, e entre SS1/SS2 e CA. Apesar disso, não se observou melhoria para a classificação de SS3 (ECI = 62%). SS3 apresenta um dossel mais irregular que SS1 e SS2, com a presença de indivíduos emergentes. Por isso, esperava-se que essa variabilidade espacial proporcionasse uma melhor distinção dessa classe pelas métricas texturais. No entanto, observou-se que a confusão entre SS3 e SS2 diminuiu de 24 para 20%, ao passo que a confusão entre SS3 e FP aumentou de 12 para 16%. A classe FP obteve melhoria (ECI = 77 para 83%) devido a uma diminuição da confusão com SS2, apesar do aumento da confusão com SS3.

Os resultados observados corroboram com os obtidos por Kimes *et al.* (1999) ao mapear florestas tropicais primárias e secundárias na Amazônia com dados do *High Resolution Visible* (HRV)/SPOT-1. Observaram um ganho de exatidão de 83,5 para 89,9% ao utilizar dados híbridos. Ota *et al.* (2011) e Gallardo-Cruz *et al.*

(2012) reportaram que as métricas texturais podem apresentar melhor relação com a floresta com a utilização de alta resolução espacial.

Devido ao desempenho superior dos dados híbridos, este conjunto foi utilizado para gerar um mapa de cobertura e uso da terra (Figura 3). Observou-se uma grande concentração de áreas de FP (verde escuro) localizada no interior da FNT (parte oeste) e na parte central da imagem. A área no interior da FNT apresentou uma grande quantidade de pixels de SS2 e SS3 espalhados, provavelmente devido a pequenos distúrbios causados pelo homem no passado nessas regiões, como o manejo seletivo que foi feito ao sul da FNT. Além disso, constatou-se a presença de espalhamento atmosférico ao longo da FNT, que também pode ter introduzido variabilidade espectral. Observaram-se muitas áreas de SS2 na região sudoeste da imagem, em torno da vila de São Jorge. A área de SS3 do interior da FNT foi classificada corretamente, enquanto que algumas outras áreas pontuais que foram classificadas como SS3 podem ser consideradas áreas com certo nível de degradação da floresta, ao invés de áreas propriamente ditas de regeneração.

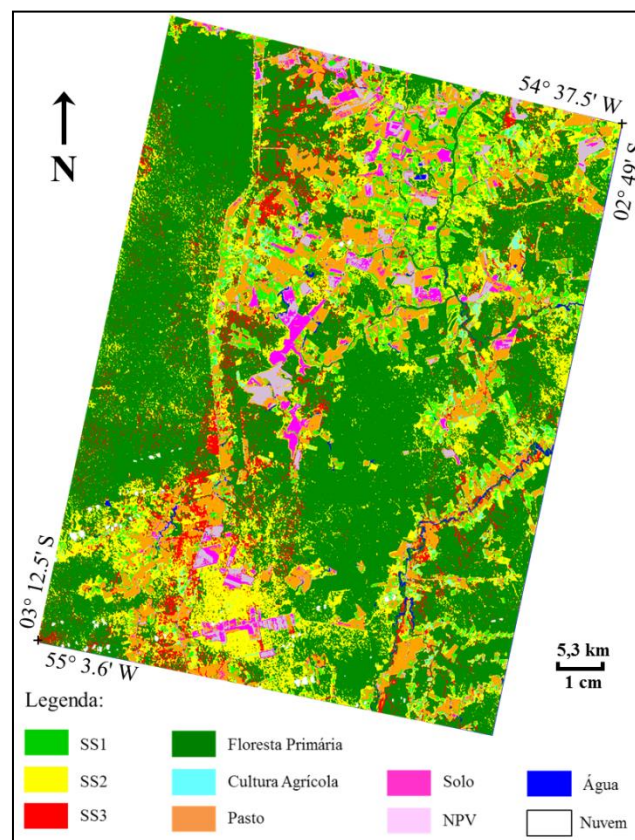


Figura 3. Mapa de cobertura e uso da terra gerado utilizando atributos híbridos (espectrais e texturais).
 Figure 3. Land use and land cover map generated using hybrid attributes (spectral and textural).

CONCLUSÕES

A análise de seleção de atributos por redes neurais artificiais revelou que as métricas texturais de melhor contribuição para o processo de mapeamento foram a textura média das bandas 3, 4, 6, 7 e 8, e a dissimilaridade da banda 8, as quais foram incluídas junto a reflectância das bandas 3 a 9 para compor um conjunto híbrido. Esse conjunto híbrido apresentou exatidão global de 89%, contra 79% do mapa utilizando somente dados espectrais. A adição dessas métricas texturais melhorou a separação entre classes como NPV e solo, CA e SS1/SS2, SS1 e SS2, SS2 e SS3/FP, causando um ganho de exatidão global de 10%. As classes de sucessão secundária SS1, SS2, SS3 e FP puderam ser discriminadas com 89, 63, 62 e 83% de acerto, respectivamente, com confusões na ordem de 20% entre SS2/SS3 e SS3/FP.

REFERÊNCIAS

- ASNER, G.P. *et al.* Scale dependence of biophysical structure in deforested areas bordering the Tapajós National Forest, Central Amazon. *Remote Sensing of Environment*, v. 87, p. 507-520, 2003.
- ATKINSON, P.M.; TATNALL, A.R.L. Neural networks in remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v. 18, p. 699-709, 1997.
- CONGALTON, R.G.; MEAD, R.A. A quantitative method to test for consistency and correctness in photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 49, n. 1, p. 69-74, 1983.
- FEARNSIDE, P.M. *et al.* Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": the states of Mato Grosso and Rondônia. *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 9, p. 1968-1978, 2009.
- GALLARDO-CRUZ, J. A. *et al.* Predicting Tropical Dry Forest Successional Attributes from Space: Is the Key Hidden in Image Texture? *PLoS ONE*, v. 7, n. 2, p. 1-12, 2012.
- GARSON, G.D. Interpreting neural-network connection weights. *AI Expert*, v.6, p. 47-51, 1991.
- GONÇALVES, F.G. *et al.* Stem volume of tropical forests from polarimetric radar. *International Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 2, p. 503-522, 2011.
- HAGAN, M.T.; MENHAJ, M. Training feed-forward networks with the Marquardt algorithm. *IEEE Transactions on Neural Networks*, v. 5, n. 6, p. 989-993, 1994.
- HARALICK, R.M. *et al.* Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, v.SMC-3, n. 6, p. 610-621, 1973.
- HAYKIN, S. *Neural networks: a comprehensive foundation*. 2.ed. Ontario-CA: Prentice Hall Int., 1999.
- HEATH, G.E. *Training the Neural Network*. 2010. Disponível em: <http://www.mathworks.com/matlabcentral/newsreader/view_thread/295781#917734>. Acesso em: 04 de jul.2013.
- ITT. *ENVI user's guide*. ITT visual information solutions: ITT visual information solutions, 2013.
- KIMES, D.S. *et al.* Mapping secondary tropical forest and forest age from SPOT HRV data. *International Journal of Remote Sensing*, v. 20, n. 18, p. 3625-3640, 1999.
- MATH WORKS INC. *MATLAB 2013a*. Natick, MA, 2013.
- NEPSTAD, D.C. *et al.* The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, v. 372, p. 666-669, 1994.
- OTA, T. *et al.* Influence of using texture information in remote sensed data on the accuracy of forest type classification at different levels of spatial resolution. *Journal of Forest Research*, v. 16, p. 432-437, 2011.
- PRATES-CLARK, C.C. *et al.* Implications of land-use history for forest regeneration in the Brazilian Amazon. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 35, n. 6, p. 534-553, 2009.
- SHEVLIAKOVA, E. *et al.* Carbon cycling under 300 years of land use change: Importance of the secondary vegetation sink. *Global Biogeochemical Cycles*, v.23, GB2022, 2009.
- STEININGER, M.K. Satellite estimation of tropical secondary forest aboveground biomass data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing*, v. 21, p. 1139-1157, 2000.
- UHL, C. *et al.* Abandoned pastures in eastern Amazônia, I: Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, v. 76, p. 663-681, 1988.

REGRESSÃO GEOGRAFICAMENTE PONDERADA APLICADA À ESTIMATIVA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO NA FLORESTA AMAZÔNICA UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO DE ALTA RESOLUÇÃO

GEOGRAPHICALLY WEIGHTED REGRESSION FOR ESTIMATING ABOVEGROUND BIOMASS IN THE AMAZON RAINFOREST BY HIGH-RESOLUTION REMOTE SENSING DATA

Fátima L. Benítez Ramírez¹, Liana O. Anderson^{2,1}, Antonio R. Formaggio¹, Clotilde P. F. dos Santos³

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 - São José dos Campos, SP, Brasil, fatima@dsr.inpe.br, liana@dsr.inpe.br, formag@dsr.inpe.br

² Environmental Change Institute, University of Oxford, Oxford, OX1 3QY, UK

³ Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais – FUNCATE, Av. Dr. João Guilhermino, 429 - São José dos Campos, SP, Brasil, cferri@funcate.org.br

RESUMO

A Amazônia representa a maior área de floresta tropical úmida do Planeta, onde grandes quantidades de carbono são armazenadas na sua biomassa. Estimativas de biomassa nesta região variam significativamente dependendo da abordagem aplicada e do conjunto de dados utilizados para sua modelagem. Assim, neste trabalho, foram aplicados dois tipos de abordagens para estimar espacialmente a biomassa acima do solo (BAS) utilizando conjuntamente informação coletada em campo, dados de sensoriamento remoto de alta resolução (RapidEye) e variáveis ambientais para uma área teste na Amazônia equatoriana. A primeira abordagem corresponde a uma regressão por mínimos quadrados ordinária (RMQO) e a segunda uma regressão geograficamente ponderada (RGP). Os resultados destas técnicas foram comparados estatisticamente, colocando à RGP sobre a RMQO. Assim, 75% da BAS foi explicada pela combinação de dados de sensoriamento remoto e variáveis ambientais através da RGP. Os próximos passos, serão a aplicação de uma técnica híbrida, que combina a RGP com a Krigagem, com o intuito de espacializar a BAS para toda a área de estudo. Espera-se que o método híbrido RGPK minimize os erros de predição depois de adicionar a componente estocástica (resíduos interpolados) à RGP.

Palavras-chave: Biomassa acima do solo, Regressão geograficamente ponderada, Regressão geograficamente ponderada krigagem, RedEdge, Emissões.

ABSTRACT

The Amazon is the largest area of tropical rainforest on the Planet, where large amounts of carbon are stored in their biomass. Biomass estimates in this region vary significantly depending on the applied approach and the data set used for modeling it. So, in this paper, two types of approaches were applied to estimate aboveground biomass (AGB) using field observation of biomass, high-resolution remote sensing data (RapidEye) and environmental variables in a test area from Ecuadorian Amazon. The first approach corresponds to a common global regression (OLQ) and the second a geographically weighted regression (GWR). The results of these techniques were statistically compared, where the GWR improved the model fitting. Thus, 75% of the AGB was explained by the combination of remote sensing data and environmental variables through GWR. The next procedures, will be the application of a hybrid technique that combines the GWR with Kriging, aiming the spatialization of AGB in the study area. Thus, it is expected that the hybrid method GWRK minimizes prediction errors after adding the stochastic component (interpolated residues) to the GWR.

Keywords: Aboveground biomass, geographically weighted regression, geographically weighted regression kriging, RedEdge, emissions.

INTRODUÇÃO

As florestas contêm cerca de 80% dos estoques globais de carbono desempenhando um papel importante no ciclo de carbono (HOUGHTON, 2005). As florestas tropicais e boreais são as que armazenam maior quantidade de este elemento, 471 ± 93 PgC e 272 ± 23 PgC, respectivamente (PAN *et al.*, 2011). A diferença fundamental entre elas se mostra na distribuição de carbono em seus reservatórios, onde, as florestas tropicais armazenam maior percentagem de carbono na biomassa, enquanto as florestas boreais armazenam uma maior percentagem no solo (PAN *et al.*, 2011).

A Amazônia representa a maior área de floresta tropical úmida do Planeta, acolhe uma grande biodiversidade e tem uma influência considerável sobre o clima regional e global (MALHI *et al.*, 2008). A variação das estimativas de biomassa e sua distribuição espacial nesta região são responsáveis pelas incertezas imersas na estimativa de estoques de carbono e, conseqüentemente, no seu fluxo líquido.

As estimativas de biomassa acima do solo (BAS) existentes são provenientes de inventários florestais nacionais ou regionais que fornecem informação precisa em um nível local, no entanto, em escalas espaciais mais amplas esta informação vai perdendo essa precisão (BACCINI *et al.*, 2008). O desenvolvimento de ferramentas e modelos baseados em dados de sensoriamento remoto tem permitido realizar o “*scale up*” ou extrapolar a informação coletada em campo para escalas maiores (BACCINI *et al.*, 2012; SAATCHI *et al.*, 2011). No entanto, o mapeamento da BAS na Amazônia baseado em sensoriamento remoto é um trabalho desafiador, posto que existe a saturação desde dados em áreas de florestas densas.

Diversas técnicas estatísticas têm sido desenvolvidas para modelar variáveis ambientais que podem variar através do espaço geográfico. Assim, a Regressão Geograficamente Ponderada (RGP) é uma ferramenta poderosa na exploração da heterogeneidade espacial, através da qual se estimam parâmetros para cada amostra do conjunto de dados. Esta técnica, considera a relação de não-estacionaridade e fornece um entendimento detalhado da variação espacial (FOTHERINGHAM *et al.*, 2002) e, assim, torna-se uma ferramenta muito atraente para a modelagem de biomassa através de sensoriamento remoto (PROPASTIN, 2012).

Neste contexto, o objetivo principal do presente trabalho é espacializar a distribuição da BAS utilizando ferramentas geoestatísticas, via os seguintes objetivos específicos: (i) Utilizar a RGP e a regressão por mínimos quadrados ordinária (RMQO), e (ii) comparar as estimativas da RGP com aquelas obtidas a partir da RMQO.

Neste trabalho, são utilizadas imagens satelitais de alta resolução espacial (Rapideye) para estimar BAS na floresta amazônica em uma escala regional, além de informação espacial associada a formações vegetais, solo, altitude e biomassa acima do solo.

Área de estudo

A área de estudo abrange 3,448,749 ha da floresta tropical úmida amazônica das províncias de Sucumbios e Orellana, Equador. Sua localização geográfica está entre as coordenadas $1^{\circ} 12' S$ e $0^{\circ} 39' N$ de latitude e $77^{\circ} 58' O$ e $75^{\circ} 9' O$ de longitude (Figura 1a). A precipitação média anual varia entre 2800-5000 mm, e sua temperatura é relativamente uniforme com uma média anual de $25^{\circ} C$. Na região distinguem-se quatro grandes tipos de formações vegetais: florestas de terra firme, florestas inundáveis por rios de origem amazônica e andina, florestas inundadas (localmente conhecidas como “Moretales”) e florestas em sistemas lacustres-ripárias de águas negras. As áreas com perturbação antrópica, rios e solo exposto não foram levadas em consideração neste estudo. Neste trabalho, avalia-se a metodologia para uma área piloto, de forma a testar sua adequação (Figura 1b). Pretende-se ampliar a metodologia para recobrir as duas províncias citadas acima na segunda fase de desenvolvimento deste estudo.

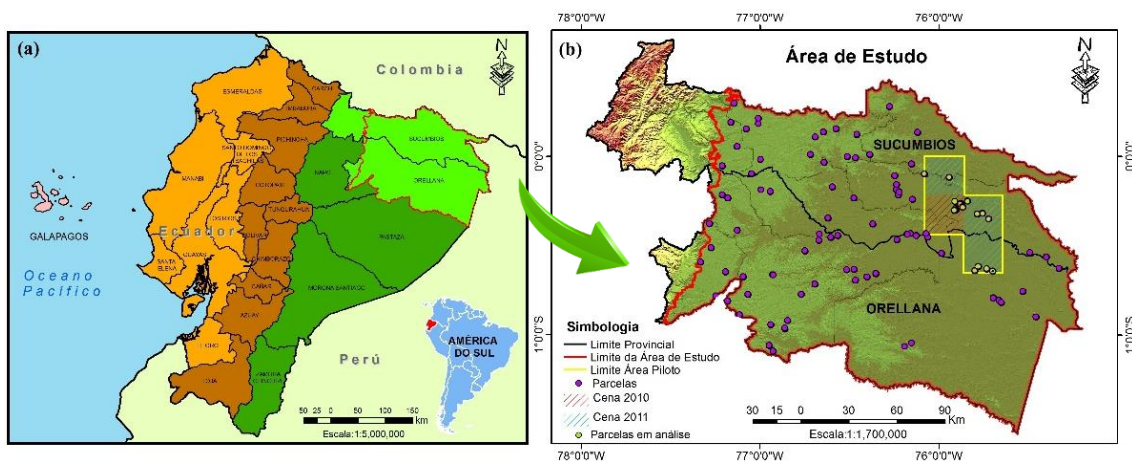


Figura 1. (a) Localização geográfica da área de estudo, (b) localização geográfica da área piloto e distribuição espacial das parcelas com dados de campo.

MATERIAIS

Dados de Biomassa

Em novembro de 2013 foram publicados os dados do primeiros Inventário Florestal Nacional do Equador. Os trabalhos de campo na Amazônia equatoriana iniciaram no ano de 2011, onde foram distribuídas 484 parcelas em diferentes estratos de vegetação natural. Em cada parcela foram feitas medições de vários parâmetros da estrutura florestal (diâmetro à altura do peito, altura, densidade de madeira, entre outro) e a partir deles foi calculada a BAS utilizando equações alométricas descritas por Chave *et al.* (2005).

Para a área piloto abordada neste estudo foram selecionadas 52 parcelas amostrais de BAS com um tamanho aproximado de 0.25 ha. cada. No total, encontram-se 277 parcelas de campo que serão utilizadas nas próximas fases do estudo.

Dados de Sensoriamento Remoto

Foram utilizadas quatro cenas Rapideye, sendo uma de setembro 2010 e três de janeiro 2011 (Figura 1b) disponibilizadas pelo Ministério do Ambiente Equatoriano (MAE). Estas cenas apresentam um nível de processamento 3A, ou seja, imagens ortoretificadas. As imagens Rapideye tem uma resolução espacial de 5 m. em todas suas bandas espectrais, e sua característica principal é possuir uma banda espectral chamada *RedEdge* localizada entre a banda vermelha e o infravermelho próximo. Esta banda possibilita medir a variação da vegetação, permitindo o discernimento de espécies e o monitoramento do vigor da vegetação.

Cada uma destas imagens passou por um processo de correção atmosférica, utilizando a ferramenta FLAASH (Envi 5.0) que incorpora o modelo de transferência radiativa MODTRAN4 (MATTHEW *et al.*, 2000), para obter dados de reflectância em cada banda e para cada cena.

Em seguida, foram calculados cinco índices de vegetação: índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI), índice de vegetação ajustado ao solo modificado (MSAVI), Green-NDVI (GNDVI) e Green-Blue-NDVI (GBNDVI), sendo que os três últimos têm demonstrados ser melhores estimadores do índice da área foliar (LAI) em coberturas densas (QI, 1994; WANG *et al.*, 2007). O NDVI e o MSAVI foram modificados, agregando a banda *RedEdge* para o seu cálculo. Finalmente, foram gerados 11 índices de vegetação como variáveis independentes. As equações utilizadas para o cálculo de todos eles, são detalhadas na Tabela 1.

Tabela 1. Equações utilizadas no cálculo de vários índices de vegetação utilizados neste trabalho.

Índice	Equação	Fonte
NDVI_1	$(IVP-V)/(IVP+V)$	Rouse <i>et al.</i> (1974)
NDVI_2	$(RedEdge-V)/(RedEdge+V)$	Sousa C. H. R. <i>et al.</i> (2012)
NDVI_3	$(IVP-RedEdge)/(IVP+RedEdge)$	Sims, D.; Gamon, J. (2002)
NDVI_RedEdge	$[IVP-(V+RedEdge)]/[IVP+(V+RedEdge)]$	Martin <i>et al.</i> (2012)
SAVI	$(1+L)*[(IVP-V)/(IVP+V+L)]$, L=0,5	Huete (1988)
MSAVI	$0,5*[(2IVP+1)-\sqrt{\{(2IVP+1)^2-8(IVP-V)\}}]$	Qi <i>et al.</i> (1994)
MSAVI_RedEdge1	$0,5*[(2IVP+1)-\sqrt{\{(2IVP+1)^2-8(IVP-(V+RedEdge))\}}]$	Este estudo
MSAVI_RedEdge2	$0,5*[(2RedEdge+1)-\sqrt{\{(2RedEdge+1)^2-8(RedEdge-V)\}}]$	Este estudo
MSAVI_RedEdge3	$0,5*[(2IVP+1)-\sqrt{\{(2IVP+1)^2-8(IVP-RedEdge)\}}]$	Este estudo
GNDVI	$(IVP-G)/(IVP+G)$	Gitelson <i>et al.</i> (1996)
GBNDVI	$[IVP-(G+B)]/[IVP+(G+B)]$	Wang <i>et al.</i> (2007)

Para obter dados de altitude em cada parcela foi utilizado o modelo digital de elevação Aster com uma resolução espacial de 30 m.

Dados de Formações Vegetais e de Solos

Informações temáticas sobre formações vegetais e solos foram proporcionada pelo MAE em escalas 1:100.000 e 1:200.000 respectivamente. Dentro da área piloto podem-se distinguir sete formações vegetais: floresta inundável da planície aluvial dos rios de origem amazônica, floresta inundável da planície aluvial dos rios de origem andina e das cordilheiras, floresta inundável e vegetação lacustre-riparia de águas negras da Amazônia, floresta inundada da planície aluvial da Amazônia, floresta inundada de palmas da planície aluvial da Amazônia, floresta sempreverde de terras baixas do Aguarico-Putumayo-Caquetá, herbazal inundado lacustre-ripario da planície aluvial da Amazônia. Na área piloto são distinguidos três tipos de solos que correspondem à orden *Entisol*, *Histosol* e *Inceptisol*.

MÉTODOS

Estimativas de Biomassa acima do solo (BAS)

Primeiramente, para cada amostra, foi extraído o valor médio de cada índice de vegetação derivado de uma janela de 13x13 pixels (65m x 65m) sobre a posição central de cada pixel onde a amostra encontra-se posicionada. Em seguida, foram aplicados os modelos de regressão linear ordinária (RMQO) e regressão geograficamente ponderada adaptativa (RGPA) e fixa (RGPF) para estimar BAS a partir de 11 índices de vegetação, duas variáveis ambientais (formações vegetais e solo) e a altitude, totalizando 14 variáveis explicativas. Este procedimento foi aplicado para cada variável independente e os seus resultados foram comparados estatisticamente.

Regressão Geograficamente Ponderada (RGP)

A RGP é uma abordagem recente e avançada para a modelagem espacial de processos heterogêneos (KUMAR *et al.*, 2012), que permite estimar parâmetros individuais para cada localização observada, e assim, não assumir que um único modelo pode ser ajustado para toda a área de estudo. O modelo da RGP é considerado pela equação detalhada a seguir (FOTHERINGHAM *et al.*, 2002):

$$\hat{Y} = \hat{\beta}_0(x, y) + \hat{\beta}_1(x, y)X_1 + \dots + \hat{\beta}_n(x, y)X_n + \varepsilon$$

onde \hat{Y} é a variável dependente (neste caso representa a BAS), $X_1 a X_n$ são as variáveis independentes ou explicativas, $\hat{\beta}_0$ é o intercepto, $\hat{\beta}_1 a \hat{\beta}_n$ são os coeficientes da regressão, ε é o residual, x e y representam as coordenadas geográficas da amostra.

A ideia básica desta técnica é explorar como as relações entre variável dependente e variáveis independentes podem variar no espaço geográfico. Para isto, uma janela exploratória vai se movimentando por cada amostra do conjunto de dados, trabalhando em sequência através de todos eles. Quando a janela posiciona-se em um ponto amostral, todos os outros pontos que estão em seu torno e dentro da janela são identificados. Assim, o modelo de regressão é ajustado a esse subconjunto de dados, fornecendo maior peso para os pontos que estão mais próximos ao ponto amostral central (função Kernel).

A calibração do modelo de regressão está baseada na seleção do método espacial kernel, que depende basicamente da distribuição dos dados sobre o espaço a ser analisado: se a distribuição for uniforme o método kernel com distância fixa é adequando. Já em uma distribuição não uniforme é melhor utilizar o método adaptativo, onde a distância vai mudar de acordo com a densidade espacial das amostras, assim, a largura da banda torna-se em função do número de vizinhos mais próximos e, cada estimativa local é baseada no mesmo número de vizinhos. Para este trabalho, a análise foi testada com os dois métodos.

A exatidão da previsão do modelo depende fortemente da função de ponderação e da largura da janela (bandwidth) selecionada (PROPASTIN, 2012). Esta seleção pode ser feita através de uma validação cruzada ou da minimização do critério de informação Akaike (AIC). No presente estudo, foi utilizada a função kernel Gaussiana para ajustar o modelo da RGP e o AIC para calibrar o modelo em relação à largura da banda.

Modelagem Híbrida (RGPK) da distribuição espacial da biomassa acima do solo

A RGPK é uma técnica de predição onde os resíduos da regressão geograficamente ponderada são interpolados através de uma krigagem ordinária. Ambas as abordagens são modeladas de forma separada para finalmente realizar uma sobreposição espacial e, assim, obter os valores estimados da variável dependente (Figura 2).

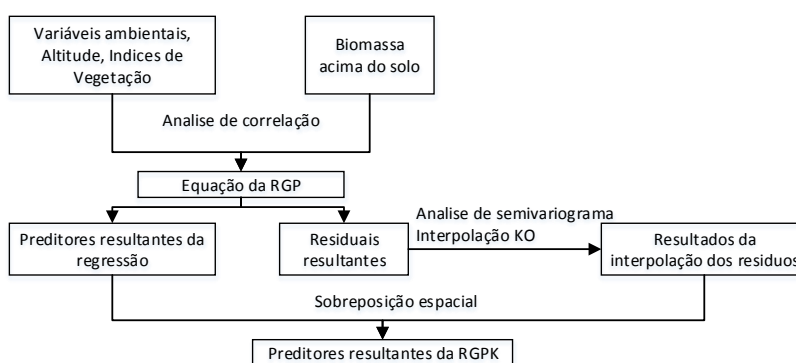


Figura 2. Fluxograma da RGPK para o caso em estudo.

RESULTADOS

Estimativas de biomassa acima do solo

As estatísticas descritivas e o diagnóstico dos modelos testados são apresentados na Tabela 2. Todos os modelos com exceção de dois ($RMQO_{GBNDVI}$, $RGPA_{GBNDVI}$) foram estatisticamente significantes ($p < 0,05$). Os índices de vegetação, calculados a partir da reflectância no infravermelho próximo e na banda RedEdge ($NDVI_3$, $MSAVI_{red3}$) apresentaram maior correlação com o conjunto de dados de BAS. Os critérios AIC e RSS são utilizados para avaliar a adequação dos modelos e, assim, modelos com valores baixos de AIC e

RSS são considerados os melhores em ajustar-se aos dados. Os valores mínimos de AIC e RSS aplicando a RMQO foram de 644,78 e 687200,2 respectivamente, alcançados pelo modelo desenvolvido a partir do NDVI_3. Este modelo explicou 35% da BAS.

Tabela. 2. Estatísticas descritivas dos modelos preditivos de biomassa acima do solo utilizando RMQO e RGP.

Model _{PREDITORES}	R ²	No. Vizinhos	Bandwidth (m)	RSS	AIC	p-valor
RGPF _{VEG}	0.80	n/a	8138.089	202823.5	587.01	p<0.001
RGPA _{VEG}	0.68	37	n/a	326830.1	605.11	p<0.001
RGPF _{NDVI_RedEdge}	0.65	n/a	7166.48	350488.1	614.91	p<0.05
RGPF _{MSAVL_red1}	0.65	n/a	7166.48	354975.5	615.54	p<0.05
RGPF _{NDVI_3}	0.65	n/a	7383.06	356305.4	615.52	p<0.05
RGPF _{MSAVL_red3}	0.64	n/a	7370.281	359242.4	615.93	p<0.05
RGPF _{SAVI}	0.64	n/a	7078.87	363455.6	617.1	p<0.05
RGPF _{NDVI_1}	0.64	n/a	7078.87	363484.8	617.1	p<0.05
RGPF _{MSAVI}	0.64	n/a	7099.552	367267.1	617.59	p<0.05
RMQO _{VEG}	0.63	---	---	371369.5	615	p<0.001
RGPF _{NDVI_2}	0.57	n/a	7983.55	434144.3	626.08	p<0.05
RGPF _{MSAVL_red2}	0.57	n/a	8029.797	437109.4	626.38	p<0.05
RGPF _{SOLO}	0.55	n/a	12712.62	449914.6	625.04	p<0.05
RGPA _{NDVI_3}	0.49	21	n/a	513545.5	629.62	p<0.001
RGPA _{MSAVL_red3}	0.49	21	n/a	518150.2	630.1	p<0.001
RGPA _{SOLO}	0.49	21	n/a	516992.5	630.19	p<0.001
RGPF _{GNDVI}	0.49	n/a	9217.99	512779.8	633.6	p<0.05
RGPA _{NDVI_RedEdge}	0.48	21	n/a	521724.3	630.41	p<0.001
RGPA _{MSAVL_red1}	0.48	21	n/a	526934.4	630.95	p<0.001
RGPF _{GBNDVI}	0.48	n/a	7962.869	527505.8	635.73	p<0.05
RGPA _{SAVI}	0.45	21	n/a	560151	634.12	p<0.001
RGPA _{NDVI_1}	0.45	21	n/a	560234.6	634.12	p<0.001
RGPA _{MSAVI}	0.44	21	n/a	562271.3	634.33	p<0.001
RGPA _{ASTER_dem}	0.44	21	n/a	563485.3	635.53	p<0.05
RGPF _{ASTER_dem}	0.38	n/a	20506.18	630529.3	640.47	p<0.001
RMQO _{NDVI_3}	0.35	---	---	651287.7	644.21	p<0.001
RMQO _{MSAVL_red3}	0.35	---	---	654193.7	644.45	p<0.001
RMQO _{SOLO}	0.34	---	---	661334	645.01	p<0.001
RMQO _{NDVI_RedEdge}	0.33	---	---	677937	646.29	p<0.001
RMQO _{MSAVL_red1}	0.33	---	---	679664.9	646.43	p<0.001
RGPA _{NDVI_2}	0.32	21	n/a	687200.2	644.78	p<0.05
RGPA _{GNDVI}	0.31	21	n/a	697062.6	645.69	p<0.05
RGPA _{MSAVL_red2}	0.30	26	n/a	709195.9	645.68	p<0.001
RMQO _{MSAVI}	0.28	---	---	728556.6	650.04	p<0.001
RMQO _{SAVI}	0.28	---	---	729110.3	650.08	p<0.001
RMQO _{NDVI_1}	0.28	---	---	729197.1	650.08	p<0.001
RGPA _{GBNDVI}	0.22	21	n/a	782984.1	651.66	Não significativa
RMQO _{MSAVL_red2}	0.17	---	---	841048.7	657.51	p<0.05
RMQO _{NDVI_2}	0.16	---	---	846434.1	657.84	p<0.05
RMQO _{GNDVI}	0.14	---	---	871034.1	659.33	p<0.05
RMQO _{ASTER_dem}	0.10	---	---	906204.4	661.39	p<0.05
RMQO _{GBNDVI}	0.03	---	---	974404.9	665.16	Não significativa

Observou-se que o valor R^2 aumenta da RMQO para a RGP em todas as variáveis, confirmando a maior potencialidade da RGP na estimativa de BAS. Assim, embora os resultados do modelo RMQO sejam estatisticamente significativos, apenas conseguem explicar 35% da variação espacial da biomassa em relação aos dados de sensoriamento remoto. Já, a RGP consegue explicar 65% das variações locais da BAS a partir do NDVI_RedEdge.

Em todas as variáveis analisadas observam-se melhoras significativas no ajuste dos modelos da RGPF sobre a RGPA, com exceção da altitude. A variável associada às formações vegetais mostrou a maior correlação com a BAS, revelando que quase 80% da biomassa é explicada pelo tipo de floresta.

Através de uma análise exploratória da regressão foram avaliadas todas as possíveis combinações das variáveis independentes que melhor conseguiram explicar a variável dependente, levando em consideração a multicolinearidade entre elas e sua não estacionaridade local. Assim, combinando as variáveis solo, vegetação e os índices NDVI_2 e GBNDVI, 72% da biomassa pode ser explicada através de uma regressão linear ordinária e um 75% através da regressão geograficamente ponderada adaptativa. As estatísticas descritivas dos parâmetros estimados no modelo, utilizando as duas abordagens, são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Estatísticas descritivas dos parâmetros estimados para o modelo RMQO e RGPA

Parâmetro	Modelo RMQO			Modelo RGPA					
	Estimativa	SD	p-valor	Min	1Q	Mediana	3Q	Max	p-valor
Interceptor	1,017,347	217.936	p<0.001	827.6	896.7	925.8	1007	1026	Não significativa
Solo	-85,685	21.897	p<0.001	-88.72	-87.33	-70.09	-65.27	-53.54	p<0.05
Veg.	-30.197	3.905	p<0.001	-37.36	-35.14	-34.25	-29.66	-27.99	p<0.001
NDVI_2	-1252.35	480.931	p<0.05	-1256	-1235	-1009	-933.6	-772.1	p<0.05
GBNDVI	542.225	226.463	p<0.05	396.3	440.2	458.4	526.3	531.2	Não significativa
R^2	0.72			0.75					

Observa-se na análise de resíduos uma melhor adequação da RGP em relação à RMQO (Figura 3a e 3b). Este fato indica que a maior parte da distribuição da biomassa é explicada por sua relação local com as variáveis independentes.

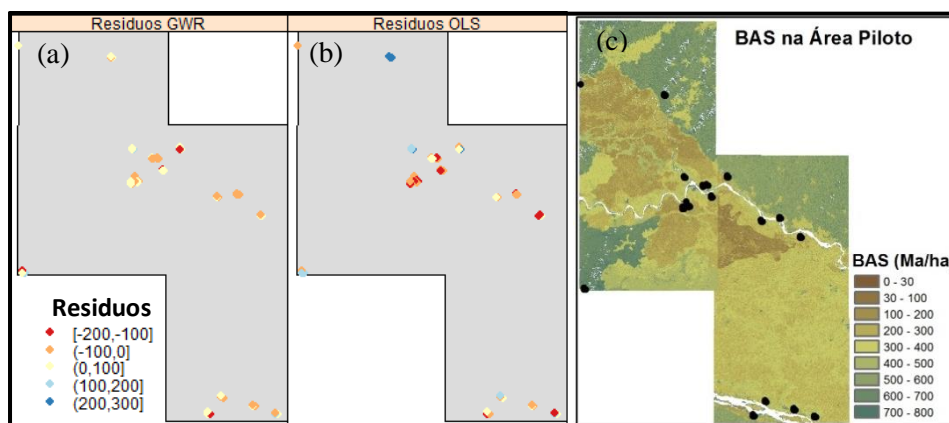


Figura 3. Resíduos do modelo de Regressão: a) RGP, b) RMQO. c) BAS estimada na área piloto a partir da RMQO.

A partir do modelo de melhor ajuste na estimativa de BAS ($BAS = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 Solo + \hat{\beta}_2 Veg. + \hat{\beta}_3 NDVI_2 + \hat{\beta}_4 GBNDVI + \varepsilon$), foi realizada a modelagem da sua distribuição espacial na área piloto, apenas utilizando a RMQO (Figura 3c), já que fornece resultados globais para a modelagem. Observa-se que existe uma diferença nos resultados entre as duas cenas utilizadas, de forma a criar um padrão artificial na distribuição espacial da biomassa. Atribui-se tal artefato à presença de

bruma no conjunto de imagens localizadas na região sudeste da área de estudo, além dos efeitos de diferenças nos ângulos de aquisição, geometria sensor-sol-alvo e datas distintas. Isto revela que somente a transformação para reflectância de superfície dos números digitais não é suficiente para deixar os dados intercomparáveis espectralmente entre as cenas. Assim, é importante que as imagens passem por um processo de normalização radiométrica, de forma a permitir a aplicação do mesmo modelo de regressão aos índices de vegetação para toda a área de estudo.

A RMQO produz valores de RMSE maiores que a RGP (127,5 e 69,3 respectivamente, neste estudo), o que indica que esta abordagem pode sub ou superestimar o conteúdo de BAS na região. Neste contexto, com o intuito de melhorar a distribuição espacial, pretende-se minimizar ainda mais os resíduos da RGP, aplicando uma interpolação de krigeagem sobre eles. Espera-se que o método híbrido RGPK minimize os erros de predição depois de adicionar a componente estocástica (resíduos interpolados) à RGP.

Finalmente, o propósito deste estudo é aplicar a metodologia desenvolvida para toda a área de estudo e assim, gerar um mapa que mostre a distribuição espacial da biomassa. Este produto será de grande utilidade para futuros estudos que incluam estimativas de emissões de carbono.

REFERÊNCIA

- BACCINI, A. *et al.* A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. *Environmental Research Letters*, v. 3, n. 4, p. 1-9, 2008.
- BACCINI, A. *et al.* Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012.
- CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.
- FOTHERINGHAM, A.S. *et al.* *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. Chichester: Wiley, 2002.
- HOUGHTON, R. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology*, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005.
- HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.
- KUMAR, S. *et al.* A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. *Geodema*, v. 189-190, p. 627-634, 2012.
- MALHI, Y. *et al.* Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, v. 319, n. 169, p. 168-172, 2008.
- MARTÍN, F. *et al.* RapidEye and the RedEdge band for modelling the vegetation and the recovery of the soil moisture. *Mapping*, n. 50, p. 10-20, 2012.
- MATTHEW M.W. *et al.* Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. In: *SPIE Proceedings, Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VI*, v. 4049, p. 199-207, 2000.
- PROPASTIN, P. Modifying geographically weighted regression for estimating aboveground biomass in tropical rainforests by multispectral remote sensing data, v. 18, p. 82-90, 2012.
- QI, J. *et al.* A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, v. 48, n. 2, p. 119-126, 1994.
- ROUSE, J.W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: *ERTS SYMPOSIUM*, 3, 1973. Washington. NASA SP-351, v. 1, p. 309-317.
- SAATCHI, S. *et al.* Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *PNAS*, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.

SIMS, D.A; GAMON, J.A. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. *Remote Sensing of Environment*, v. 81, p. 337-354, 2002.

SOUSA C.H.R. *et al.* Analysis of rapideye's red edge band for image segmentation and classification. In: *Proceedings of the 4th GEOBIA*, 4, 2012. Rio de Janeiro - Brazil. p. 518.

SEPARABILIDADE ENTRE AS ASSINATURAS TEMPORAIS DE DIFERENTES CLASSES DE COBERTURA DA TERRA

SEPARABILITY OF TEMPORAL SIGNATURES FROM DIFFERENT LAND COVER CLASSES

T.B. Arantes¹, L.M.T. Carvalho¹, C.G. Souza¹, P.Aguiar², T. Kuck³, E. Keizer³, I.C.A. Corrêa¹

¹Department of Forest Sciences, Federal University of Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil
tassiabarantes@gmail.com, passarinho@dcf.ufla.br, carolinagusmaosouza@gmail.com,
isadoracardoso_67@hotmail.com

²Department of Biology, Federal University of Lavras, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil
polyanneaguilar@gmail.com

³Geolab, Amazon Campaign, Greenpeace, 69020-031, Manaus, Amazonas, Brazil
tahisa.kuck@greenpeace.org, edwin.keizer@greenpeace.org

RESUMO

Nos últimos anos, os sistemas de sensoriamento remoto têm fornecido os meios para a obtenção bem sucedida de dados sobre o uso da terra e mudanças na cobertura. Séries temporais maiores e mais densas são muitas vezes necessárias para alcançar uma adequada caracterização de processos dinâmicos graduais, tais como o desenvolvimento da vegetação, a sazonalidade, a degradação e regeneração. O objetivo deste estudo foi avaliar BFAST para a caracterização baseada em objeto das assinaturas temporais de diferentes classes de cobertura da terra na Amazônia, utilizando séries temporais de imagens MODIS. As análises das séries temporais foram realizadas em 10 objetos selecionados para cada classe de cobertura do solo: pastagem, agricultura, cerrado e floresta densa. Os componentes de sazonalidade e de tendência foram derivados usando BFAST. As assinaturas temporais foram comparadas entre e dentro das classes usando DTW, com valores menores significando maior semelhança entre as assinaturas. Nossos resultados mostraram que os valores de DTW entre as classes de floresta densa e cerrado são claramente diferenciadas das classes de pastagem e agricultura. Por outro lado, a semelhança entre as classes de floresta densa e cerrado, bem como entre as pastagem e agricultura foram altas. Concluímos que componente sazonal extraído de perfis temporais de imagens MODIS é promissor para diferenciar assinatura temporal das principais classes de cobertura da terra na região estudada, como remanescente nativo de áreas agrícolas.

Palavras-chave: sensoriamento remoto, série temporal, Amazônia.

ABSTRACT

In recent years, remote sensing systems have provided the means for the successful collection of data about land use and cover change. Longer and denser time series are often needed to achieve a proper characterization of gradual dynamic processes such as vegetation development, seasonality, degradation and regeneration. The objective of this study was to evaluate BFAST for characterizing object based land cover temporal signatures of different land cover classes in the Amazon region using time series of MODIS images. Time series analysis was carried on 10 image objects selected for each land cover class: grassland, agriculture, savannah and forest. Seasonal and trend components were derived using BFAST. Temporal signatures were compared between and within classes using DTW, with lower values meaning higher similarity between signatures. Our results showed that inter classes DTW values showed that forest and savannah are clearly differentiated from pasture and agriculture. On the other hand, similarity between forests and savannahs, as well as between pasture and agriculture were higher. We concluded that seasonal component extracted from MODIS temporal profiles is promising to differentiate temporal signature of the main land cover classes in the studied region, like natural vegetation from agricultural areas.

Keywords: remote sensing, time serie, Amazon, BFAST.

INTRODUCTION

Land use is a dynamic process subject to diverse types of changes over time and space. In Mato Grosso, Brazil, for example, the conversion of forest to agricultural use occurs intensively in the last few decades (JASINSKI *et al.*, 2005). Our country faces the challenge to rise its agricultural production besides preserve its native vegetation and biodiversity (BATLLE-BAYER *et al.*, 2010). Thus, the study of temporal pattern of agriculture's expansion and intensification is the first step in understanding its effects in long-term production, e.g., its effects on environmental, agricultural and economic sustainability (GALFORD *et al.*, 2008).

Remote sensing systems have provided the means for the successful collection of data about land use and cover change. The remote sensing provides data to detect, identify, map and monitor ecosystem changes, through multi-temporal and multi-spectral techniques (MARTÍNEZ and GILABERT, 2009). Some types of change are abrupt like forest clear cutting or settlement development, which might be easily characterized by a pair of images acquired before and after the event. On the other hand, gradual changes in land cover are difficult to characterize when using solely bitemporal data (COPPIN *et al.*, 2004).

Longer and denser time series are often needed to achieve a proper characterization of gradual dynamic processes such as vegetation development, seasonality, degradation and regeneration. Recently, a new approach to time series analysis was proposed, the BFAST (Breaks For Additive Seasonal and Trend). This method decomposes temporal signatures into three components: trend, seasonal and remainder (VERBESSELT *et al.*, 2010). One advantage of this method is can be applied without select a particular type of land cover, a period, a set of thresholds and change trajectory (VERBESSELT *et al.*, 2010), making simple its application. Nevertheless, BFAST is a robust algorithm about noise, so it can be applied to a wide range of time series derived from different sensors with different noise levels and seasonal amplitudes in various ecosystems (VERBESSELT *et al.*, 2010).

The objective of this study was to evaluate BFAST for characterizing object based land cover temporal signatures of different land cover classes in the Amazon region using time series of MODIS images. The specific objectives were: (1) to extract temporal signatures from objects representing different land cover classes, (2) to analyze the separability of land cover classes using their temporal signatures via Dynamic Time Warping (DTW).

Study area

The study site is located in the North of the state of Mato Grosso, Brazil (Figure 1), referring to the three Landsat scenes used for segmentation and selection of the objects. The main types of vegetation are *Floresta Ombrófila*, *Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão* (IBGE, 2008). According Jasinski *et al.* (2005) agricultural areas are mainly concentrated in *cerrado* and forest transition zones. The climate is humid with annual average temperatures above 64,4°F (IBGE, 2002).

METODOLOGY

MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) EVI (Enhanced Vegetation Index) images version MOD13Q were stacked to compose a time series ranging from 2000 to 2010 with a frequency of 16 days. To select the objects of interest we used three scenes of Landsat TM sensor (Figure 1), which were segmented at a scale of 30. We used the average EVI value of objects of interest from the segmentation. Time series analysis was carried on 10 image objects selected for each land cover class: pasture, agriculture, *cerrado* and forest. These objects were chosen based on the classification carried out in 2001, here after called object-base. To validate the results we selected some objects from field evaluations conducted in 2010, for all land use classes, here after called objects-reference, except *cerrado*, which wasn't included in field evaluations. We also used Brazil Vegetation and Amazon Legal Vegetation maps from IBGE (*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* – Brazilian Institute of Geography and Statistic) in 2004 and 2008, respectively.

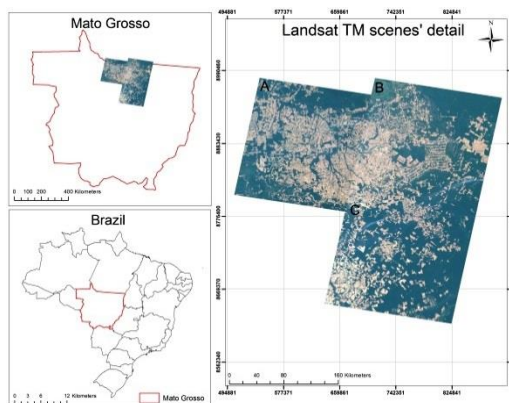


Figure 1. Study area at north of Mato Grosso, Brazil. Landsat scenes' detail, where: A) path/row 227/67, 07-31-2010; B) path/row 226/67, 07-24-2010; C) path/row 226/68, 07-31-2010.

Seasonal and trend components were derived using BFAST to be compared via DTW, which provides a distance measure between a pair of temporal signatures. Temporal signatures were compared between and within classes using DTW only for the seasonal component, with lower values meaning higher similarity between signatures, but just for objects that didn't present breakpoints in seasonal component. The trend component was analyzed visually. Both BFASTS and DTW are available as analysis modules of the R programming language (R CORE TEAM, 2013).

RESULTS AND DISCUSSION

Time series characterization of objects-base

We observed that several objects-base had changes both trend and seasonal components. Changes in seasonal component indicate phenological changes, whereas changes in trend component indicate gradual or abrupt changes (VERBESSELT *et al.*, 2010), but not necessarily change in land use class. So for differentiate the types of land use cover, we preferred to analyze seasonal component.

In Table 1 we show the minimums and maximums DTW values for each land use class, as well as the variation of average EVI.

Table 1. Minimum and maximum DTW values intra classes and mean EVI variation.

objects.	Class	DTW minimum	DTW maximum	Mean EVI	*Without	five
For the <i>cerrado</i> seasonal pattern areas with DTW	<i>Cerrado</i>	9,561.32	37,227.21	0.52 to 0.57	class,	the values varied
	Forest	11,712.61	37,545.00	0.46 to 0.53		
	Pasture	23,012.50	71,047.78	0.41 to 0.46		
	Agriculture*	37,772.31	63,909.71	0.46 to 0.50		

between 9,561.32 and 37,227.21, but showing different breakpoints in the trend component in two objects, representing changes along the series. These changes may have been caused by disturbance events, which resulted in a subtle change in the spectral response that was not captured in the classified images. These two objects, according to the Vegetation Brazil Map (IBGE, 2004) are located in anthropic areas.

The forest class presented the same trend pattern for all objects, as well as similar seasonality with DTW values varying between 11,712.61 and 37,545.00. Similarity between areas of pasture was also confirmed by the DTW values, which varied between 23,012.50 and 71,047.78.

To compare objects-base from agriculture class, four of them didn't use because they presented breakpoints in seasonal component due to an abrupt change in their temporal signature. DTW values for agriculture varied between 37,772.31 and 63,909.71, except for one object with DTW which varied between 95,058.48 and 137,001.9. Probably, this object belongs to another land use class because he presented minor DTW values when compared with forest class (varying 26,497.12 a 44,898.64) and *cerrado* class (varying 26,386.13 a 41,250.04). In Table 2 we show the DTW values variation in comparison inter-classes.

Table 2. Minimum, maximum and amplitude DTW values inter classes*.

Class	DTW	DTW	Amplitude
	minimum	maximum	DTW
Forest x Cerrado	11466,5	37491,48	26024,98
Forest x Agriculture	128764,9	218746,0	89981,1
Forest x Pasture	122337,2	217180,00	94842,8
Cerrado x Pasture	109563,3	209810,3	100247,00
Cerrado x Agriculture	119499,5	201503,2	82003,7
Pasture x Agriculture	30137,67	65165,25	35027,58

*Agriculture class without five objects.

Inter classes DTW values showed that forest and *cerrado* are clearly differentiated from pasture and agriculture (Table 2), because DTW values between these classes was higher. The lowest DTW values found between forest x agriculture classes, forest x pasture classes, *cerrado* x agriculture classes and *cerrado* x pasture classes were major than the maximums DTW values found in comparison intra-classes (Table 1). On the other hand, similarity between forests and *cerrado* classes, as well as between pasture and agriculture classes were higher, with DTW values similar.

In Figure 2 we show the processing results of time series with BFAST to one object-base which presented lowest DTW value for each land use class. According to Galford *et al.* (2008) the woody *cerrado* has a little phonological variation whit average EVI 0.6, rarely exceeding 0.8; for open *cerrado* there is some seasonal variation, with annual average of 0.25, maximum value of 0.6. Our results showed that the average EVI to forest class varied between 0.52 to 0.57, to *cerrado* class, the average EVI varied between 0.46 to 0.53 between 2000 and 2010.

Overlapping the objects-base of *cerrado* class with the Amazon Legal Vegetation Map (IBGE, 2008), all objects-base of this class (except two of them) are on region of savannah (*savanna arborizada sem floresta-de-galeria*). When we compared the objects-base of forest class with this same map, we encountered a variety of type of vegetation (*Floresta Ombrófila Aberta Submontana com Cipós, Floresta Estacional Semidecidual Submontana com Dossel Emergente, Savana Arborizada sem Floresta-de-Galeria, Floresta Ombrófila Densa Submontana com Dossel Emergente, Savana florestada (cerradão)*). The forest and *cerrado* classes weren't well separated by BFAST algorithm, possibly because the classificatory algorithm didn't distinguished these two classes since the Mato Grosso state is compound by amazon forest, various types of *cerrado* and transition forests (JASINSKI *et al.*, 2005).

The objects-base from agriculture class presented many breakpoints in trend component. Galford *et al.* (2008) affirm that agriculture lands present a more complex phenology than natural vegetation cover for the reason that its many pikes resulted from a variety of planting cultures in sequence inside of the same growing season. We don't have field information for all years analyzed, so it's hard to say the cause of these breakpoint exactly.

The objects-base from pasture class didn't present any breakpoint in seasonal component, differently from trend component which presented breakpoints in nine from ten objects. These breakpoints in trend component in time series of pasture class may occur because the management lack and its consequent degradation in grassland (NASCIMENTO JÚNIOR *et al.*, 1994). About 80% of the cultivated pastures in central Brazil are in some stage of degradation (MACEDO *et al.*, 2000).

In Figure 3 we showed the seasonal component plotted in same scale for the four land use classes in study,

utilizing the objects which presented lowest DTW value. We can see the amplitude difference between classes and the similarity between forest and *cerrado*, as well as between agriculture and pasture.

Results validation

We selected 10 objects-reference for each class (except *cerrado* class) according field collected data in 2010. We did detail analyze for one object-reference for each class observing if the BFAST algorithm characterized this objects correctly.

We applied DTW between objects-base and objects-reference to know what variation amplitude inside each class. We carried out a mean test between DTW values to verify what land use classes were similar to each other.

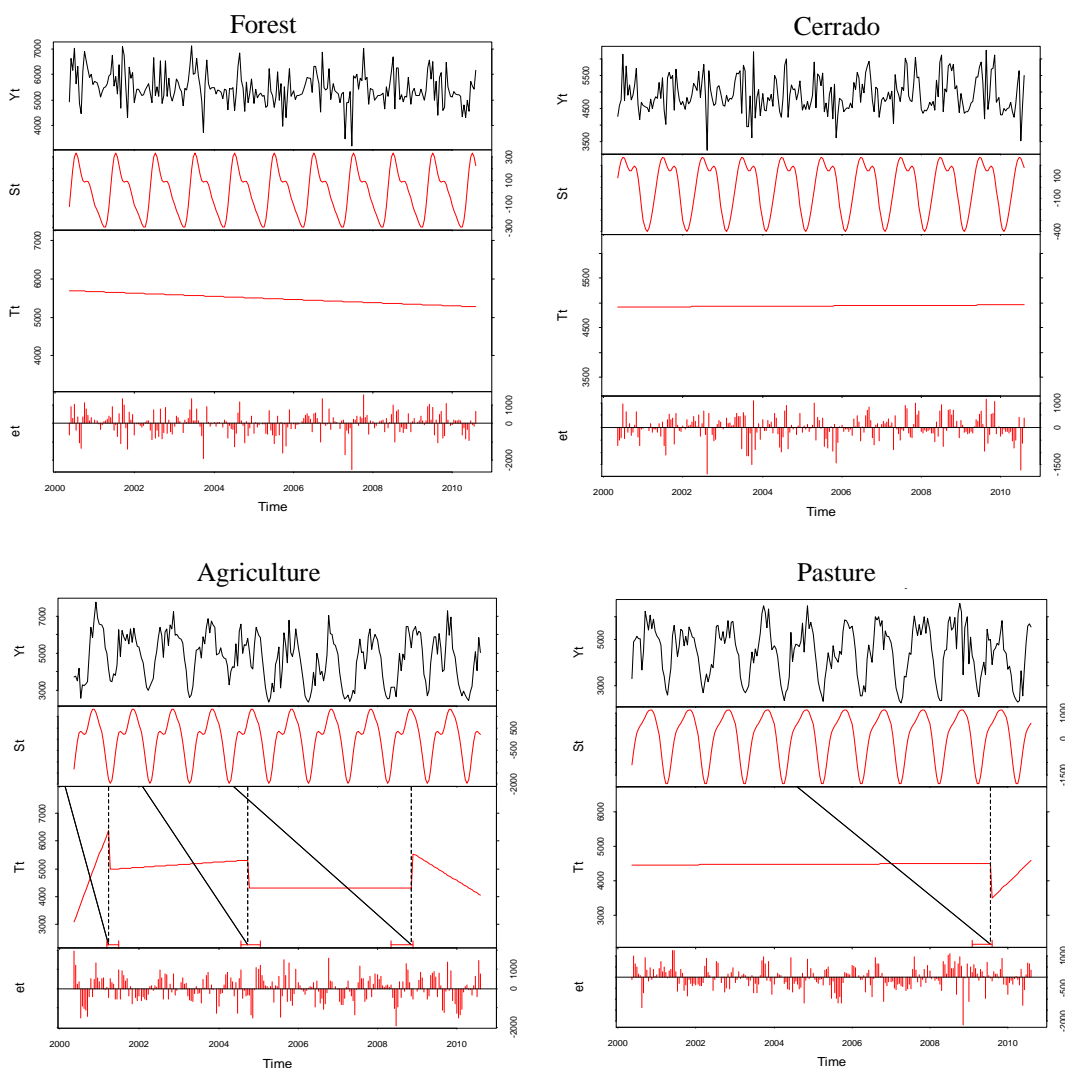


Figure 2. Processing result of BFAST for the four land use classes – Forest, Cerrado, Agriculture and Pasture, Yt is original data; St is seasonal component; Tt is trend component and et is remainder component.

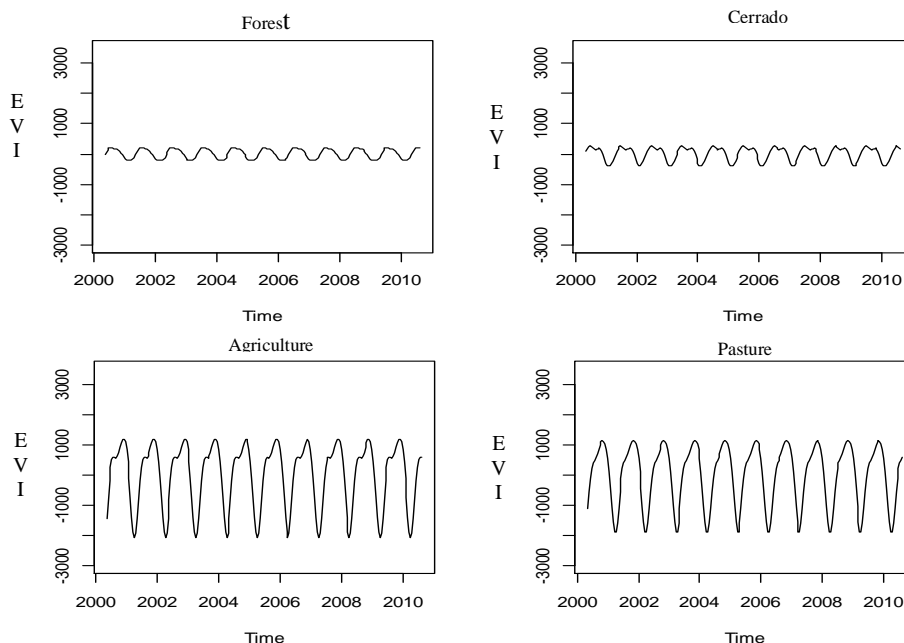


Figure 3. Seasonal component for the four land use classes, with the objects-base that presented lowest DTW value.

Objects-reference characterization

a) Forest

In three objects-reference from forest class, in trend component, we observed breakpoints in specific periods. For one of these objects, e.g., the BFAST detected changes in the years 2003, 2006 and 2007 (Figure 4). Analyzing the thematic classification, we observed that happened one change between years 2003 to 2004, passing from forest to abandoned area. This class was obtained through multitemporal analyze of the classification results, that means if specific area was deforested in the past and after remained for three years with spectral response (EVI) of forest we consider like an area that was abandoned and the forest is in regrowth.

Morton *et al.* (2011) carried out a research in the same study area (Landsat 226/68 scene) and found intense and periodic burning contribute substantially to the forest degradation and in the 2002 was detected a fire of great magnitude (area>500ha) in the study area. The changes occurred in these forest object may have been caused by fire.

b) Agriculture

For the agriculture class, we selected objects-reference from corn culture. One of these objects presented breakpoints in the seasonal and trend components, in 2003, 2007 and 2008. In the first moment, until 2003, this object belonged to forest class. Between 2003 until 2008 approximately, this object passed to pasture class, and before 2008, he passed to agriculture class (Figure 5), which it is observed when we analyzed the classification images, according Table 3.

The DTW was applied in piece for this object. First, we compared with the forest object-reference until 2003; from 2003 to 2007, we compared with pasture object-reference and finally, with corn object-reference after 2007. The DTW values were 12,644.96; 24,230.83 and 34,511.82 to forest, pasture and corn, respectively, showing that this object suffered changes over time.

c) Pasture

The objects-reference from pasture class presented the same results found for the objects-base of the equivalent class.

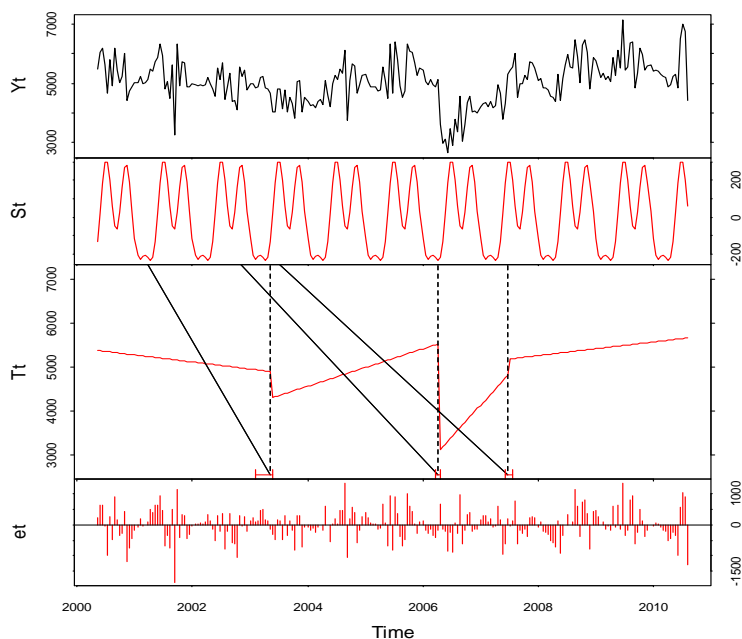


Figure 4. Processing result of BFAST for Forest class, where Y_t is original data; S_t is seasonal component; T_t is trend component and e_t is remainder component.

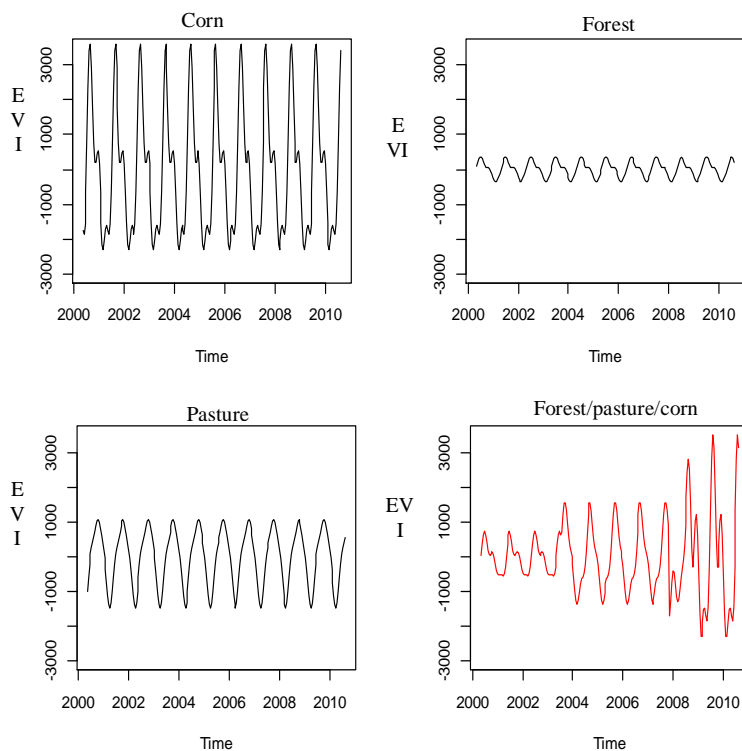


Figure 5. Result of processing the BFAST comparing four objects-reference – Corn, Forest, Pasture and change object (Forest/Pature/Corn).

DTW and statistical analysis

The DTW values were calculated between all objects-reference and objects-base. Six objects-reference from corn class presented breakpoints in the seasonal component and one do not presented the same seasonal standard. Maybe, this last object belongs to another land use class, so, just three objects from this class were used in the comparison with DTW.

Table 3. Land use classes between 2001 and 2010 of one object-reference from corn.

Year	Land use
2001	Forest
2002	Forest
2003	Forest
2004	2/3 agriculture and 1/3 pasture
2005	2/3 agriculture and 1/3 pasture
2006	Pasture
2007	2/3 agriculture and 1/3 pasture
2008	Agriculture
2009	Agriculture
2010	Agriculture and 2 pixels of pasture

The Scott-Knott mean test was applied between DTW values of all objects and we observed that the objects-base from agriculture and pasture class and the object-reference from pasture class are statically equals, as well as the objects-base from forest and *cerrado* class and the object-reference from forest class (Table 4), confirming what was seen in the results of DTW between objects-base (Table 2). Therefore, we didn't get differentiated through seasonality one object belong forest class from another belong *cerrado* class and one belong agriculture class from pasture class or vice-versa.

The corn class wasn't similar to any another class. This fact may have occurred because we don't have how to affirm what culture the objects-base from agriculture class belongs, so, maybe any of these objects-base are corn.

Table 4. Scott-Knott mean test, applied between DTW values for all objects.

Class	Means	SK(5%)
Corn*	123261,6	a
Agriculture	49985,76	b
Pasture*	44274,19	b
Pasture	41253,39	b
<i>Cerrado</i>	22585,19	c
Forest*	21086,91	c
Forest	20826,94	c

*Objects-reference.

CONCLUSIONS

We concluded that seasonal component extracted from MODIS temporal profiles is promising to differentiate temporal signature of the main land cover classes in the studied region, like separated natural vegetation from crop and pasture lands. However, if we want major precision in temporal signatures, we need to detail the study area, like to know the different phytophysionomies and different crops. Future work will be carried out to incorporate these temporal features in a semi-automated classification approach.

ACKNOWLEDGMENT

We appreciate FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais) for financial support, CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for the scholarship granted to the authors.

REFERENCES

- BATLLE-BAYER, L. *et al.* Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), p. 47-58. 2010.
- COPPIN, P. *et al.* Review Article Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), p. 1565-1596. 2004.
- GALFORD, G.L. *et al.* Wavelet analysis of MODIS time series to detect expansion and intensification of row-crop agriculture in Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 112(2), p. 576-587. 2008.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Mapa de Clima do Brasil*. 2002. Found in: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm> Access in: 15 jan 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Mapa de Vegetação do Brasil*. 2004. Found in: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm> Access in: 15 jan 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Área de vegetação da Amazônia Legal*. 2008. Found in: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm> Access in: 15 jan 2014.
- JASINSKI, E. *et al.* Physical Landscape Correlates of the Expansion of Mechanized Agriculture in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interactions*, 9(16), p. 1-18. 2005.
- MARTÍNEZ, B.; GILABERT, M.A. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. *Remote Sensing of Environment*, 113(9), p. 1823-1842. 2009.
- MORTON, D.C. *et al.* Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), p. 1706-1720. 2011.
- NASCIMENTO JÚNIOR, D. *et al.* Degradação das pastagens e critérios para avaliação. In: Peixoto, A.M.; Moura, J.C.; Faria, V.P. (eds.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 11, 1994. Piracicaba. *Anais do Simpósio sobre Manejo de Pastagem*, Piracicaba: FEALQ. 1994. 325 p.
- MACEDO, M.C.M. *et al.* Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens. EMBRAPA-CNPq, Campo Grande. 4 p. (Comunicado Técnico 62). 2000.
- R CORE TEAM , 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- VERBESSELT, J. *et al.* Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), p. 106-115. 2010.

SIG NA INDENTIFICAÇÃO DE CONFLITOS EM APP NO CÓRREGO DO PETIÇO EM FUNÇÃO DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

GIS IN IDENTIFICATION OF PPA CONFLICT IN THE PETIÇO STREAM IN FUNCTION OF ENVIRONMENTAL LAW

Mikael Timóteo Rodrigues¹, Felipe de Souza Nogueira Tagliarini¹, Yara Manfrin Garcia¹, Daniela Polizeli Traficante¹, Sérgio Campos¹, Lincoln Gehring Cardoso¹, Zacarias Xavier de Barros

¹Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP; Grupo de Estudos e Pesquisas em Geotecnologias, Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Topografia (GEPEGEO); Rua José Barbosa de Barros, nº 1780 – Botucatu, SP, Brasil, mikaelgeo@gmail.com; felipe_tagliarini@hotmail.com; yaramanfrin@hotmail.com; danitrafi@yahoo.com.br; seca@fca.unesp.br; cardosolg@fca.unesp.br; zacariasxb@fca.unesp.br

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo mapear as classes de uso e ocupação do solo e seus respectivos conflitos nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) da microbacia hidrográfica do Córrego do Petiço, localizada no município de Botucatu/SP. A imagem de satélite, bandas 4, 5 e 6 do satélite LANDSAT - 8, sensores OLIS e TIR, de 23 de agosto de 2013, com resolução espacial de 30 x 30 metros, cedidas pelo Departamento do Interior dos EUA/ Pesquisa Geológica dos EUA (*U.S. Department of the Interior/ U.S. Geological Survey*). O Sistema de Informação Geográfica utilizado foi o IDRISI® Selva® para arquivos matriciais e o software CartaLinx para dados vetoriais. O suporte legal foi embasado, a legislação ambiental, mais especificamente, a Lei Federal nº 12.651/12, com alterações feitas pela Lei Federal nº 12.727/12. Foi verificado que as áreas de preservação permanente não estão sendo totalmente preservadas conforme a legislação, onde 31,92% das APPs estão ocupadas com usos conflitantes. Frente a este cenário, são necessárias medidas mitigadoras para proteção dos recursos hídricos no Córrego do Petiço, como recomposição da mata natural, principalmente nas zonas de área de preservação permanente, pois a degradação de tais áreas possa por em risco o futuro hídrico da bacia.

Palavras-chave: Áreas de preservação permanente, imagem orbital, geotecnologias.

ABSTRACT

The present study aimed to map the classes of use and occupation and their conflicts in Permanent Preservation Areas (PPA) of the Petiço stream watershed, located in Botucatu, Sao Paulo State, Brazil. The satellite image, bands 4, 5 and 6 of LANDSAT - 8, sensors OLIS and TIR, of august 23, 2013 with spatial resolution of 30 x 30 meters, provided by the U.S. Department of the Interior/U.S. Geological Survey. The software used was IDRISI ® Selva® raster files and software CartaLinx ® to vector data. The legal support was based, environmental legislation, specifically, the Federal Law nº 12.651/12, with changes made by Federal Law nº 12.727/12. The permanent preservation areas are not being fully preserved according to the law, where 31.92% of PPA are busy with conflicting uses. Against this background, mitigating measures to protect water resources in the Petiço stream are necessary, as restoration of natural forest, especially in the permanent preservation areas because the degradation of such areas could put the hydric future of this watershed in risk.

Keywords: Permanent preservation areas, orbital image, geotechnology.

INTRODUÇÃO

A Legislação Ambiental brasileira, que está entre as mais completas e avançadas do mundo, tem seu desenvolvimento de acordo com a importância que a preservação do meio ambiente vem ganhando profundidade frente às questões ambientais, sendo assim, uma das mais discutidas na atualidade por exercer impacto direto na qualidade de vida dos seres vivos (GARCIA, 2011).

Portanto, torna-se vital o conhecimento, análise e prática da Lei nº 12.727, que pode ser tratada como o primeiro passo quando se fala em gestão ambiental e sustentabilidade. Esta Lei, em seu art. 1º "estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, Áreas de Preservação Permanente (APP) e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais, e prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos" (BRASIL, 2012).

As áreas de preservação permanente foram criadas para proteger o meio ambiente na sua forma natural, através da delimitação das áreas impróprias para o uso da terra, a fim de manter a cobertura vegetal original, a qual será responsável por atenuar os efeitos erosivos, a lixiviação dos nutrientes no solo e o assoreamento, além de contribuir para regularizar a vazão dos cursos d'água, trazendo benefícios para a fauna silvestre (SILVA, 1996).

A utilização do Geoprocessamento como ferramenta é bastante eficaz na espacialização e quantificação dos recursos naturais de uma determinada área tanto a nível regional quanto a nível local, abrangendo o planejamento e emprego adequado da ocupação de determinado perímetro, assim se tornando uma alternativa viável na restrição das possíveis falhas e lacunas referentes à implementação das leis em anexo as áreas de preservação permanente.

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem colaborado para o mapeamento e zoneamento, atuando como método de fiscalização da vegetação nativa em vastas áreas de APP's e seus respectivos espaços conflitantes e o uso da terra, uma vez que as mudanças ocorrem em uma pequena escala temporal. Segundo Pinto *et al.* (2005), a análise minuciosa do uso inadequado do solo é de grande importância, tendo em vista que boa parte das propriedades rurais apresenta algum tipo de uso conflitante.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os múltiplos tipos de uso e ocupação do solo na microbacia hidrográfica do Córrego do Petiço, com ênfase nas áreas de preservação permanente hídrica (cursos d'água e nascentes) com a finalidade de identificar a ocorrência de áreas conflitantes de uso e ocupação, por intermédio dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e da Legislação Ambiental brasileira.

MATERIAIS E MÉTODOS

A Microbacia do Córrego Petiço localiza-se no município de Botucatu, na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, com uma área total de 3384.32 hectares, com situação geográfica definida nas coordenadas geográficas 48° 20' 23" a 48° 15' 12" de longitude W Gr. e 22° 51' 51" a 22° 46' 54" de latitude S.

A digitalização do limite da área da microbacia do Córrego do Petiço foi realizada através da carta planialtimétrica em formato digital, editada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1969) referente à folha de Botucatu, identificada pela terminologia SF-22-Z-B-VI-3, com o sistema de referência planimétrico Córrego Alegre, em escala 1:50.000 com equidistância das curvas de nível de 20 metros onde obteve-se os pontos de controle (coordenadas) para o georreferenciamento e a altimetria para digitalização do limite da bacia hidrográfica por meio do módulo de digitalização (*digitalize*) no software SIG IDRISI Selva.

Primeiramente foi elaborada uma composição falsa cor com a combinação das bandas 4, 5 e 6, obtida a partir da imagem de satélite dos sensores OLIS e TIR do LANDSAT – 8, da órbita 220, ponto 76, quadrante A, com passagem em 23 de agosto de 2013, escala 1:50000, obtidas no catálogo de imagens do Departamento do Interior dos EUA/ Pesquisa Geológica dos EUA (*U.S. Department of the Interior/ U.S. Geological Survey*). Esta composição apresenta os corpos d'água em tons azulados, as florestas e outras formas de vegetações em tons esverdeados e os solos expostos em tons avermelhados, pois estas apresentam um melhor conforto visual e melhor discriminação dos alvos. O processo de georreferência consistiu em identificação das coordenadas na projeção UTM na carta topográficas de Botucatu bem como georreferenciamento das bandas 4, 5 e 6 da imagem orbital. Com estas informações gerou-se um arquivo de correspondência pelo módulo *Data Entry/Edit*, com as coordenadas X e Y de tela e seus correspondentes através do módulo *Reformat/Resample*.

Após o georreferenciamento das bandas, efetuou-se o recorte pela opção *Reformat/Window* extraindo assim apenas a área da bacia. Com as bandas das imagens georreferenciadas, foi realizado o processo de composição da imagem RGB (Red, Green, Blue), respectivamente as bandas 6, 5 e 4, utilizando-se da função *Composite* do menu *Display* do IDRISI Selva.

A carta topográfica e a composição foram exportados para o software CartaLinx - comando *File/Image Conversions* e posteriormente começou-se a delimitar os elementos (*coverages*) - rede de drenagem pela carta topográfica e delimitação dos usos do solo na composição - sendo que, para os usos foram criados polígonos, enquanto que, para a rede de drenagem, linhas. Uma *coverage* representa uma coleção de feições geográficas e seus atributos (HAGAN; EASTMAN; AUBLE, 1998).

No IDRISI, definiram-se as Áreas de Preservação Permanente ao longo dos cursos d'água e ao redor das nascentes do córrego Barra Seca. Os buffers foram criados no menu *GIS Analysis*, ferramenta *Distance Operators - BUFFER*. Para isso, foi necessário repetir esse passo duas vezes, sendo uma para os cursos d'água e o outro para a nascente. Assim, proporcionou a criação de um *buffer* de raio de 50 metros circulando as áreas das nascentes e um *buffer* de 30 metros de cada lado da margem na drenagem ao longo do leito do córrego (medidas estas estipuladas pela Lei Florestal nº12.727, sendo que a largura das redes de drenagens presente na área estudada são inferiores a 10 metros) resultando no mapa de APPs.

Para identificar as áreas de conflitos de uso do solo em Áreas de Preservação Permanentes, utilizou-se a álgebra de mapas realizando uma sobreposição do mapa de uso e ocupação do solo com o mapa das APPs. Os procedimentos foram executados no IDRISI utilizando-se a ferramenta *Mathematical Operators - OVERLAY* do menu *GIS Analysis* e selecionou-se a opção matemática *First x Second*, operação essa que pode também ser denominada de sobreposição. Após a sobreposição desses mapas, as áreas de ocorrência dos conflitos de acordo com as classes de uso foram devidamente quantificadas, executando as funções de cálculo de área, pela ferramenta *Area* do menu *Database Query*, pertencente ao módulo *Analysis* do IDRISI. Foram consideradas sob uso conflitante as áreas ocupadas com outros fins presentes nas APPs das nascentes e cursos d'água.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapeamento do uso da terra a partir das imagens de satélite do LANDSAT – 8 permitiu identificar seis (6) classes de uso e ocupação do solo, como podem ser observados na Tabela 1, onde apresenta que a principal ocorrência de uso corresponde ao reflorestamento com 43,70% seguido pela mata ciliar e pastagem com 28,56% e 24,56% respectivamente.

Tabela 1. Classes do uso da terra, área ocupada e percentual mapeada com base na imagem LANDSAT - 8.
Table 1. Classes of land use, occupied area and mapped percentage based on LANDSAT - 8 image.

Categoria	Hectares (ha)	%
Mata ciliar	966,91	28,56
Reflorestamento	1479,22	43,70
Pastagem	831,42	24,56
Várzea	81,13	2,40
Mata (nativa)	23,07	0,68
Represa	3,45	0,10
Total	3385,20	100,00

Na Microbacia Córrego do Petiço, as áreas de mata com topografia favorável, apresentam apenas vestígios da cobertura vegetal original, apresentando apenas 0,68% da área total da bacia, onde vestígios de Mata Atlântica e as planícies de Cerrados diminuem progressivamente devido principalmente a expansão de culturas de alto retorno financeiro, como cultivo de Pinus e criação de extensiva de gado.

Outras atividades relevantes do ponto de vista agro-econômico, também são poderosos modeladores do meio ambiente, como é o caso da pecuária e praticas de cunho agro-florestal, são sempre responsáveis por grande

parte da paisagem em um determinado perímetro, bem como acontece no Córrego do Petiço (Figura 1), onde áreas de pastagem (831,42) são responsáveis por significativa área de abrangência desta classe, com valor na ordem de 24,56%, ocupada basicamente por criação extensiva de gado e plantações forrageiras.

Em alguns casos de atividades agrícolas de forrageiras, bem como de cultura perene, são desempenhados sem quaisquer métodos de conservação do solo, como: plantio em nível, onde se é reduzindo a velocidade de escoamento com a utilização de barreiras (curvas de nível, terraços e outros artifícios baseados em levantamento topográfico); adubação verde, que consiste basicamente em plantar uma cultura sem fins econômicos, servindo apenas para manter o solo coberto e diminuir a erosão entre os períodos de entre safra; Plantio direto, onde é movido o mínimo de solo durante o processo de plantio, dispensando aeração e gradagem, promovendo o mínimo de desgaste do solo e de sua atividade microbiana (BERTONI *et al.*, 1986; RODRIGUES *et al.*, 2013).

Mesmo com porcentagens elevadas nos mais variados usos da terra e sua baixa densidade de práticas conservacionistas, as áreas de mata ciliar e a mata (nativa) se encontram na ordem de 29,34% da cobertura da do Microbacia do Córrego Petiço, pois além da existência dos perímetros de preservação permanente, torna-se fundamental que esteja coberta por tais grupos de vegetação, onde estes reduzem o transporte de material nos cursos d'água, o assoreamento em suas margens minimiza os processos erosivos.

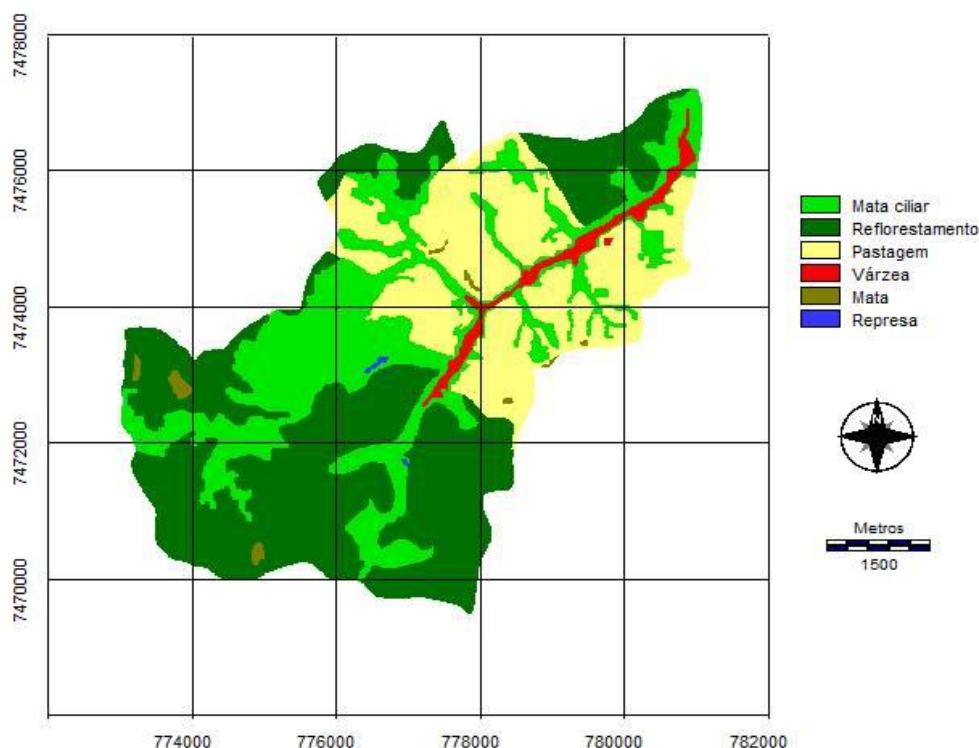


Figura 1. Uso do solo na Microbacia do Córrego Petiço.
Figure 1. Soil use in the Watershed Stream Petiço.

As áreas de preservação permanente dos leitos dos rios e suas respectivas nascentes estão ocupadas por diversos usos conflitantes da terra, assim sendo considerado de grande impacto negativo, pois APPs mal manejadas podem causar contaminação das águas, comprometendo sua qualidade, além de assoreamento dos cursos d'água afetando no futuro a demanda hídrica da bacia (Figura 2).

Da área total das APPs, estão sendo utilizadas de maneira incorreta frente à legislação ambiental, principalmente no que se refere à proteção dos cursos d'água com base na Lei Florestal, cerca de 31,92% (Tabela 2). Não obstante da relevância sob estas áreas preservadas por lei, as matas ciliares bem como as

matas nativas vêm sendo alvo das atividades antrópicas para fins econômicos, diante dos interesses conflitantes de uso e ocupação do solo, ocasionando a sua supressão ao longo dos cursos d'água.

A bacia hidrográfica do Córrego do Petiço apresenta uma realidade ambiental distante da ideal frente à base na Lei Florestal, onde, além da necessidade de preservação da vegetação natural em um raio de 50 m ao redor das nascentes e ao longo da rede de drenagem com uma largura de 30m ao longo dos rios, existe um desrespeito às normas, já que algumas áreas, não estão de acordo com a metragem estipuladas pela base legal.

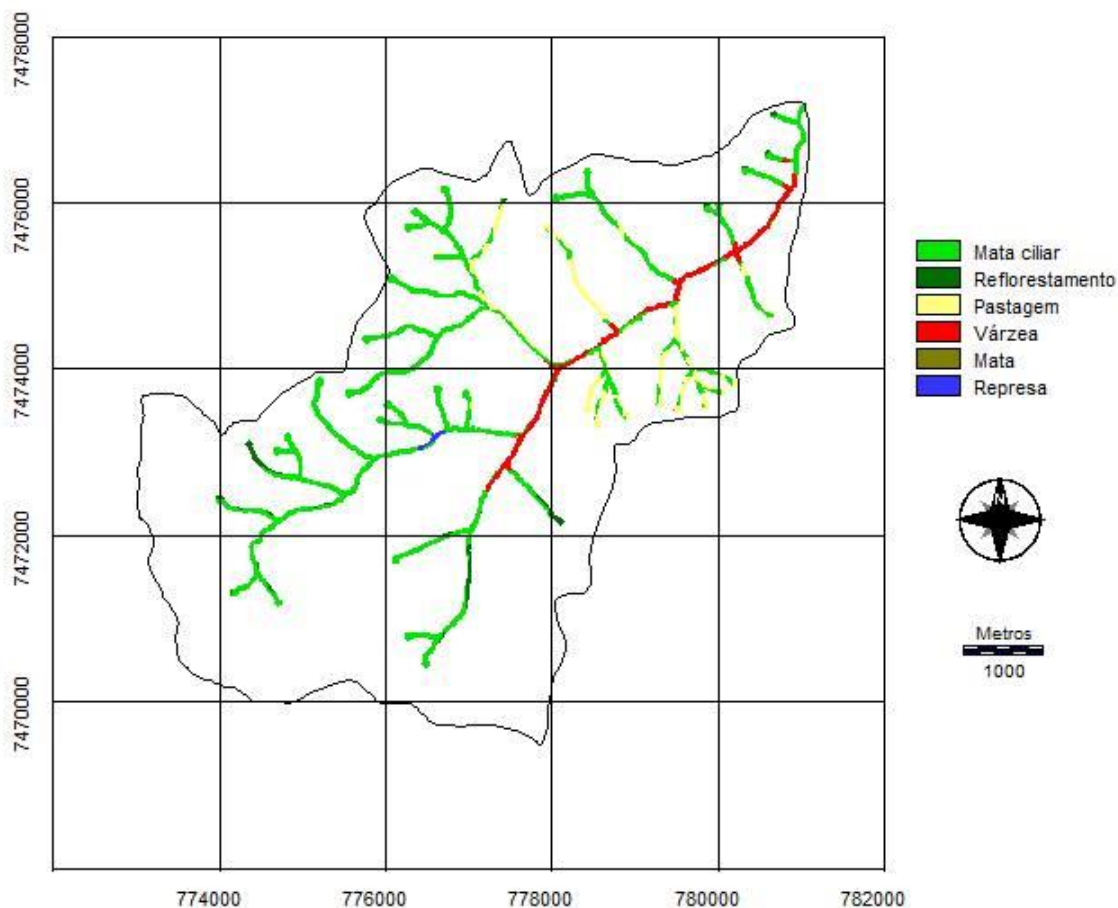


Figura 2. Conflito de uso do solo em APPs.

Figure 2. Conflict of land use in APPs

Vale ressaltar que no desenvolvimento do presente estudo, os conflitos de uso da terra em áreas de preservação permanente foram analisados somente ao longo da rede de drenagem e nascentes da bacia, não analisadas as categorias de APPs situadas no terço superior dos morros e encostas com declividade superior a 45°, conforme itens dos artigos 2º e 3º da Resolução nº 303 do CONAMA.

Como pode ser observado na Tabela 2, dos 100% das áreas de preservação permanente referentes ao Córrego do Petiço, 67,32% são referentes à mata ciliar. A pastagem entrou em boa parte das áreas de preservação permanente, contribuindo na ordem de 15,01%, onde a mesma se constitui como cobertura vegetal totalmente indevida por ser um agente degradante devido à lenta regeneração natural e manejo indevido.

Juntamente com as pastagens, outras atividades de caráter altamente conflitante são encontradas ocupando as nascentes e margens dos cursos d'água, reflorestamento (4,85%), e várzea (12,06%), onde tais usos podem acarretar compactação e/ou degeneração do solo, tendo como pressuposição de que, conforme a legislação vigente, os valores de conflito de uso do solo em APP deveriam ser iguais à zero.

Tabela 2. Uso da terra nas APPs, área ocupada e percentual mapeada com base na imagem LANDSAT-8.
Table 2. Land use in APPs, occupied area and mapped percentage based on LANDSAT - 8 image.

Categoria	APP		Conflito	
	Hectares (ha)	%	Hectares (ha)	%
Mata ciliar	191,70	67,32	-	-
Reflorestamento	13,80	4,85	13,80	15,19
Pastagem	42,74	15,01	42,74	47,03
Várzea	34,33	12,06	34,33	37,78
Mata	0,05	0,02	-	-
Represa	2,15	0,75	-	-
Total	284,77	100,00	90,87	100,00

Com base nesse cenário, é notória a necessidade de um projeto que possua técnicas mitigadoras para recomposição da vegetação natural dessas áreas de APPs, devido à degradação ambiental relacionada com a falta de planejamento da terra em áreas fragilizadas que não suportam manejo, seja de caráter rural com fins econômico ou de cunho estritamente de subsistência. Deste modo, ressalta-se a necessidade da utilização da vegetação arbórea nas matas ciliares (SOARES *et. al.*, 2002) e reflorestamento de espécies herbáceas nas respectivas nascentes dos rios, conservando o meio ambiente de maneira a unificar o contexto jurídico frente à Lei Florestal.

CONCLUSÕES

A utilização de técnicas de geoprocessamento na classificação do uso do solo e identificação de conflitos em APPs na microbacia do Córrego do Petiço tendo como base a Legislação Ambiental mostrou-se bastante satisfatória, podendo ser uma ferramenta de caráter indispensável em futuros planos de recomposição.

Os Sistemas de Informações Geográficas e sua capacidade de integração possibilitaram com facilidade e rapidez o mapeamento das unidades de paisagem, permitindo a elaboração de um banco de dados digitais e fornecendo resultados confiáveis referente às áreas de preservação permanente e as diferentes zonas conflitantes do uso da terra em um pequeno intervalo de tempo.

Constatou-se, que as Áreas de Preservação Permanente (284,77ha) da microbacia hidrográfica estudada não estão totalmente preservadas conforme legislação pertinente – Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012 – e que estas vêm sendo ocupadas indevidamente, principalmente por pastagem (15,01ha) seguida por várzea (26,04ha) e reflorestamento (4,85ha).

Os resultados apontam que são necessárias medidas mitigadoras para proteção dos recursos hídricos no Córrego do Petiço, como recomposição da mata natural, principalmente nas zonas de área de preservação permanente, pois a degradação de tais áreas possa por em risco o futuro hídrico da bacia.

REFERÊNCIAS

- BERTONI, J. *et al.* *Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agrônomo*. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, 1986. 57 p. (IAC. Circular, 20).
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de Março de 2002, dispõe sobre as áreas de preservação permanente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 27 mai., 2014.
- BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro

de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 out. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm>. Acesso em: 13 jul., 2013.

GARCIA, Y.M. *Aplicação do Código Florestal como Subsídio para o Planejamento Ambiental na Bacia Hidrográfica do Córrego do Palmitalzinho - Regente Feijó - São Paulo*. Trabalho de conclusão (Bacharelado - Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Presidente Prudente: [s.n], 2011, 145 f.

HAGAN, J.E. *et al. CartaLinx. The Spatial Data Builder. User's Guide. Version 1.0*. Clark Labs. Clark University. 201 p. 1998.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Carta topográfica: Folha de Botucatu (SF-22-Z-B-VI-3)*. Serviço gráfico do IBGE, 1969. Escala 1: 50.000.

PINTO, L.V.A. *et al. Caracterização física da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente*. *Revista Cerne*. Lavras – MG, v. 11, n. 1, p. 49 - 60, 2005.

RODRIGUES, M.T. *et al. Utilização do geoprocessamento na classificação do uso da terra em áreas conflitantes da bacia hidrográfica do rio capivara no município de Botucatu-SP*. In: IV WORKSHOP INTERNACIONAL DE PLANEJAMENTO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS. 2013, Presidente Prudente. *Anais do Workshop Internacional de Planejamento em Bacias Hidrográficas*, Presidente Prudente, Editado por UNESP/FCT, 2013. p. 459-472.

SILVA, E. Código Florestal Brasileiro: função e áreas de preservação permanente. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE ECOSSISTEMAS FLORESTAIS. Belo Horizonte, MG. *Anais do Simpósio Internacional sobre Ecossistemas Florestais*, Belo Horizonte, Editado por Edufmg, 1996. p. 48-55.

SOARES, V.P. *et al. Avaliação das áreas de uso indevido da terra em uma micro-bacia no município de Viçosa, MG, através de fotografias aéreas e Sistemas de Informação Geográfica*. *Revista Árvore*, v. 26, n. 2, p. 243-251, 2002.

USGS. U.S. Department of the Interior/ U.S. Geological Survey. *Browse Images*. Disponível em: <<http://glovis.usgs.gov/AboutBrowse.shtml>>. Acesso em: 25 abr., 2014.

SILVICULTURA Y MANEJO DE PRECISIÓN EN EL NORDESTE ARGENTINO

PRECISION SILVICULTURE AND MANAGEMENT IN THE ARGENTINEAN NORTHEAST

Raúl Pezzutti ¹, Rafael Trujillo ¹, German Becerro ¹, Raúl Schenone ¹

¹ Forestal Bosques del Plata S.A. Av. J.M. Fangio 3873, 3300, Posadas, Misiones. Argentina.
rpezzutti@cmpc.com.ar; rtrujillo@cmpc.com.ar; gbecerro@cmpc.com.ar; rschenone@cmpc.com.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es presentar la metodología usada para la ejecución de una silvicultura y manejo de precisión en la empresa Forestal Bosques del Plata S.A. La información georreferenciada proveniente de inventarios con diversas intensidades de muestreo es utilizada para generar mapas con diferentes escenarios, según la variable analizada, para luego definir tratamientos silviculturales específicos o tratamientos de manejo ajustados a cada polígono forestal. También el mapeo a nivel de parcela dentro del polígono es generado para la cosecha forestal con la finalidad de conocer la producción dentro de los polígonos y dirigir la operación de tala rasa en función de los productos requeridos para la venta. El uso de una cartografía detallada permite asignar tratamientos de la manera más adecuada, la asignación de especie a nivel de polígono, la preparación de suelo de acuerdo al tipo de suelo y relieve, el control de hormigas según el grado de infestación, el control de malezas por escenario, la poda y el raleo de acuerdo al desarrollo de los árboles, la cosecha dirigida de acuerdo a los productos presentes a campo, el monitoreo de ataque de insectos y control focalizado, la clasificación por índice de sitio y el análisis dirigido para su mejora son ejemplos claros de una gestión forestal detallada.

Palabras-clave: Información georreferenciada, cartografía, silvicultura sitio específica, monitoreo, gestión forestal.

ABSTRACT

The aim of this paper is to present the precision silviculture and management methodologies applied in Forestal Bosques del Plata S.A. The geospatial data taken from different intensity sampling inventories is used to create maps with several scenarios that help to define specific silvicultural treatment or management treatment adjusted for each polygon according to the variable analyzed. In the same way, plot level mapping is generated to assist harvesting operation to know the polygon production and organize the harvest in function of the products to be sold. Therefore, the use of a detailed cartography allows the user to define the right treatment, the species assignment at plot level, the soil preparation in function of the soil type and topography, ants control according to the infestation grade, weeds control adjusted to different scenarios, pruning and thinning according with trees development, harvest in function of existing products, insects monitoring and focalized control, classification by site index and focalized analysis to improve them are clear examples of a detailed forestry management.

Keywords: Geospatial data; cartography, site-specific silviculture, monitoring, forest management.

INTRODUCCIÓN

La industria forestal ha comenzado a utilizar sistemas de información geográfica (SIG) e imágenes de sensores remotos como una herramienta de gestión, sin embargo ha sido aplicada a una gran escala de paisaje. Los tratamientos han sido aplicados uniformemente basados en la característica predominante del rodal sin el conocimiento de lo que puede ocurrir en una escala sitio específica (BRODBECK, C. *et al.*, 2007).

La silvicultura de precisión (SP) (FOX, *et al.*, 2008) requiere que los silvicultores desarrollen prescripciones sitio específicas para diferentes porciones de cada rodal. En cuanto a las actividades vinculadas a la SP TAYLOR *et al.*, (2006) indican que esta considera tres categorías a tener en cuenta: 1- Uso de la información geoespacial para asistir a la planificación y gestión forestal, 2 – Ejecución de operaciones de silvicultura

sitio–específica y 3 – Aplicación de una tecnología sitio específica de avanzada para alcanzar las demandas de mercados de productos de alto valor. En este sentido DYCK (2003) al discutir aspectos relacionados a la SP menciona que el sector forestal debe enfocarse en los materiales genéticos, los sitios y en las prácticas silviculturales para producir la mejor madera, de calidad, demandada por el mercado. Un manejo forestal eficiente requerirá de sistemas integrados que incorpore un amplio rango de tecnología apropiada y oportuna incluyendo el mejoramiento genético forestal, control de malezas, control de la densidad y la competencia así como de la nutrición (JOKELA, *et al.* 2010).

La empresa Forestal Bosques del Plata S.A. (BDP) inició sus actividades forestales en el nordeste Argentino en el año 1993, a la fecha cuenta con 57.000 has de forestaciones compuestas por las especies *Pinus taeda*, *Pinus elliottii* y *Pinus elliottii* x *Pinus caribaea* var *hondurensis*. Durante la última década la silvicultura utilizada en Forestal Bosques del Plata S.A. ha evolucionado de una forma extensiva a una de precisión (PEZZUTTI y TRUJILLO, 2006). Las prácticas de preparación de suelos, control de malezas y control de hormigas se realizan utilizando información georreferenciada y volcada a la cartografía de la empresa. También el crecimiento y la producción son monitoreados con parcelas de inventario con información relevada con GPS y volcada a la cartografía de la empresa para análisis y gestión forestal.

La base para la generación de las prescripciones técnicas son los estudios y ensayos de silvicultura y manejo realizados en la empresa los cuales fueron establecidos en sitios representativos de las áreas destinadas a producción (PEZZUTTI, 2008). Las decisiones técnicas tienen como soporte el asesoramiento de profesionales de una vasta experiencia a nivel nacional e internacional siendo estos del grupo CMPC y de cooperativas e instituciones con las cuales interactúan los miembros de la empresa.

El programa de mejoramiento genético de la empresa ha permitido obtener genotipos cada vez más productivos, En la actualidad se realizan plantaciones de familias con elevada ganancia genética (SCHENONE, 2012) propagadas en su mayoría vegetativamente y se está iniciando una nueva etapa hacia la silvicultura clonal.

Las actividades realizadas integran la producción y la conservación, rollizos de variadas categorías son vendidos en el mercado local a diversas industrias de la región. Los monitoreos de los recursos naturales (agua, flora nativa, fauna, suelo) se realizan de manera continua en el marco del sistema de certificación Ambiental ISO 14.001 para garantizar el logro de los objetivos de manera sustentable.

Las decisiones a nivel de polígono son tomadas usando información georreferenciada, procesada y analizada por profesionales permitiendo llevar adelante las actividades con información numérica y espacialmente representada desde la habilitación de las áreas a plantar hasta la cosecha forestal.

El objetivo del presente trabajo es presentar la metodología de trabajo utilizada en Forestal Bosques del Plata S.A. para el establecimiento, manejo y cosecha de las plantaciones forestales usando el GIS y tecnología GPS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Información de la empresa

Localización y superficies: Los predios de la empresa se localizan en el nordeste de la provincia de Corrientes y sur de la provincia de Misiones, Argentina, entorno a la ciudad de Gobernador Virasoro cuyas coordenadas geográficas son 28° 04'67'' de Latitud Sur y 56° 00'96'' de Longitud Oeste. La superficie de la empresa se encuentra clasificada en áreas productivas (70%), de conservación (20%), caminos, cortafuegos y áreas con limitaciones técnicas (10%).

Actividades operacionales: Anualmente se producen 4 millones de plantines por año para uso propio y ventas a terceros, la superficie a plantar durante el año 2014 es de 3000 hectáreas y la superficie a cosechar corresponde a una superficie de similar magnitud. Las plantaciones son podadas y raleadas de acuerdo al desarrollo de los árboles y los manejos asignados se orientan en función de los productos finales y la rentabilidad forestal.

Superficie productiva: La superficie de cada predio se ha subdividido en polígonos con una superficie promedio de 12,9 hectáreas cada uno. Esta unidad operativa posee los atributos necesarios para establecer y manejar las forestaciones hasta la tala rasa.

Investigación y desarrollo: Las prescripciones técnicas se originan de ensayos de silvicultura, manejo y mejoramiento genético buscando el mejor resultado económico con prácticas ambientales adecuadas. Los estudios mencionados son establecidos en los tres principales tipos de relieve de la zona clasificándose en lomas coloradas, tendidos altos y tendidos bajos. Los resultados obtenidos son transferidos rápidamente a las operaciones de la empresa.

Herramientas utilizadas y sus principales funciones

La tecnología SIG-GPS ha sido presentada por TRUJILLO *et al.* (1999, 2001) y PEZZUTTI y TRUJILLO (2006) donde se menciona el uso de los GPS Geodésicos (precisión de +/- 5 cm) para delimitar las superficies de las propiedades, los GPS topográficos para actualizar la cartografía con base SIG (precisión de +/- 50 cm) y los GPS navegadores (precisión de +/- 15 m) para uso en actividades diarias de la empresa (localización, marcación, delimitación temporal de variables de interés en terreno).

Imágenes satelitales: Usadas habitualmente para la identificación de claros (áreas sin plantación por pérdida de la misma) es una tarea realizada periódicamente para ajustar superficies e identificar áreas críticas y sus limitaciones para el desarrollo de las plantaciones. En situaciones puntuales se ha determinado el IAF (índice de área foliar) con la finalidad de estratificar polígonos para localizar parcelas de inventario.

Fotos aéreas: Utilizadas para la identificación de ataque de insectos, hongos, daños por viento, incendios, por coloración de copas, delimitación de áreas afectadas por incendios.

Datos relevados e información georreferenciada

Actualmente, la empresa tiene un motor de base de datos Postgres, PostGIS que soporta datos geométricos y se actualiza de manera continua a nivel de polígono donde se presentan las siguientes variables: superficie, tipo de suelo/relieve, especie, familia, densidad de plantación, fecha de plantación, tipo de manejo, producción durante los raleos y final por inventarios. Esta base es la que permite compartir la información en varios formatos de archivo, pero con una sola fuente, tales como: pdf, jpg, shp, impresos, informes tipo excel, aplicaciones web, aplicaciones móviles lo que permite una relación enriquecedora usuario - base, en ambas direcciones.

Planificación y establecimiento de plantaciones

La primera acción consiste en analizar los índices de sitio de los polígonos seleccionados para plantación y separar aquellos que son iguales o menores a 20. Luego se analizan los claros detectados en los mismos y se verifica a campo cuales son los factores limitantes de la producción para definir la PT más adecuada buscando maximizar la productividad y la rentabilidad con procesos sustentables.

Muestreo diagnóstico: En esta etapa del proceso se realiza un muestreo y mapeo (1 parcela cada 4 has) de tipos de suelo, vegetación presente, grado de infestación de hormigas nidos/ha y m²/ha de tierra removida. Las PT definen las acciones a seguir en cada escenario.

Evaluación de la sobrevivencia, desarrollo y producción

Las plantaciones son evaluadas durante la rotación en varias etapas de su desarrollo. En la Tabla 1 se presentan los inventarios que se realizan y su intensidad de muestreo. Los resultados obtenidos por parcela se analizan espacialmente presentados en planos y resaltados con colores de acuerdo a sus valores, también se

presentan a nivel de polígono y son comparados contra valores estándares definidos en la empresa. Los resultados son presentados en informes y discutidos entre varios miembros de la organización.

Los estándares definidos por BDP para sus plantaciones varían en función del tipo de inventario. A modo de ejemplo se citan en la Tabla 2 algunos estándares considerados, definidos por ensayos y experiencias operacionales.

En la Tabla 1 se puede apreciar también la distribución de parcelas permanentes en el patrimonio forestal de BDP con una intensidad de una parcela cada 100 has para monitorear el crecimiento en diversos estratos provenientes de tipos de suelo, especies, manejos asignados y edades.

Monitoreo del estado sanitario

Por otra parte el estado sanitario de las plantaciones se monitorea utilizando parcelas georreferenciadas las cuales se plasman en la cartografía para su visualización e interpretación. Los resultados obtenidos en estos monitoreos guían el control de hormigas cortadoras y de la avispa barrenadora de los pinos en las forestaciones. Para las hormigas cortadoras se utiliza parcelas de 1000 m² con una intensidad de 1 parcela cada 1,6 has. Para monitoreo de *Sirex noctilio* el muestreo se realiza con una intensidad de 1 parcela de 200 plantas cada 30 has. Los resultados son tabulados, analizados y mapeados para su interpretación y posterior toma de decisiones.

Tabla 1. Tipos de inventarios en plantaciones forestales de BDP a nivel de polígono y su finalidad.
Table 1. Inventory types in BDP forestry plantations at polygon level and its objective.

Tipo	Edad (años)	Intensidad	Tamaño y Forma de parcelas	Objetivo	Producto
EPE 0	0,2	1:4 ha	Circular, 250 m ²	Sobrevivencia y Densidad Real de Plantaciones	Informe y Planos
EPE 1	1	1:4 ha	Circular, 250 m ²	Sobrevivencia, Densidad Real y Desarrollo de Plantaciones (cm ³ /planta)	Informe y Planos
EPE 3	3	1:4 ha	Circular, 250 m ²	Conocer productividad (Primera determinación IS) y aptitud de poda.	Informe, Programa de poda/manejo, Planos
Inventario Pre Raleo (IPR)	7 a 12	1:4 ha	Circular, 500-1000 m ²	Conocer Productividad (Ajuste Final IS), Determinar volumen de producción final y Momento de Intervención	Planilla con volúmenes por producto; Planos de producción
Inventario Pre Cosecha (IPC)	13 a 18	1:4 ha	Circular, 500-1000 m ²	Conocer Productividad (Ajuste Final IS), Determinar volumen de producción final y Momento de Intervención.	Planilla con volúmenes por producto; Planos de producción
PPM	Anual	1:100 ha	Circular, 1000 m ²	Conocer Productividad (Ajuste de IS), Evaluar Crecimiento por Estrato; Determinar volumen de producción.	Informe, Base datos

Dónde: EPE: Evaluación de plantación establecida, PPM: parcelas permanentes.

Tabla 2. Estándares definidos para diferentes etapas de desarrollo de las plantaciones.
Table 2. Defined standards for different stages of plantation development.

Inventario	Estándares
EPE 0	Sobrevivencia: 95 %.
EPE 1	Lomas y Tendidos Bajos: 600 cm ³ /pl.; Tendidos altos: 800 cm ³ /pl.
EPE 3	Dimetro: 9 cm; Altura dominante: 5,5 m.
Pre-Raleo:	En función del índice de Sitio existe un estándar de producción. Volumen: m ³ /tipo de producto (Aserrable, Pulpable).
Pre-cosecha:	En función del índice de Sitio existe un estándar de producción. Volumen: m ³ /tipo de producto (Laminable, Aserrable, Pulpable).

Asignación de IS por polígono y producción

Con los resultados de inventario y el uso de funciones de índice de sitio son estimadas los IS de cada polígono los cuales son visualizados de manera cartográfica y utilizados para definir manejo y estimar la producción (m³/ha). Cada polígono posee un IS y la cartografía se actualiza en la medida que se realizan inventarios generándose por predio un mapa de IS. Esta información se utiliza para analizar los sitios de menor productividad buscando mejorar su producción (Ej.: preparación de suelo, especie asignada, etc...).

En la Figura 1 se presenta la secuencia de mapeos realizados durante una rotación forestal desde la planificación de las actividades silviculturales hasta la cosecha forestal. Luego de la primera rotación se planifica la segunda rotación teniendo en cuenta prácticas que mejoren la producción por polígono.

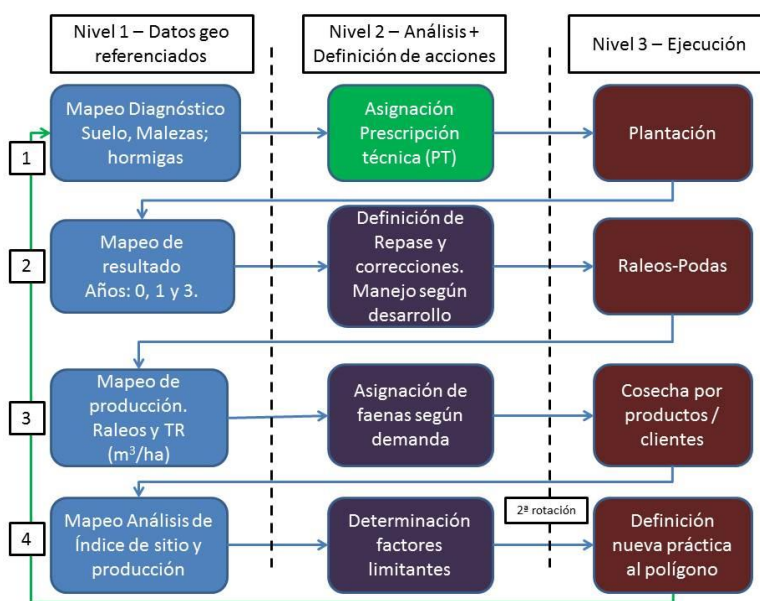


Figura 1. Secuencia de actividades realizadas desde la plantación hasta la cosecha en los polígonos forestales e inicio de la segunda rotación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Silvicultura de establecimiento

Las actividades de SP relacionadas al establecimiento de las plantaciones han sido publicadas en detalle por PEZZUTTI y TRUJILLO (2006), en esta oportunidad se ejemplifican algunos de los resultados obtenidos de manera cartográfica post-plantación. La sobrevivencia es evaluada en el EPE 0 y representada en la cartografía (Figura 2), determinándose las áreas con problemas y las causantes de los mismos para su

correcci3n. En la Figura 2 se pueden observar las parcelas de muestreo en colores con el n de polígono y el N de árboles/ha.

Las plantaciones, año tras año, reciben materiales genéticos mejorados los cuales son claramente identificados para su seguimiento en el tiempo.

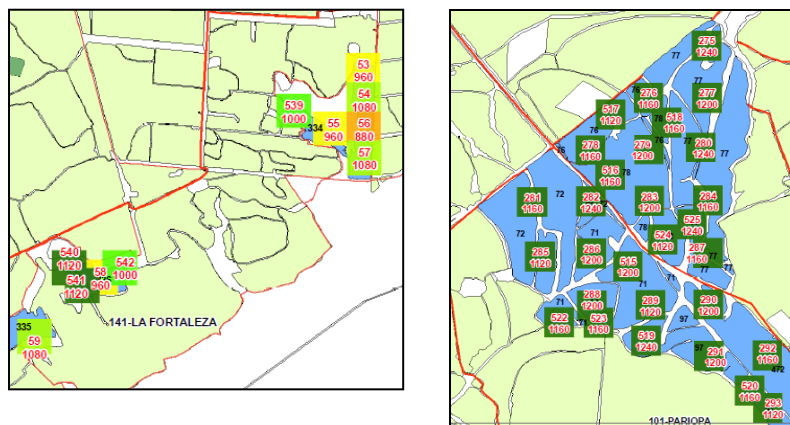


Figura 2. Resultados de sobrevivencia realizados 2 meses posteriores a la plantaci3n (EPE 0).

En la Figura 3a se observa un detalle a nivel de polígono del material genético asignado. Los c3digos corresponden a familias de cuttings de *Pinus taeda* (F70, F68, F37) y a familia de seedling (T130). En la Figura 3b se observan las plantaciones de *P. taeda* (ocre) en lomas coloradas donde se realiz3 un subsolado a 40 cm de profundidad previo a la plantaci3n y en tendidos altos donde se prepar3 el suelo con rastra Savannah formando camellones. También se presentan las plantaciones del híbrido de *Pinus elliottii* x *Pinus caribaea* var *hondurensis* (celeste) en sitios de tendido bajo donde se realizaron camellones con la misma metodología que la presentada para los tendidos altos. Posterior a la plantaci3n se realiza un control de malezas en la banda por 6 meses y durante los primeros tres años se controla hormigas cortadoras usando muestreos georreferenciados para detectar el grado de infestaci3n y definir el tipo de control y dosis de productos.

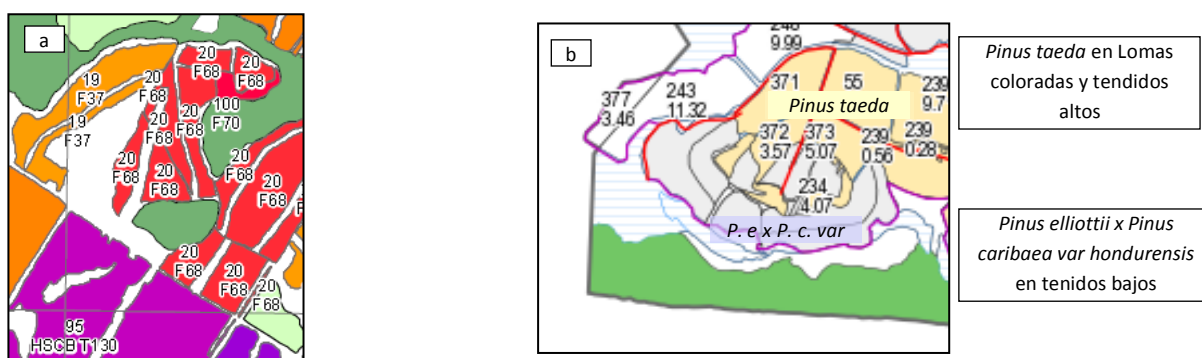


Figura 3. a) Distribuci3n de familias (F70, F68, F37, T130). de *Pinus taeda* a nivel de polígono y b) Distribuci3n de especies de acuerdo al tipo relieve y condici3n de humedad por polígono.

Desarrollo de las forestaciones

Las forestaciones son evaluadas a diversas edades de la plantaci3n (años 0, 1 y 3), en el siguiente ejemplo (Figura 4) se presentan resultados a nivel de polígono de crecimiento al año 1 donde se compara el factor de productividad ($\text{cm}^3/\text{planta}$) real con el esperado y se analiza a nivel de polígono. En este caso se observan dos polígonos por fuera del estándar esperado, estos son sometidos a un análisis para determinar las causas que originaron ese resultado y corregir situaciones o evitarlas en las pr3ximas plantaciones.

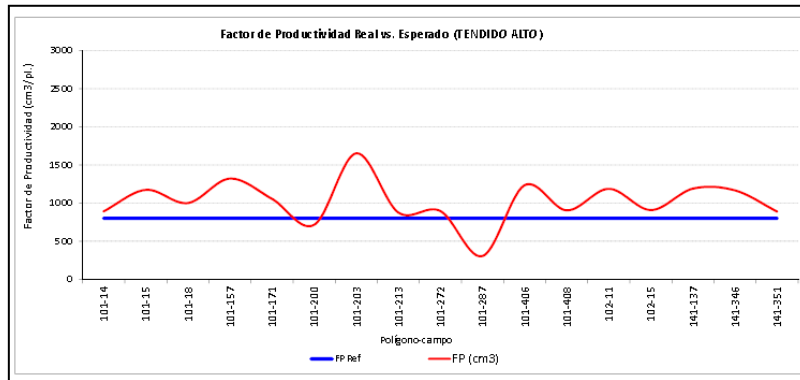


Figura 4. Crecimiento (cm³/planta) expresado en factor de productividad de la planta media por cada polígono de plantación.

La evaluación de las plantaciones a los 3 años de edad permite conocer el desarrollo de las árboles en DAP, altura y forma y de esta manera clasificar a los polígonos por su aptitud para poda y dar prioridades de intervención de poda. A modo de ejemplo se presenta en la Figura 5 un mapa de prioridades de poda de la empresa.

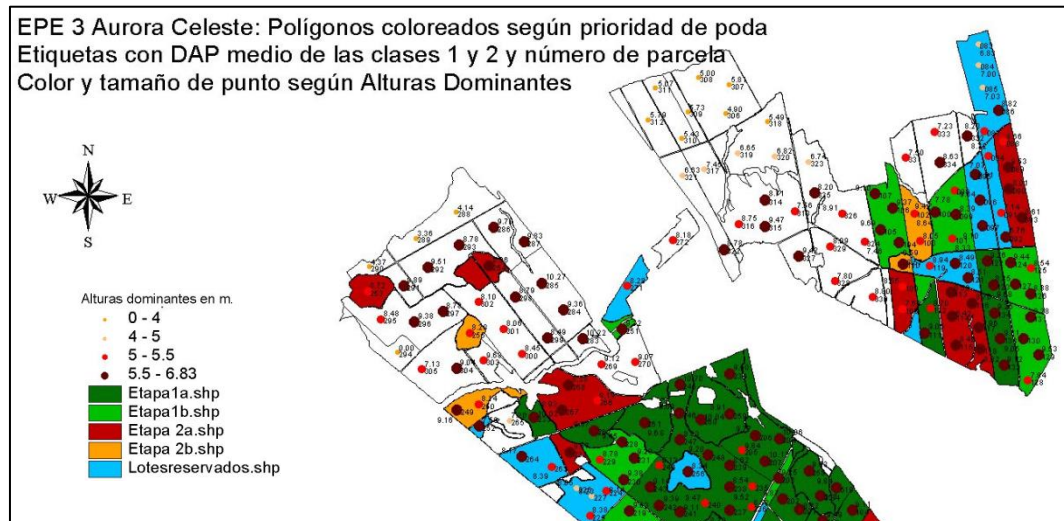


Figura 5. Resultados de parcelas de EPE 3 y asignación de prioridad de podas según desarrollo de los árboles.

Por otra parte una vez desarrolladas las plantaciones se realizan los inventarios pre- raleo y pre-cosecha para conocer el recurso maderable y orientar la cosecha en función de los productos existentes a nivel de polígono y según la demanda de los clientes. Un ejemplo de cómo esta información es presentada para ser utilizada por las operaciones de la empresa se presenta en la Figura 6 donde se puede observar un mapa de producción donde se colorea el volumen por parcela y se presentan los DAP numéricamente.

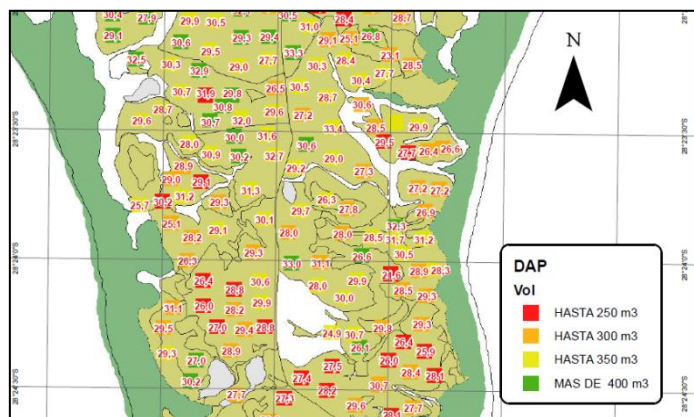


Figura 6. Rangos de producción volumétrica representada por parcela y DAP promedio por parcela.

Otra información relevante para la planificación y la mejora de los sitios es la correspondiente al IS por polígono en cada predio. Esta información se ha generado para todos los campos de la empresa arrojando un valor medio patrimonial de 22,3. Con la implementación de la silvicultura de precisión se espera aumentar el IS medio de la empresa mejorando significativamente la productividad de las forestaciones (12,8 % en volumen). En la Figura 7 se presenta un ejemplo de asignación de IS a nivel de polígono donde se pueden observar polígonos con excelente productividad (IS 24 o más) y otros con baja productividad (< a 20).

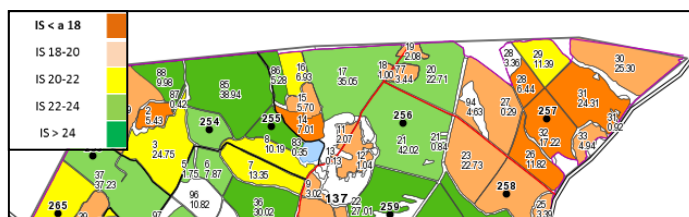


Figura 7. Recorte de Mapa de Índices de sitio por polígono para el predio Rios Cué y plantaciones de *Pinus taeda* y *Pinus elliotii*.

CONCLUSIONES

La información georreferenciada dentro de los polígonos es necesaria para aplicar una silvicultura sitio-específica y lograr elevadas productividades.

Los inventarios detallados a edades tempranas permiten seleccionar los polígonos a ser podados y dar prioridad de intervención.

Los datos de producción a nivel de parcela/polígono son de gran utilidad para dirigir la cosecha forestal en función de la demanda.

Nuevas tecnologías que permitan conocer las variables operativas (dosis, rendimientos, trucks) y del terreno y plantaciones con mayor grado de detalle y en el menor tiempo posible, serán de gran utilidad para mejorar la gestión forestal.

REFERENCIAS

BRODBECK, C. *et al.* Timber Mapping for Site-Specific Forest Management. ASABE. Annual International Meeting. Minneapolis, Minnesota. Paper Number: 071093. 12 p. 2007.

DICK, B. The path to increase profitability!. In: PROCEEDINGS OF THE SECOND INTERNATIONAL

- PRECISION FORESTRY SYMPOSIUM. 2003. Seattle. Washington. University of Washington. Coll. of For. Resour. 2003. p. 3-8.
- FOX, T. *et al.* Precision silviculture in the 21st century: linking GIS and remote sensing to develop site specific silvicultural regimes in southern pine plantations. In: PROCEEDINGS OF THE 6TH SOUTHERN FORESTRY AND NATURAL RESOURCES GIS CONFERENCE, 2008. Athens, GA. Editado por: BETTINGER, K. *et al.* Hepinstall, eds. Warnell School of Forestry and Natural Resources, University of Georgia. Abstract. 2008. 67 p.
- JOKELA, *et al.* Twenty-Five years of intensive forest management with southern pines: Important lessons learned. Journal of Forestry. 2010. p. 338-347.
- PEZZUTTI, R.V. Planejamento do manejo de florestas equiâneas de Pinus sp. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL. PRODUÇÃO DE BENS MATERIAIS E IMATERIAIS. 2008. Santa Maria. UFSM PPGEF, 2008. p. 469-477.
- PEZZUTTI, R.V.; TRUJILLO, R. Silvicultura de Precisión en el Nordeste de Corrientes. Revista AFOA. Año LX – n. 2, p. 21-27. 2006.
- SCHENONE, R. Programa de mejoramiento genético de forestal Bosques del Plata S.A. In: JORNADAS DE ACTUALIZACIÓN TÉCNICA. MEJORAMIENTO GENÉTICO DE PINUS Y EUCALYPTUS SUBTROPICALES. 2012. Concordia. Editado por: López J. *et al.* Ediciones INTA. 2012. p. 11-15.
- TAYLOR, S.E. *et al.* Precision forestry in the Southeast U.S. In: PRECISION FORESTRY IN PLANTATIONS, SEMI-NATURAL AND NATURAL FORESTS. 2006. Editado por: Ackerman, P.A. *et al.* Stellenbosch. 2006. p. 397-414.
- TRUJILLO, R.; PEZZUTTI, R. Administración patrimonial mediante el uso de un S.I.G en una empresa forestal del nordeste de Corrientes. In: CICLO DE ATUALIZAÇÃO FLORESTAL DO CONE-SUL. 1999. Santa Maria. UFSM, 1999, p. 298-305.
- TRUJILLO, R. *et al.* F. Atividades Florestais e suas relações com o SIG na Forestal Bosques del Plata S.A. In: 2º SIMPOSIO LATINO – AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL. 2001. Santa Maria. UFSM. 2001. p. 245-256.

SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA PARA EL ANALISIS HISTORICO DEL DESMONTE Y RECUPERACION EN EL BOSQUE NATIVO, ARGENTINA

GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM FOR HISTORIC ANALISIS OF CLEAR-CUT AND RECUPERATION IN NATIVE FOREST, ARGENTINA

Francisco Darío Maldonado¹, Lorna Sack², Fernando Raul Tentor¹, Carlos Fortini²

¹ Facultad de Ciencia y Tecnología. Universidad Autónoma de Entre Ríos-UADER, Oro Verde, km 12,5. Entre Ríos. e-mail: francisco.dario.maldonado@uader.edu.ar; ftentor@uader.edu.ar

² Dirección General de Recursos Naturales-DGRN. Ministerio de Producción. Gobierno de Entre Ríos. Echagüe 746. Paraná- Entre Ríos. e-mail: lornasacks@gmail.com; carlosfortini@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue el desarrollo de un Sistema de información geográfica adecuado para la detección de desmontes antiguos en áreas actualmente mapeadas como Bosque nativo con valor para la conservación. Este trabajo fue motivado por la necesidad de generar productos cartográficos que presenten, simultáneamente y en forma adecuada, áreas de bosque nativo discriminadas en áreas nunca desmontadas y áreas producto de la recuperación. Esa información puede ayudar a la revisión de los mapas "Zonificación de los bosques según las categorías de conservación" para aplicación de la "Ley Nacional de Bosques 26331". El método se basó en la modificación de un Sistema de monitoreo histórico de los desmontes actualmente en funcionamiento, permitiendo la extracción de áreas de bosques de las imágenes bajo las máscaras anuales de desmontes del sistema. La región estudiada abarca el Departamento Feliciano en el norte de la provincia de Entre Ríos. Los resultados mostraron que el 0,69 % de las áreas actualmente mapeadas como bosque nativo con valor para la conservación pasaron por un ciclo de desmonte antes del año 2000. Los resultados pueden ser un aporte para no considerar áreas anteriormente desmontadas como "Área con valor alto para la conservación".

Palabras-clave: Espinal, Sensoriamento remoto, desforestación, conservación, ley ambiental.

ABSTRACT

The aim of this work was the development of a Geographic Information System suitable for detection of old clear-cuts in areas currently mapped as native forest with value for conservation. This work was motivated by the need to generate cartographic products presenting, simultaneously and adequately, areas of native forest discriminated in never cleared areas and recovery areas. This information will assist the review and approval of maps "Zoning of forest for conservation categories" for implementation of the "National Law of Forest". The method was based on recuperation of forest under system masks of annual clear-cut in the monitoring system of the historic clear-cuts. The region studied was the Department Feliciano, north of the Entre Ríos State. Results revealed that 0.69% of actually mapped areas as valuable native forests went through a cycle of clearing in the past before 2000. Results may be subsidiaries for decision to not inclusion previously cleared areas in the map legend "Areas with high conservation value".

Keywords: Espinal, remote sensing, deforestation, conservation, environmental law.

INTRODUCCION

El seguimiento de los cambios en la cobertura vegetal usando Sistemas de Información Geográfica actualizados con información proveniente de sensores remotos orbitales, es una de las más importantes aplicaciones de las tecnologías satelitales (ALLISON y HOBBS, 2006; SMITH *et al.*, 2011; MCGUIRE, 2012). Las imágenes de satélites ópticos son ideales para suplir estas necesidades por su bajo costo y características espectro-radiométricas que permiten analizar confiablemente el uso y cobertura del suelo (LUNETTA *et al.*, 1981; BRUZZONE y SERPICO, 1997; HUETE y GLENN, 2011). Sobre todo, cuando se necesita garantizar la calidad de los resultados al representar y analizar coberturas variadas producidas por la

ocupación humana (RAMITA *et al.*, 2010, HENG *et al.*, 2013).

El análisis de los cambios detectados en un ambiente de bosque nativo bajo el avance de la actividad agropecuaria en periodos amplios de tiempo es complejo. Este debe considerar la representación confiable de los fenómenos cíclicos y optimizar la representación orientada a multiples finalidades (FAIZ y KRICHEN, 2013). Estas técnicas deben generar información de cambios multitemporales relevantes a la caracterización y monitoreo de la cobertura vegetal.

Un SIG que permita analizar la dinamica de la cobertura vegetal necesita representar, simultánea y adecuadamente, áreas desmontadas, áreas de bosque nativo recuperadas y áreas nunca desmontadas. Esa información analizada conjuntamente con información geográfica relevante, puede ayudar a la revisión, bajo una óptica histórica, de los mapas de “Zonificación de los bosques según las categorías de conservación” y a la aprobación de la “Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos” (Ley Nacional de Bosques 26331).

En la Provincia de Entre Ríos actualmente existe la necesidad de contar con herramientas para el análisis de la ocupación, actividades de desmontes y valoración de áreas actuales de bosques nativos para la aplicación de la “Ley de Presupuestos Mínimos para el Bosque Nativo” y para el futuro ordenamiento territorial. El bosque nativo del norte de la Provincia de Entre Ríos fue mapeado en el año 2008 con imágenes ópticas Landsat TM para la zonificación del bosque mostrando que la provincia cuenta con más de 1 millón de hectáreas de monte nativo con fragmentación y degradación alta (SABATTINI *et al.*, 2009).

Los procesos que conducen a la fragmentación y la degradación en la cobertura vegetal del bosque natural tienen que ser analizados y comprendidos espacial y temporalmente para el desarrollo sustentable de esta región y el SIG actualizado periodicamente con imágenes satelitales del espectro optico ofrecen herramientas que pueden facilitar el entendimiento de la ocupación del bosque nativo (PFLUGMACHER *et al.*, 2012). Actualmente el bosque nativo del norte de la Provincia esta siendo mapeado por el Centro Regional de Geomática CEREGEO de la Universidad Autonoma de Entre Ríos a través de un sistema de detección y monitoreo de los cambios usando datos satelitales de la Mision de Continuidad de Datos Landsat-LDCM.

El objetivo del trabajo fue el desarrollo de un Sistema de información geográfica adecuado para la detección de desmontes antiguos en áreas mapeadas actualmente como Bosque nativo con valor para la conservación. Y generar productos cartográficos que presenten simultáneamente y en forma adecuada areas de bosque nativo del Departamento Feliciano desde el año 1980, discriminadas en áreas nunca desmontadas y áreas producto de la recuperacion.

Área de estudio

El área de estudio se limita a los 3143 km² del Departamento Feliciano, con centro a los 30° 20' latitud Sur 58°40' longitud Oeste, al norte de la Provincia de Entre Ríos en la Región mesopotámica argentina. En este departamento el Bosque nativo, según la estimación de un mapeo del Bosque nativo para el año 2008, el 47% de la superficie del Departamento esta ocupada por “Bosque nativo con alto valor para la conservación”, donde el uso del suelo puede ser restringido, el 15% es “Bosque nativo com valor medio para la conservación” con valor medio y el 16% del departamento con valor bajo para la conservación, donde el tipo de uso no es restringido. En la Figura 1 se muestra la localizacion del area en la Republica Argentina.

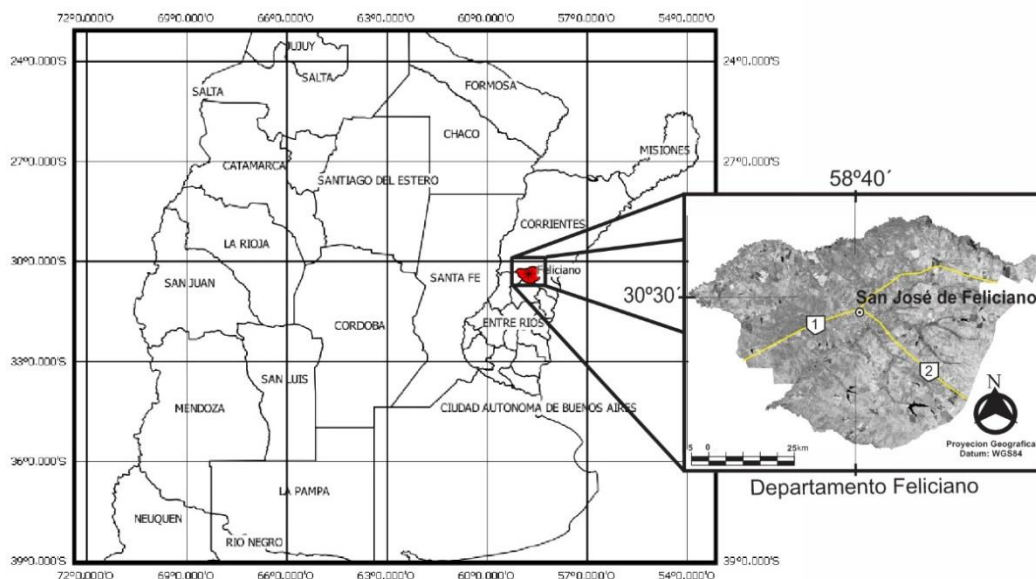


Figura 1. Localización del Área de estudio, Departamento Feliciano, Provincia de Entre Ríos, Argentina.
 Figure 1. Location of Study area, Feliciano Department, Entre Ríos State, Argentine.

La vegetación principal en el área es la típica formación arbórea del *Espinal entrerriano* sometido a la actividad ganadera extensiva, este tipo fisonómico es también conocido como Bosque xerófito del montiel, Provincia Fitogeográfica del Espinal (CABRERA, 1971). La precipitación media anual es de 1300 mm con temperaturas medias anuales de 19°C. Los suelos del Departamento son principalmente de los tipos Alfisoles, Vertisoles y en menor proporción Molisoles. La actividad económica es principalmente la ganadería de bovinos y en menor medida caprinos, llegando aproximadamente a 300000 cabezas de ganado en el Departamento. En la Figura 2 se muestra el aspecto de la vegetacion del espinal bajo uso pecuario.



Figura 2. Aspecto de la vegetacion arbóreo arbustiva típica de áreas ganaderas del Espinal entrerriano.
 Figure 2. Típical appearance of vegetation in cattle areas of “Espinal” thorn forest in Entre Ríos.

En el área estudiada la actividad principal es actualmente agropecuaria, con desmontes para cultivos de maíz, arroz, sorgo y soja. Esta región tiene una larga historia de ocupación ganadera extensiva y recientemente la actividad se ha diversificado e intensificado mediante el cercado y ordenamiento de campos para la agricultura y la pecuaria empresarial.

MATERIAL Y MÉTODO

El software utilizado fue QGIS 2.2 Valmiera y herramientas de Grass 7. La cartografía usada como línea base, fue el Mapeo histórico de los desmontes (MALDONADO *et al.*, 2013) y el del Informe gubernamental de Zonación de los Bosques Naturales del Departamento Feliciano realizado para el año 2008 (SABATTINI, 2009). El Mapa Base de los desmontes desde 1980 en el Departamento Feliciano del “Sistema operacional de detección y monitoreo de los desmontes” del Centro Regional de Geomatica, e imágenes satelitales para la revisión de los desmontes bajo las mascararas, corresponden a las escenas Landsat TM path 226 row 081, de las fechas 10/05/1985 hasta el 6/04/2011, e imágenes Landsat 8 sensor OLI orbita punto 226/081 del 30/06/2013, para el mapeo del bosque nativo actual.

La metodología adoptada articuló técnicas de pre procesamiento, detección y mapeo de cambios con imágenes satelitarias, con operaciones vectorización y cruzamientos booleanos del SIG de monitoreo histórico:

1. Adecuación de la Base consolidada de la serie histórica para genera capas de información por periodo con las leyendas: “Area desmontadas antes del periodo” y “Areas actualmente de bosque nativo desmontadas en el periodo x”.

2. Generación de las Regiones de Interés: En la imagen actual la información bajo las mascararas de desmontes de bosque nativo de la Base historica consolidada, 1980 a 2013, fue analizada para detectar la recuperación de la cobertura vegetal. La subimagen bajo esta mascara acumulada de desmontes es segmentada usando la técnica Segmentación por crecimiento de regiones con siembra manual según descrito en Maldonado *et al.* (2012) y creada una nueva mascara de áreas nunca recuperadas. El subset de las “Regiones de interés (ROI)” de las imagenes para el analisis de la recuperación fue es generado a cada periodo por exclusión booleana (NO) de la “mascara nunca recuperadas” de la “mascara desmontadas”

3. Segmentación por crecimiento de regiones de las áreas que necesitan atención: En cada ROI del periodo considerado fueron analizadas las imágenes correspondientes, desde la más actual a la más antigua de 1985, generando las áreas recuperadas y excluyendolas de la ROI para análisis siguiente de las imagens anteriores. La delimitación de áreas nuevas de desmontes y diferenciación de áreas de monte antes desmontadas fue usando la técnica Segmentación por crecimiento de regiones con siembra manual según descrito en Maldonado *et al.* (2012).

4. Generación de las áreas de bosque nativo actual por periodo en que fue desmontado anteriormente: Los poligonos bajo las mascararas de desmontes mapeados como bosque nativo en la mascara actual son cruzados con las capas de desmontes y son obtenidos poligonos bajo la leyenda “Áreas de bosque nativo desmontadas en el periodo x”, o áreas de bosque nativo que en el pasado presentaron un solo ciclo de desmonte, ya que en el primer ciclo de desmonte son eliminadas de posteriores analisis en el sistema.

5. Determinación del periodo del ciclo de desmonte y recuperación: Las capas de áreas mapeadas actualmente como Bosque nativo fueron intersectadas con capas de desmontes por periodo, y las intersecciones fueron etiquetadas como Recuperacion desmontadas en el periodo X actualmente bosque nativo formando la leyenda adecuada presentando el estado actual .

6. Determinación de las areas de bosque nunca desmontados y bosques anteriormente desmontados: Fue aplicada una operación booleana de interseccion entre las capas de los desmontes historicos y las capas mapeadas como bosque por periodo en que fue detectado el demonte para la aplicación de la leyenda y generación de los mapas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3 se presentan el mapeo resultado de la aplicación de las técnicas sobre la imagen de la última fecha utilizada, 30 de Junio del 2013. En esta figura se observa las areas nunca desmontadas hasta el año 2013 o no detectada en el periodo considerado 1980-2013, las áreas desmontadas en la actualidad y las actualmente de bosque que en algun momento fueron desmontadas y detectadas por el Sistema de Monitoreo de los desmontes, en la figura las áreas fueron categorizadas por tiempo de recuperación, siendo 33 años el mayor tiempo de recuperacion que se puede considerar entre 1980 y 2013.

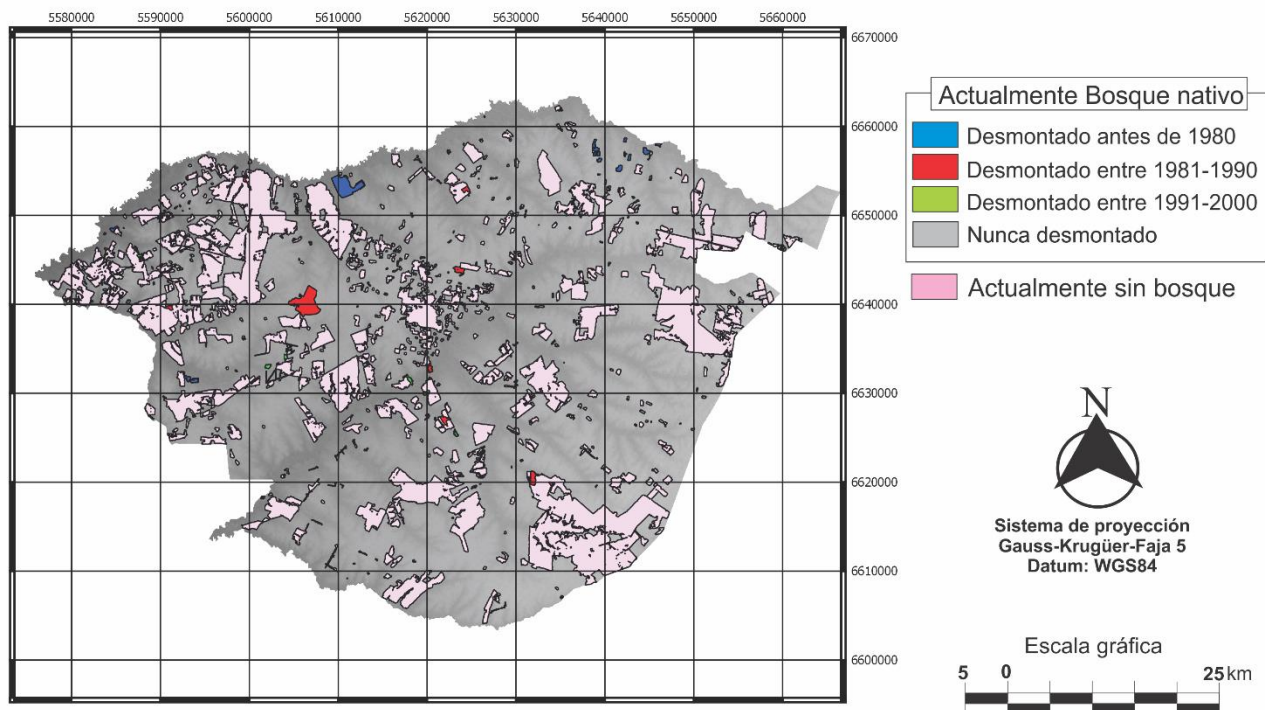


Figura 3. Mapa de las áreas actualmente mapeadas como Bosque nativo y antiguamente desmontadas. Y Áreas Nunca desmontadas en el periodo 1980-2013 en tonos de gris.

Figure 3. Map of the areas currently mapped as Native forest and already cleared in the past. Native forest areas never cleared in periodo 1980-2013 in gray tones.

De las 274000 hectareas actualmente mapeadas como bosque nativo el 0,69% ya fueron desmontadas en un periodo anterior al año 2000. No se observaron áreas de bosque nativo que en el pasado hayan pasado mas de un ciclo de desmonte y recuperación porque el sistema de revisionno lo permite. En la Tabla 1 fueron cuantificadas las áreas de desmontes históricos por periodo de desmontes y las áreas actualmente de bosque nativo por el periodo en que se detectaron como áreas desmontadas.

Tabla 1. Superficie de las parcelas desmontadas por periodo y actualmente mapeadas como bosque nativo. Table 1. Extension of cleared áreas by period and currently mapped as native forest.

Periodo de detección del desmonte	Desmontados [Hectareas]	Bosque nativo en 2013 [Hectareas]	Proporcion del Área actualmente bosque nativo [%]
Antes de 1980	4336	757	17,5
1981-1990	13284	172	1,3
1991-2000	10431	978	9,4
2001-2006	2740	0	0
2007-2013	6926	0	0
Sin desmontar al 2013		274000	

En la Tabla 1 se observa que los desmontes mas recientes en áreas actualmente mapeadas como bosque nativo ocurrieron hace mas de diez años atrás y que los mas abundantes son los actualmente mapeados como bosque nativo y mapeados como desmonte en la década de 1991 al 2000, como se observa en la Figura 4.

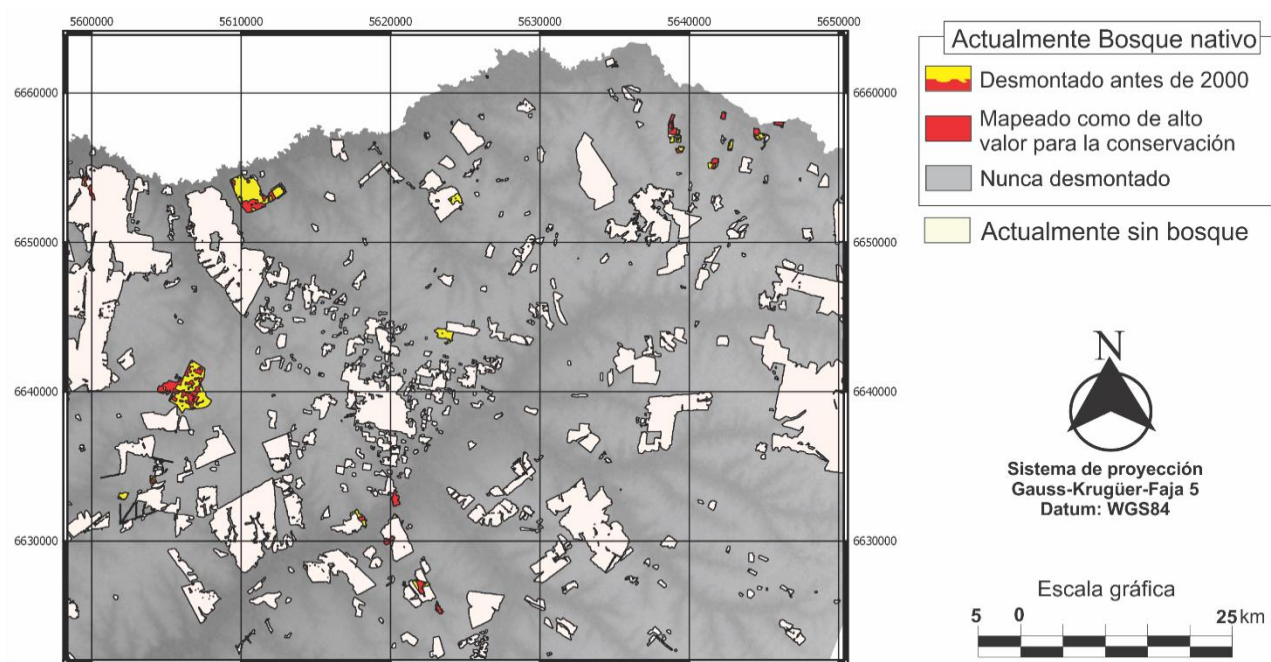


Figura 4. Detalle de las áreas desmontadas en el pasado y actualmente mapeadas como Bosque nativo de alto valor para la conservación.

Figure 4. Detail of cleared areas in the past and actually mapped as Native forest with high value for conservation.

En la Figura 4 las Areas actualmente mapeadas con alto valor para la conservación fueron en el resultado del análisis del Informe gubernamental Zonificación de los Bosques nativos según las categorías para la conservación. En este Informe las áreas en rojo fueron mapeadas como alto valor y las áreas en amarillo como valor medio para la conservación del Bosque Nativo.

CONCLUSIONES

La determinación de los ciclos de desmonte y recuperación usando el SIG fue adecuada para la determinación, aplicación de la leyenda y generación de los mapas. La articulación de la técnica de segmentación con semillado manual fue adecuada tanto para el reconocimiento de las nuevas áreas de desmonte como para las de bosque natural bajo las mascararas de desmontes historicos.

Se recomienda continuar desarrollar una técnica para la revisión de la información bajo las mascararas anuales de desmontes, que permita con determinar multiples ciclos de desmonte y recuperación en el banco histórico de monitoreo, manteniendo aceptable la relación costo beneficio. Se recomienda usar los resultados de este sistema de detección de ciclos de desmonte y recuperación como la información principal para el analisis de la inclusión o exclusión de áreas de monte en la “Area con alto valor alto para la conservación” en los mapas de Zonificación de los bosques nativos según las categorías de conservación, necesarios para el cumplimiento de la Ley 26331 de Presupuestos minimos de protección ambiental de los bosques nativos”.

AGRADECIMIENTOS

Proyectos PIDA2014/UADER y PIDT2013/UADER. Dirección de Ambiente del Gobierno de la Provincia de Entre Ríos.

REFERÊNCIAS

- ALLISON, H.; HOBBS, R.J. Science and policy in natural resources management. Understanding System Complexity. Cambridge: Cambridge university press. 267 p, 2006.
- BERETON, R.G. 2004. Time-series analysis. In: Burden, F.R.; Donnert, D.; Godish, T.; McKelvie, A.I. Environmental monitoring handbook. London: McGraw-Hill. 629 p, 2004.
- BRUZZONE, L.; SERPICO, S.B. Detection of changes in remotely-sensed images by the selective use of multi-spectral information. *International Journal of Remote Sensing*, v. 18, n. 18, p. 3883-3888, 1997.
- CABRERA, A.L. Fitogeografía de la República Argentina. Bol. Soc. Argent. Botánica, v. 14, p. 1-42. 1971.
- FAIZ, S.; KRICHEN, S. Geographical Information System and Spatial Optimization. CRC Press, 154 p, 2013.
- HENGL, T. *et al.* Mapping efficiency and information content. *International Journ of Applied Earth Observation and Gaoinformation*, n. 22, p. 127-138, 2013.
- HUETE, A.R.; GLENN, E.P. Remote sensing of ecosystem structure and function. In: WENG, Q. *Advances in Environmental Remote Sensing. Sensors, Algorithms and Applications*. Boca Raton: CRC Press, 2011, 602 p.
- LUNETTA, R. *et al.* Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 57, n. 6, p. 677-687, 1991.
- MALDONADO, F.D. *et al.* Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ambiência*, n. 8, p. 523-532, 2012.
- MALDONADO, F.D. *et al.* Monitoreo histórico de los desmontes en áreas de bosque nativo de la Provincia de Entre Ríos, Argentina. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16, 2013. Foz do Iguazu, Anais do XVI SBSR. Foz do Iguacu, 13-18 Abril 2013.
- MCGUIRE, C.J. Environmental decision-making in context. A toolbok. London: CRC Press. 202 p, 2012.
- PFLUGMACHER, *et al.* Using Landsat-derived disturbance history (1972-2010) to predict current forest structure. *Remote Sensing of Environment*, n. 122, p. 146-165, 2012.
- SABATTINI, R.A. *et al.* Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Feliciano (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Informa3. FCA UNER y la Dirección General de Recursos Naturales, Sec. Producción Gob.de Entre Ríos. FCA UNER: Oro Verde, 2009. 30 p.
- SMITH, G.F. *et al.* Best practice guidance for habitat Survey and Mapping. Ireland: The Heritage Council, 2011, 342 p.
- RAMITA, M. *et al.* Improving the Accuracy of Land Use and Land Cover Classification of Landsat Data Using Post-Classification Enhancement. *Remote Sensing*, n. 1, v. 3, p. 330-344, 2009.

SUSCETIBILIDADE PARA OCORRENCIA DE ENCHENTES: ANÁLISE POR GEOPROCESSAMENTO

SQUEAMISHNESS FOR OCCURRENCE OF FLOODWATER: ANALYSIS BY GEOPROCESSING

Bruno Timóteo Rodrigues¹, Sivana Quintella Cavalcanti Calheiros¹, Mikael Timóteo Rodrigues²

¹Universidade Federal de Alagoas – UFAL; Laboratório de Geoprocessamento Aplicado (LGA); Av. Lourival Melo Mota, s/n, Cidade Universitária - Maceió – AL, brunogta21@gmail.com

²Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP; Grupo de Estudos e Pesquisas em Geotecnologias, Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Topografia (GEPEGEO); Rua José Barbosa de Barros, nº 1780 – Botucatu, SP, Brasil, mikaelgeo@gmail.com;

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo mapear suscetíveis áreas de risco de desastres naturais através de técnicas de geoprocessamento, partindo de uma base de dados georreferenciada. A análise será realizada por geoprocessamento, cujo Sistema Geográfico de Informação a ser utilizado foi o Sistema de Análise Geoambiental - S.A.G.A. - UFRJ. Para modelagem geoambiental foi necessário a uma base de dados constituída de diversos mapas temáticos, onde esta base foi realizada análises prospectivas (assinaturas ambientais) e avaliações das situações ambientais identificadas, tal como potencial do risco de enchentes. A avaliação do potencial para ocorrência de enchentes no município de Maceió diante da avaliação desta situação ambiental procurou delimitar a potencialidade das localidades suscetíveis à ocorrência de enchentes, onde foram encontrados classes de Baixíssimo, Baixo, Médio, Alto e Altíssimo grau de possibilidade com base nos resultados apresentados pela integração das variáveis. A tecnologia de Sistemas Geográficos de Informação apresentou uma visão integradora, sendo um poderoso instrumento de análise ambiental visando o apoio para tomada de decisão, avaliando potencialidades de áreas suscetíveis a enchentes como um dos principais definidores de ocorrência de desastres naturais.

Palavras-chave: Análise Ambiental, Vulnerabilidade, Sistemas de Informação Geográfica

ABSTRACT

The present study aimed to map areas susceptible to natural disaster risk beams of geoprocessing techniques, starting from a geo-referenced data analysis will be performed by geoprocessing, whose Geographic Information System to be used was Geoenvironmental Analysis System-SAGA - UFRJ. To geoenvironmental modeling was needed for a database consisting of various thematic maps, where this base prospective analyzes (environmental signatures) and environmental reviews of the identified situations was performed, as the potential risk of floodwater. The assessment of potential for occurrence of floods in the city of Maceio on the evaluation of the environmental situation sought delimit the potential of locations susceptible to the occurrence of floods, where classes Very low, Low, Medium, High and Highest degree of possibility were found based on the results presented by the integration of the variables. The technology of Geographic Information Systems presented an integrated view, being a powerful tool for environmental analysis aiming to provide support for decision making, evaluating potential susceptible to floodwater as a major defining occurrence of natural disaster areas.

Keywords: Environmental Analysis, Vulnerability, Geographical Information Systems

INTRODUÇÃO

A aplicação de técnicas modernas em estudos ambientais propiciando a investigação e análise de situações ambientais relevantes bem aumentando significativamente. Em termos operacionais, isto significa a geração de inventários, monitorias, avaliações ambientais, cenários previsíveis, entre outras aplicações para determinada a área de interesse.

A evolução rápida e crescente, nos últimos anos, da tecnologia computacional, associada ao crescimento exponencial do volume de dados ambientais disponíveis, crescimento este, propiciado pelo uso intensivo de técnicas de sensoriamento remoto e processamento gráfico, constituiu o fator básico do desenvolvimento dos Sistemas Geográficos de Informação (SGIs).

Assim análise ambiental procedida com base em geoprocessamento passa a ser realizada, usando-se o SAGA-UFRJ (Sistema de Análise Geo-Ambiental), desenvolvido no Departamento de Geografia da UFRJ e implantado no Laboratório de Geoprocessamento Aplicado do Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente-IGDEMA da Universidade Federal de Alagoas.

A análise da situação atual e de suas condições ambientais do município de Maceió, foi constituída de uma investigação referente as áreas de ocorrências de fenômenos relevantes causadores de enchentes, principalmente ao caráter direto a gestão territorial, identificando no território perímetros potenciais de prováveis desastres ambientais, subsidiando assim, ações emergenciais de decisão e intervenção quando da ocorrência do fenômeno como também de sua prevenção.

O último evento causador de desastres naturais no município de Maceió-AL tem nos movimentos de massas e enchentes, como os fenômenos de maior recorrência identificados por trabalho de campo, documentos cartográficos do município. Na literatura científica, essas confirmações verificam-se em trabalhos realizados em outras áreas por estudiosos como Silva, (2011) e Bispo et al. (2011).

Comumente termo enchente confunde-se com inundação, assim, causando confusão quando empregadas incorretamente. Enchente nada mais é que o acréscimo na descarga d'água em um determinado período de tempo. As inundações e enchentes são problemas geoambientais derivados de fenômenos ou perigos naturais de caráter hidrometeorológico ou hidrológico, ou seja, aqueles de natureza atmosférica, hidrológica ou oceanográfica. Assim movimentos de massas e enchentes correspondem às situações ambientais principais para ocorrência de desastres naturais (CARVALHO e GALVÃO, 2006).

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo compreende todo perímetro do município de Maceió, Alagoas. A metodologia de análise foi desenvolvida por três (3) módulos: aquisição de dados geoambientais, identificação dos fenômenos e eventos meteorológicos formadores de mal tempo para ocorrência de desastres naturais, por fim, as análises por geoprocessamento.

Os dados de cunho geoambiental foram adquiridos por meio de visitas de campo, bem como análises estatísticas e interpretações de bases cartográficas e imagens de orbitais. Como produto final a identificação dos fenômenos e eventos ambientais relevantes ameaçadores e avaliação do potencial de risco de enchentes.

As bases digitais dos dados geoambientais foram inseridas em um Banco de Dados Geográfico (BDG) do Laboratório de Geoprocessamento Aplicado (LGA/UFAL), oferecendo a possibilidade de análise e consultas

Geoespaciais, onde foi possível calcular áreas, distâncias e centróides, além de realizar a geração de perímetros de influencia, além de outros processos que considerem as relações topológicas entre as entidades.

O software Vista S.A.G.A. da UFRJ, que é um sistema geográfico de informação (SGI) (CARVALHO FILHO e ABDO, 1999) foi utilizado para modelagem de toda e qualquer dado geoambiental. Este aplicativo apresenta um módulo próprio para realização das avaliações ambientais que consiste no entrecruzamento ou combinação dos mapas (variáveis) utilizando-se média aritmética ponderada.

Para a geração da base cartográfica da distribuição populacional do município de Maceió por setores censitários foram utilizados os dados espaciais (vetores em Shapefile) e os dados numéricos (arquivos em forma de tabela com as informações dos setores) esses arquivos referentes ao ultimo recenseamento (IBGE, 2010).

Para a manipulação e tratamento dos dados foram utilizados alguns softwares de Geoprocessamento. Primeiramente foi utilizado o Software TerraView, este para a agregação dos dados espaciais com os dados numéricos populacionais (tabelas) este contribuindo para a construção do banco de dados populacional por

setores censitários. Posteriormente este arquivo foi importado para o software gvSIG, este contribuindo para a divisão dos setores em classes populacionais por tratamento estatístico, contribuindo também para a exportação destas informações para o formato matricial (imagem). Logo em seguida foi utilizado o software Vista SAGA, este possibilitando a geração das análises geoambientais referentes ao cruzamento das bases de dados de potencial de desastre por enchentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para análise de enchentes foram definidas como variáveis geoambientais (planos de informação) participantes da avaliação: geomorfologia, altitude, litologia, declividade e macromodelados, contidas na base de dados.

O aspecto geomorfológico retratado, por apresentar, em geral, uma morfologia ondulada vem contribuindo de modo significativo para ocorrência enchentes, principalmente no período chuvoso nas regiões mais aplainadas. O parâmetro geomorfologia recebeu o peso maior (35%) em relação aos demais, devido sua participação ser definidora para os eventos estudados. As notas das classes do mapa foram atribuídas conforme o grau de possibilidades de associação com a ocorrência dos fenômenos estudados (Tabela 1). Assim as categorias cordões praias, feixes de cordões praias e alagadiços de maré receberam grau de possibilidade “Altíssimo”, diferenciando-se nos terraços marinho-coluvionais e restingas.

Tabela 1. Participação do parâmetro Geomorfologia.

Table 1. Participation Geomorphology parameter.

GEOMORFOLÓGICO	Peso 35%	Grau de possibilidades
Legendas	Notas	
Cordões Praiais	10	Altíssima
Feixes de Cordoes Praiais	10	Altíssima
Restingas	8	Alta
Alagadiços de Maré	10	Altíssima
Terraços Marinho-Coluvionais	5	Média
Terraços Colúvio-Aluvionais	4	Baixa
Terraços Fluviais	8	Alta
Rampas de Colúvio	8	Alta
Terracos Fluvio-Lagunares	9	Altíssima
Falesias Fosseis	0	Nula
Falésias Fósseis C/ Reverso Tabuliforme	1	Baixíssima
Encostas e Vales Tabuliformes	0	Nula
Interflúvios Tabuliformes Dissecados	1	Baixíssima
Patamares Tabuliformes Dissecados	2	Baixa
Topos de Colinas Tabuliformes	0	Nula
Topo de Colinas Estruturais	0	Nula
Colinas Residuais Tabuliformes	0	Nula
Encostas Serranas Estruturais	0	Nula
Colinas Tabuliformes	0	Nula
Encosta Estuarina Lagunar	0	Nula
Interflúvio Serrano Estrutural	0	Nula
Vales Estruturais	3	Baixa
Alvéolos Estruturais	2	Baixa
Colinas Estruturais	0	Nula
Vales e Alvéolos Estruturais	2	Baixa

O aspecto litológico que norteou a avaliação foi à importância adquirida pelos terrenos terciários do Grupo Barreiras para a ocorrência do fenômeno estudado, onde tal parâmetro é constituído por terrenos de sedimentos argilo-arenosos e argilosos com tendência a ocorrência de enchentes e outros desastres naturais, principalmente no período chuvoso. Desta forma o parâmetro litologia contribuiu com 20% de peso para

Enchente (Tabela 2). Este critério foi definido para atribuir um grau de possibilidade de alta e média participação dessas classes para ocorrência dos fenômenos.

As classes correspondentes a litologia do Quaternário (Sedimentos de praia e aluvião) apresentam um altíssimo grau de possibilidade devido a ocupação desordenada da população que ocupa esses perímetros, seguido da Formação Barreiras (Terciário) com mediano grau de possibilidade, por apresentarem superfícies aplainadas, ou seja, com declividades moderadas ou pouco acentuadas. É importante salientar que a nota 0 referente ao grau de possibilidade “nula” para o potencial de risco de enchente atribuída para a classe Formação Muribeca Indiferencia, bem como nota 1 e “baixíssima” grau de possibilidade da Formação Muribeca Carmópolis devem-se ao fato desta classe apresenta pouca ou inexistente estruturas e concentrações urbanas e seus sistemas sócias.

Tabela 2. Participação do parâmetro Litologia.

Table 2. Participation Lithology parameter.

Litologia	Peso 20%	Grau de possibilidade
Legendas	Notas	
Formação Barreiras - Terciário	5	Média
Formação Penedo - Cretáceo	1	baixíssima
Form. Muribeca Indiferencia- Cretáceo	0	nula
Form. Muribeca Mem. Carmópolis-Cretáceo	1	baixíssima
Batólito Pe-Al - Pré-Cambriano	0	nula
Sedtos. de Praia e Aluvião - Quaternário	10	altíssima

O parâmetro altitude reflete as diferenças hipsométricas de uma área que favorecem ou não a ocupação. No município de Maceió as variações altimétricas atingem de 0-220 m. O parâmetro altitude influenciou com 20% de peso, para estimativa do potencial de ocorrência de enchentes no município de Maceió (Tabela 3). A ocorrência de enchentes esta associada as áreas com altitudes elevadas e declives menos acentuados devido a ocupação de aglomerados sociais, sendo assim variáveis favoráveis aos desastres naturais.

Tabela 3. Participação da altitude.

Table 3. Participation of altitude.

ALTITUDE	Enchentes – Peso 20%	Grau de possibilidade
Legendas	Notas	
0-20 m	10	Altíssima
20-40 m	8	Alta
40-60 m	7	Alta
60-80 m	6	Média
80-100 m	6	Média
100-120 m	5	Média
120-140 m	4	Baixa
140-160 m	3	Baixa
160-180 m	2	Baixa
180-200 m	3	Baixa
200-220 m	3	Baixa
220-240 m	2	Baixa
240-260 m	2	Baixa
260-280 m	1	Baixíssima
280-300 m	0	Nula

O parâmetro declividade influenciou com 15% de peso, para estimativa do potencial de ocorrência de enchentes (Tabela 4). Este parâmetro aponta implicações na intensificação dos processos erosivos e a suscetibilidade a prováveis enchentes.

Tabela 4. Participação do parâmetro declividade.

Table 4. Parameter's participation slope.

Declividade	Peso 15%	Grua de possibilidade
Legendas	Notas	
<10	8	Alta
10-30°	5	Média
> 30°	1	Baixíssima

O parâmetro Macromodelados influenciou com 5% de peso, para estimativa do potencial de ocorrência de enchentes (Tabela 5). O macromodelado é um estudo geomorfológico que enfatiza a influência dos processos externos na construção das microformas do relevo (resultado da esculpturação da superfície pelas águas superficiais e fatores climáticos), cuja ação sobre rochas de naturezas semelhantes, está condicionada direta ou indiretamente a fatores ambientais, que originam depósitos com características diferenciadas (acumulações, aplanamento e dissecação).

A modelado de acumulação, via de regra, situa-se na região de cotas altimétricas baixas, alagadiças e próximas a zonas de saturação. O de aplanamento corresponde a relevos planos, geralmente com pacote sedimentar espesso. O modelado de dissecação apresenta o predomínio de erosão vertical, cujos rios são mais violentos resultando em transportes rápidos de sedimentos e pouca deposição, intensificando outros tipos de desastres naturais, como os movimentos de massa, principalmente de deslizamento de grandes volumes de sedimentos. O Modelo de Acumulação e Deposição aparece com maior grau de possibilidade devido ao seu perfil aplainado sujeito a acúmulos de grandes volumes de sedimentos, bem como acúmulo de elevados volumes de massa líquida em um baixo intervalo de tempo.

Tabela 5. Participação dos Macromodelados

Table 5. Participation of Macromodel

MACROMODELADOS	Peso 5%	Grua de possibilidade
Legendas	Notas	
Modelado de Dissecação Homogênea	5	Média
Modelado de Acumulação e Deposição	9	Altíssima
Modelado de Dissecação Diferencial	4	Baixa
Modelado de Aplanamento	8	Alta

A avaliação do potencial para ocorrência de enchentes no município de Maceió diante da avaliação desta situação ambiental, procura delimitar a potencialidade das localidades suscetíveis à ocorrência de enchentes, ou seja, em termos dos locais de ocorrência e respectivas extensões. O mapa da presença do Potencial para a ocorrência de enchentes foi composto de 5 classes (Figura 1). Os potenciais para Enchentes foram denominados de Baixíssima, Baixo, Médio, Alto e Altíssimo com base nos resultados apresentados pela integração das variáveis, conforme pode ser verificado no mapa. A Tabela 6 apresenta as classes definidas com respectiva planimetria e a percentagem sobre a área analisada.

Tabela 6. Resultado da Avaliação para o Potencial a ocorrência de Enchentes.

Table 6. Result of the assessment for the potential occurrence of floodwater.

Legendas	Ha	%
Baixíssimo	3576.3125	7.17
Baixo	29787.9375	59.72
Médio	9524.3750	19.09
Alto	1741.8125	3.49
Altíssimo	5247.2500	10.52

A distribuição geográfica da classe “Altíssimo” abarca uma área de 5247.25 ha, sendo 10.52% do total da área em estudo. Encontra-se mais concentrada no entorno da área correspondente a classe de alto potencial. Este baixo percentual da classe, da área de ocorrência de enchentes é decorrente da localização, mais precisamente em duas áreas distintas, dominante a leste na área dos cordões arenosos, penetrando sobre a restinga e planície fluviais, entorno do sítio urbano de Maceió, que diante de trabalho de campo identificou-se ser áreas de uso residencial de baixa renda, de grande suscetibilidade a desastres.

Com relação à classe de “Alto” potencial, distribuição geográfica da mesma atinge uma área na ordem de 1741.8125 há, assim, correspondendo a 3.49% da área de abrangência do estudo. Esta classe encontra-se mais concentrada no entorno da área correspondente a classe de médio potencial. A ocorrência da classe foi localizada em duas áreas, na porção sul da cidade de Maceió, nos terraços fluviais, marinhos e lacustres e ao norte nos terraços fluviais e marinhos, em rampas de colúvio e no médio curso dos rios Pratygy e Meirim.

Médio Potencial da classe analisada abrange uma área de 9524.3750 ha, correspondendo a 19.09% da área de abrangência do estudo. Encontra-se mais concentrada no entorno da área correspondente a classe de baixo potencial. A ocorrência da classe foi localizada em duas áreas dominante norte do município, com ocorrência nos patamares tabuliformes dissecados, bem como na borda do tabuleiro costeiro sul do município, penetrando para o centro do município. O que é preocupante é sua ocorrência sobre a cidade de Maceió, área urbana edificada, de alta vulnerabilidade a desastres naturais, principalmente nas áreas de patamares tabuliformes e bordas dos tabuleiros costeiros.

A distribuição geográfica da classe “Baixo” potencial corresponde a 29787.9375 ha, assim, representando 59.72% do total do território estudado. Esta classe encontra-se dispersa com abrangência sobre todo o município. A ocorrência da classe foi localizada em duas áreas sobre os tabuleiros dissecados a sul do município, ocupada pela cidade de Maceió. Vales fluviais e encostas laterais tanto na porção norte - noroeste e sul do município e ao longo de relevo suave ondulado.

Por fim, a classe “Baixíssimo” encontra-se distribuída geograficamente na ordem de 3576.3125 ha, compreendendo a 7.17% do total do território estudado. Esta classe encontra-se dispersa no entorno da área correspondente a classe de baixo potencial. Verifica-se que esta, perde totalmente sua potencialidade, se caracterizando com área contribuinte para desastres naturais, atrelados a processos vinculados a enchentes.

A ocorrência da classe foi localizada em uma área da região colinas estruturais a noroeste do município de Maceió.

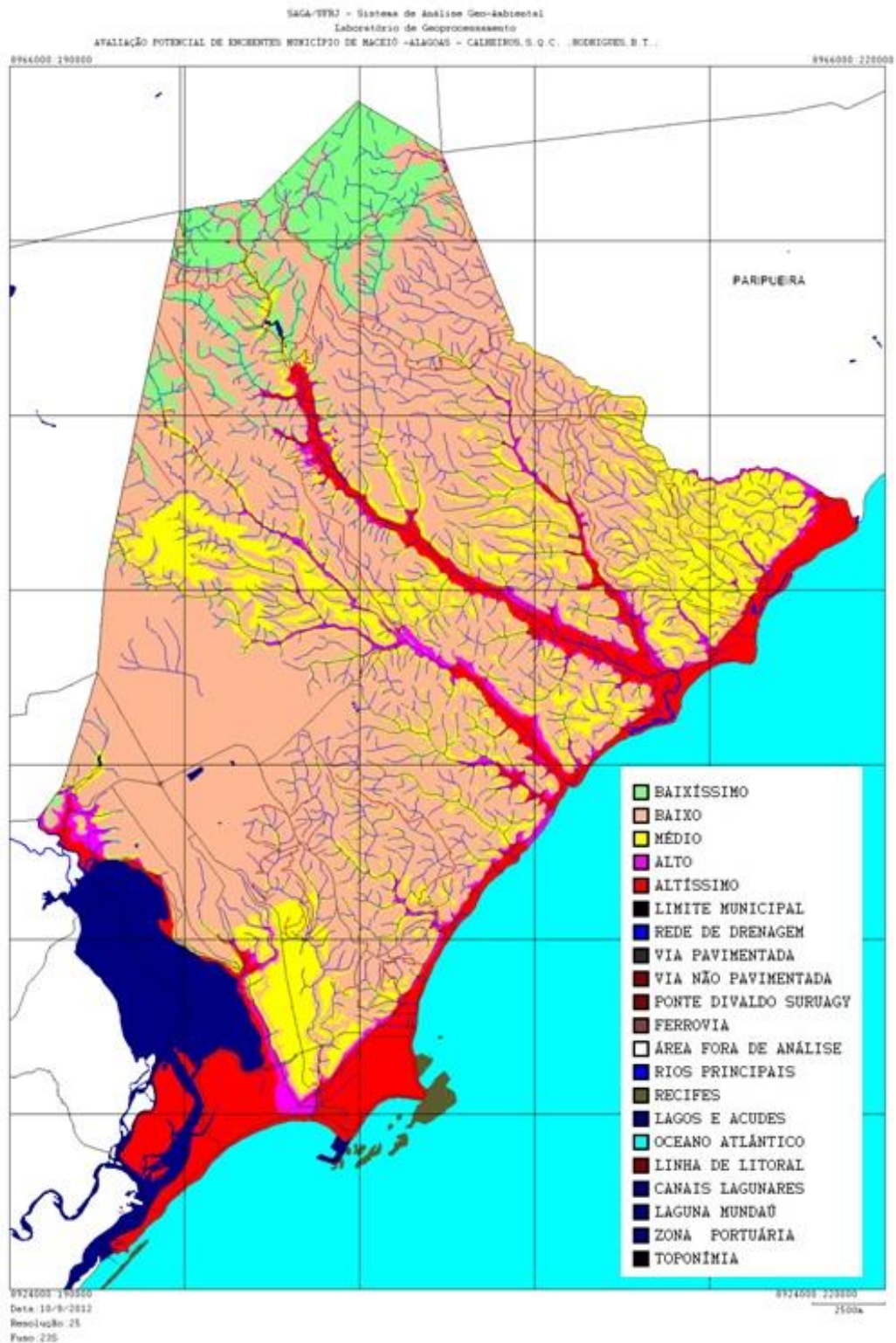


Figura 1. Potencial para a Ocorrência Enchentes.
Figure 1. Potential for Occurrence Floodwater.

CONCLUSÕES

A tecnologia de Sistemas Geográficos de Informação apresentou uma visão integradora, sendo um poderoso instrumento de análise ambiental visando o apoio para tomada de decisão, avaliando potencialidades de áreas suscetíveis a enchentes como um dos principais definidores de ocorrência de desastres naturais.

A utilização e análise de documentos cartográficos da literatura existente, reconhecimento de campo e

análise das variáveis geoambientais do município de Maceió, estruturadas em um Banco de Dados Geográfico (BDG) existentes, permitiram identificar situações definidoras de prováveis ocorrências de desastres naturais, sobretudo de enchentes.

O potencial ambiental do município de Maceió pode ser entendido como um levantamento de condições geoambientais no qual são identificadas a extensão e possível expansão territorial de um processo ambiental. Estas permitem conhecer o conjunto de potencialidades da área analisada, a partir do conhecimento de procedimentos, avaliando cada situação distinta das respectivas condições geoambientais e suas classes e potencialidades agregadas.

REFERÊNCIAS

BISPO, P.C. *et al.* *Análise da susceptibilidade aos movimentos de massa em São Sebastião (SP) com uso de métodos de inferência espacial*. Trabalho de conclusão de Curso. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (UNESP), Departamento de Geociências – Rio Claro, 2011, 100 f.

CARVALHO FILHO, L.M.S.; ABDOO, E. Pré-processamento. In: LAGEOP- EGEOP (MULTIMÍDIA). *Sistemas Geoambientais*. Rio de Janeiro: EDUF RJ, 2002.

CARVALHO, C.S.; GALVÃO, T. Prevenção de Riscos de Deslizamentos em Encostas: Guia para Elaboração de Políticas Municipais. *Cities Alliance*. Brasília: Ministério das Cidades, 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística *Base de informações por setor censitário – Censo demográfico 2010 – Resultados do universo – Rio de Janeiro*. Senso IBGE, Rio de Janeiro, 2013.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) ALTITUDE. *Compilado a partir das Curvas de Nível contidas nas Cartas Topográficas da Região Nordeste do Brasil, escala 1: 50.000*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) DADOS BASICOS. *Compilado a partir das Curvas de Nível contidas nas Cartas Topográficas da Região Nordeste do Brasil, escala 1: 50.000*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) DECLIVIDADE. *Compilado a partir das Curvas de Nível contidas nas Cartas Topográficas da Região Nordeste do Brasil, escala 1: 50.000*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) GEOLOGIA DE SUPERFÍCIE (LITOLOGIA). *Compilado a partir das contidas nas Cartas pedológicas da Região Nordeste do Brasil, escala 1: 50.000*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) GEOMORFOLOGIA. *Compilado a partir das Curvas de Nível contidas nas Cartas Topográficas da Região Nordeste do Brasil, escala 1: 50.000*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

LGA. Laboratório de Geoprocessamento Aplicado/IGDEMA. Bando de Dados Geográficos (BDG) MACROMODELOS. *Compilado a partir do Sistema de Análise Geo-Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro – SAGA-UFRJ (versão 1.98) com base na análise integrada Cartogramas Digitais Simples de Altitude, Declividade Litologia e Geomorfologia do Município de Maceió*. Maceió, 2004. Resolução 25 metros.

SILVA, E.L.E. Aplicações de modelo de predição de escoamento para gestão de riscos de desastres como subsídio às políticas públicas locais no município de Vitória/ES. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília (UnB), UnB-IH-GEA – Brasília, 2011, 119 f.

USO ANTROPOGÊNICO DOS SOLOS DO ACRE: EVOLUÇÃO HISTÓRICA DA COBERTURA DA TERRA

ANTHROPOGENIC USE OF SOILS OF ACRE: HISTORICAL DEVELOPMENT OF LAND COVER

Elaine Lopes da Costa¹, Neila Cristina de Lima Fernandes², Antonio Willian Flores de Melo³, Ediu Carlos da Silva Júnior⁴

^{1,2,3} Universidade Federal do Acre – UFAC, BR 364, km 04 - Distrito industrial - 69.920-900 - Rio Branco - AC, Brasil, elainelopesac@hotmail.com, neila.fernandes@hotmail.com, willianflores@gmail.com

⁴ Universidade Federal de Lavras – UFLA, Dr. Álvaro Botelho, Centro, 698, 37200-973 Lavras, MG, ediuCarlos@gmail.com

RESUMO

O conhecimento sobre a dinâmica do uso dos recursos edáficos pelo homem para a tomada de decisão na gestão territorial é importante por se poderem associar essas informações da cobertura da terra com as classes de solo. Dessa forma o presente trabalho teve por objetivo analisar a dinâmica de cobertura da terra em vinte anos nas diferentes classes de solos que ocorrem no estado do Acre. Para isso, utilizaram-se dados das classes de solo do Zoneamento Ecológico Econômico do estado do Acre e os dados de desmatamento da UCEGEO até o ano de 2010 para cada classe de solos. Observamos que o leste do estado do Acre é a região que mais sofreu modificação da cobertura do solo e, as classes Argissolos e Latossolos apresentaram os maiores valores de desmatamento quando considerada a área total desmatada.

Palavras-chave: Desmatamento, cobertura da terra, solos.

ABSTRACT

The knowledge about the dynamics of the use of edaphic resources by man for the decision-making in territorial management it is important to be able to associate this information land cover with the soil classes. Thus the objective of this work was to analyze the dynamics of land cover in twenty years in the different classes of soils that occur in the State of Acre. For this, we used data of soil classes of Ecological and Economic Zoning System in the State of Acre and the deforestation data of UCEGEO until the year 2010 for each class of soils. We observed that the east side of the state of Acre is a region that has suffered most modification of soil cover and the classes Ultisols and Oxisols presented the highest values of deforestation when considered the total deforested area.

Keywords: Deforestation, land cover, soils.

INTRODUÇÃO

As florestas desempenham importante papel na proteção dos solos. Quando há retirada de cobertura florestal desencadeiam-se processos de degradação que se agravam conforme as propriedades edáficas. Na floresta amazônica, por exemplo, os solos são tipicamente de baixa fertilidade, alto teor de alumínio, deficiência em fósforo e, para seu uso seria necessário adotar técnicas de manejo adequadas que evitem maior degradação.

A Amazônia Legal por sua alta ocorrência de diversidade de espécies florestais com elevado potencial econômico é um dos biomas mais protegidos pela legislação e, mesmo assim, não impede que sofra intensa exploração.

A paisagem da Amazônia brasileira está cada vez mais sendo degradada em virtude de uma ocupação desordenada regida pela falta de planejamento e controle do crescimento da mancha urbana. Isso tem

resultado cada vez mais em ocupação de áreas impróprias à urbanização e, conseqüentemente, em áreas susceptíveis a desastres ambientais.

A comunidade científica tem alertado dos problemas relacionados à degradação causada pelo desmatamento nessa região e alguns estudiosos apontam como principais agentes a reforma agrária aliada a criação de gado e abertura de estradas (ALVES 2001, SOARES-FILHO *et al.*, 2005 e CASTRO 2005), o que leva à redução da oferta e manutenção dos serviços ecossistêmicos em face a subtração dessas áreas de floresta, sendo imprescindível, pois, uso de programas para controle e monitoramento.

Na Amazônia, o programa de monitoramento do desmatamento PRODES se faz disponível na plataforma do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). No estado do Acre, essas informações são processadas pela Unidade Central de Geoprocessamento do Estado do Acre (UCEGEO).

Com vistas a conhecer sobre a dinâmica do uso dos recursos edáficos pelo homem para a tomada de decisão na gestão territorial, faz-se necessário associar essas informações da cobertura da terra com as classes de solo. Dessa forma o presente trabalho teve por objetivo analisar a dinâmica de cobertura da terra em vinte anos nas diferentes classes de solos que ocorrem no estado do Acre.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está situada no extremo sudoeste da Amazônia brasileira. O estado do Acre ocupa uma área de 153.149,9 km², limitando-se ao norte com o estado do Amazonas, a leste com o estado de Rondônia, a sudeste com a Bolívia e ao sul e oeste com o Peru.

O processamento dos dados foi realizado no ambiente do *software ArcGIS 10.0*. A análise da cobertura da terra nas diferentes classes de solos de ocorrência no estado fez-se mediante classificação de solos do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Acre. Os dados foram processados no primeiro nível de ordem categórica, gerando um arquivo para cada classe de solo. Com a série histórica de desmatamento fornecida pela UCEGEO obtiveram-se informações do desmatamento acumulado até o ano de 2010 para cada classe de solos. Calculou-se a área alterada e percentual de desmatamento por classe de solos, bem como comparativo entre elas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desmatamento variou conforme cada classe de solo e entre as classes de solo (Tabela 1).

O maior percentual de desmatamento por classe de solos foi observado em Latossolos (70%) e o menor em Cambissolos (2%). Quando se faz comparativo de desmatamento entre as classes de solo, Argissolos (51) apresentou-se com maior percentual ao passo que Vertissolos (1%) foi o com menor.

Tabela 1. Área de desmatamento e classes de solos do estado do Acre.
Table 1. Area of deforestation and soil classes in the State of Acre.

Classe de Solos	AT (ha)	AD (ha)	ADC %	ADEC %
ARGISSOLOS	6.275.534,72	1.051.056,66	17	51
CAMBISSOLOS	5.168.466,89	126.391,55	2	6
GLEISSOLOS	960.780,75	177.475,26	18	9
LATOSSOLOS	515.495,48	362.845,88	70	18
LUVISSOLOS	2.390.499,04	186.082,78	8	9
NEOSSOLOS	206.901,80	56.347,53	27	3
PLINTOSSOLOS	361.128,21	81.421,29	23	4
VERTISSOLOS	498.077,13	24.271,88	5	1

AT= Área Total da classe de solos, AD= Área desmatada por classe de solos, ADC= Percentual da área de desmatamento por classes de solos, ADEC= Percentual da área desmatada entre as classes de solos.

Em termos de área total observamos que a classe Argissolos (6.275.534,72ha) apresenta o maior valor, enquanto Neossolos (206.901,80ha) é a menos representativa (Figura 1).

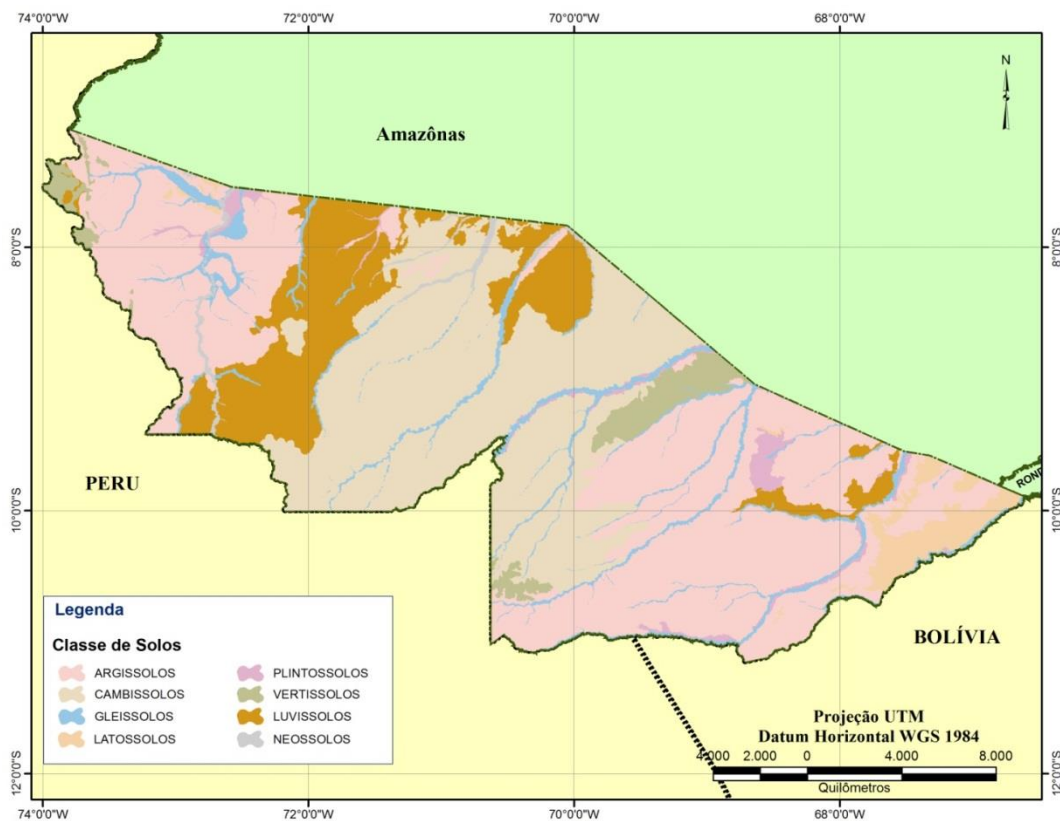


Figura 1. Classe de solos no estado do Acre.
Figure 1. Soils class in the State of Acre.

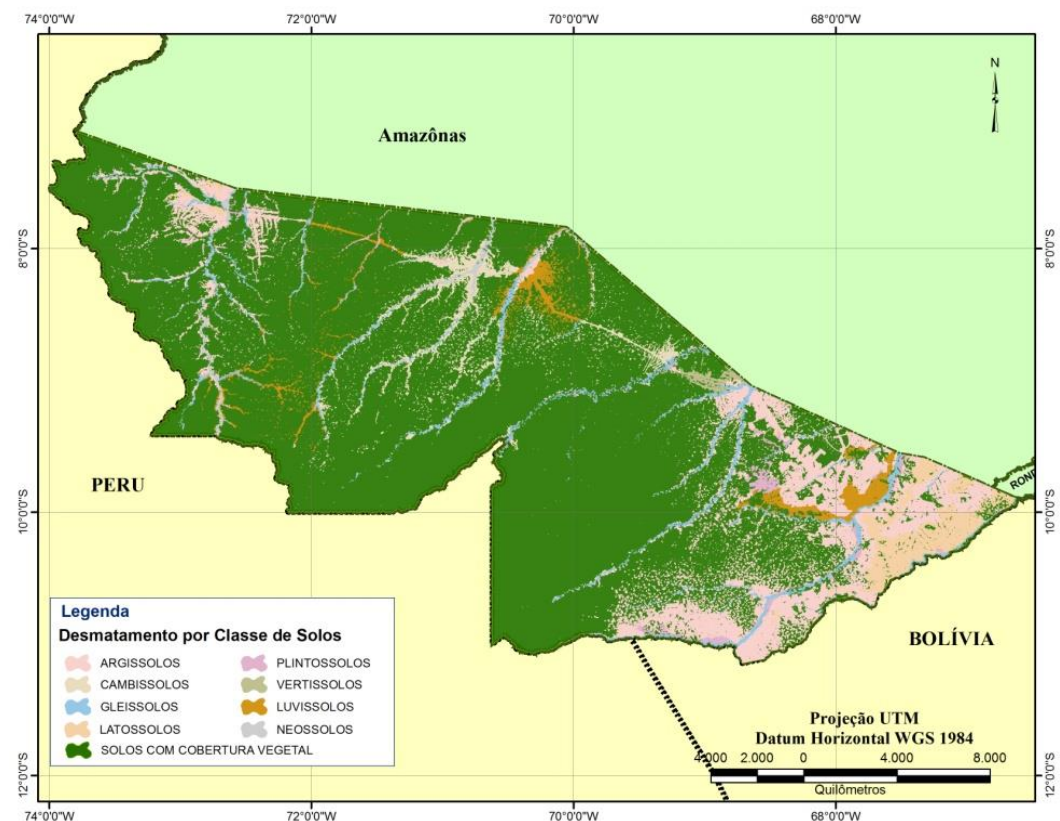


Figura 2. Desmatamento por classe de solos no estado do Acre.
Figure 2. Deforestation according soils classes in the State of Acre.

Em termos de extensão observamos que os Argissolos (1.051.056,66ha) e Cambissolos (126.391,55ha) apresentam os maiores valores de área alterada pelo desmatamento, e por se destacarem em relação à área total o percentual de desmatamento por classe de solos é pequeno, referentes a estas classes conforme pode ser visto na Figura 2.

Verificamos a disposição espacial das áreas alteradas de acordo com a classe de solo (Figura 2) e observamos essa evolução graficamente (Figura 3) sendo possível detectar que a ocupação nos solos do Acre é mais intensa no leste do estado, onde, segundo Oliveira *et al.*, (2009) a pecuária no estado do Acre é mais expressiva na região leste e o desmatamento nessa região é altamente influenciado por essa atividade.

Os principais municípios quando se trata de modificação de cobertura da terra e expansão da pecuária são Acrelândia, Plácido de Castro e Senador Guiomard. O governo do estado do Acre tem dado, pois, atenção especial para estes municípios no intuito de recuperar essas áreas desmatadas, ao passo que são os primeiros municípios do estado a serem atendidos pelo Cadastro Ambiental Rural – CAR.

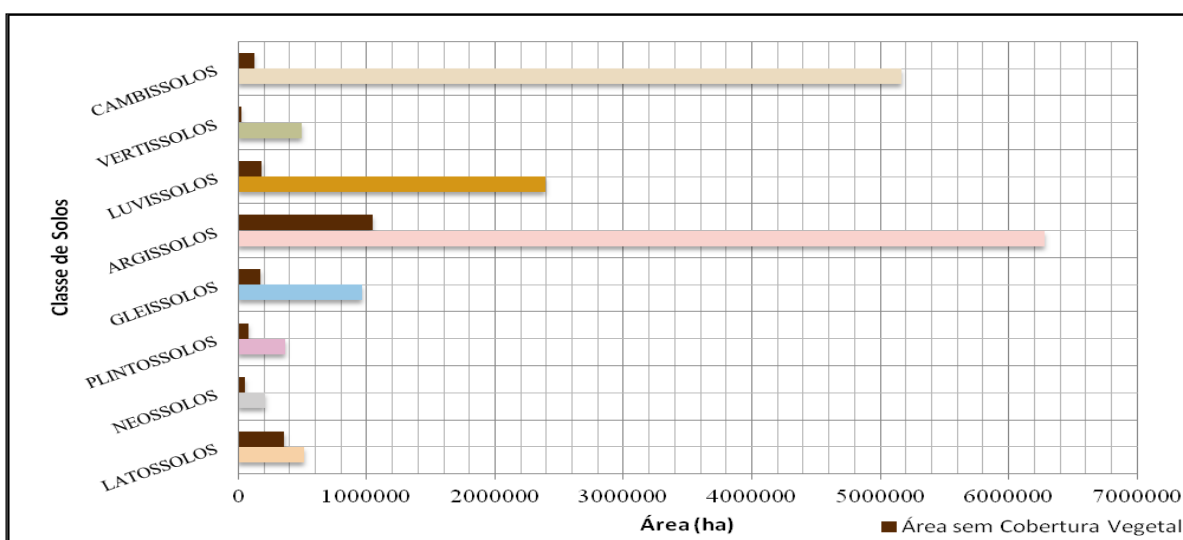


Figura 3. Área total por classe de solo e área sem cobertura vegetal até o ano de 2010.
 Figure 3. Total area by soil class and area without vegetation cover by the year 2010.

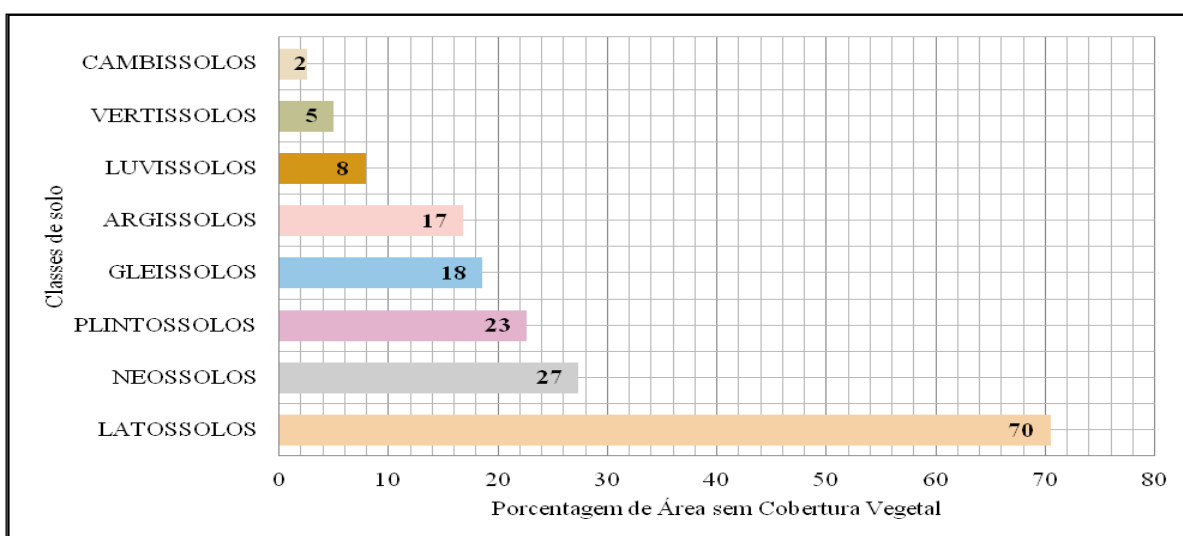


Figura 4. Área de desmatamento por classes de solo do estado do Acre.
 Figure 4. Area of deforestation according soil classes of Acre.

Os dados foram ponderados considerando-se a modificação da cobertura por classe de solo e entre as classes de solos, observando a área total ocupada por cada classe. Verificamos que a classe com maior área desmatada foi Latossolos (70%), seguida de Neossolos (27%), Plintossolos (23%), Gleissolos (18%), Argissolos (17%), Luvissolos (8%) e apresentando as menores áreas alteradas estão Vertissolos (5%) e Cambissolos (2%) (Figura 4).

Quando observamos somente a área total desmatada, e verificamos a expressão das classes, vemos que os Argissolos (51%) apresentou maior porcentagem de área alterada, Latossolos (18%), Gleissolos (9%), Luvissolos (9%), Cambissolos (6%), e neste caso as classes menos alteradas foram Plintossolos (4%), Neossolos (3%) e Vertissolos (1%) (Figura 5).

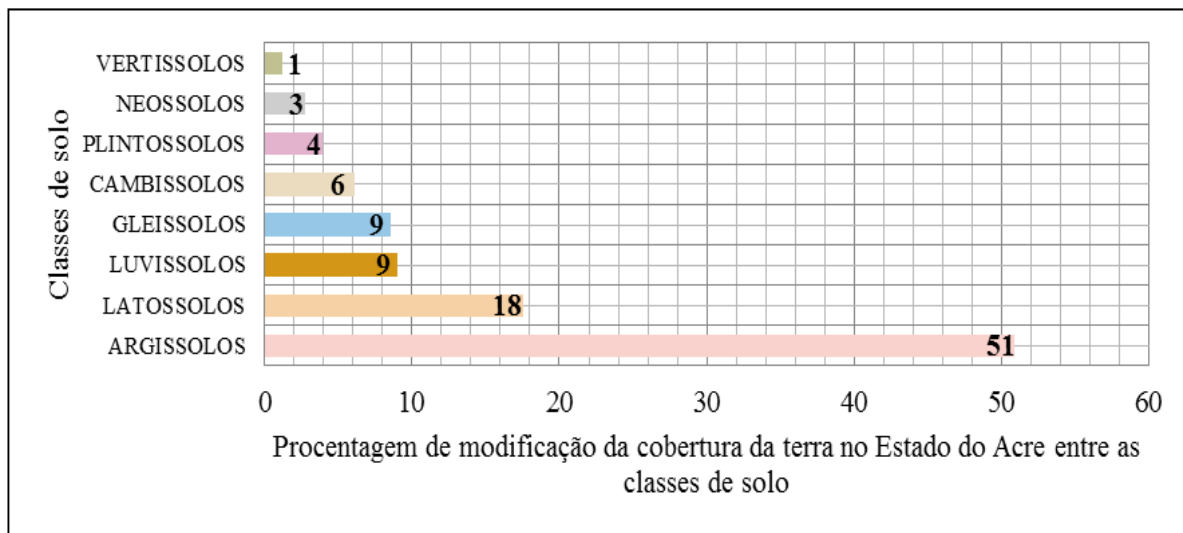


Figura 5. Modificação da cobertura da terra no estado do Acre entre as classes de solo.

Figure 5. Modifications of land cover in Acre between soil classes.

A ocupação inadequada do espaço e a utilização indevida dos recursos naturais podem acarretar sérios problemas ambientais. Notamos que o leste do estado do Acre é a região onde se concentra a maior área de solo.

CONCLUSÕES

O desmatamento no estado do Acre está ocorrendo no sentido leste oeste. Partindo dos solos mais estáveis aos mais suscetíveis à erosão.

O leste do estado do Acre é a região que mais sofreu modificação da cobertura do solo. Da área de desmatamento total os Argissolos e Latossolos obtiveram entre classes de solo a maior porcentagem de cobertura alterada para o ano 2010 com 1.051.057ha e 362.846ha, respectivamente.

Estas informações são imprescindíveis para a gestão ambiental do território do estado do Acre a fim de que sejam adotadas medidas mitigadoras do desmatamento e elaboradas políticas que gerenciem o uso e ocupação de áreas.

REFERÊNCIAS

ALVES, D.S. O processo de desflorestamento na Amazônia. Parcerias estratégicas, Brasília, v. 12, p. 259-275, 2001. Disponível em <<http://ftp.mct.gov.br/CEE/revista/Parcerias12/14Diogenes.pdf>>. Acesso em 2 jun. de 2013.

CASTRO, E.M.R. Dinâmica socioeconômica e Desmatamento na Amazônia. Novos cadernos NAEA, Belém-Pa, v. 2, n. 0, p. 5-39, 2005. Disponível em: <<http://www.naeaufpa.org/revistaNCN/ojs/include/getdoc.php?id=265&article=10&mode=pdf>>. Acesso em 2 jun. de 2013.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S.; FILHO, P.H.; FLORENZANO, T.G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C.C.F. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico Econômico e ao ordenamento territorial. São José dos Campos: INPE, 2001.

PEREZ, L.P.; FONSECA FILHO, H.; KUPLICH, T.M. A dinâmica do desmatamento próximo de rodovias em duas cidades da Amazônia: Cruzeiro do Sul e Rio Branco, Estado do Acre, no período de 1985 a 2003. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 6061-6067. 2009.

OLIVEIRA, S.J. de M.; ABREU, U.G.P.; VALENTIM, J.F.; BARIONI, L.G.; SALMAN, A.K.D. PECUÁRIA E DESMATAMENTO: Mudanças no uso do solo no noroeste brasileiro. Porto Alegre, 26 a 30 de julho de 2009. Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. 2009.

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; MCGRATH, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia. Estudos Avançados, 2005.

USO DA TERRA NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO AMADEU NO MUNICÍPIO DE TAQUARUÇU DO SUL – RS

LAND USE IN WATERSHED OF LAJEADO AMADEU IN THE MUNICIPALITY OF TAQUARUÇU DO SUL - RS

Paulo Afonso da Rosa¹, Daniele Arndt Erthal², Fábio Marcelo Breunig²

¹ Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima nº 1000, 97105-900 - Santa Maria, RS, Brasil
efl_paulo@yahoo.com.br

² Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Linha 7 de Setembro, s/n, BR 396 Km 40, 98410-000 –
Frederico Westphalen, RS, Brasil
dani.a.erthal@hotmail.com, breunig@ufsm.br

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar o uso da terra com enfoque na cobertura florestal, na microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu, localizado no município de Taquaruçu do Sul, RS, utilizando distintas técnicas de classificação. Usou-se imagens do satélite Landsat 5 TM dos anos de 1985, 1994 e 2005, e imagens do satélite Landsat 8 OLI do ano de 2014 (quatro décadas). A análise do uso da terra foi realizada com base nas classificações manual e no algoritmo máxima verossimilhança. Foram elaborados mapas de uso do solo com três classes: floresta, agricultura e solo exposto. Os resultados do método manual apresentaram um aumento gradual da cobertura florestal, de 365,1 ha em 1985 para 533,2 ha em 2014. Na classificação por máxima verossimilhança, houve um aumento da cobertura florestal de 300,8 ha para 345,8 ha, de 1985 a 2014, respectivamente. Apesar das diferenças nos resultados dos dois métodos de classificação, ambos mostraram-se relativamente eficientes no mapeamento das classes. Todas as classificações apresentaram deficiência quanto à cobertura florestal em áreas de mata ciliar.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, microbacia hidrográfica, uso da terra, cobertura florestal.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the land use and forest cover change in the watershed Paved Amadeu, located in the municipality of Taquaruçu do Sul, RS state in south of Brazil, using different classification techniques. We used three images acquired by Landsat 5 TM satellite of the years 1985, 1994 and 2005 and one Landsat OLI 8 image of 2014 (four decades). Analysis of land use was conducted based on the manual classification and the maximum likelihood algorithm. Forest, agriculture and bare soil land represent the three mapped classes. The results of the manual method showed a gradual increase of forest cover from 1985 (365.1 ha) to 2014 (533.2 ha). The maximum likelihood classification showed an increase in forest cover from 300.8 ha to 345.8 ha for 1985 and 2014, respectively. Despite the differences in the results of the two classification methods, both were relatively efficient to mapping these classes. In all mapping methods the riparian forest presented covers lags.

Keywords: Remote sensing, watershed, land use, forest cover.

INTRODUÇÃO

A expressão uso da terra pode ser compreendida como a forma pela qual o espaço está sendo ocupado pelo homem. O levantamento do uso da terra é de grande importância, na medida em que os efeitos de uso desordenado causam a deterioração do ambiente (LOCH, 1984). O crescimento rápido da população aliada às atividades socioeconômicas de tais resulta numa contínua e intensa pressão sobre os recursos naturais (fauna, terra, água e vegetação). A sucessiva tensão exercida pelos modelos econômicos proporciona uma gradativa degradação ao ambiente natural, como desmatamento, diminuição da biodiversidade, degradação dos solos, assoreamento e poluição de rios, entre outros (SILVA *et al.*, 2009). O uso e a ocupação do terra

geralmente estiveram associados a práticas agressivas ao meio ambiente. O desconhecimento e uso de estratégias inadequadas de manejo do solo, das águas e das florestas foi, e, ainda são os maiores responsáveis pela degradação desses recursos. A reversão desse quadro é extremamente dependente de ações planejadas que estão limitadas pela falta de informações precisas e atualizadas sobre a base de recursos biofísicos e econômicos (BARBOSA *et al.*, 2005).

O estudo de uso e da ocupação das terras constitui um passo excelente para o entendimento das relações entre o homem e o meio natural, o que possibilita o estabelecimento de ações de integração entre planejamento territorial e gestão ambiental. Para os estudos atuais de uso e ocupação das terras, o desenvolvimento tecnológico tem possibilitado diferentes tipos de análises. A utilização e a evolução do sensoriamento remoto estabeleceram uma nova realidade de obtenção de informações espaciais e o geoprocessamento permitiu as análises dessas informações (OKA-FIORI *et al.*, 2003). O sensoriamento remoto constitui-se numa técnica de grande utilidade, pois permite em curto espaço de tempo a obtenção de uma grande quantidade de informações a respeito de registros de uso da terra. O levantamento do uso da terra numa dada região tornou-se um aspecto de interesse fundamental para a compreensão dos padrões de organização do espaço (SANTOS *et al.*, 1981). Nesse contexto, as cenas adquiridas pela série de satélites Landsat representa uma fonte única para as abordagens multitemporais, como a avaliação do uso da terra em bacias hidrográficas.

Uma unidade de análise importante para aplicar as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto é a bacia hidrográfica, e este recurso passou a ser frequentemente utilizado como referencial geográfico para a adoção de planos de manejo e aproveitamento conservacionista dos recursos naturais, minimizando assim os impactos decorrentes do uso irracional (ROSS e PRETTE, 1998). A microbacia é uma das melhores unidades de análise apropriada aos estudos ambientais, levando em consideração os aspectos socioeconômicos dos habitantes do meio rural e urbano (BERNARDES, 2004; COLLARES, 2000). Assim, o diagnóstico ambiental de microbacias hidrográficas, através do uso do sensoriamento remoto e da correlação entre os recursos naturais, possibilita a distinção de áreas aptas à ocupação urbana e rural, daquelas destinadas à preservação e recuperação ambiental, subsidiando a indicação de formas viáveis de exploração racional das terras, capazes de garantir a sustentabilidade, observando a dinâmica ecológica dessa área, onde fatores biofísicos, econômicos e sociais, pelas suas relações, tem influência na estabilidade da unidade como um todo (BARBOSA *et al.*, 2005).

Assim sendo, o objetivo do presente estudo consiste na análise multitemporal do uso e cobertura da terra da microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu, localizado no município de Taquaruçu do Sul/RS, com ênfase na cobertura arbórea, através do método da edição vetorial manual e com o uso do método de classificação supervisionado máxima verossimilhança (Maxver).

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende a microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu, possuindo uma área de 1873 ha, localizada no município de Taquaruçu do Sul, no noroeste do RS (Figura 1). Localizada na microrregião do Médio Alto Uruguai, a bacia está centrada na latitude 27°25' Sul e longitude 23°27' Oeste, no município de Taquaruçu do Sul, com uma altitude média de 475 m, relevo suave ondulado até montanhoso com solos do tipo latossolo vermelho aluminoférrico típico (Erexim). O clima da região é do tipo subtropical úmido, com temperatura média de 19 °C, caracterizado por verões quentes e invernos rigorosos, além de uma precipitação média anual de 2300 mm (PREFEITURA MUNICIPAL DE TAQUARUÇU DO SUL, 2014).

O município de Taquaruçu do Sul possui uma área de 76,8 Km² e população total de 2.954 habitantes no ano de 2012 (FEE, 2014). Possui perfil populacional rural e econômico baseado na agropecuária (suinocultura, fomicultura e soja), com uma taxa de urbanização de apenas 30% (PREFEITURA MUNICIPAL DE TAQUARUÇU DO SUL, 2014).

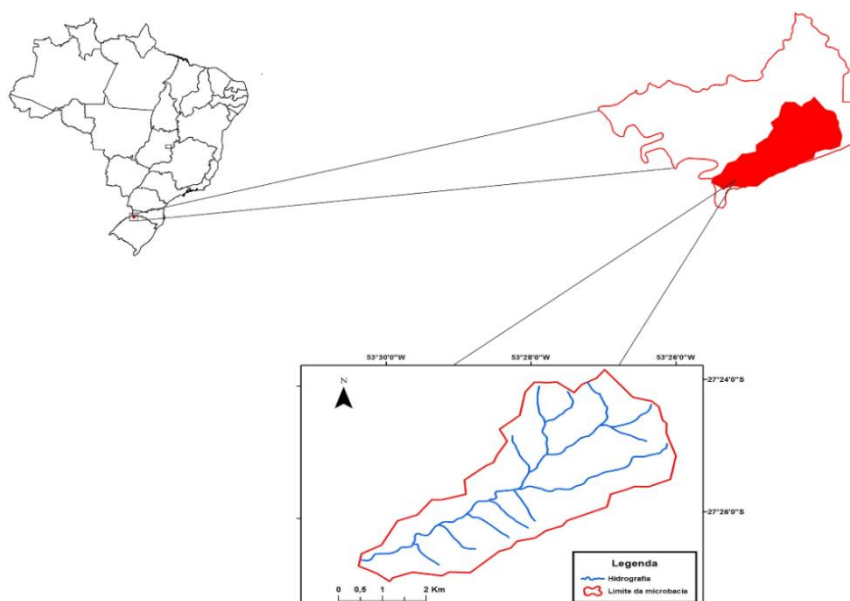


Figura 1. Localização da área de estudo.
Figure 1. Location of the study area.

Aquisição das imagens e pré-processamento

A primeira etapa constituiu-se na aquisição das imagens Landsat 5, sensor TM, da órbita-ponto 223-079 das datas de 1985, 1994 e 2005, e do Landsat 8, sensor OLI, órbita-ponto 223-079, da data de 2014. Todas as imagens foram obtidas pela plataforma online *Earth Explorer* (United States Geological Survey). De posse das imagens, as mesmas foram importadas através de um SIG. Como as imagens obtidas por essa plataforma já vem georreferenciadas, essa etapa de pré-processamento foi descartada. As imagens TM foram obtidas com correção atmosférica, conforme o produto *Landsat Surface Reflectance Climate Data Record* (CDR).

Para facilitar a interpretação visual nas composições coloridas, foram realizados os realces de contraste linear de todas as imagens. Para o mapeamento do uso do solo, as imagens foram recortadas com o auxílio de uma máscara com o limite da microbacia hidrográfica. Após as etapas de pré-processamentos, as imagens foram arquivadas em um banco de dados. Todos os processos foram realizados no aplicativo Spring 5.2.6 (CÂMARA *et al.*, 1996). Os limites da bacia hidrográfica foram extraídos da carta topográfica na escala de 1:50000, obtida da Diretoria do Serviço Geográfico (DSG).

Classificação e análise

A segunda etapa metodológica do estudo referiu-se à classificação do uso do solo do município. As classificações utilizadas nesse trabalho foram à classificação manual e máxima verossimilhança (classificação pixel a pixel). Para a execução das classificações, foram utilizados três classes: florestas, solo exposto e agricultura.

A classificação manual (através da edição vetorial) depende da habilidade e experiência do usuário na identificação de diferentes classes, considerando as chaves de interpretação. Apesar do caráter subjetivo desses procedimentos, os resultados tendem a ser melhores do que os gerados por algoritmos de classificação supervisionados e não-supervisionados, especialmente quando imagens de média resolução e multiespectrais são utilizadas (ex. Landsat 5 TM com base nos níveis de cinza). Para a execução da classificação manual, foi feita, para as quatro datas em estudo, uma composição colorida cor verdadeira, tal que, para as bandas do TM a cor vermelho foi atribuída à banda 3 (centrada em ~660 nm), a verde para a banda 2 (~550 nm) e a azul à banda 1 (~450 nm). Para as bandas do OLI, a cor vermelho foi atribuída à banda 4, a verde à banda 3, e a azul à banda 2. A escolha dessa composição deve-se ao fato da mesma apresentar a condição real do

terreno a ser estudado, facilitando a análise do fotointérprete. Assim sendo, executou-se a edição vetorial das imagens.

Para a execução da classificação máxima verossimilhança, como se trata de uma classificação pixel a pixel, necessita-se coletar amostras das diferentes classes para a realização do treinamento. Para isso, utilizou-se em todas as imagens, de 5 a 10 grupos amostras (polígonos de diferentes tamanhos) por classe. Cabe destacar que o objetivo do presente estudo foi simular a capacidade dos classificadores de identificar especialmente a classe floresta em uma condição de apenas três classes. Ao utilizar poucas classes no processo de treinamento, os erros na classificação tendem a serem maiores, tendo em vista que os limiares de aceitação (ou probabilidade de aceite) para um determinado pixel pertencer a uma classe são maiores. Um esforço foi empreendido no sentido de maximizar os acertos para a classe floresta.

Após executadas as classificações para as quatro datas, foram gerados mapas para a análise da mudança na cobertura florestal do município e para comparar os resultados obtidos por cada tipo de classificação. De posse das classificações, foram computadas as estatísticas de cada classe e foi realizada a avaliação dos resultados na forma de tabelas e figuras.

RESULTADOS

Mapeamento manual da cobertura do solo

Através da classificação manual, foi possível verificar que na microbacia hidrográfica houve um aumento gradual na cobertura florestal nos anos de 1985 a 2014. No ano de 1985 havia 365,1 ha, em 1994 havia 405,3 ha, passando para 476,4 ha em 2005, e 533,2 ha em 2014. A Tabela 1 apresenta as classes e suas respectivas áreas. Esse resultado mostra que houve uma forte recuperação das áreas florestais (sejam elas nativas ou plantios comerciais) da década de 80 a 2010. Esse processo pode ser reflexo das políticas de preservação e replantio, abandono de áreas, plantios comerciais ou mesmo da maior fiscalização por parte dos órgãos de regulação.

Tabela 1. Variação da cobertura florestal determinada através do procedimento de classificação manual para a microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu, RS-Brasil.

Table 1. Change in forest cover determined by manual classification procedure for watershed of Lajeado Amadeu, RS-Brazil.

Classificador	Ano							
	1.985		1.994		2.005		2.014	
Classificação por edição manual	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Floresta	365.1	19.5	405.3	21.6	476.4	25.4	533.2	28.5
Agricultura	329.8	17.6	1302.1	69.5	1355.4	72.4	1327.9	70.9
Solo exposto	1178.1	62.9	165.6	8.9	41.2	2.2	11.9	0.6
TOTAL	1.873	100.0	1.873	100.0	1.873	100.0	1.873	100.0

Os dados apresentados na Tabela 1 podem ser visualizados de forma temática na Figura 2, ao qual representa o mapeamento temático dos anos de 1985, 1994, 2005 e 2014. Analisando as figuras juntamente com a tabela é possível observar que com o passar dos anos a cobertura arbórea apresentou um crescimento em todos os anos mensurados. Observamos que a classe agricultura se manteve estável em todos os anos analisados, exceto no ano de 1985, em que sua área apresentou forte queda, perdendo espaço para a classe solo exposto. Essa brusca mudança em ambas às classes deve-se à data de aquisição das imagens, o que pode ter sido obtida na época de colheita das culturas anuais, deixando o solo totalmente exposto. Em relação à classe ‘solo exposto’, observamos que o mesmo apresentou um decréscimo de sua área durante o estudo.

Um dos possíveis fatos que explicam o aumento da área de florestas com o passar dos tempos é a conscientização e dificuldade de exploração. A ocorrência de relevo mais acidentado e solos com

afloramentos rochosos dificultam a exploração florestal facilitando o processo de regeneração e restauração desse ecossistema, segundo Coelho *et al.* (2005). Deve atentar ainda para o fato do abandono de áreas agrícolas que não permitem a mecanização. Esse fato vem crescendo em toda região de estudo (e entorno), associado ao êxodo rural, escassez de mão de obra e plantio de espécies exóticas.

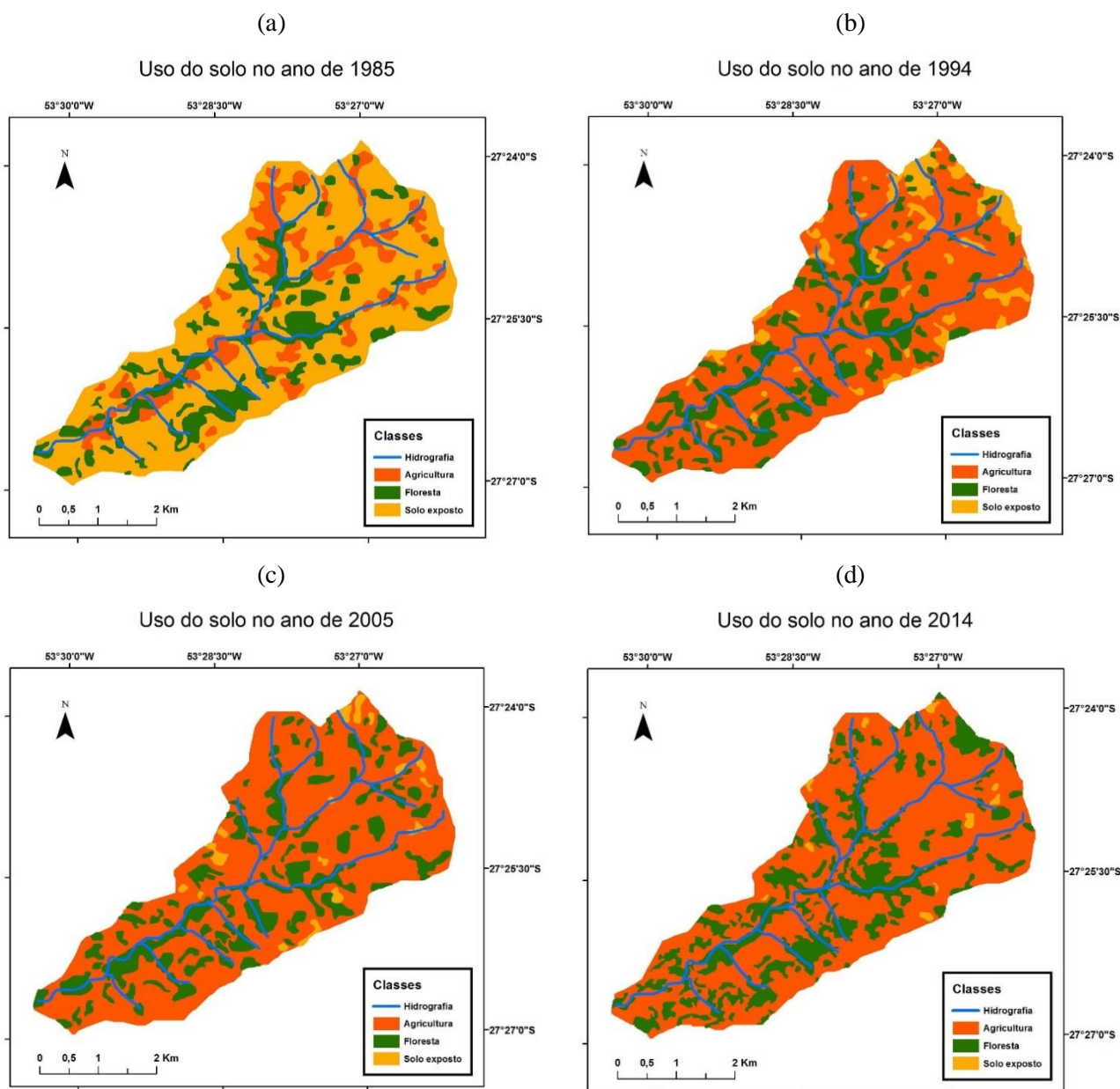


Figura 2. Distribuição das classes de uso da terra nos anos de (a) 1985; (b) 1994; (c) 2005 e; (d) 2014 na bacia do Lajeado Amadeu com base nos resultados da classificação manual.

Figure 2. Distribution of the land use classes for the years of: (a) 1985; (b) 1994; (c) 2005 and; (d) 2014 in the Lajeado Amadeu watershed based in the manual classification.

Mapeamento da cobertura do solo utilizando o método supervisionado Máxima Verossimilhança

Através do método supervisionado do algoritmo de máxima verossimilhança, verificou-se, que nos 4 anos (1985, 1994, 2005 e 2014), as classes de cobertura do solo que apresentaram as maiores porcentagens médias foram respectivamente: agricultura (62,5%), solo exposto (23,4%) e floresta (14,1%). A Tabela 2 apresenta detalhadamente os valores de área para cada classe de uso da terra para cada ano estudado. Comparando os resultados apresentados nas Tabelas 1 e 2, verifica-se que o uso de classificadores pode induzir a interpretações errôneas, a exemplo da classe floresta. Na classificação supervisionada é indicada uma

redução da cobertura florestal de 1985 para 2005, fato que contrasta com o crescimento gradual da classe observado pela interpretação manual. Cabe destacar que a interpretação manual, apesar da sua subjetividade, tende a produzir resultados mais consistentes. Esses resultados são diretamente relacionados à experiência do intérprete.

Tabela 2. Variação da cobertura florestal determinada através da classificação máxima verossimilhança para a microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu.

Table 2. Change in forest cover determined by the maximum likelihood classification for watershed of Lajeado Amadeu.

Classificador	Ano							
	1.985		1.994		2.005		2.014	
Class. Máxima verossimilhança	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Floresta	300.8	16.0	232.9	12.4	178.7	9.5	345.8	18.5
Agricultura	472.5	25.2	1445.4	77.1	1540.5	82.3	1227.3	65.5
Solo exposto	1099.7	58.8	194.7	10.5	153.8	8.2	299.9	16.0
TOTAL	1.873	100.0	1.873	100.0	1.873	100.0	1.873	100.0

Podemos observar, comparando os métodos, que há uma divergência entre os mesmos. No método manual, ocorre um crescente aumento da cobertura florestal nas datas mapeadas. Já no método utilizando o algoritmo máxima verossimilhança, observa-se que na classe floresta, há uma redução da cobertura florestal de 1985 a 2005, e um aumento significativo de 2005 a 2014, ou seja, a área coberta por vegetação arbórea quase dobrou no período 2005-2014, passando de 178,7 ha para 345,8 ha. O mesmo ocorre com o solo exposto: enquanto no método manual há uma redução gradual de área de 1985 a 2014, no método supervisionado há uma redução de 1985 a 2005, tendo um aumento entre 2005 e 2014.

Também podemos observar a grande diferença nos resultados das diferentes classes nos dois métodos abordados. Na classe floresta, obteve-se resultados entre 350 a 550 ha de cobertura florestal pelo método manual, enquanto que no método supervisionado obteve-se resultados entre 300 e 350 ha.

A Figura 3 facilita a compreensão dos valores constatados na Tabela 2, já que as mesmas mostram os padrões de variação das classes de cobertura da terra dos anos de 1985, 1994, 2005 e 2014 em uma forma espacial e de fácil visualização, considerando os resultados da classificação Maxver. É possível verificar que a área representada pela floresta sofreu uma redução com o passar dos anos, mas nos últimos anos obteve um considerável aumento. Ao contrário disso, a agricultura vinha com um crescimento constante, porém nos últimos anos ocorreu uma redução de sua área. Esse aumento na cobertura florestal deve-se ao fato de que, na década de 80 do século passado, encontrava-se no fim o processo de produção manual e começava-se o processo de mecanização e unificação das lavouras, como consequência do grande êxodo rural e consequentemente, o abandono de áreas não mecanizáveis. Estas áreas passaram pelo processo de sucessão natural, chegando algumas áreas ao estágio clímax da vegetação natural, por se tratar de solos novos e com um grande banco de sementes, devido à preservação de áreas nativas (PREFEITURA MUNICIPAL DE TAQUARUÇU DO SUL, 2014).

Fazendo uma breve discussão entre os métodos percebe-se que para a microbacia em estudo os dois métodos (manual e Maxver) apresentaram uma diferença significativa, principalmente em relação à cobertura florestal, a qual pela edição manual apresentou uma porcentagem de área média de 23,8%, enquanto que a porcentagem de área média pelo algoritmo Maxver foi de 14,1%. Na classe agricultura, os dois métodos também apresentaram diferença em seus resultados, porém não tão significativa quanto à classe floresta. No método manual a porcentagem de área média da classe agricultura foi de 57,6%, enquanto que pelo método Maxver foi de 62,5%. Em seguida, a classe solo exposto apresentou média de 18,6% e 23,4% para os mapeamentos manual e Maxver, respectivamente.

Ressaltando que os valores obtidos para o mapeamento tanto na edição vetorial quanto no método supervisionado pelo algoritmo Maxver, dependem diretamente da acurácia e precisão do operador para

diferenciar e identificar as diferentes áreas na imagem no método de edição vetorial, quanto no treinamento correto do algoritmo por parte do operador no método supervisionado (além do número de classes).

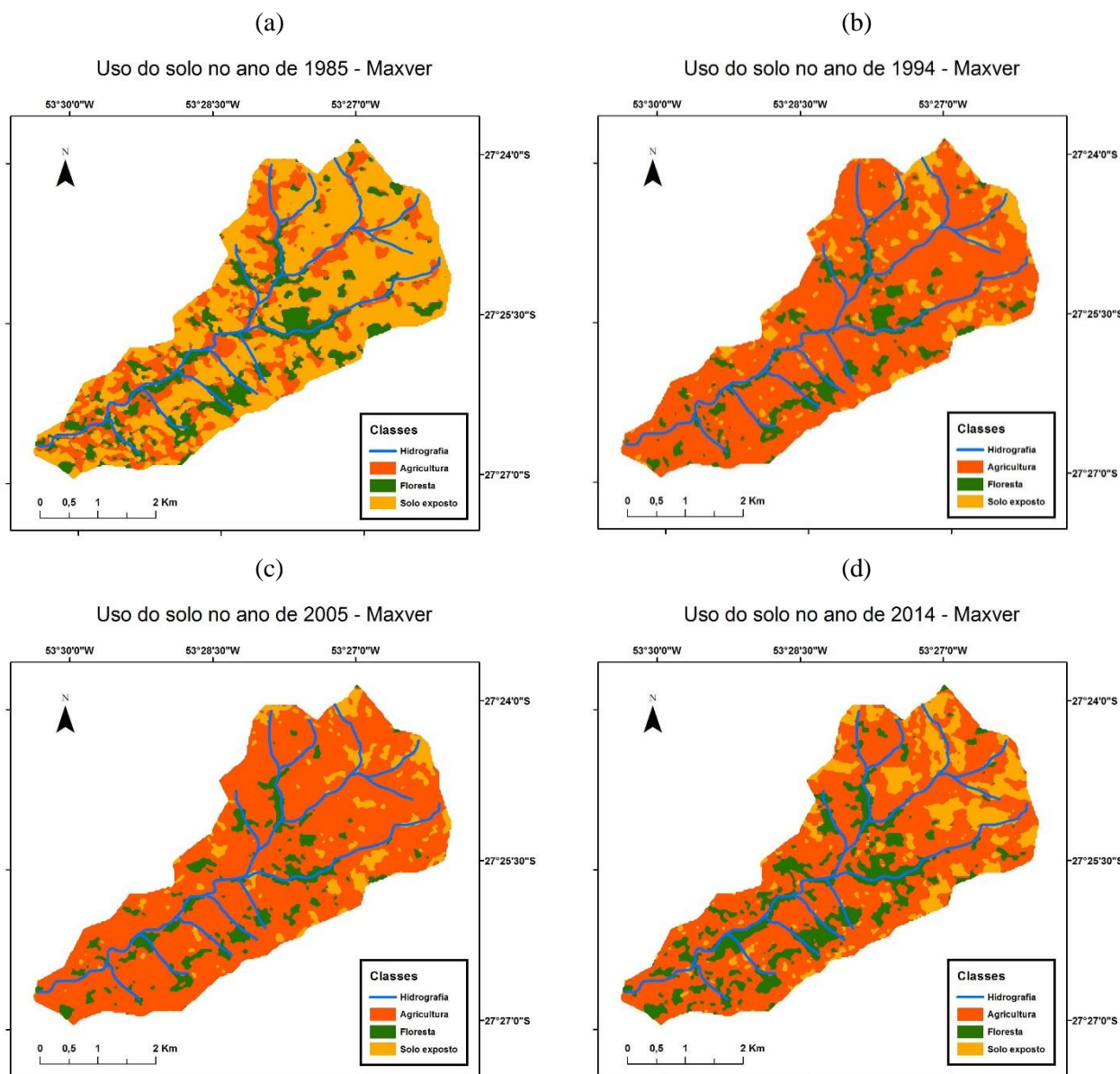


Figura 3. Distribuição das classes de uso da terra nos anos de (a) 1985; (b) 1994; (c) 2005 e; (d) 2014 na bacia do Lajeado Amadeu com base nos resultados da classificação por máxima verossimilhança.

Figure 3. Distribution of the land use classes for the years of: (a) 1985; (b) 1994; (c) 2005 and; (d) 2014 in the Lajeado Amadeu watershed based in the maximum likelihood classification.

CONCLUSÕES

Com o presente trabalho conclui-se que há certa discordância entre os resultados obtidos pelos dois métodos de classificação. Porém, foi possível obter as mesmas tendências em relação ao uso da terra, pelos diferentes métodos, para a microbacia hidrográfica do Lajeado Amadeu. Em geral, a cobertura florestal do município aumentou associado ao abandono de áreas de maior declividade, onde a mecanização agrícola não é possível. Esse fato se associa ao êxodo rural que leva a uma redução de mão de obra disponível.

Pode-se concluir que, em todas as análises, há grandes áreas, consideradas de preservação permanente, sem cobertura arbórea. Isso foge do que é proposto pelo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012). Embora

houvesse diferenças nos resultados entre os métodos, ambos os métodos de mapeamento de uso e cobertura do solo mostraram-se relativamente eficientes para a determinação das classes e percentual de quantificação das mesmas, sendo que a limitação encontrada para os dois métodos é a dependência de um bom conhecimento técnico por parte do operador.

A utilização de SIG e de produtos do sensoriamento remoto é de fundamental importância para a manutenção e o monitoramento de florestas e de outros recursos naturais, sendo uma ferramenta indispensável no planejamento de estratégias e na gestão dos recursos naturais e atividades antrópicas, sendo de grande importância na administração municipal e gestão de bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, J.A.; *et al.* O sensoriamento remoto na proposição de plano de uso em unidades de conservação: estudo de caso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005. Goiânia. *Anais do. XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, 2005. p. 811-818.
- BERNARDES, G.P. Monitoramento de Pequenas Bacias Hidrográficas no Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. In: PAIVA, J. B. D.; *et al.* *Monitoramento de Bacias Hidrográficas e Processamento de Dados*. São Carlos: Rima, 2004. p. 119-156.
- COELHO, D.J.S. *et al.* Levantamento da cobertura florestal natural da microrregião de Viçosa, MG, utilizando-se imagens de Landsat 5. *Revista Árvore*, v. 29, n 1, 2005.
- CÂMARA, G. *et al.* Spring: Integrating remote sensing and gis by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.
- COLLARES, E.G. **Avaliação de alterações em rede de drenagem de microbacias como subsídio ao zoneamento geoambiental de bacias hidrográficas:** Aplicação na Bacia Hidrográfica do Rio Capivari-SP. 2000. 193 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2000.
- Fundação de Economia e Estatística do RS (FEE – RS). Perfil socioeconômico do município de Taquaruçu do Sul. Disponível em: <http://www.fee.rs.gov.br/perfil-socioeconomico/municipios/detalhe/?municipio=Taquaru%E7u+do+Sul>. Acesso em: 7 mai., 2014.
- LOCH, C. *Noções básicas para a interpretação de imagens aéreas, bem como algumas de suas aplicações nos campos profissionais*. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1984. 92 p.
- OKA-FIORI, C.; *et al.* Dinâmica da ocupação do solo na bacia do Rio Itiquira, Mato Grosso, Brasil. *Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em Análise*, v.7, p. 19-31, 2003.
- Prefeitura Municipal de Taquaruçu do Sul (PMTS). Dados econômicos. Disponível em: http://www.pmtaquarucudosul.com.br/novo_site/index.php?nivel=0&exibir=secoes&ID=51. Acesso em: 5 mai., 2014.
- Prefeitura Municipal de Taquaruçu do Sul (PMTS). Dados históricos. Disponível em: http://www.pmtaquarucudosul.com.br/novo_site/index.php?nivel=0&exibir=secoes&ID=52. Acesso em: 5 mai., 2014.
- ROSS, J.L.S.; PRETTE, M.E.D. Recursos Hídricos e as Bacias Hidrográficas: âncoras do planejamento e gestão ambiental. *Revista do Departamento de Geografia da USP*, n. 12, p. 89-121, 1998.
- SANTOS, A.P.; *et al.* Metodologia de Interpretação de Dados de Sensoriamento Remoto e Aplicações no Uso da terra. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1981. São José dos Campos. *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, São José dos Campos, 1981, p. 172-175.
- SILVA, L.C.N.; *et al.* Uso do solo no manejo de bacias hidrográficas: o caso da microbacia Córrego Prata, Três Lagoas – MS. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 2, n. 1, p. 1-13, 2009.

USO DE DIFERENTES FILTROS PARA A GERAÇÃO DO MDT EM DADOS DE VARREDURA LASER TERRESTRE

DIFFERENTS FILTERS USAGE FOR DTM GENERATION IN TERRESTRIAL LASER SCANNER DATA

Rorai Pereira Martins Neto¹, André Leonardo Bortolotto Buck²⁻⁴, Christel Lingnau², Álvaro Muriel Lima Machado³, Matheus Nunes Silva⁴, Vagner Alex Pesck², Murilo José Trento², Raphael Jasper Furlan²

¹Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UDESC/CAV, Av. Luiz de Camões, 2090, 88520-000, Lages - SC, Brasil. email: rorai.neto@gmail.com

²Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Lothário Meissner, 900, 80210-170 – Curitiba, PR, Brasil, andre.buck@sulflorestas.com.br; lingnau@ufpr.br; vagneralex@yahoo.com.br; murilotrento@live.com; rapfur@hotmail.com

³Universidade Federal do Paraná – UFPR, Rua. Cel Francisco H dos Santos s/n, 81531-990 – Curitiba, PR, Brasil, alvaroml@ufpr.br

⁴SF Consultoria - Sul Florestas, Avenida Papa João XXIII, 1555, 88505-200 - Lages, SC, Brasil, andre.buck@sulflorestas.com.br; matheus.silva@sulflorestas.com.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi testar diferentes filtros já consolidados para dados *laser scanner* aerotransportado em dados *laser scanner* terrestre para posterior geração do MDT (Modelo Digital do Terreno). A aplicação de filtros é indispensável para o processamento da nuvem de pontos tridimensional com a finalidade de extração de informações. A coleta de dados foi realizada em um plantio de *Eucalyptus urugrandis* pertencente a empresa Eldorado Celulose S.A. localizada no município de Três Lagoas – MS. A varredura *laser* foi realizada no centro de parcela circular de 400 m², com o equipamento Faro Focus 3D a uma resolução de ¼ do total. Para a filtragem dos pontos foram utilizados os seguintes filtros: *Slope*, *Elevation Threshold with Expand Window* (ETEW) e *Adaptive TIN* (ATIN) presentes no software ALDPAT. Após a filtragem dos dados foi realizada a interpolação dos pontos para a geração do MDT utilizando o interpolador Inverso da distância a potência. Os resultados demonstraram que o filtro *Slope* filtrou menos os pontos, gerando mais picos, o ETEW filtrou mais com relação ao filtro *Slope*, todavia também gerou picos e o filtro ATIN não gerou picos, filtrando a maioria dos pontos não pertencentes ao solo, porém gerou muitas cotas negativas devido à elevada redução dos dados. Outros estudos envolvendo a filtragem automática de pontos obtidos por meio da varredura *laser* terrestre com a finalidade de gerar o MDT devem ser realizados.

Palavras-chave: Pontos de solo, filtragem, varredura *laser* terrestre.

ABSTRACT

The aim of this paper was test different consolidated filters for airborne *laser scanner* data in terrestrial *laser scanner* data to generate DTM (Digital Terrain Model). The filters application is essential for three dimensional point clouds processing to extract informations. The data collection was made on *Eucalyptus urugrandis* plantations in Eldorado Celulose S.A. company located in Três Lagoas – MS city. In the middle of circular plot with 400 m² was made the terrestrial *laser* scanning by Faro Focus 3D equipment using a ¼ of total resolution. These filter were used to point filtering: *Slope*, *Elevation Threshold with Expand Window* (ETEW) and *Adaptive TIN* (ATIN) presentes in ALDPAT software. After filtering process was realized the point interpolation to DTM generation with inverse distance to a power interpolator. The results showed that Slope filter filtered fewer points with a lot of peaks, the ETEW filtered more points but with peaks too and the ATIN didn't generate peaks, filtering the most of non-ground points, however with many negative elevations, this is occasioned by high data reduction. Other studies with automatic points filtering obtained by terrestrial *laser* scanner to DTM generation should be realized.

Keywords: Ground points, filtering, terrestrial *laser* scanning.

INTRODUÇÃO

A varredura *laser* terrestre tem se consolidando na área florestal pela precisa e rápida aquisição de dados. Os estudos realizados a partir de dados da varredura *laser* justificam-se pelo fato de a nuvem de pontos ser analisada em ambiente computacional minimizando erros causados por condições adversas em campo e pelos custos e tempo empregados nas atividades convencionais de inventário florestal (HOPKINSON *et al.* 2004), da precisão e rapidez na coleta dos dados, (THIES e SPIECKER, 2004), do georreferenciamento de todos os pontos obtidos podendo atrelar cada árvore a um banco de dados cadastral do plantio e da possibilidade de modelar e determinar variáveis dendrométricas, como diâmetros em alturas parciais, altura total e volume, sem a derrubada da árvore (BIENERT *et al.*, 2006; MAAS *et al.*, 2008). A tecnologia contribuirá em breve de forma significativa nas atividades de manejo, silvicultura e planejamento florestal, trazendo ganhos na diminuição de custos com equipes de inventário, processamento de dados e o próprio gerenciamento da produção e da floresta. Os trabalhos já desenvolvidos e publicados demonstram que o uso do *laser* terrestre na área florestal já uma realidade na Europa e os resultados são muito promissores.

No Brasil, a maioria dos estudos envolvendo esta tecnologia teve como objetivo a obtenção de variáveis dendrométricas como altura total, diâmetros e áreas transversais a diferentes alturas e modelagem tridimensional do fuste para a determinação da volumetria do tronco, todos em árvores individuais (LINGNAU *et al.*, 2009; LINGNAU *et al.*, 2010; SILVA, 2011; BUCK *et al.*, 2012; MARTINS NETO *et al.*, 2013). Pesck *et al.* (2013) fez uma primeira abordagem do uso da varredura *laser* a nível de parcela, no caso circulares com 400 m², em plantio de *Eucalyptus* spp. aplicando um algoritmo que identificasse automaticamente as árvores. O resultado foi promissor, chegando a 98% das árvores identificadas para árvores com 5 anos e meio de idade.

O processamento da nuvem de pontos *laser* possui várias etapas, e segundo Dassot *et al.* (2011) a extração do modelo digital do terreno (MDT) criado a partir da nuvem de pontos deve ser um dos primeiros passos, pois servirá de base para extração de outras informações da floresta.

Bienert *et al.* (2006), comenta que os dados da varredura *laser* em parcelas inclui muitos pontos de solo, gerando assim alguns pontos fantasmas causados pela ambiguidade do pulso *laser*, com isso faz-se necessária a extração de um MDT para eliminar os pontos fantasmas e possibilitando também zerar o sistema de coordenadas na base da árvore (X_0, Y_0, Z_0) para a determinação da altura total, diâmetros a diferentes alturas e detecção automática das árvores (SCHILLING *et al.*, 2011).

Os métodos de filtragem de dados obtidos a partir da varredura *laser* aerotransportado já são mais consolidados, visto que se trata de uma etapa indispensável para a extração de informações da nuvem de pontos e, por conseguinte gerar o MDT. Desta forma, este trabalho teve como objetivo testar três diferentes filtros amplamente utilizados em dados de varredura *laser* aerotransportado, para verificar a viabilidade na separação dos pontos de solo na nuvem de pontos oriunda da varredura *laser* terrestre em uma parcela de *Eucalyptus urograndis*, assim como demonstrando também o tempo de processamento e o tamanho dos arquivos gerados.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em um plantio de *Eucalyptus urugrandis* com um espaçamento 3,6 x 2,2 m pertencentes à empresa Eldorado Celulose e Papel S.A. localizada no município de Três Lagoas – MS (Figura 1).



Figura 1. Plantio de *Eucalyptus urugrandis*.
Figure 1. *Eucalyptus urugrandis* plantation.

A varredura *laser* foi realizada, com o equipamento Faro Focus3D, o qual possui precisão milimétrica com uma velocidade de aquisição de até 976.000 pontos de medição por segundo (Figura 2 e Tabela 1).



Figura 2. Varredura *laser* na parcela de eucalipto.

Figure 2. *Laser* scanning in eucalyptus plot.

Tabela 1. Especificações técnicas do modelo Faro Focus 3D (Fonte: www.faro.com/focus/br).

Table 1. Technical specification Faro Focus 3D model (Source: www.faro.com/focus/br).

Características técnicas	
Aquisição de pontos	Até 976.000 pontos por segundo
Campo de visão	360° (horizontal) x 305° (vertical)
Acurácia posição / distância	0,95 mm / 2,3 mm (1 a 25 m)
Alcance	Até 150 m

Os dados *laser* são oriundos de uma varredura simples de 360° em uma parcela circular de 400 m². A resolução utilizada foi de ¼ com uma taxa de aquisição de 244.000 pts/s. Posteriormente, a nuvem de pontos passou por um processamento que consistiu nos seguintes passos: filtragem dos pontos não pertencentes ao solo, interpolação dos pontos e geração do MDT.

Filtragem dos pontos não pertencentes ao solo

A filtragem dos pontos foi realizada utilizando o *software* ALDPAT (*Airborne Lidar Data Processing and Analysis Tools*) disponível para *download* na *web site* <http://www.csc.noaa.gov/digitalcoast/tools/aldpat> o qual possui uma interface simples e é de domínio público. No presente estudo foram testados três filtros, a saber: *Slope*, *Elevation Threshold with Expand Window* (ETEW) e *Adaptive TIN* (ATIN).

O filtro *Slope*, desenvolvido por Vosselman. (2000), usa como principal parâmetro o gradiente de declividade, visto que este gradiente é diferente entre o solo e o topo das árvores. Esta diferença de inclinação é utilizada para separar pontos pertencentes ou não ao solo baseado na comparação os declives locais entre as medições do ponto *laser* e seus vizinhos. O algoritmo, primeiramente, sobrepõe uma malha retangular no conjunto de dados *laser*. Posteriormente é criada uma matriz bidimensional cujos elementos representam os pontos que estão inseridos nas células da malha. Para cada ponto $p_j (x_j, y_j, z_j)$ medido no conjunto de dados, é atribuída uma célula em função das suas coordenadas x e y . Caso mais de um ponto permaneça na mesma célula, é selecionado o de menor cota como elemento da matriz. O ponto *laser* é classificado como ponto de solo $p_0 (x_0, y_0, z_0)$ se o valor máximo ($s_{0,max}$) de declividade entre este ponto e qualquer outro ponto p_j dentro de um determinado raio for menor que o limite pré-definido (s). O filtro *slope* pode ser definido por meio da seguinte equação simplificada (Equação 1) (ZHANG e CUI, 2007):

$$\left\{ s = \frac{z_0 - z_j}{\sqrt{(x_0 - x_j)^2 + (y_0 - y_j)^2}} \right\} \quad (1)$$

$$P_0 \in \text{pontos de solo se } s_{0,max} < s$$

Onde: $s_{0,j}$ = declive entre p_0 e p_j ; x_j, y_j = coordenadas horizontais de p_j ; z_j = elevação.

O filtro *Elevation Threshold with Expand Window* (ETEW) utiliza como limiar de elevação uma janela expandida de busca para a identificação e remoção dos pontos não pertencentes ao solo (ZHANG e WHITMAN, 2005). Primeiramente, o conjunto de dados é subdividido em uma matriz de células quadradas e todos os pontos, exceto os com a cota mínima, são eliminados. Para a interação seguinte, as células se expandem, ou seja, aumentam de tamanho e um novo limiar de elevação mínima para cada célula é determinado eliminando todos os pontos acima deste limiar. O processo é repetido, sempre expandindo o tamanho da células e o limiar de elevação mínima, até que não existam mais pontos da interação anterior a serem descartados.

$$Z_{i,j} - Z_{i,min} > h_{i,T} \quad (2)$$

Onde: $Z_{i,j}$ = elevação do ponto $P_{i,j}$; $Z_{i,min}$ = a elevação mínima da célula; $h_{i,T}$ = o limiar da altura que está relacionado com o tamanho da célula definido pela Equação 3:

$$h_{i,T} = sc_i \quad (3)$$

Onde: s = declividade máxima do terreno predefinido; c_i = tamanho da célula que dobra a cada interação de tal modo que (Equação 4):

$$c_i = 2c_{i-1} \quad i = 2,3, \dots M \quad (4)$$

Onde: M = número total de interações.

Uma rede triangular irregular (TIN) é criada a partir de pontos denominados sementes e agrupados por processos interativos. Criado por Axelsson. (2000), o filtro *adaptive TIN* (ATIN) utiliza a distância de um ponto sobre a superfície de uma TIN para selecionar os pontos de solo a partir do conjunto de dados *laser*. Este filtro irá selecionar alguns pontos mais baixos que pertencem ao terreno, então os mesmos são triangulados para produzir a TIN. A principal vantagem deste filtro está em sua capacidade de lidar com superfícies descontínuas. Em cada interação os pontos são testados, e caso estejam abaixo do limiar pré-estabelecido, cujos parâmetros são os pontos de ângulo que fazem as faces da TIN e a distância até a próxima face são adicionados a TIN (Figura 3).

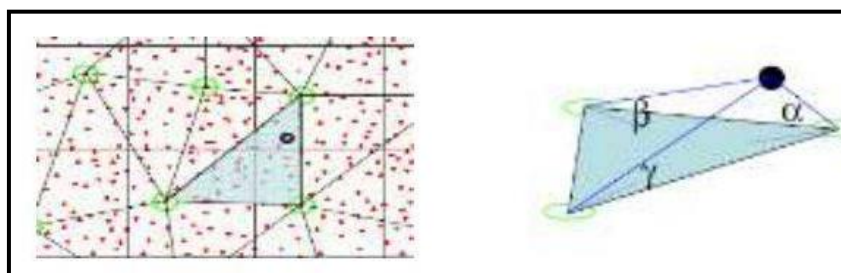


Figura 3. Seleção de pontos do filtro ATIN baseado nos ângulos e distância (Fonte: Pfeifer, 2007 citado por Sulaiman *et al.*, 2010).

Figure 3. Point selection in ATIN filter is based on angle and distance (Source: Pfeifer, 2007 *caput* Sulaiman *et al.*, 2010).

No final de cada interação da TIN, os limiares dos dados são recalculados, incluindo os novos pontos de solo que foram identificados, onde novos limiares são calculados com base nos valores médios estimados a partir dos histogramas de cada interação. O processamento termina quando não há pontos inferiores ao limiar estabelecido (GONÇALVES e PEREIRA, 2010).

Interpolação e geração do MDT

Antes de gerar o MDT é preciso modelar os dados como uma superfície contínua, a partir de pontos discretos. Por isso torna-se necessário interpolar os dados a partir de pontos conhecidos para obter as informações para os pontos intermediários. A escolha correta do método de interpolação é fundamental, pois esta definirá a qualidade e precisão do modelo esperado (YANG *et al.*, 2004).

Neste estudo optou-se em utilizar o interpolador Inverso da Distância à Potência (IDP), pois de acordo com Pereira *et al.* (2013) é o melhor interpolador para a geração do MDT em dados *laser* aerotransportado. O IDP (Equação 5) é um interpolador de média ponderada em que o valor do ponto desconhecido é uma soma ponderada dos valores de N pontos conhecidos. Para isso, atribui-se aos dados uma potência de ponderação, sendo a de segundo grau é a mais utilizada (SILVA, 2011). Esta potência controla a forma como a distância da malha de pontos se distribui. Quanto maior o grau de potenciação, menor o efeito dos pontos mais afastados da malha na interpolação, já para uma potência menor, os pesos são mais uniformemente distribuídos pelos pontos de dados vizinhos (YANG *et al.*, 2004).

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (5)$$

Onde: $z^*(x_0)$ = estimativa do ponto não amostrado; $z(x_i)$ = ponto conhecido; λ_i = peso associado a cada uma das amostras em que (Equação 6):

$$\lambda_i = \frac{1}{d_i^n} \quad (6)$$

Onde: d_i^n = distância da amostra i ao ponto a ser estimado.

Após a etapa de interpolação foi gerado um arquivo raster, com o qual foi possível criar a superfície do modelo digital do terreno.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A nuvem de pontos em questão possui 19.072.240 pontos resultando em arquivo de 1,02 GB. Devido ao grande volume dos dados, o tempo de processamento foi relativamente alto (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados após o processo de filtragem.

Table 2. Results after filtering process.

Filtro	Tempo de processamento (min, s)	Número de pontos	Tamanho dos arquivos (kb)
SLOPE	16:54	2.546	111
ETEW	20:04	1.528	67,1
ATIN	20:47	1.177	51,7

Verifica-se na Figura 4 um comparativo onde os três métodos de filtragem (ETEW, *Slope* e *Adaptive TIN*) por meio da imagem de elevação, modelo digital do terreno e dispersão dos pontos de elevação (perfil vertical), onde é considerada a circunferência da parcela de -11,28 a 11,28 m no eixo x.

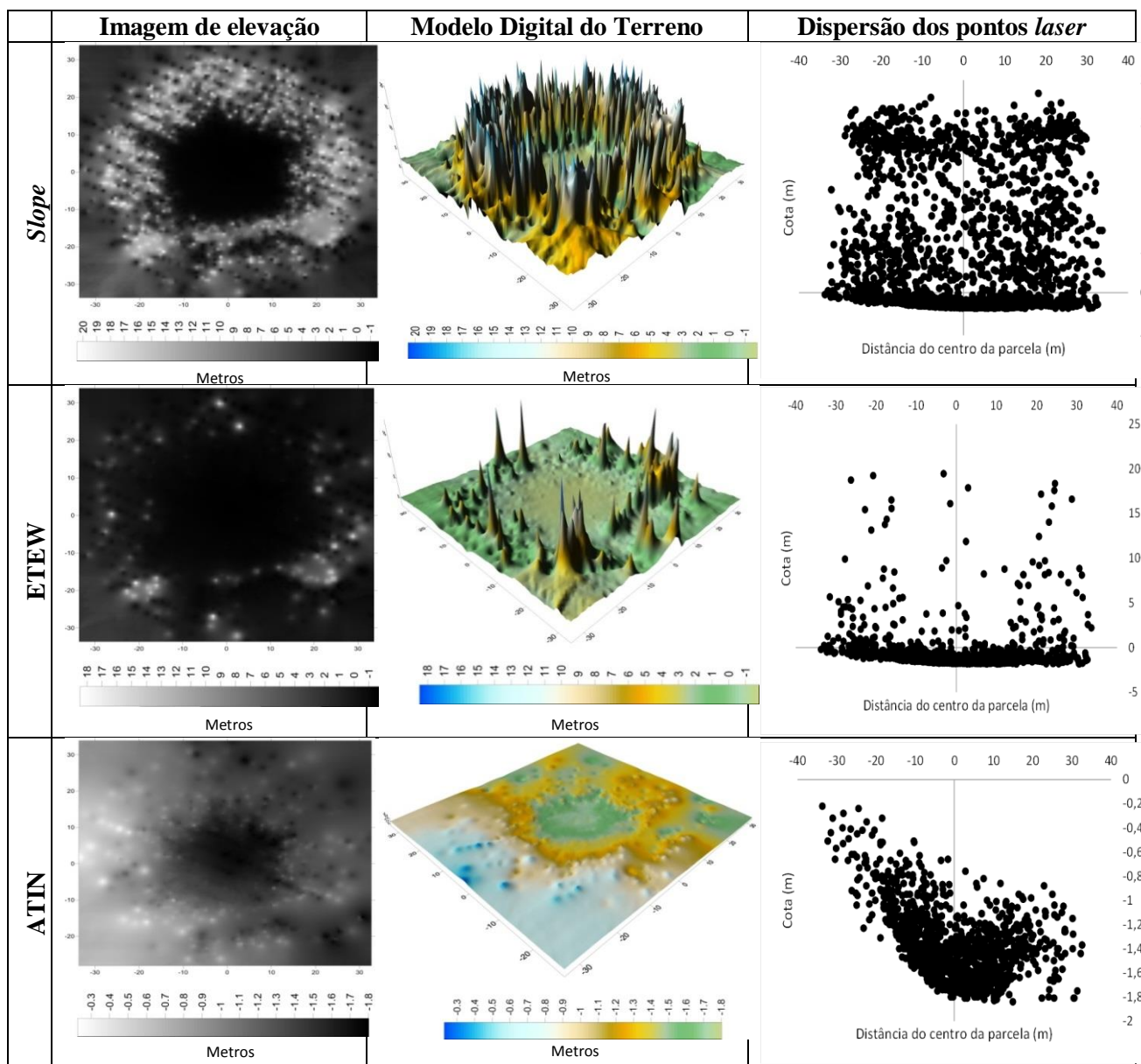


Figura 4. Comparação entre os três métodos de filtragem.
 Figure 4. Comparison between the three filtering methods.

Nota-se que dos três filtros testados, o filtro *Slope* foi o que separou menos os pontos de árvores dos de solo, gerando mais picos, estes chegando a mais ou menos 20 m (altura média das árvores da parcela), conforme Figura 4. Sulaiman *et al.* (2010) em seu estudo, comenta que os filtros do tipo *Slope* tem melhores resultados em relevo mais suave e em áreas urbanas, separando melhor os pontos de solo das casas e edificações. Por ter filtrado menos pontos, foi o filtro que gerou o maior arquivo.

O filtro ETEW eliminou mais pontos não pertencentes ao solo que o filtro *Slope*, porém também gerou picos com cerca de 20 m. Verifica-se que a maior parte destes picos está na borda da parcela, ou seja, a partir de 15 m do centro da parcela (vide dispersão dos pontos *laser*). Isto pode ser causado devido a esses pontos mais afastados serem pontos fantasmas, acarretando um retorno de sinal do objeto mais afastado do que realmente parece ser na nuvem de pontos.

O filtro ATIN foi o que gerou os melhores resultados. Ele não gerou picos, filtrando a maioria dos pontos não pertencentes ao solo. Gonçalves e Pereira (2010) em seu estudo testando diferentes filtros encontraram que o filtro ATIN é superior estatisticamente aos demais. Todavia, na Figura 4 podemos constatar que este filtro gerou cotas negativas (de até -2 m). Pereira *et al.* (2013) explicada que a elevada supressão da

quantidade de informações (como visto na Tabela 2) acarreta na ocorrência de cotas negativas.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Dentre os três filtros testados, o *slope* e o ETEW não são recomendados, pois eliminaram poucos pontos não pertencentes ao solo, gerando muitos picos, os quais são representados por árvores no MDT, entretanto deve-se atentar aos pontos fantasmas presentes na nuvem de pontos podendo causar ambiguidades na filtragem. O filtro ATIN eliminou grande parte dos pontos, porém gerou muitas cotas negativas devido à elevada redução dos dados. Os resultados desta pesquisa indicam que devem ser realizados mais estudos sobre o uso de filtros para os de varredura *laser* terrestre em áreas de povoamentos florestais.

AGRADECIMENTOS

À empresa Santiago & Cintra Geo – tecnologias pelo fornecimento do equipamento *laser* Faro Focus 3D, à empresa Eldorado Celulose e Papel S.A por todo apoio logístico e por ceder suas áreas para a realização desta pesquisa e a UFPR/TN pela bolsa de iniciação científica em 2013/2014.

REFERÊNCIAS

- AXELSSON, P. DEM Generation From *Laser* Scanner Data Using Adaptive TIN Model. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. 33. Amsterdam, 2000.
- BIENERT, A. *et al.* Application of terrestrial *laser* scanners for the determination of forest inventory parameters. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 36. 2006.
- BUCK, A.L.B.; SILVA, M.N.; LINGNAU, C.; MACHADO, A.M.L.; MARTINS NETO, R.P.; PESCK, V.A. Avaliação da modelagem tridimensional do tronco de *Pinus elliottii* a partir de dados *laser* terrestre. *Ambiência*. v. 8, p. 549-557, 2012
- DASSOT, M.; CONSTANT, T.; FOURNIER, M. The use of terrestrial LiDAR technology in forest science: application fields, benefits and challenges. In: *Annals of Forest Science*. 2011.
- FARO FOCUS 3D - *Especificações*– Disponível em: www.faro.com/focus/br Acesso em: 31/03/2014.
- GOLÇALVES, G.; PEREIRA, L.G. Assessment of the performance of eight filtering algorithms by use full-waveform LiDAR data of unmanaged eucalypt forest. In: *Silvilaser*, 10º, 2010, Freiburg. *Proceedings...* Freiburg, 2010. 1 CD-ROM.
- HOPKINSON, C.; CHASMER, L.; YOUNG-POW, C.; TREITZ, P., 2004. Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, pp. 573-583.
- LINGNAU, C.; MACHADO, A.M.L.; BAVARESCO JUNIOR, A.; COLLA, F.L. Determinação de diâmetros a diferentes alturas de árvores individuais a partir de dados *laser* terrestre. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14, 2009, Natal. *Anais...* Natal: INPE, 2009.
- LINGNAU, C. *et al.* Modelagem do fuste em povoamentos de *Pinus taeda* partir da varredura *laser* terrestre. In: IX Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas aplicados à Engenharia Florestal, 2010, Curitiba. *Anais...*2010. v. 1. p. 111-118.
- MAAS, H.-G.; BIENERT, A.; SCHELLER, S.; KEANE, E. Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial *laser* scanner data. *International journal of remote sensing*, v. 29, n. 5, p. 1579-1593, 2008.
- MARTINS NETO, R.P.; BUCK, A.L.B.; SILVA, M.N.; LINGNAU, C.; MACHADO, A.M.L.; PESCK, V.A. Avaliação da varredura *laser* terrestre em diferentes distâncias da árvore para mensurar variáveis dendrométricas. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 19, n. 3, p. 420-433, 2013.

- PEREIRA, J.P.; GUTIERREZ, A.S.; SCHIMALSKI, M.B. Filtragem de dados LiDAR empregando o programa ALDPAT. In: VIII Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas, 2013, Curitiba. *Anais...*2013.
- PESCK, V.A.; BUCK, A.L.B.; LINGNAU, C.; MACHADO, A.M.L.; WANDRESEN, R.R.; MARTINS NETO, R.P.; SILVA, M.N. Identificação automática de árvores em parcelas de *Eucalyptus* spp. na varredura *laser* terrestre. In: II Simpósio Nacional de Inventário Florestal, 2013, Curitiba. *Anais...*2013. p. 123-123.
- SCHILLING, A.; SCHMIDT, A.; MAAS, H –G. Tree Detection and Diameter Estimation in Terrestrial *Laser Scanner Point Clouds*. *16th Computer Vision Winter Workshop, 2011*. Mitterberg, Austria, 2011.
- SILVA, A. A da. *Métodos Geoestatísticos Aplicados ao Inventário Florestal em Florestas Tropicais - Belém - Pará - Brasil*. 2011. 53 f. Dissertação (Mestrado) –Programa de Pós – graduação em Matemática e Estatística, Instituto de Ciências Exatas e Naturais, UFPA, Belém, 2011.
- SILVA, M.N. *Aplicação de laser scanner terrestre para determinação de variáveis dendrométricas em Pinus spp.* 2011. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, UFPR, Curitiba, 2011.
- SULAIMAN, N.S.; MAJID, Z.; SETAN, H. DTM Generation from LiDAR data by using different filters in open-source software, *Geoinformation Science Journal* 10(2): 89-109, 2010.
- THIES, M.; SPIECKER, H. Evaluation and future prospects of terrestrial *laser* scanning for standardized forest inventories. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. xxxvi – 8/w2. Freiburg, 2004.
- VOSSSELMAN, G. Slope Based Filtering of *Laser Altimetry Data*. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol.33, Part B3, Amsterdam, 2000.
- YANG, C.S.; KAO, S.P.; LEE, F.B.; HUNG, P.S. Twelve different interpolation methods: a case study of Surfer 8.0. In: *Proceedings of ISPRS Congress 20*: 778–785, 2004.
- ZHANG, K.; CUI, Z. 2007. Airborne LiDAR Data Processing and Analysis Tools, ALDPAT 1.0. National Center for Airborne *Laser* Mapping, International Hurricane Research Center, Department of Environmental Studies, Florida International University, *ALDPAT user manual* 81 p.
- ZHANG, K.; WHITMAN, D. Comparison of Three Algorithms for Filtering Airborne Lidar Data, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. v. 71, n. 3, March 2005, pp. 313-324.

USO DE DIFERENTES MÉTODOS DE SELEÇÃO DE ATRIBUTOS PARA CLASSIFICAÇÃO MAXVER DE USO DO SOLO

DIFFERENT METHODS USED TO SELECT ATTRIBUTES TO MAXVER CLASSIFICATION OF LAND USE AND COVER

Ligia Faria Tavares de Souza ¹, Maola Monique Faria ², Elpídio Inácio Fernandes Filho ³

¹ Universidade Federal de Viçosa – UFV, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, 36570-900 – Viçosa, MG, Brasil, ligiaftsouza@gmail.com; maolageo@gmail.com; elpidio@ufv.br

RESUMO

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a classificação do uso e cobertura da terra obtida pelo Maxver com e sem seleção de atributos por diferentes métodos em uma bacia hidrográfica do município de Manhuaçu (MG). Utilizou-se as cinco bandas de uma imagem do sensor Rapideye, NDVI, EVI, NDVI adaptado para a banda red edge, três componentes principais e, as seguintes variáveis de relevo: declividade, aspecto e radiação global, difusa e direta. Para a seleção de variáveis utilizou-se o software WEKA 3.6.10. Empregou-se o algoritmo Maxver existente na interface do software ArcGis 10.1 para a classificação, e no Weka 3.6.10 foram utilizados seis diferentes algoritmos de seleção de variáveis e dez métodos de busca. O treinamento e a validação das classificações foram realizados com base em 4885 pontos distribuídos entre as classes: café, mata, pastagem, afloramento, solo exposto e água. Os valores de Kappa obtidos foram comparados aplicando o teste estatístico Z. Esperava-se encontrar diferenças entre as classificações com diferentes seleções de atributos, além de um índice Kappa melhor da classificação Maxver com a seleção de atributos. Porém, a classificação com todas as variáveis se mostrou melhor e sem diferenças estatísticas das outras classificações quando analisado com o teste estatístico Z a 95% de probabilidade.

Palavras-chave: Maxver, seleção de atributos, Weka, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The paper aims to evaluate the land and use cover classification obtained with the Maxver algorithm with different attributes selected by different methods in a watershed of Manhuaçu city (MG). It was used five bands of a Rapideye sensor image, NDVI, EVI, NDVI adapted to the red edge band, three main components and the following variables of the relief: slope, aspect and global radiation, diffused and direct. The software Weka 3.6.10 was used to select the variables. In the ArcGIS 10.1, it was employed the Maxver algorithm present in the software interface to do the classification, and in the Weka 3.6.10 software was used to apply six different algorithms to select variables and ten search methods. The training and validation of the classifications were made based on 4885 points distributed between this classes: coffee, forest, pasture, rock exposure, exposed soil and water. The Kappa values obtained were compared applying the statistic test Z. It was expected to find differences between the classifications with different selection of attributes, and also was expected to find a better Kappa index of the Maxver classification with selected attributes. Although, the classification with all variables was better and didn't show statistical differences with other classifications when compared with the statistical test Z with 95% of probability.

Keywords: Maxver, attribute selection, Weka, remote sensing.

INTRODUÇÃO

A mineração de dados é uma área que teve início na década de 80, e se fez necessária pelo grande volume de dados informáticos que estavam guardados e inutilizados nas empresas. Assim, para extrair a informação significativa para um algum trabalho de algum grande banco de dados, surgiu a mineração de dados, sendo definida como o processo de descoberta de padrões em dados, através de processos automáticos ou semiautomáticos (DE AMO, 2004; WITTEN e FRANK, 2005). Suas técnicas vêm sendo amplamente utilizadas no acompanhamento da evolução da cobertura e uso da terra com sucesso, e isso é explicado pelo

alto grau de detalhe obtido a partir destas ferramentas (SESNIE *et al.*, 2012; POULIOT *et al.*, 2009; DAVRACHE *et al.*, 2012).

Contudo, o uso de grande número de variáveis pode dificultar a obtenção de modelos consistentes, exatamente porque não se sabe quais são os atributos mais relevantes para as classificações. Atributos irrelevantes e/ou redundantes apresentam efeitos adversos na mineração de dados, reduzindo a qualidade dos resultados dos classificadores (YANG *et al.*, 2011; CUNHA, 2013; FRANÇA, 2013). A seleção de atributos, então, pode facilitar a visualização e compreensão dos dados, reduzir os requisitos de armazenamento e o tempo de treinamento, reduzir a dimensionalidade dos dados, e pode, ainda, melhorar o desempenho de predição (GUYON e ELISSEEFF, 2003).

No que tange à classificação, o algoritmo de Máxima Verossimilhança, o Maxver, realiza a classificação supervisionada da imagem pautada em parâmetros estatísticos, avaliando a distância entre as médias dos níveis digitais das classes (TSO e MATTER, 2009; FARIA, 2012). Através do fornecimento de um conjunto de amostras significativas para as classes que se deseja determinar, o classificador pode determinar um diagrama de dispersão da média e a probabilidade dos pixels pertencerem ou não a alguma dessas classes (CAMPBELL, 1987; FRANÇA *et al.*, 2009; FARIA, 2012).

O presente trabalho, então, propõe-se a avaliar os resultados da classificação Maxver de uso e cobertura do solo para diferentes seleções de atributos feita com algoritmos e métodos de busca do *software* Weka 3.6.10 em uma bacia hidrográfica da cidade de Manhuaçu, em Minas Gerais. Das variáveis utilizadas, onze delas são derivadas da imagem Rapideye e seis delas são atributos de terreno, cada um com uma diferente função discriminante. Além de cinco bandas espectrais, também foram utilizadas as componentes principais que tem como principal função conter as principais informações armazenadas nas bandas originais (CROSTA, 1992; SOUZA, ARAÚJO E GALVÍNCIO, 2007). O NDVI, Índice de Vegetação da Diferença Normalizado, minimiza as influências de ângulo solar e efeitos atmosféricos observados nas imagens de sensores (CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2008; FARIA, 2012), assim como o NDVI adaptado, que avalia a influência da banda red edge naquelas características. O EVI, Índice de Vegetação Melhorado, foi desenvolvido para melhorar o sinal da vegetação, reduzindo a influência do sinal do solo e da atmosfera sobre a resposta do dossel (PONZONI, SHIMABUKURO, 2007). As outras seis variáveis, obtidas com o Modelo Digital de Elevação (MDE), foram utilizadas para caracterizar as condições topográficas da área, compensando possíveis distorções na paisagem (DOBOS *et al.*, 2001; CHAGAS *et al.*, 2010). Além disso, essas variáveis ajudam a determinar usos específicos da terra, como culturas de café arábica, que são cultivados acima de 600 metros de altitude na Zona da Mata Mineira. Assim, a principal função dos atributos do terreno, nesse trabalho, foi separar as áreas cafezeiras das demais. A avaliação dos resultados foi feita através do índice Kappa (LANDIS e KOCH, 1977) e do teste estatístico z para obter a matriz de erros e identificar quais algoritmos e métodos de seleção apresentam diferenças estatísticas. Esse teste apresenta intervalo padronizado, e quando analisados a 95% de probabilidade, entre o intervalo de -1,96 e 1,96, não há diferença estatística significativa (PINHO *et al.*, 2012).

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica de 42 km² localizada no município de Manhuaçu, situada entre a latitude 20° 15' 29" S e longitude 42° 02' 01" W, na Zona da Mata do estado de Minas Gerais. Possui uma população de 80.530 habitantes e apresenta altitude média de 635 metros, sendo a máxima de 1760 metros e mínima de 560 metros.

Foram utilizados dezessete atributos discriminantes para a classificação, onze deles obtidos com uma imagem do sensor Rapideye, obtida no ano de 2010, e seis deles obtidos com o modelo digital de elevação SRTM. Da imagem foram obtidas as cinco bandas espectrais, o NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizado), o NDVI adaptado para a banda red edge, o EVI (*Enhanced Vegetation Index*) e três componentes principais. Utilizou-se também as seguintes variáveis de terreno: MDE, declividade, aspecto, radiação global, difusa e direta. Todas as variáveis estão numeradas na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis discriminantes.

Table 1. Discriminant variables.

Atributos para Seleção		
1. Componente Principal 1	7. Banda Espectral 3	13. Radiação Solar Direta
2. Componente Principal 2	8. Banda Espectral 4	14. Radiação Solar Global
3. Componente Principal 3	9. Banda Espectral 5	15. Declividade
4. EVI	10. NDVI	16. MDE
5. Banda Espectral 1	11. NDVI Adaptado	17. Aspecto do Relevo
6. Banda Espectral 2	12. Radiação Solar Difusa	

Com a imagem Rapideye foi gerado um arquivo de pontos no software ArcGIS 10.1 através da ferramenta Raster to Points. Os valores obtidos foram extraídos e salvos como tabela em formato compatível (.arff) com o software Weka, versão 3.6.10.

A seleção de variáveis no Weka foi realizada com base em 4885 pontos distribuídos por classes de uso conforme demonstrado na Tabela 2. Para a seleção das variáveis utilizou-se seis algoritmos, sendo que três deles, o “ChiSquaredAttributeEval”, o “InfoGainAttributeEval” e o “ReliefFAttributeEval”, avaliam as variáveis individualmente, gerando uma lista em ranking pelo método de busca “Ranker” (opção única para tais algoritmos). Os outros três algoritmos de seleção, o “CsfSubsetEval”, “ConsistencySubsetEval” e “WrapperSubsetEval”, avaliam o valor de subconjuntos das variáveis, e os métodos de busca utilizados foram nove, sendo eles o “Best First -D 1 -N 5”, “Exhaustive Search”, “Genetic Search -Z 20 -G 20 -C 0.6 -M 0.033 -R 20 -S 1”, “GreedyStepwise -T -1.7976931348623157E308 -N -1”, “LinearForwardSelection -D 0 -N 5 -I -K 50 -T 0”, “RandomSearch -F 25.0 -seed 1”, “RankSearch”, “ScatterSearch -T 0.0 -Z -1 -R 0 -S 1 -D”, e o “SubsetSizeForwardSelection -I -K50 -T0 -F5 -S1 -37 Z false -E”. Os algoritmos utilizados estão sintetizados na Tabela 3.

Tabela 2. Classes de uso do solo identificadas em uma bacia hidrográfica no município de Manhuaçu, Minas Gerais, e número de instâncias para treinamento do modelo por árvore de decisão.

Table 2. Classes of soil use identify in a watershed of Manhuaçu city, Minas Gerais, and the number of instances to the model training by decision tree.

Classe de uso	Quantidade de amostras	Classe de Uso	Quantidade de amostras
Café	2280	Solo Exposto	663
Mata	829	Afloramento	552
Pastagem	405	Água	156

Tabela 3. Algoritmos do Weka utilizados para a seleção de variáveis e respectivos métodos de busca.

Table 3. Weka algorithms used for variable selection and their search methods.

Algoritmo	Método de Busca	Simbologia
ChiSquared AttributeEval	Ranker -T -1.7976931348623157E308 -N -1	A
	Best First -D 1 -N 5	B
	Exhaustive Search	C
	Genetic Search -Z 20 -G 20 -C 0.6 -M 0.033 -R 20 -S 1	D
	GreedyStepwise	E
	-T -1.7976931348623157E308 -N -1	E
	LinearForwardSelection -D 0 -N 5 -I -K 50 -T 0	F
	RandomSearch -F 25.0 -seed 1	G
	RankSearch -S 1 -R 0 -A	H
CfsSubset Eval	ScatterSearch -T 0.0 -Z -1 -R 0 -S 1 -D	I
	SubsetSizeForwardSelection -I -K50 -T0 -F5 -	J

	S1 – 37 Z false – E	
	Best First -D 1 -N 5	K
	Exhaustive Search	L
	Genetic Search -Z 20 -G 20 -C 0.6 -M 0.033 -R 20 -S 1	M
Consistency SubsetEval	GreedyStepwise	N
	-T -1.7976931348623157E308 -N -1	
	LinearForwardSelection -D 0 -N 5 -I -K 50 -T 0	O
	RandomSearch -F 25.0 -seed 1	P
	RankSearch -S 1 -R 0 -A	Q
	ScatterSearch -T 0.0 -Z -1 -R 0 -S 1 -D	R
	SubsetSizeForwardSelection -I -K50 -T0 -F5 - S1 – 37 Z false – E	S
	InfoGain AttributeEval	Ranker -T -1.7976931348623157E308 -N -1
ReliefF AttributeEval	Ranker -T -1.7976931348623157E308 -N -1	U
Wrapper SubsetEval	Genetic Search -Z 20 -G 20 -C 0.6 -M 0.033 -R 20 -S 1	V
	RandomSearch -F 25.0 -seed 1	W
Sem seleção de variáveis	-	X

Após a identificação das variáveis discriminantes no Weka, cada uma das seleções foi utilizada como dados de entrada para o algoritmo de Maxima verissimilhança (MAXVER). Esse foi processado utilizando a interface do software ArcGIS 10.1. A avaliação da exatidão das classificações foi realizada a partir das matrizes de confusão que foram obtidas pelo cruzamento dos mapas temáticos, resultantes das classificações, com as amostras de validação, constituída de 2458 pontos distribuídos entre todas as classes de uso, salienta-se que foi dada atenção especial para a não ocorrência de sobreposição entre as amostras de treinamento e as de validação. Para a avaliação da exatidão foi utilizado o índice Kappa (CONGALTON, 1991).

Os valores de Kappa obtidos a partir das diferentes combinações das variáveis foram comparados entre si aplicando o teste estatístico z ($\alpha = 95$) (VIEIRA, 2001).

RESULTADOS

Ao processar a classificação sem a prévia análise das variáveis que contribuem para uma melhor separação de classes, esta apresenta kappa classificado como excelente ($K=0,86$) (LANDIS e KOCH, 1977) (Figura 1).

Buscando obter aumento na acurácia da predição em relação ao conjunto original de variáveis (HALL e HOLMES, 2003), procedeu-se a seleção de atributos. Os resultados dessa seleção são apresentados na Tabela 4, relacionados com os respectivos algoritmos e métodos de busca. Os atributos estão numerados de acordo com a Tabela 1, e estão apresentados na ordem em que foram utilizados.

Tabela 4. Tabela de atributos selecionados pelos algoritmos do Weka e respectivos métodos de busca.
Table 4. Table of the selected attributes by the Weka algorithms and its search methods.

Simbologia	Atributos Selecionados
A	4, 2, 7, 5, 9, 6, 10, 1, 8, 11, 3
B	2, 4, 5, 7, 8, 9
C	2, 4, 5, 7, 8, 9
D	2, 4, 5, 7, 9
E	2, 4, 5, 7, 8, 9

F	2, 4, 5, 7, 8, 9
G	2, 4, 5, 7, 8, 9
H	2, 4, 5, 7, 9
I	2, 4, 5, 7, 8, 9
J	2, 4, 5, 7, 8, 9
K	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
L	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
M	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11
N	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
O	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
P	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 16
Q	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
R	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
S	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
T	4, 2, 7, 5, 6, 9, 8, 10, 1, 11, 3
U	4, 9, 1, 7, 8, 2, 6, 10, 11, 5, 3
V	11
W	2, 3, 4, 6, 11, 12, 13, 15
X	

Os resultados dos índices Kappa para todas as 23 combinações elencadas na Tabela 3 foram considerados excelentes, sendo maiores que 0,8 (LANDIS e KOCH, 1977), exceto para o algoritmo “WrapperSubsetEval” com o método de busca “GeneticSearch”, classificado como bom pela literatura, pois ficou entre 0,4 e 0,6 ($k=0,58$) (Figura 1).

O maior resultado do índice Kappa correspondeu à classificação que não teve seleção de atributos, com $k=0,86$. Além do kappa excelente para a classificação com os dezessete atributos, os índices para os algoritmos “WrapperSubsetEval” e “ConsistencySubsetEval”, ambos com o método de busca “RandomSearch”, também obtiveram Kappa expressivo, com $k=0,85$. Cada um deles selecionou, respectivamente, 11 e 8 atributos, sendo apenas cinco deles em comum (Tabela 3).

Ao analisar a Tabela 4, nota-se que a radiação global e o aspecto do relevo foram as variáveis que não foram escolhidas por nenhum dos algoritmos. Radiação solar difusa, radiação solar direta, declividade e MDE foram as variáveis escolhidas uma única pelos algoritmos testados. As variáveis que foram selecionadas o maior número de vezes foram a segunda componente principal, o EVI, a banda do azul, do vermelho e a do infravermelho da imagem Rapideye. Essas ocorrências demonstram que os atributos de terreno possuem baixa influência nos resultados de classificação empregando o algoritmo Maxver.

Tabela 4. Número de vezes que a variável foi selecionada pelos algoritmos do Weka e respectivos métodos de busca.

Table 4. Number of times the variable was selected by Weka algorithms and related methods of search.

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Número de vezes que foi selecionada	5	22	13	22	21	13	21	18	21	12	14	1	1	0	1	1	0

O pior Kappa ($k=0,58$) foi obtido empregando somente uma variável: NDVI, sendo que este se diferencia estatisticamente de todas as demais classificações. Essa foi selecionada empregando o algoritmo Wrapper SubsetEval, empregando o método de busca Genetic Search -Z 20 -G 20 -C 0.6 -M 0.033 -R 20 -S. O algoritmo “WrapperSubsetEval” com o método de busca “Random Search”, que obteve o segundo melhor kappa, só não apresentou diferença estatística da classificação que não passou pela seleção de atributos e pela classificação dos atributos selecionados com o algoritmo “ConsistencySubsetEval” e método de busca

“Random Search” (Figura 1). De modo geral, a classificação sem seleção de variáveis não se diferenciou estatisticamente de nenhuma das classificações realizadas empregando métodos de mineração de variáveis.

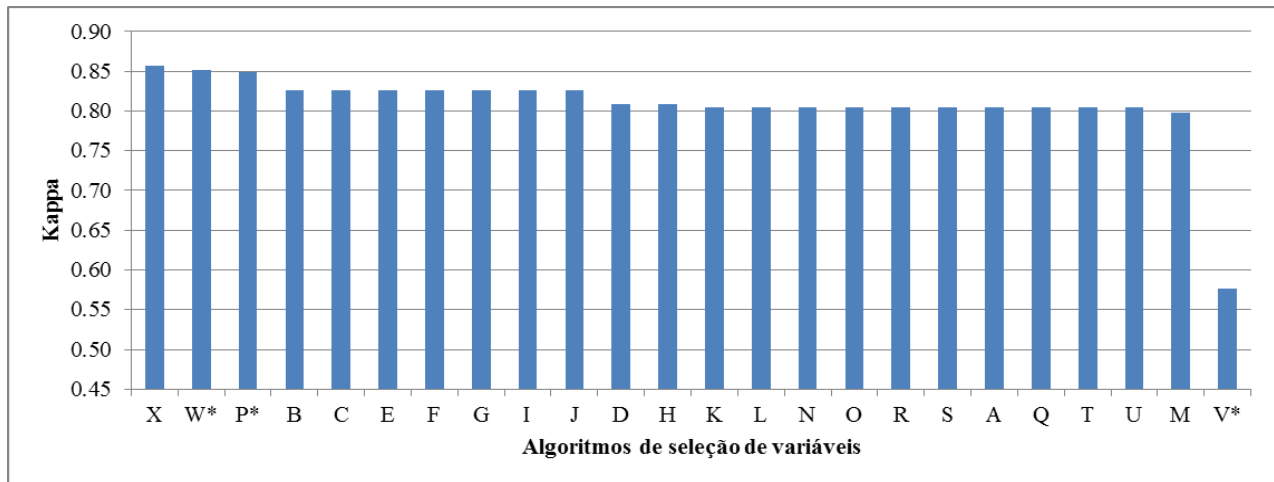


Figura 1. Índice Kappa calculado para a classificação da imagem Rapideye pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança (MAXVER) de acordo com os algoritmos de seleção de variáveis. * no eixo X indica diferença estatística a 95% de probabilidade pelo teste z entre as combinações.

Figure 1. Índice Kappa calculado parágrafo um Classificacao da Imagem RapidEye Pelo Algoritmo da Máxima Verossimilhança (MAXVER) according to OS ALGORITMOS de Seleção de Variáveis. * No Eixo X indica Diferença Estatística 95% de Probabilidade Pelo teste z empreendedorismo como combinações.

Ainda que essas classificações não apresentem diferenciação estatística, se analisadas separadamente é possível observar as diferenças entre elas, o que afirma o exposto por França (2013) e Powel *et al* (2004) de que mesmo com os procedimentos metodológicos executados cautelosamente, o índice Kappa pode ser inconclusivo, afinal há que se avaliar a contribuição de cada atributo para uma melhor classificação.

CONCLUSÕES

As classificações Maxver com e sem seleção de atributos mostraram resultados diferentes. Porém, a classificação realizada sem seleção de atributos, quando comparada com o teste estatístico Z a 5% de significância, não apresentou diferença estatística das outras classificações, exceto daquela de menor kappa. A classificação com atributos selecionados pelo algoritmo “WrapperSubsetEval” apresentou Kappa considerado excelente pela literatura ($k=0,83$) (LANDIS e KOCH, 1977), porém se diferenciou estatisticamente de quase a totalidade das outras classificações.

Dos métodos de busca, destaca-se o “RandomSearch”, que selecionou os conjuntos de variáveis que obtiveram melhores valores de kappa segundo a literatura.

O classificador Maxver não se mostrou sensível à seleção de atributos, já que o melhor Kappa obtido foi aquele que não selecionou variáveis. Porém, das classificações a que se realizou a seleção de atributos, as duas combinações de algoritmos e métodos de busca que selecionaram atributos de terreno são as mesmas que obtiveram kappa excelente ($k=0,85$) (LANDIS E KOCH, 1977). No entanto, pode-se afirmar que os atributos de terreno possuem baixa influência nos resultados de classificação empregando o algoritmo Maxver.

Contudo, ainda devem ser avaliados quais dos atributos foram redundantes e quais mais contribuíram para melhores resultados nas classificações, tanto entre aqueles obtidos da imagem Rapideye quanto daqueles obtidos com o modelo digital de elevação.

REFERÊNCIAS

- BOULILA, W.; FARAH, I.R.; SAHEB ETTABA, K.; SOLAIMANB, B.; BEN GHÉZALA, H. A data mining based approach to predict spatiotemporal changes in satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 13, n. 3, p. 386-395, 2011.
- CAMPBELL, J.B. *Introduction to remote sensing*. New York, The Guilford Press, 1987, 551 p.
- CARVALHO JÚNIOR, O.A. de. *et al.* Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor Modis no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. *Revista Brasileira de Geofísica*, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 505-517, 2008.
- CHAGAS, C. da S.; FERNANDES FILHO, E.I.; VIEIRA, C.A.O.; SCHAEFER, C.E.G.R.; CARVALHO JÚNIOR, W. de. Atributos Topográficos e Dados do Landsat7 no Mapeamento Digital de Solos com Uso de Redes Neurais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 5, p. 497-507, 2010.
- CROSTA, A.P. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Campinas - SP: IG /UNICAMP, 1992.
- CUNHA, A. de M. *Seleção de Variáveis Ambientais e de Algoritmos de Classificação para Mapeamento Digital de Solos*. 2013. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- DAVRANCHE, A.; LEFEBVRE, G.; POULIN, B. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, p. 552-562, 2010.
- DE AMO, S. *Técnicas de mineração de dados*. Jornada de Atualização em Informática, 2004.
- DOBOS, E.; MONTANARELLA, L.; NÈGRE, T.; MICHELI, E. A regional scale soil mapping approach using integrated AVHRR and DEM data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 3, p. 30-42, 2001
- FARIA, M.M. *Candeias: espacialização e interações ambientais no município de Mariana (MG)*. 2012. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- FRANÇA, M.M. *Mineração de dados, exatidão da classificação e modelagem do sombreamento do relevo no mapeamento do uso e cobertura da terra*. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 2013.
- FRANÇA, M.M., *et al.* Análise do Uso da Terra no Município de Viçosa-MG Mediado por Classificações Supervisionadas com Redes Neurais Artificiais e MaxVer. *RBGF- Revista Brasileira de Geografia Física Recife-PE*, v. 2, n.03, 2009, 92-101.
- GONG, B.; IM, J.; MOUNTRAKIS, G. An artificial immune network approach to multi-sensor land use/land cover classification. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, p. 600-614, 2011.
- HANSEN, M.; DUBAYAH, R.; DEFRIES, R. Classification trees: an alternative to traditional land cover classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, v. 17, n. 5, p. 1075-1081, 1996.
- HANSEN, M.C.; ROY, D.P.; LINDQUIST, E.; ADUSEI, B.; JUSTICE, C.O.; ALTSTATT, A. A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 2495-2513, 2008.
- IM, J.; JENSEN, J.R. A change detection model based on neighborhood correlation image analysis and decision tree classification. *Remote Sensing of Environment*, v. 99, p. 326-340, 2005.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v. 33, p. 159-174, 1977.
- NAIDOO, L.; CHO, M.A.; MATHIEU, R.; ASNER, G. Classification of savanna tree species, in the reater Kruger National Park region, by integrating hyperspectral and LiDAR data in a Random Forest data mining environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 69, p. 167-179, 2012.
- PINHO, C.M.D.; FONSECA, L.M.G.; KORTING, T.S.; ALMEIDA, C.M.; KUX, H.J.H. Land-cover classification of an intra-urban environment using high-resolution images and object-based image analysis. *ISPRS International Journal of Remote Sensing*, v. 33, n. 19, p. 5973-5995, 2012.

- PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. Parêntese, 2007.
- POULIOT, D.; LATIFOVIC, R.; FERNANDES, R.; OLTHOF, I. Evaluation of annual forest disturbance monitoring using a static decision tree approach and 250 m MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, v. 113, p. 1749-1759, 2009.
- POWEL, R.L.; MATZKE, N.; SOUZA JÚNIOR, N.; CLARK, M.; NUMATA, I.; HESS, L.L.; ROBERTS, D. A. Sources of error in accuracy assessment of thematic land cover maps in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment* v. 90, p. 221-234, 2004.
- SCHNEIDER, A. Monitoring land cover change in urban and peri-urban areas using dense time stacks of Landsat satellite data and a data mining approach. *Remote Sensing of Environment*, v. 124, p. 689-704, 2012.
- SESNIE, S.E.; GESSLER, P.E.; FINEGAN, B.; THESSLER, S. Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, p. 2145-2159, 2008.
- SOUZA, S.F.; ARAÚJO, M. do S.B.de; GALVÍNCIO, J.D. Mudanças do uso da terra no município de Serra Talhada-PE utilizando análise por componentes principais (ACP). *Revista de Geografia, Recife: UFPE-DCG/NAPA*, v. 24, n. 3, p. 85-100, 2007.
- TSO, B.; MATHER, P. Classification methods for remotely sensed data. 2nd. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2009. 356 p.
- VIEIRA, C.A.O. Accuracy of remotely sensing classification of agricultural crops: a comparative study. 2001. 353 p. Tese (Doutorado) - Universidade de Nottingham.
- VIEIRA, M.A.; FORMAGGIO, A.R.; RENNÓ, C.D.; ATZBERGER, C.; AGUIAR, D.A.; MELO, M.P. Object based image analysis and data mining applied to a remotely sensed Landsat time-series to map sugarcane over large areas. *Remote Sensing of Environment*, v. 123, p. 553-562, 2012.
- WITTEN, I.H.; FRANK, E. Data Mining Practical Machine Learning Tools and Techniques. Second Edition, Elsevier, São Francisco, CA, 558 p, 2005.
- YANG, Q.; SHAO, J.; SCHOLZ, M.; PLANT, C. Feature selection methods for characterizing and classifying adaptive Sustainable Flood Retention Basins. *Water Research*, 45:993-1004, 2011.

USO DE RADARSAT-2 PARA DETECÇÃO E MAPEAMENTO DE EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA

THE USE OF RADARSAT-2 FOR DETECTION AND MAPPING OF LOGGING WITHIN THE AMAZON

Edwin Keizer¹, Roni Lira¹, Nilo D'Ávila¹

1 Greenpeace Brasil, Av. Joaquim Nabuco, 2367, 69020-031 – Manaus, AM, Brasil,
ekeizer@greenpeace.org

RESUMO

Apresentamos os resultados da aplicação de imagens de Radarsat-2 para o monitoramento de exploração madeireira no Estado de Pará na Amazônia Brasileira. O estudo mostra as vantagens do método aplicado para a detecção de mudanças no dossel florestal causado pela exploração madeireira legal e ilegal. Usando uma abordagem de detecção de mudança nas séries temporais de imagens foram gerados alertas de mudanças de dossel florestal. Esses alertas foram validados usando fotografias aéreas. Esta aplicação demonstra o possível uso de imagens de Radarsat-2 para o monitoramento a nível regional e local em frequências temporais médias e altas. Essa informação tem o potencial de contribuir para tomada de decisões na fiscalização de planos de manejo florestal sustentável e de exploração madeireira ilegal.

Palavras-chave: Radarsat-2, monitoramento, manejo florestal sustentável, exploração madeireira ilegal.

ABSTRACT

We present the results of the application of Radarsat-2 images for the monitoring of tree logging within the State of Pará of the Brazilian Amazon. The study shows the advantages of the applied method for timely detection of forest canopy changes related to both legal and illegal logging. Using a change detection approach on a time series of images, change alerts were generated. These alerts were validated by aerial photography. This application demonstrates the possible use of Radarsat-2 imagery for both regional and local level monitoring at medium and high time interval frequencies. The generated information has the potential to support decision making for control of sustainable forest management and illegal logging practices.

Keywords: Radarsat-2, monitoring, sustainable forest management, illegal logging.

INTRODUÇÃO

Desde 2006, o controle das atividades do setor madeireiro na Amazônia Brasileira é responsabilidade dos Estados e de suas respectivas Secretarias do Meio Ambiente. Até agora os sistemas adotados para fiscalização não incluem o uso de sensoriamento remoto de forma operacional. Além disso, estes sistemas são complexos e não garantem transparência nas informações florestais, permitindo ilegalidades no manejo florestal e na cadeia de custódia de madeira sustentável no mercado, deixando espaço para a entrada de madeira de origem desconhecida e ilegal (Greenpeace 2014, ICV, 2014). Segundo dados do IMAZON (Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia), 78% da exploração madeireira realizada no Estado do Pará no período compreendido entre agosto de 2011 e julho de 2012, foi realizada em áreas sem autorização e, portanto, ilegais (MONTEIRO *et al.*, 2013). A incorporação do sistema de monitoramento por sensoriamento remoto é recomendado como parte do sistema de fiscalização de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) (NUGROHO e HOEKMAN, 2000). Estes sistemas devem ser aptos a monitorar atividades de exploração madeireira e detectar exploração ilegal. Anualmente, o IMAZON implementa sistemas de monitoramento nos planos de manejo com essas qualidades, e que geram informações ao nível regional do Pará e ao nível de Áreas Autorizadas de Exploração Florestal (Autefis). A abordagem desse Sistema de Monitoramento da Exploração Madeireira (SIMEX) é baseada nas imagens NDFI geradas a partir

de imagens óticas como Landsat, ResourceSat ou SPOT (SOUZA JR *et al.*, 2005). Até agora imagens de radar não foram utilizadas para este objetivo. A metodologia apresentada neste artigo é baseada no uso de Radarsat-2 e apresenta o potencial de monitorar áreas relativamente grandes em intervalos de tempo mais curtos e com alta resolução e precisão espacial se comparado com imagens óticas.

Uma das vantagens dos satélites de radar é a aquisição de imagens consistentes e confiáveis usando a mesma geometria. Tipicamente, essas geometrias são usadas para coletar imagens para aplicações de SAR interferométrico. No entanto, essa estratégia de aquisição de imagens é bastante efetiva para gerar aplicações em base de detecção de mudanças. Isso permite a análise de mudanças com sinais de radar sem os problemas de nuvens, iluminação solar, ou diferenças nas geometrias presentes em técnicas de detecção de mudanças usando imagens de observação da terra.

O objetivo deste estudo é demonstrar como o uso de imagens Radarsat-2 pode ser efetivo para gerar informações relevantes para monitoramento das atividades de exploração madeireira na Amazônia e para isso alguns casos de estudos serão apresentados. Além disso, será apresentado como solucionar alguns problemas enfrentados com sistemas baseados em imagens óticas, como interferência por cobertura de nuvens e baixa sensibilidade para detecção de mudanças de dossel florestal de pequenas áreas e ao longo do tempo.

METODOLOGIA

Área de estudo

A região da rodovia Curuá-Una (Figura 1), entre os municípios de Santarém e Prainha no Estado do Pará ao sul do rio Amazonas, é uma tradicional zona de exploração de madeira nobre na Amazônia brasileira. A área consiste em um mosaico de Unidades de Conservação à direção nordeste, há também as RESEX (Reservas Extrativistas) Renascer e Verde Para Sempre e, assentamentos rurais aos lados oeste e sul. A floresta dominante na região é de tipo Ombrófila densa e está intacta na maior parte da área. A floresta está sofrendo impactos diretos por exploração de madeira ilegal e desmatamento. A rede de estradas endógenas está avançando rapidamente na região dando acesso para exploração madeireira de forma legal e ilegal.

Figura 1 mostra a área coberta pela série de imagens Radarsat-2. A área total é 30.000 km².

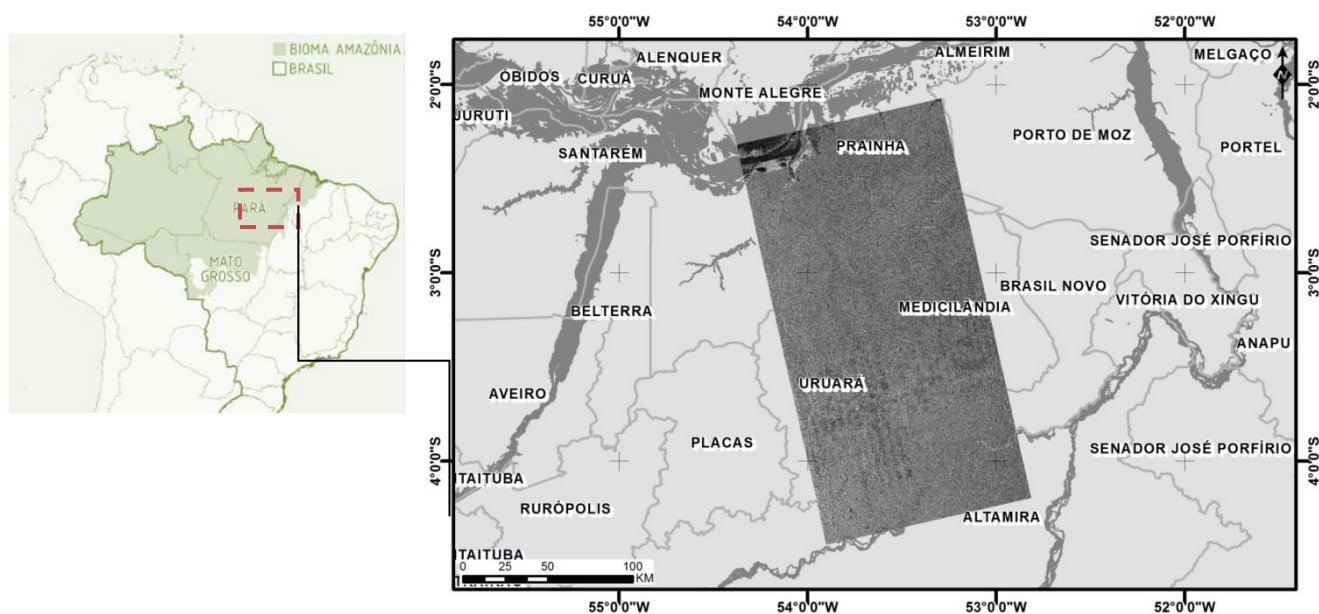


Figura 1. Área de estudo mostrando cobertura de imagens de Radarsat-2.
Figure 1. Study area with Radarsat-2 images coverage.

Detecção de mudanças do dossel floresta usando imagens Radarsat-2

As imagens de Radarsat-2 utilizados no presente estudo (Tabela 1), foram coletadas nos últimos 2 anos e são de diferentes modos.

Tabela 1. Lista com especificações das imagens de satélite utilizadas neste estudo.

Table 1. List with technical specifications of the images used in this study.

Data	Modo	Swath	Resolução(m)	Tempo revisito (dias)
09/03/2012	MFW	90	5	20
24/08/2012	MFW	90	5	20
22/12/2012	MFW	90	5	20
08/05/2013	MFW	90	5	20
05/09/2013	XF	125	5	20
17/12/2013	MFW	90	5	20
09/04/2014	XF	125	5	20

Os alertas de mudanças de dossel florestal foram geradas através do processamento de imagens de Radarsat-2 seguindo os seguintes passos:

1. Co-registrar imagens “stack” para alinhar as imagens. Dessa forma os objetos na terra estarão alinhados dentro de cada imagem do “stack”;
2. Filtrar “speckle” para reduzir ruídos dominantes;
3. Calibrar as imagens;
4. Calcular a diferença (ou para ser mais preciso a Razão) entre pixels correspondentes na imagem B e imagem A tomando a diferença $R(B,A)$, (Figura 2A);
5. Para obter uma medida mais significativa de mudança uma media é obtido para um kernel pequeno (50 ou 100 m) e a Mudança (D) é calculada para cada pixel da imagem resultante;
6. Depois, um liminar é definido e aplicado para a imagem de mudança (D) e pixels são selecionados que ultrapassam o liminar (em dB) indicando uma provável mudança de dossel.
7. O resultado é convertido de formato raster para vetor, representando os alertas de mudança de dossel, (Figura 2B).

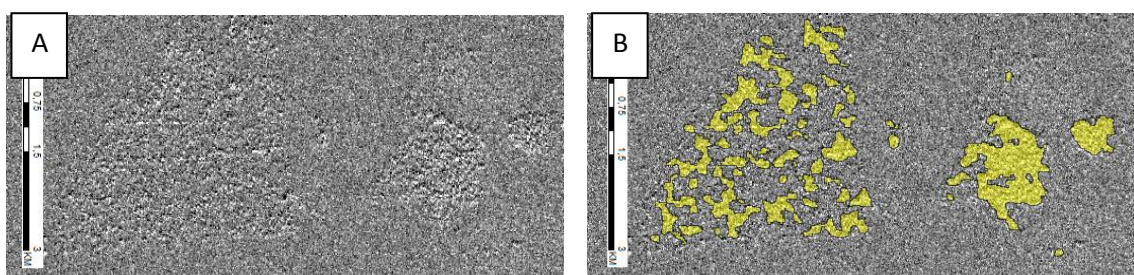


Figura 2. Imagem A é uma imagem razão mostrando padrão de exploração florestal seletivo. Imagem B mostra a imagem A e os polígonos de alertas gerados a partir da imagem de mudança.

Figure 2. Image A is a ratio image showing a pattern of selective logging. Image B shows image A and the alert polygons generated on the basis of the change image.

Os alertas de mudanças de dossel da floresta incluem corte raso de floresta e degradação florestal. No ultimo caso, pode ter variações em intensidade desde a exploração florestal de baixo impacto, dentro dos limites permitidos pelos critérios definidos, até níveis de sobre exploração no qual a gradação é significamente maior e a floresta dificilmente se consegue recuperar naturalmente.

A partir da serie de imagens uma sequência de alertas foram gerados usando a metodologia explicada aqui. Os alertas gerados são os seguintes:

- Período: 05/09/2013 - 09/04/2014
- Período: 08/05/2013 - 05/09/2013
- Período: 22/12/2012 - 17/12/2013
- Período: 24/08/2012 - 17/12/2013
- Período: 09/03/2012 - 24/08/2012

Devido aos diferentes modos de imagens utilizadas há sobreposição dos cinco períodos dos alertas de mudanças.

Análise espacial para contextualização dos alertas em relação a exploração madeireira legal e ilegal

Com interpretação da distribuição, do tamanho e configuração espacial dos alertas uma classificação pode ser realizada como primeiro passo para diferenciar exploração madeireira legal da ilegal. Dentro do ambiente de SIG, os dados de alertas foram integrados junto a outros dados espaciais como rede de estradas, hidrografia, limites de Unidades de Conservação, Terras Indígenas, assentamentos rurais e limites de propriedades privadas. Com base nessa análise de qualificação dos alertas as áreas de validação foram selecionadas e os planos de voos foram preparados, Figura 3.

Validação dos alertas de mudanças com fotografia aérea

Durante o período de setembro de 2013 e março de 2014 foram realizados vários sobrevoos na região com o objetivo de registrar a situação dos Planos de Manejo Florestais na região e a situação de exploração ilegal de madeira. Durante o sobrevoo na região, foram tiradas mais que 1000 fotos em baixa altitude em forma oblíqua. Essas fotos foram posteriormente georeferenciadas usando os registros de GPS que foram gravados durante os voos. As fotos georeferenciadas foram integradas ao SIG para facilitar a interpretação das fotos em relação ao local e a posição do alerta mapeada.

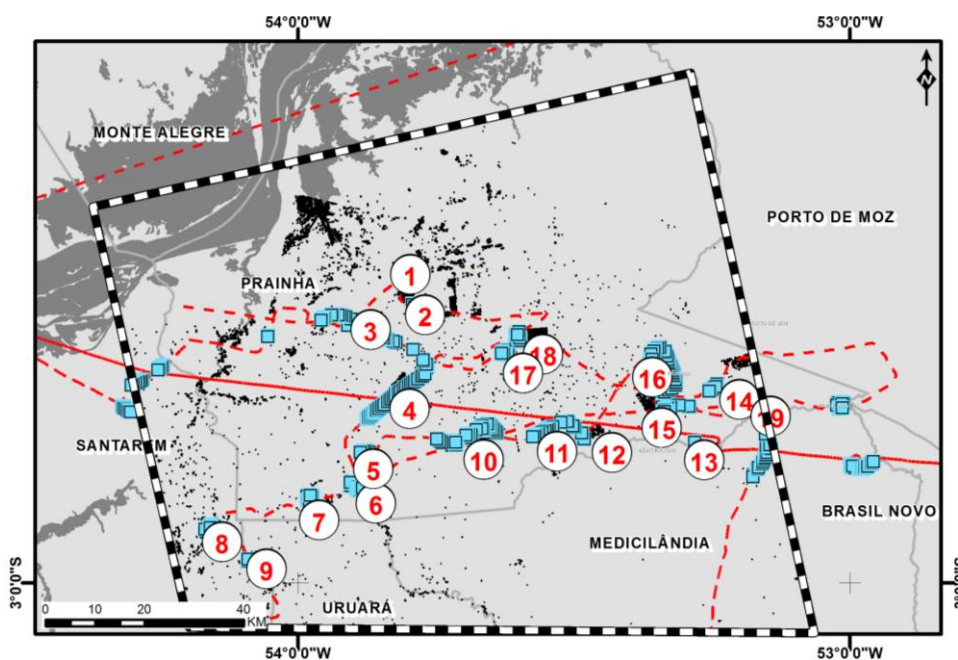


Figura 3. Mapa ilustrando trajetos de voos (vermelho), locais de foto aérea (azul) e números nas locais de validação na região da área de estudo.

Figure 3. Map illustrates the flight lines in red, the photo locations in blue and the numbered locations for validation within the study area.

Caso 1. Análise temporal de séries de imagens Radarsat-2 para PMFS autorizado

Para análise temporal de uma autorização de exploração florestal com o objetivo de verificar se a exploração realmente foi executada dentro do período autorizado, a sequência de alertas foi analisada com integração do mapa de UPAs georeferenciadas dentro de um SIG. Comparando os mapas de alertas de períodos anterior, durante e posterior ao período de validade da autorização pode se verificar se atividades de exploração aconteceram dentro ou fora da UPA e dentro ou fora do período autorizado.

Caso 2. Comparação de padrões de alertas com locais e intensidade de exploração madeireira

Duas áreas com Autorização de Exploração Florestal (AUTEFs) foram comparadas usando informações dos inventários com registros de qualidade de exploração e dimensões dos pátios e ramais. Essas informações foram comparadas com alertas gerados sobre as áreas para testar se as observações dos inventários conferem com a densidade e tamanhos das alertas gerados com imagens de Radarsat-2. Fotografias aéreas foram também geradas sobre as áreas e utilizadas na interpretação.

RESULTADOS

Alertas de mudança de dossel da floresta

Sobre o período 09/03/2012 – 09/04/2014 foram gerados alertas de mudanças em cinco intervalos de tempo. A Figura 4 mostra o total de alertas somados sobre a área de estudo de 30.000 km². Um total de 4530 alertas foram gerados em forma de polígonos. A maioria dos alertas estão localizados ao norte e oeste da área de estudo.

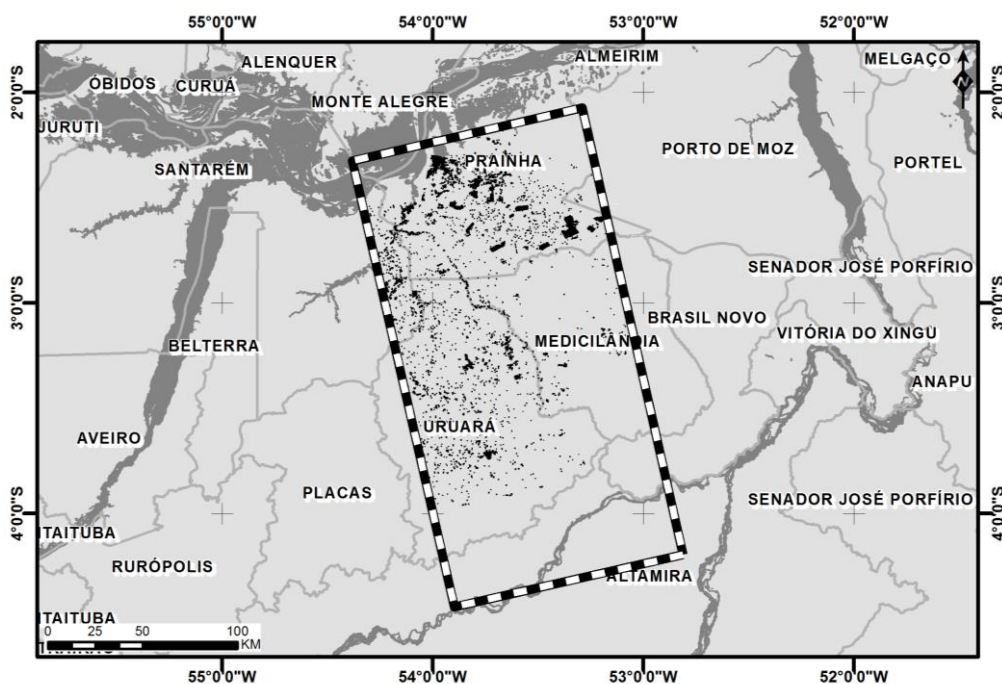


Figura 4. Total de alertas de mudança gerados em preto dentro do retângulo.

Figure 4. Total of change alerts generated in black within the rectangle.

Existe sobreposição entre os alertas em alguns casos, assim não podemos concluir que todos 4530 alertas são independentes. A área mínima de detecção é entre 0,06 e 1 ha.

Das 19 áreas sobrevoadas, (Figura 3), 17 locais foram confirmados com ocorrências de atividades de exploração madeireira, representando 89% de acurácia de detecção.

Análise espacial dos alertas validados

As Figuras 5, 6 e 7 mostram exemplos das áreas confirmadas com fotografia aérea. A distribuição espacial, a configuração espacial e tamanhos dos alertas mostram diferentes padrões, indicando uma variação em formas operacionais de extração de madeira. Alertas detectados na área 8, (Figura 5), mostram um padrão irregular com uma variação em tamanhos e formas espalhados irregularmente. Na foto pode ser observado um alto nível de impacto de degradação de dossel da floresta e uma densidade alta de ramais. A qualidade da floresta remanescente é baixa. Esta área encontra-se dentro do limite de um assentamento rural aonde não é permitida a exploração madeireira. A área 12 (Figura 6) mostra um padrão regular de pequenos alertas de tamanhos similares organizados em forma de um retângulo. Esse padrão é típico para um sistema de manejo florestal de baixo impacto. Como é visível na foto aérea, o tamanho do pátio é relativamente pequeno e o dossel da floresta é pouco impactado. Os alertas estão localizados dentro dos limites de uma propriedade cadastrada. A área 19 (Figura 7) mostra um local de alerta localizado isoladamente perto de um rio. Na foto aérea pode se observar um pátio com madeira estocada.

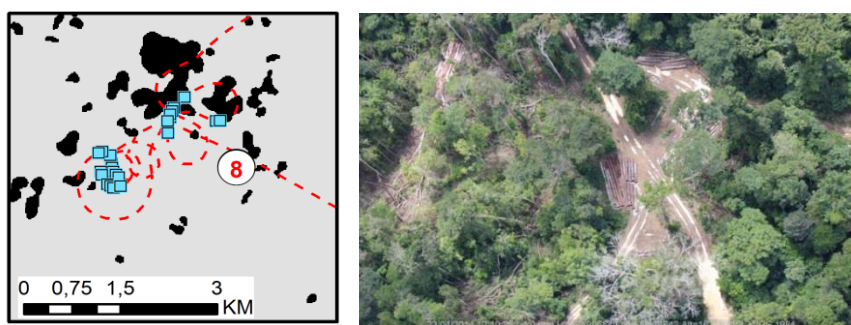


Figura 5. Padrão de exploração madeireira ilegal. Foto mostra dossel bem aberto, floresta altamente impactada e alta densidade de ramais.

Figure 5. Pattern of illegal logging. Photo shows a very open forest canopy, impacted forest, a high density of roads.

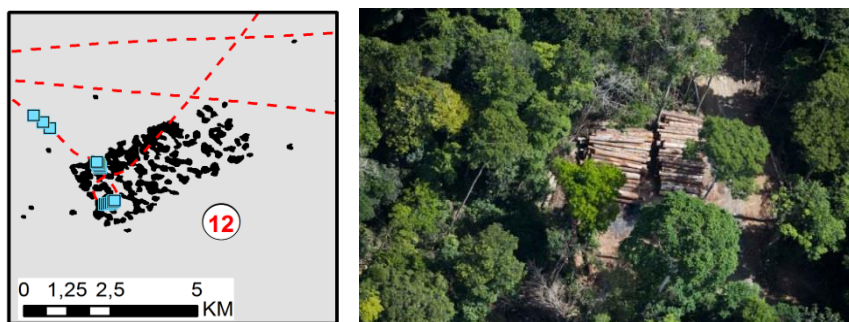


Figura 6. Padrão de exploração florestal de baixo impacto. Foto mostra madeira estocada no pátio. Aberturas de dossel são relativamente pequenas.

Figure 6. Pattern of low impact logging. Photo shows tree logs stored at the platform. Limited openness of forest canopy.

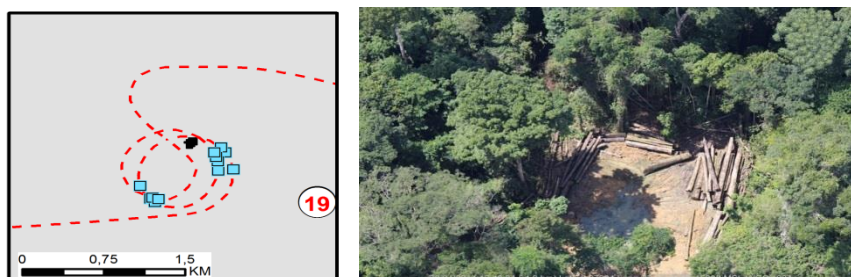


Figure 7. Área isolada confirmada. Foto mostra madeira estocado no pátio.
Figure 7. Isolated area confirmed. Photo shows tree logs stored at the platform.

Observações nas áreas autorizadas de exploração florestal

Caso 1. Análise temporal mostra as atividades de exploração madeireira em intervalos de tempo

A área autorizada para exploração florestal, UPA 4 tem validade para o período 06/11/2012 ao 06/11/2013. Na análise com base das sequências de alertas gerados a partir das séries temporais de imagens, foi possível concluir que as atividades de exploração aconteceram dentro o período autorizado. Alertas do período: 24/08/2012 ao 22/12/2012 são visualizados na Figura 8 dentro UPA 4. A autorização é válida para UPA 4 só. Como se pode observar não teve atividade de exploração fora dos limites do plano de manejo e da UPA 4.

A vantagem da análise temporais com Radarsat-2 com imagens disponíveis antes, durante e depois do período autorizado permite este tipo de monitoramento. A alta persistência de nuvens em maiores partes das regiões de florestas tropicais raramente permite obter imagens óticas como, por exemplo, Landsat-8 mais que uma vez por ano. Isso dificulta este tipo de monitoramento. Imagens de radar podem ser usadas com maior confiabilidade.

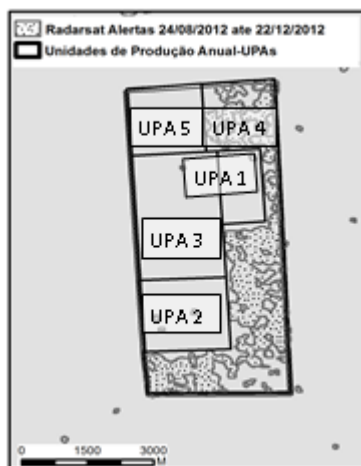


Figura 8. Área autorizado de exploração com alertas.
Figure 8. Authorized area for exploration with alerts.

Caso 2. Comparação de padrões de alertas com locais e intensidade de exploração madeireira

Para testar a aplicação de detecção de alertas de mudanças de dossel da floresta para qualificar intensidade exploração florestal, este caso apresenta uma primeira tentativa comparando padrões espaciais de alertas em duas áreas autorizadas durante o ano 2013. Em relação a primeira área, observações a partir de fotografias aéreas (Figura 9) e inventários terrestres registraram uma sobre-exploração na área com pátios e ramais de extração maiores do que é permitido nos critérios de exploração de baixo impacto. A Figura 9 à esquerda,

mostra uma alta densidade de alertas dentro da área autorizada. Os alertas se espalham quase como uma área contínua sobre a área de exploração.

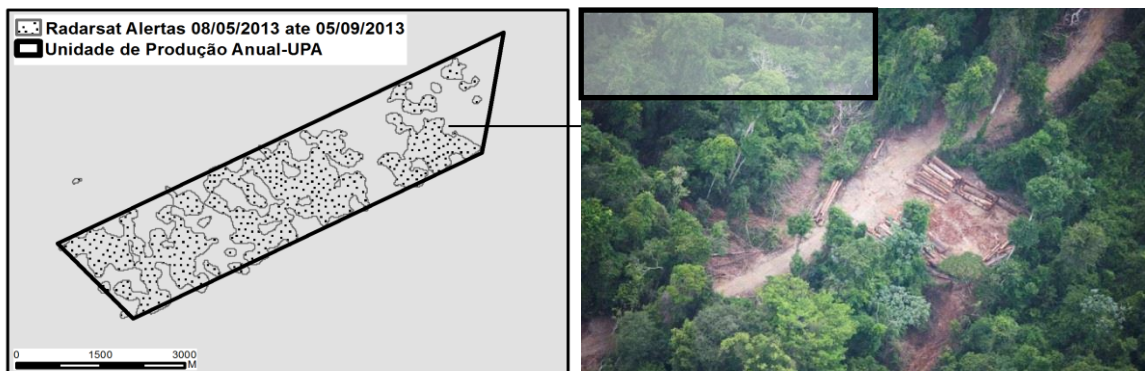


Figura 9. Esquerda, alertas de mudança na área autorizada com foto aérea local. Ao lado direito, a foto com registro de coordenadas geográficas e tempo do registro.

Figure 9. Left, change alerts within authorized area with aerial photo of the location with geographical coordinates and time of registration at right side.

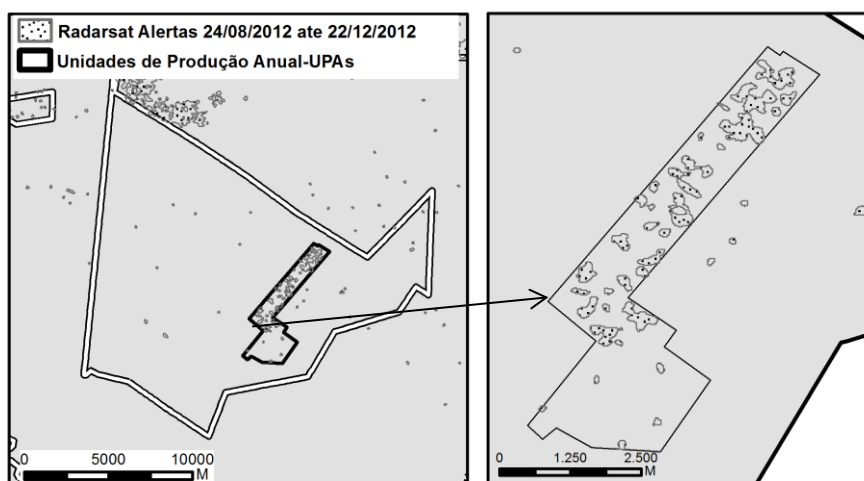


Figura 10. Alertas de mudança na área autorizada.

Figure 10. Change alerts with the authorized área.

A Figura 10 mostra um padrão de alertas na área autorizada diferente da anterior. A densidade de alertas e os tamanhos das alertas são menores comparado com Figura 9. Esse PMFS também foi inventariado e classificado como dentro do padrão de manejo de baixo impacto.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Greenpeace Brasil tem validado com fotografias aéreas, em um período de 7 meses, de setembro 2013 a março 2014, alertas de degradação florestal gerados com base em séries de imagens de Radarsat-2. Para este estudo, o uso do avião de modelo Cessna Caravan de Greenpeace, foi muito importante para a realização de sobrevoos de baixa altitude, coletando informações para validação sobre uma área extensa de floresta. O alto nível de confirmação dos casos (89%) de exploração madeireira com alertas mostra que a detecção de mudanças de dossel floresta em base de imagens de Radarsat-2 funciona bem e apresenta um potencial importante para monitoramento de atividades de exploração legal e ilegal na Amazônia. A alta confiabilidade

de aquisição de imagens Radarsat-2, a alta resolução espacial e temporal são fatores importantes para um sistema robusto de monitoramento de exploração madeireira a nível local e como sistema de alerta a nível regional, para localizar novas áreas de desmatamento e degradação florestal em fase inicial. Especialmente áreas com alta incidência de exploração ilegal de madeira precisam ser monitoradas com maior frequência do que é possível com os sistemas atualmente operacionais, DETER, (INPE, 2014) e SAD (IMAZON, 2014). Esses dois sistemas detectam áreas maiores que 25 ha (SOBRAL ESCADA *et al.* 2011) e frequentemente não conseguem capturar imagens livres de nuvens na região de estudo. Conseqüentemente a atividade de exploração madeireira é só detectada em fase de expansão sobre áreas maiores de 25 ha e com extração de madeira com alto impacto.

Para testar a relação entre intensidade de exploração e parâmetros para geração das imagens de mudança em base dos valores de razão é necessário mais análise quantitativa. Os casos demonstrados mostram essa relação e apresentam o potencial de quantificar e qualificar operações de exploração madeireira e por tanto pode ser uma ferramenta importante como parte do sistema de fiscalização. Também a relação entre dimensões de alertas e tamanhos de áreas impactados precisam ser analisadas em futuros estudos.

Além das aplicações mostradas aqui, iniciamos atividades de monitoramento de mudanças de dossel da floresta em base de Radarsat-2 em outras regiões de florestas tropicais. Trabalhamos por exemplo, com detecção de exploração madeireira ilegal, desmatamento e estradas endógenas em Unidades de Conservação e Terras Indígenas. Outra aplicação é o monitoramento de concessões agrícolas em regiões de florestas tropicais no Oeste de África e Indonésia.

Produtos de imagens de Radarsat-2 foram fornecidos pela MacDonald Dettwiler and Associates Ltd (MDA).

REFERÊNCIAS

Greenpeace Brasil http://www.greenpeace.org/brasil/Global/brasil/report/2014/Denuncia%20GP%20madeira%20ilegal_13%2005%202014.pdf Acesso em: 30 maio 2014.

Instituto Centro de Vida (ICV) <http://www.icv.org.br/site/wp-content/uploads/2014/03/Tabela-de-Levantamento-das-Inforna%C3%A7%C3%B5es-JF-AT-LM-12.pdf> Acesso em: 30 maio 2014

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) <http://www.obt.inpe.br/deter/> Acesso em: 30 maio 2014.

Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) <http://www.imazongeo.org.br/imazongeo.php> Acesso em: 30 maio 2014.

MONTEIRO, A. *et al.* Boletim Transparência Manejo Florestal Estado do Pará (2011-2012) (p. 14). 2013. Disponível em: <http://www.imazon.org.br/publicacoes/transparencia-manejo-florestal/boletim-transparencia-manejo-florestal-estado-do-para-2011-2012> Acesso em: 30 maio 2014.

NUGROHO, M; HOEKMAN, D.H. Sar systems for operational forest monitoring in Indonesia International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. XXXIII, Part B6. Amsterdam 2000. p. 355-367 Disponível em: http://www.isprs.org/proceedings/xxxiii/congress/part6/355_XXXIII-part6.pdf Acesso em: 30 maio 2014.

SOBRAL ESCADA *et al.* Avaliação de dados dos Sistemas de Alerta da Amazônia: DETER e SAD, 2011. Curitiba. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 2934.*

SOUZA JR. C.M. *et al.* Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires, 2005, Remote Sensing of Environment, Volume 98, issues 2-13, 15 October 2005, p. 329-343.

USO DE SÉRIE TEMPORAL DE IMAGENS LANDSAT NA IDENTIFICAÇÃO DE ALTERAÇÕES NA FLORESTA DE VÁRZEA DO BAIXO AMAZONAS

USING TIME SERIES OF LANDSAT IMAGES TO IDENTIFICATION DISTURBANCE IN THE FLOODPLAIN FOREST OF LOWER AMAZON

Everton Hafemann Fragal¹, Thiago Sanna Freire Silva², Elvyn Marcia de Leão Moraes Novo³

^{1,3}Divisão de Sensoriamento Remoto; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE ; Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil; {hafemann, evlyn}@dsr.inpe.br

²Departamento de Geografia - Instituto de Geociências e Ciências Exatas; Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP; Caixa postal 13506-900 – Rio Claro – SP, Brasil; tsfsilva@rc.unesp.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi identificar alterações nas florestas de várzea de um trecho do Baixo Amazonas, e associá-las a agentes de alteração de origem natural ou antrópica. Foram utilizadas uma série temporal de imagens Landsat, e o algoritmo LandTrendr para segmentação de trajetórias espectrais temporais. Os resultados mostraram que a alteração da floresta de várzea causada por agente antrópico (desflorestamento), possuiu queda abrupta do segmento da trajetória espectral-temporal com posterior segmento ligeiramente estável ou com aumento gradativo. Por outro lado, a alteração gerada pelo agente natural (erosão marginal), apresentou queda abrupta do segmento com maior intensidade que a causada por ação antrópica, seguido de comum segmento estável.

Palavras-chave: Amazônia, floresta de várzea, LandTrendr, sensoriamento remoto, desflorestamento.

ABSTRACT

This paper aimed at identifying disturbances in floodplain forests of the Lower Amazon region and associate these disturbances with anthropic or natural causes. A time-series of Landsat images and the LandTrendr algorithm for segmenting spectral-temporal trajectories were used. The results showed that disturbance in floodplain forest caused by anthropic agent (deforestation) have abrupt decline of segment of spectral-temporal trajectory followed of segment slightly stable or with long-duration increase. On the another hand, disturbance by the natural agent (marginal erosion), exhibited abrupt decline of segment with bigger intensity than that caused by anthropic agent, followed with stable segment.

Keywords: Amazon, floodplain forest, LandTrendr, remote sensing, deforestation

INTRODUÇÃO

Os principais mecanismos de perdas florestas de várzea são a remoção por erosão do canal fluvial e o desflorestamento por ação antrópica. Por exemplo, entre o final da década de 1970 e o ano de 2008 cerca de 3500 km² de floresta de várzea do Baixo Amazonas foram alteradas por agentes naturais ou ações antrópicas (RENÓ *et al.* 2011). A distinção entre os diferentes agentes de alteração da floresta de várzea é imprescindível para melhor entender os processos de modificação neste ecossistema, contribuindo para a conservação e manejo da várzea amazônica (JUNK *et al.* 2000).

É possível reconstruir-se o histórico de alterações através de séries temporais de imagens da família de satélites Landsat, e em especial do sensor TM, operante entre 1984 e 2011. Além disso, algoritmos semiautomáticos de detecção de mudanças, como o algoritmo denominado “LandTrendr” (*Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery*, (KENNEDY *et al.*, 2010), demonstram alto potencial para otimizar a detecção de alterações nas florestas de várzea amazônicas.

O algoritmo LandTrendr gera trajetórias da resposta espectral ao longo de uma série temporal de imagens, chamadas de trajetórias espectrais-temporais. Diferentes parâmetros são ajustados para obter a melhor reconstrução da trajetória, possibilitando a identificação dos diferentes eventos de alteração observados para a floresta de várzea. Diversos trabalhos demonstram a eficiência deste algoritmo em avaliar os impactos de eventos de alteração naturais e antrópicos sobre florestas mistas e coníferas (MEIGS *et al.* 2011; GRIFFITHS *et al.* 2012; KENNEDY *et al.* 2012; MAIN-KNORN *et al.* 2013), mas não há registro de aplicação desta ferramenta para a identificação de alterações em florestas tropicais.

Assim, o objetivo deste trabalho foi identificar trajetórias espectrais-temporais associadas a alterações nas florestas de várzea do Baixo Amazonas, e associá-las a agentes causadores naturais ou antrópicos, através da aplicação do algoritmo LandTrendr sobre uma série temporal de imagens Landsat entre 1984 à 2009.

MATERIAL E MÉTODOS

A floresta de várzea estudada localiza-se em um trecho do Baixo Amazonas no Estado do Pará, próximo as cidades de Juruti e Oriximiná (Figura 1). Utilizou-se uma série temporal composta por 34 imagens do sensor Landsat 5 TM e 4 imagens do sensor Landsat 7 ETM+, no período de 1984 à 2009, órbita/ponto 228/061. Foram adquiridas no máximo duas imagens para cada ano, entre os meses de setembro e novembro, correspondendo ao período de águas baixas do rio Amazonas (BARBOSA, 2005). As imagens foram obtidas do banco de dados Landsat CDR, que disponibiliza imagens corrigidas geometricamente e atmosféricamente, em reflectância de superfície e incluindo máscaras de nuvens e sombras de nuvens (SCHMIDT *et al.* 2013). As informações fluviométricas utilizadas no processo de seleção de imagens foram obtidas junto à ANA (<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>) para a estação de Óbidos, a mais próxima da área de estudo.

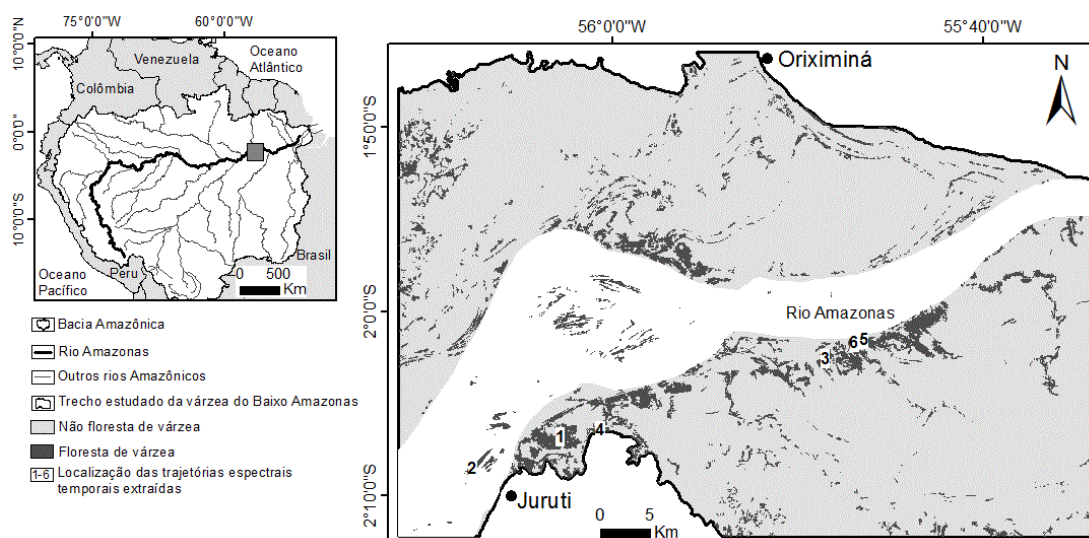


Figura 1. Mapa de localização do trecho da várzea do Baixo Amazonas estudado. Os pontos 1 a 6 mostram as posições que foram extraídas as trajetórias espectrais-temporais.

Figure 1. Map of location of part floodplain at Lower Amazon studied. The points 1 until 6 showed the positions of spectral-temporal trajectory extracted.

Inicialmente, foram delimitadas as áreas de floresta de várzea existentes nos anos de 1984 e 2009, para delimitar as trajetórias observadas somente à floresta existente nos 25 anos analisados, usando análise de imagens orientada a objeto, e o algoritmo de classificação *Random Forests* (RF), proposto por Breiman (2001), seguidos de edição manual.

O algoritmo LandTrendr foi utilizado para gerar trajetórias espectrais-temporais baseadas no Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) (ROUSE *et al.* 1973). Mediante diversos testes, foram ajustados os melhores parâmetros para a definição das trajetórias espectrais-temporais, sendo: valor-p do ajuste da trajetória (*p-val*: 0.05, 0.1 e 0.2); tamanho da área usada para o ajuste da trajetória (*kernel-size*: 1x1, 3x3 e 6x6); e número máximo de segmentos para cada trajetória (*max_segments*: 6, 7 e 8). A partir destas trajetórias espectrais-temporais, buscou-se identificar alterações da floresta de várzea segundo a variação dos valores de NDVI ao longo da série, e a forma de cada trajetória foi utilizada para identificar a natureza do agente causador da alteração.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os níveis de água da série temporal de imagens de 1984 a 2009 tiveram amplitude de 4.1 m no período de águas baixas do rio Amazonas (Figura 2). O nível de água médio da série foi de 5.78 m, com mínimo de 4.15 m e máximo de 8.25 m, sendo esta variação amplamente influenciada pela distribuição da precipitação na bacia hidrográfica amazônica ao longo do ano e aos fenômenos de La Niña (cheias extremas, 1988 e 1989) e El Niño (secas extremas, 1997 e 1998) (OLIVEIRA; SATYAMURT, 1998; LABORATÓRIO DE METEOROLOGIA, 2014).

A variação no nível fluviométrico pode gerar falsas interpretações de alterações na floresta de várzea, mas este problema foi mitigado pelo parâmetro “tempo de recuperação do segmento” (*recovery_threshold*: 4 anos) do algoritmo LandTrendr, o qual não atribuiu alteração da floresta a segmentos da trajetória espectral temporal com declínio seguido de aumento em um tempo inferior a 4 anos.

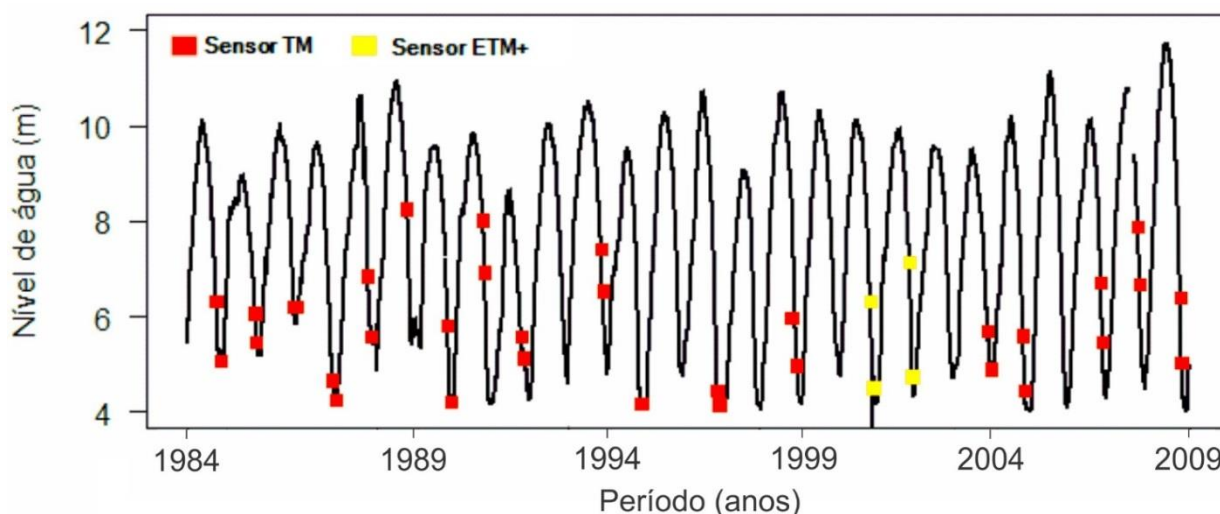


Figura 2. Nível de água do rio Amazonas entre o período de 1984 a 2009, medida na estação fluviométrica de Óbidos (Pará) com as respectivas imagens e sensores utilizados neste trabalho.

Figure 2. Level of water of Amazon River between 1984 until 2009 gauge in Obidos fluviometric station (Para) with respective images and sensors used in this paper.

A floresta de várzea em 1984 teve 155 km² distribuídas ao longo da área de estudo, enquanto em 2009 foi de 136.7 km², que mostra diminuição de 18.3 km² (12%). No entanto, observou-se também um crescimento das florestas de várzea em algumas áreas (38.1 km²) ao longo 25 anos analisados, mitigando a perda total observada, sendo assim, a perda total da floresta de várzea foi de 56.4 km² (36.4%). Dentre parâmetros ajustados para execução do algoritmo LandTrendr, os melhores estabelecidos foram: *p-val*: 0.2; *kernel size*: 3x3; e *max-segments*: 8, resultando em formas consistentes de trajetórias espectrais-temporais com boa representatividade dos eventos ocorridos na floresta de várzea. Foram extraídas seis trajetórias espectrais-temporais (identificadas na Figura 1), as quais representam ocorrências de distintos eventos, em especial de

alterações na floresta de várzea no período analisado, e que podem ser associadas aos diversos agentes causadores de alteração (Figura 3).

Interpreta-se as trajetórias espectrais temporais da Figura 3 do seguinte modo: A trajetória um expressa a permanência da floresta até o ano de 1998, com a queda do valor de NDVI em 1999 sinalizando a remoção abrupta, e posterior segmento da trajetória ligeiramente estável com NDVI de “450”, que expressa um solo exposto com leve cobertura vegetal (herbáceas). A trajetória espectral temporal dois mostra uma sequência similar à trajetória um, porém com maior intensidade no declínio dos valores espectrais, estabilizando-se em torno de “-250” após a alteração, valor representativo de corpo d’água. Assim, estas trajetórias revelam que foram agentes distintos que promoveram alterações na floresta de várzea, sendo a primeira trajetória pela ação antrópica (desflorestamento) e a segunda por processo natural (erosão da ilha).

A trajetória espectral temporal três mostra a permanência da floresta até 1988, com declínio do segmento da trajetória em torno de “261” em 1989, indicando remoção da floresta e posterior aumento gradativo dos valores da trajetória, ou “regeneração”. O agente responsável por este evento aponta ser antrópico, devido à remoção da floresta em uma pequena porção no terreno, que posteriormente foi abandonada, considerando-se o aumento das florestas nas áreas adjacentes, principalmente entre os anos de 2002 e 2009.

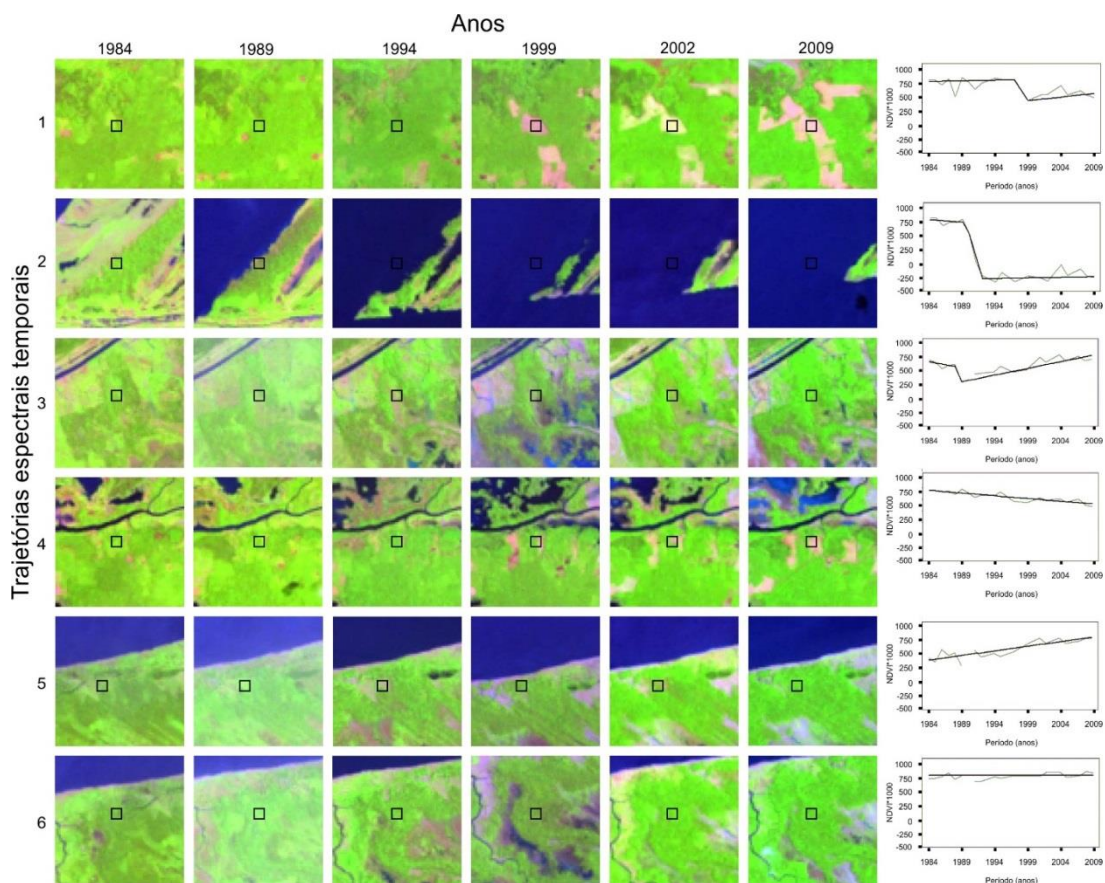


Figura 3. Trajetórias espectrais-temporais extraídas sobre a floresta de várzea no período de 1984 a 2009. Os anos ausentes na sequência dos segmentos da trajetória significam não obtenção de dados, principalmente devido a presença de nuvens e sombras de nuvem. As imagens ilustrativas são dos anos de 1984, 1989, 1994, 1999, 2002 e 2009, com a composição em falsa cor R5, G4, B3. A linha de cor cinza representa os valores originais de NDVI da trajetória espectral-temporal, e a linha de cor preta a trajetória ajustada. O quadrado de cor preta indica local de observação da trajetória espectral-temporal.

Figure 3. The spectral-temporal trajectories extracted on floodplain forest in 1984 until 2009. The years absent of segments followed of the trajectory means no data, due clouds and cloud shadows. The illustrative images are of the years 1984, 1989, 1994, 1999, 2002, 2009 with false color composite

R5, G4, B3. The gray line means the original values of NDVI of the spectral-temporal trajectory and black line is adjusted trajectory. The black square indicate the observation local of the spectral-temporal trajectory.

As trajetórias espectrais temporais quatro e cinco apontam alteração e crescimento gradativo da floresta de várzea, respectivamente. A ocorrência da trajetória quatro pode ser explicada pela remoção de pequenas porções de florestas no terreno ao longo do tempo e, também, pelo o parâmetro de tamanho de área para ajuste da trajetória espectral temporal (3x3). Em outras palavras, somente um ou dois pixels dessa janela foram alterados em intervalos de anos da série temporal e, por isso, sinalizam uma alteração de natureza gradativa no decorrer do tempo. Por fim, a trajetória seis indica uma floresta de várzea que permaneceu inalterada no período analisado.

CONCLUSÕES

Com o uso da série temporal de imagens Landsat dos sensores TM e ETM+, aliado ao algoritmo LandTrendr, foi possível identificar-se alterações na floresta de várzea do Baixo Amazonas através das trajetórias espectrais-temporais, e associar estas trajetórias com os agentes causadores naturais ou antrópicos. Mostrou-se também a importância em realizarem-se testes dos parâmetros do algoritmo LandTrendr para prevenir a identificação de falsas alterações. As trajetórias espectrais-temporais foram adequadas para indicar a natureza do agente de alteração da floresta de várzea, no entanto, faz-se necessária a coleta de dados em campo para validar a ocorrência destes eventos de alteração e pós-alteração. A identificação dos agentes causadores de alterações da floresta de várzea promovida pelo presente método representa uma contribuição significativa para auxiliar no manejo sustentável e conservação do ecossistema de várzea amazônico, e minimizar os impactos sobre as florestas.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, C. C. F. *Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas*. 2005. 286 p. (INPE - 14614 - TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2005.
- BREIMAN, L. E. O. Random Forests. *Machine Learning*, v. 45, p. 5-32, 2001.
- GRIFFITHS, P. *et al.* Using annual time-series of Landsat images to assess the effects of forest restitution in post-socialist Romania. *Remote Sensing of Environment*, v. 118, p. 199-214, 2012.
- JUNK, W. J. *et al.* *The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management*. [S.l.]: Leiden: Backhuys Publishers, 2000. 584 p.
- KENNEDY, R. E. *et al.* Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, n. 12, p. 2897-2910, 2010.
- KENNEDY, R. E. *et al.* Spatial and temporal patterns of forest disturbance and regrowth within the area of the Northwest Forest Plan. *Remote Sensing of Environment*, v. 122, p. 117-133, 2012.
- MAIN-KNORN, M. *et al.* Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. *Remote Sensing of Environment*, v. 139, p. 277-290, 2013.
- MEIGS, G. W. *et al.* A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, n. 12, p. 3707-3718, 2011.
- LABORATÓRIO (DE METEOROLOGIA). *El niño e la niña*. Disponível em: <<http://www.nemrh.uema.br/meteor/elnino.htm>>. Acessado em 25 de maio de 2014.
- OLIVEIRA, G. S.; SATYAMURT, P. O El niño de 1997/98: Evolução e impactos no Brasil. In: X

Congresso Brasileiro de Meteorologia. 1998, Anais...1998.

RENÓ, V. F. *et al.* Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, n. 12, p. 3446-3456, 2011.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *In: Earth Resources Technology Satellite – 1 Symposium*, n. 3, 1973. Proceedings... Washington,, p. 309-317, 1973.

SCHMIDT, G. *et al.* Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description. *Reston: USGS 2013*, p. 1-27, 2013.

USO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS NO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE *Pinus taeda* L.

USE OF GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AT *Pinus taeda* L. FOREST MANAGEMENT

Fernanda Bortolanza Pereira¹, Diego Brandes¹, Antenor Luiz Simão de Sousa¹, Fernanda Paula Szekut¹,
Vagner Alex Pesck²

¹ Graduação em Engenharia Florestal: BR 153, km 7, Bairro Riozinho, 84500-000 – Irati, PR, Brasil,
fbp.engflorestal@gmail.com, diegobrandes449@hotmail.com, antenor_210@hotmail.com,
fernandaszekut@hotmail.com

² Professor Colaborador no Departamento de Engenharia Florestal: BR 153, km 7, Bairro Riozinho, 84500-000 – Irati, PR, Brasil, vapesck@unicentro.irati.br

RESUMO

Devido ao grande volume de informações envolvidas no planejamento da produção florestal, a tomada de decisões é praticamente impossível sem o auxílio da tecnologia de informação. Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são ferramentas eficientes que possibilitam integrar e analisar diferentes tipos de informação e através de suas funções, permite fundamentar o processo de tomada de decisão. Este trabalho teve por objetivo demonstrar de forma prática a funcionalidade dos SIGs para a gestão florestal em uma área com plantios de *Pinus taeda* L, através do emprego de pesquisa espacial. Os resultados observados demonstraram que o SIG implementado é realmente funcional, possibilitando gerar informações úteis ao processo de tomada de decisão no manejo florestal.

Palavras-chave: SIG, manejo florestal, pinus.

ABSTRACT

Due to the large volume of information involved in the forest production planning, the decision-making is virtually impossible without the information technology aid. Geographic Information Systems (GIS) are powerful tools that it make possible to integrate and analyze different types of information and through their functions, allow to support the decision-making process. This study aimed to demonstrate in a practical way the GIS functionality to forest management in an area of *Pinus taeda* L. plantation, using space research. The observed results showed that implemented GIS is functional, allowing generating useful informations to the decision-making in forest management.

Keywords: GIS, forest management, pinus

INTRODUÇÃO

O planejamento da produção florestal e de suas atividades de manejo, por conta da quantidade de área manejada pelas empresas florestais aliada ao crescente desenvolvimento tecnológico da silvicultura, torna impossível gerir a atividade florestal sem apoio da tecnologia de informações (NOBRE *et al.*, 2004). De acordo com Vieira e Oliveira (2014) as empresas florestais têm utilizado as chamadas geotecnologias para auxiliar as atividades de manejo florestal, além da identificação e quantificação do uso do solo, bem como a produção de mapas das áreas de plantio.

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são ferramentas eficientes para integrar diferentes formatos e tipos de informação e proporcionam um poderoso conjunto de procedimentos para análise dos dados (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2008), e que o processo de tomada de decisão seja realizado de maneira mais fundamentada, considerando dados e informações georreferenciadas (ESQUERDO *et al.*, 2005).

Segundo Meneses (2003), os SIGs dispõem de várias funções analíticas que servem à etapa exploratória ou descritiva do processo de análise espacial. Dentre essas funções, temos as funções de acesso ou pesquisa, classificação e medição, que possibilitam acesso à informação geográfica e alfanumérica, através de operações *Query-Display* (pesquisa gráfica e pesquisa por atributos) (ARONOFF, 1989 *apud* CRUZ e CAMPOS, 2005).

Oliveira Filho *et al.* (2003) empregaram o sistema SPRING (Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas), o SISPINUS (Simulador de Crescimento e Produção de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*) e PLANIN (Planejamento Florestal Integrado), para integrar o modelo administrativo de uma empresa florestal através da implementação de um SIG. Com este trabalho, os autores concluíram que o uso do SPRING integrado a simuladores de produção viabilizou a elaboração de um sistema que possibilitou a espacialização da prognose de crescimento e produção por sortimento de madeira e programação de cortes e parâmetros econômicos até resultados mais avançados de análise espacial. O SIG implementado proporcionou rápida visualização espacial das informações obtidas e a integração e produção de novas informações, de modo a embasar os processos de decisão e planejamento das empresas, especialmente o planejamento e o manejo florestal de espécies de rápido crescimento.

Oliveira Filho *et al.* (2008) trabalharam empregando SIG no manejo sustentável da erva-mate (*Ilex paraguariensis* A.St.-Hill.), em ambiente natural. Com base nas simulações feitas pelos autores, o uso do SIG mostrou-se uma ferramenta de controle e atualização de informações relativas ao manejo tanto para áreas de empresas florestais, como em áreas particulares, inclusive em Sistemas Faxinal.

Mazza *et al.* (2005) utilizaram o SIG para caracterizar ambientalmente uma unidade de conservação, a Floresta Nacional de Irati, localizada no Estado do Paraná. A análise ambiental revelou a formação de um corredor natural de matas nativas dentro dos limites da Flona, o que indicaria fluxo gênico entre as espécies da biota da região, principalmente nas sub-bacias hidrográficas dos rios das Antas e Imbituva, que são importantes estrategicamente para a conservação do ecossistema Floresta Ombrófila Mista. Os autores concluíram que os procedimentos executados no uso do SIG e do Sensoriamento Remoto proporcionam aos gestores das Unidades de Conservação e técnicos envolvidos na conservação dos recursos naturais uma fonte de informação e tomada de decisão visando o zoneamento ambiental e o plano de manejo.

Este trabalho teve por objetivo avaliar a funcionalidade de um SIG elaborado para plantios de *Pinus taeda* L., localizados na área experimental da Universidade Estadual do Centro-Oeste, UNICENTRO, Campus Irati, Estado do Paraná, a partir da execução de pesquisas por atributos de forma a auxiliar o processo de tomada de decisões no manejo florestal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo situa-se nas dependências da Universidade Estadual do Centro-Oeste, UNICENTRO, no município de Irati, Estado do Paraná, sob coordenadas 25°32'19.08"S e 50°39'55.23"O. A altitude média da região é de 950 m e clima, segundo a classificação climática de Köppen, é do tipo Cfb – temperado úmido com verão ameno (ANTONELLI e BEDNARZ, 2010).

A área está subdividida em sete talhões, com área total de 10,43 ha (Figura 1a). Em um dos talhões foi implantado no ano de 2002 um experimento com *P. taeda* para avaliação da influência do espaçamento no crescimento das árvores. A área foi subdividida em cinco blocos com nove parcelas cada, de área variável, correspondentes aos nove tratamentos, apresentados na Tabela 1 (Figura 1b). Os demais talhões foram plantados no ano de 2004 com finalidade didática e comercial.



Figura 1. Caracterização da área de estudo. (a) Talhões de *Pinus taeda* L. (b) Detalhe da área do experimento com espaçamento.

Figure 1. Study area characterization. (a) *Pinus taeda* L. plantation. (b) Experimental area detail.

Tabela 1. Caracterização do experimento.

Table 1. Experiment characterization.

Espaçamento (m)	Espaço vital (m ²)	Árvores/ha	Árvores avaliadas
1x1	1	10000	25
2x1	2	5000	25
2x2	4	2500	25
3x2,5	7,5	1333	25
3x3	9	1111	25
3x3,5	10,5	952	25
4x3	12	833	25
4x3,5	14	714	25
4x4	16	625	25

Fonte: Lima (2010)

Obtenção dos dados

A imagem utilizada neste trabalho foi obtida através do *software* Google Earth-Pro (Figura 2).

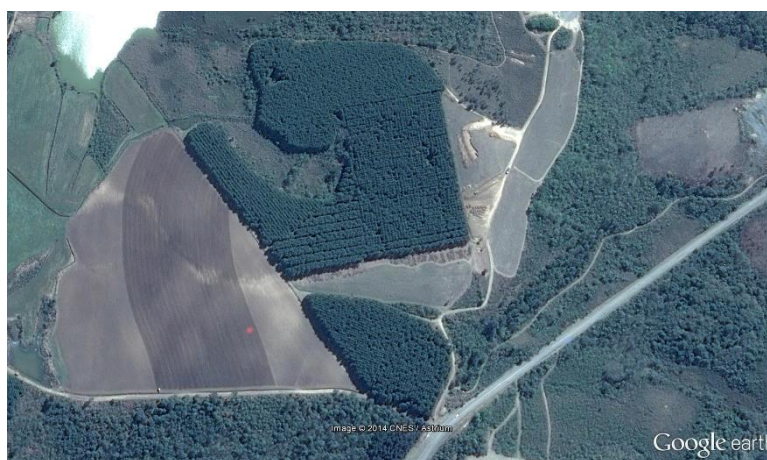


Figura 2. Imagem original. Fonte: Google Earth (2014).

Figure 2. Original image. Source: Google Earth (2014).

Os dados referentes ao volume, área basal, número de árvores, diâmetro e altura para as parcelas do

experimento com diferentes espaçamentos foram obtidos de Lima (2010). Neste caso, empregou-se os valores do incremento médio anual (IMA) aos sete anos de idade, a partir do qual as variáveis de interesse foram calculadas para a idade corrente. A Tabela 2 apresenta os valores de IMA utilizados.

Na implementação do SIG, as parcelas do experimento com mesmo espaçamento foram consideradas como um talhão, identificadas com mesmo número na tabela de atributos.

Tabela 2. Valores de incremento médio anual aos sete anos para as parcelas do experimento com espaçamento.

Table 2. Mean annual increment values to experimental plots.

Espaçamento (m)	Árvores/ha	ht (m/ano)	IMA (7 anos)		
			dap (cm/ano)	G (m ² /ha.ano)	V (m ³ /ha.ano)
1x1	10000	1,32	1,16	8,02	39,27
2x1	5000	1,44	1,54	7,16	37,11
2x2	2500	1,42	1,84	4,8	24,29
3x2,5	1333	1,4	2,2	3,66	17,3
3x3	1111	1,36	2,34	3,4	16,76
3x3,5	952	1,32	2,42	3,12	14,64
4x3	833	1,32	2,62	3,86	14,87
4x3,5	714	1,28	2,68	2,86	13,1
4x4	625	1,22	2,64	2,48	10,68

Fonte: Lima (2010)

Para os demais talhões, os dados foram provenientes do inventário realizado pelos acadêmicos de Engenharia Florestal, na disciplina de Manejo Florestal (Tabela 3), no ano de 2013, com exceção do talhão 12, o qual é o único onde foi realizado o desbaste sistemático e não foi inventariado após esta intervenção. Do mesmo modo que na área do experimento com espaçamentos, os valores atuais para as variáveis de interesse relativas à floresta foram calculados baseando-se na idade do plantio e no IMA aos dez anos.

Tabela 3. Valores de incremento médio anual aos dez anos para os talhões comerciais.

Table 3. Mean annual increment values to commercial plots.

Talhão	Área vital (m ²)	Árvores/ha	IMA (10 anos)			
			ht (m/ano)	dap (cm/ano)	G (m ² /ha.ano)	V (m ³ /ha.ano)
10	4,0	2433	1,21	1,51	4,78	21,9
11	5,0	1894	1,15	1,60	4,05	24,9
12	5,0	-	-	-	-	-
13	8,0	1289	1,14	1,80	3,92	18,71
14	9,0	1033	1,35	2,05	3,93	19,03
15	6,0	1633	1,28	1,73	4,48	24,69

Fonte: Autores.

Processamento da imagem e vetorização dos talhões

Com os dados levantados e a imagem em mãos, procedeu-se com a implementação do SIG no *software* Quantum GIS. Primeiramente foi realizado o planejamento para coleta de pontos de controle para georreferenciar a imagem.

Após o georreferenciamento da imagem, criou-se um *shapefile* relativo aos talhões. As parcelas da área do experimento foram medidas a campo para a criação de uma grade georreferenciada, em ambiente CAD, e então importar estes vetores para ambiente SIG na forma de *shapefile*. Sobre esta grade de parcelas criada em CAD foram adicionadas feições na forma de polígonos representando cada parcela do experimento.

As informações previamente obtidas sobre cada talhão e parcela foram então adicionadas na tabela de atributos. Para os cálculos e extrapolações feitas para as variáveis altura média, diâmetro à altura do peito, área basal por hectare e volume por hectare empregou-se a calculadora própria da tabela de atributos no Quantum GIS.

Finalizado o SIG por meio da adição das informações pertinentes na tabela de atributos, procedeu-se então a realização das consultas por atributos de acordo com os seguintes critérios: i) área basal maior do que 40 m²/ha; ii) área onde não ocorreu desbaste; iii) área vital maior do que 6 m; iv) talhão com finalidade comercial.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O georreferenciamento da imagem foi realizado utilizando 5 pontos de controle, resultando num erro médio de 5,24 pixels. Este erro está relacionado à precisão do GPS utilizado, mas não interfere nos resultados, já que foram realizadas somente consultas por atributos.

O primeiro critério estabelecido para realizar a pesquisa por atributo nos talhões foi a área basal por hectare maior do que 40 m², cujo resultado está ilustrado na Figura 4a. Um segundo critério que se empregou na pesquisa por atributos foi a visualização das áreas onde ainda não havia sido realizado os desbastes, de modo a ilustrar quais as áreas possíveis de receber este trato silvicultural (Figura 4b).

Na Figura 4c apresenta-se outra possibilidade de pesquisa espacial por atributos utilizando dois critérios, por meio do operador *and*. Neste caso, buscaram-se as áreas com finalidade comercial que apresentavam área basal superior à 40 m²/ha.

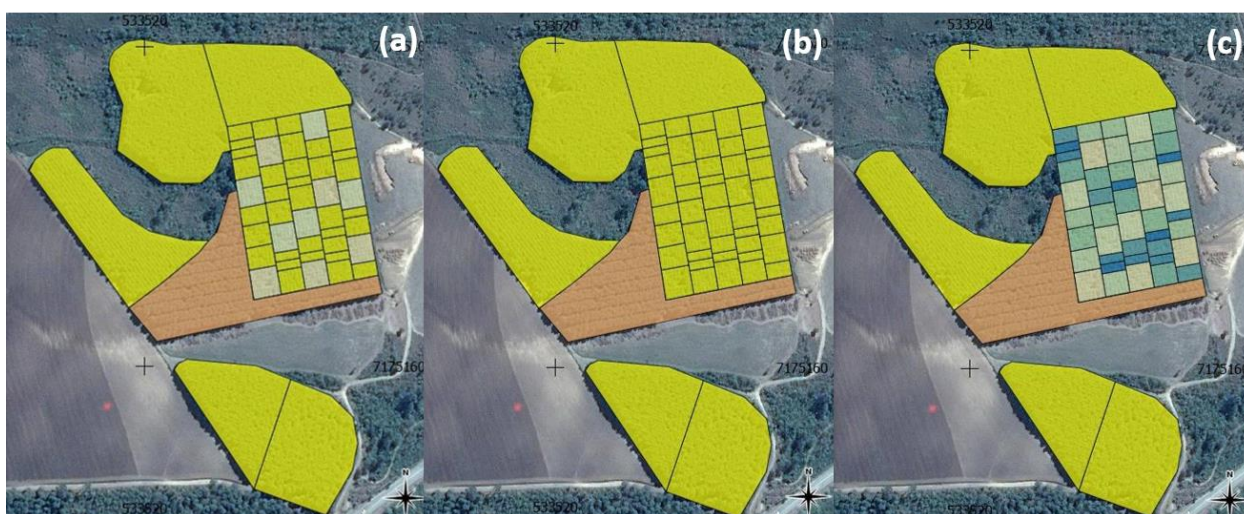


Figura 4. Resultados das pesquisas espaciais por atributo. (a) Áreas com valor de área basal maior do que 40 m²/ha. (b) Áreas onde não foi realizado desbaste. (c) Áreas comerciais com valor de área basal superior a 40 m²/ha.

Figure 4. Space research by attribute results. (a) Areas with basal area value greater than 40 m²/ha. (b) Areas where thinning was not performed. (c) Commercial areas with basal area value greater than 40 m²/ha.

Tomando como base o regime de desbastes adotado no trabalho de Mainardi *et al.* (1996), em plantios de *P. taeda* na região de Cambará do Sul, Estado do Rio Grande do Sul, num sistema de manejo para múltiplos produtos, quando a floresta atinge uma área basal de cerca de 40 m²/ha tem-se o momento de intervir realizando um desbaste para que a floresta retome o crescimento.

Com este tipo de informação é possível então programar as áreas onde se deve iniciar a atividade de desbaste

e ainda calcular os custos que esta intervenção pode gerar para o orçamento da empresa, de forma a auxiliar no planejamento financeiro dos anos posteriores.

Outra pesquisa realizada foi das áreas que apresentavam área vital para cada árvore superior a $7,5 \text{ m}^2$ (Figura 5).

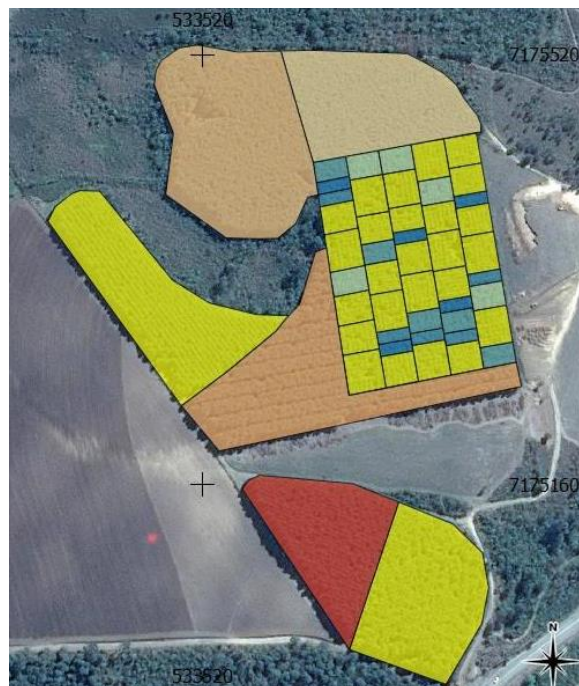


Figura 5. Pesquisa por atributo baseada no valor de área vital superior a $7,5 \text{ m}^2$.
Figure 5. Space research by attribute based on vital area greater than $7,5 \text{ m}^2$.

De acordo com Pacheco (2013), dependendo do espaço vital inicial, pode-se planejar a geração de produtos diferenciados para processos produtivos, onde diâmetros menores são utilizados na produção de papel e celulose e diâmetros maiores são voltados para serrarias e laminadoras.

Pacheco (2013) ainda sugere, a partir da avaliação feita na área de estudo deste trabalho, a divisão de dois grandes grupos para manejos diferenciados visando gerar produção para biomassa com uma rotação menor para regime de manejo *utility*, com rotações mais longas, sendo que a densidade inicial que separa esses dois grupos está no espaço vital $7,5 \text{ m}^2$ que seria um divisor de densidade inicial para a geração de produtos diferenciados: manejo para biomassa e para multiprodutos.

Desta forma, no caso de, por exemplo, uma empresa adquirir novas áreas que difiram dos padrões de plantio trabalhados por ela, é possível então planejar a colheita destas focando em determinado mercado consumidor, além de realizar previsões orçamentárias exigidas pelas intervenções nestas áreas.

CONCLUSÕES

Como se pode observar por meio das pesquisas por atributo realizadas de forma simples e objetiva, as possibilidades de uso do SIG na tomada de decisão no manejo florestal se tornam infinitas, permitindo gerar informações que podem responder a diversas questões pertinentes ao gerenciamento de atividades florestais.

Ainda, a implementação de um SIG para o manejo florestal é possível e não necessariamente onerosa, dependendo do objetivo do usuário e da precisão requerida, podendo ser facilmente implementado.

REFERÊNCIAS

- ANTONELLI, V.; BEDNARZ, J.A. Erosão de solos sob o cultivo do tabaco (*Nicotina tabacum*) em uma pequena propriedade rural no município de Irati - Paraná. *Caminhos de Geografia*, v. 11, n. 36, p. 150-157, 2010.
- CRUZ, I.; CAMPOS, V. B. G. Sistemas de Informações Geográficas aplicados à análise espacial em transportes, meio ambiente e ocupação do solo. *Rio de Transportes III*, Rio de Janeiro, 2005.
- ESQUERDO, J.C.D.M. *et al.* Uso de sistemas de informação geográfica para suporte à decisão: em exemplo de aplicação. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Editado por José Carlos Neves Epiphânio *et al.*, 2005, p. 2649-2655.
- LIMA, R. *Crescimento de Pinus taeda L. em diferentes espaçamentos*. Dissertação. Irati: UNICENTRO, 109 p. 2010.
- MAINARDI, G.L. *et al.* Produção de *Pinus taeda L.* na região de Cambará do Sul, RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 39-52, 1996.
- MAZZA, C.A.S. *et al.* SIG aplicado à caracterização ambiental de uma unidade de conservação Floresta Nacional de Irati, Paraná. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Editado por José Carlos Neves Epiphânio *et al.*, 2005, p. 2251-2258.
- MENESES, H.B. *Interface lógica em ambiente SIG para bases de dados de sistemas centralizados de controle de tráfego urbano em tempo real*. Dissertação. Fortaleza: UFC, 182 p. 2003.
- NOBRE, S.R. *et al.* Componentes básicos de um modelo relacional de dados para gestão florestal. *Silva Lusitana*, Lisboa, n. especial, p. 103-117, 2004
- OLIVEIRA FILHO, P.C. *et al.* Implementação de um sistema de informação geográfica para gestão da empresa florestal. *Revista Floresta*, Curitiba, v. 33, n. 1, p. 31-52, 2003.
- OLIVEIRA FILHO, P.C. *et al.* Geoprocessamento como suporte ao manejo sustentável da erva-mate (*Ilex paraguariensis* A.ST.-HIL.) em ambiente natural. *Revista Floresta*, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 173-182, 2008.
- PACHECO, J.M. *Influência do espaçamento no crescimento de Pinus taeda L. na região Centro-Sul do Paraná*. Dissertação. Irati: UNICENTRO, 58 p. 2013.
- VIEIRA, J.P.F.; OLIVEIRA, J.C. *Sistemas de Informações Geográficas aplicado ao gerenciamento florestal*. Disponível em http://www.portal.ufra.edu.br/attachments/1026_SIG%20APLICADO%20AO%20GERENCIAMENTO%20FLORESTAL.pdf. Acesso em 30 maio 2014.

USO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA - NDVI OBTIDO DE IMAGENS RAPIDEYE E DADOS CADASTRAIS EM PROCESSO INVESTIGATIVO DA SANIDADE DE PLANTIOS FLORESTAIS DE *Eucalyptus* spp. NO ESPÍRITO SANTO

USE OF NORMALIZED DIFFERENCE VEGETATION INDEX - NDVI AND DATA REGISTRATION IN INVESTIGATIVE PROCESS OF SANITY PLANTATION FORESTRY THE *Eucalyptus* spp. IN THE ESPIRITO SANTO

Aroldo dos Reis Rocha Junior¹, Jocival Luiz Domingos², Dennis Bernardi³

^{1,2,3}Fibria Celulose S.A., Rod. Aracruz x Barra do Riacho, km 25, 29197-900 – Aracruz, ES, Brasil,
¹arrj@fibria.com.br, ²jldoming@fibria.com.br, ³dennis.bernardi@fibria.com.br

RESUMO

O presente trabalho pretende demonstrar que o uso de geotecnologias, associadas a informações oriundas de um sistema de gestão florestal integrado, como auxiliar no monitoramento da qualidade dos plantios de *Eucalyptus* spp. O NDVI foi gerado a partir das imagens obtidas pela constelação de satélites RapidEye e após processado e convertido para o formato vetorial, foi associado a uma base de informações cadastrais georreferenciada. Após a classificação da qualidade dos plantios em: bom, ruim e danificado, adotou-se um procedimento investigativo que obteve como resultado, uma base de plantios e atributos a serem avaliados em campo, enriquecida pelo resultado da investigação cadastral. Demonstrou-se assim, que a associação de produtos de Sensoriamento Remoto com informações oriundas de um sistemas de gestão florestal contribuem na eficácia da gestão florestal e na minimização dos custos associados à atividade.

Palavras-chave: NDVI, RapidEye, Sistema de Gestão Florestal, Eucalyptus, Geotecnologias.

ASBTRACT

The present paper objective is to demonstrate that the use of geotechnology tools combined with an integrated forest management system with assist in monitoring the Eucalyptus plantations quality. The NDVI was generated from images (originated by RapidEye satellite constellation) and then processed and converted to vector format. After that, it was associated with a georeferenced database. Through the NDVI results, the forests were classified in qualitative levels: good, bad and damaged. Then, an investigative procedure was initiated aiming to evaluate the forest plantations in loco. This process proves that the combination of geotechnology tools with an integrated forest management system contribute to the forest management effectiveness and to minimization of costs.

Keywords: NDVI, RapidEye, Foreste Manegement System, Eucalyptus, Geotechnology.

INTRODUÇÃO

A Fibria Celulose S. A. é a maior produtora mundial de celulose de fibra curta de eucalipto, com três unidades de produção localizadas em Aracruz, (ES), Jacareí (SP) e Três Lagoas (MS). Possuindo uma base florestal de 468.724 ha de plantios de *Eucalyptus* spp, composta por áreas próprias e arrendadas e distribuídas em 7 estados (Espírito Santo, Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul).

No gerenciamento das operações florestais a Fibria utiliza um sistema de gestão florestal, suportado de maneira integrada por um banco de dados com informações geográficas e descritivas. Para o suporte decisório e operacional das atividades florestais, faz-se necessário a atualização contínua das informações, o que vem se realizando através de métodos diversos, incluindo: o apontamento de informações através de

interfaces existentes no sistema de gestão; através da atualização de feições geográficas com o uso de diferentes tecnológicas, sendo alguma citadas aqui: receptores GPS, LIDAR, VANT e imagens de satélite.

A preocupação com o monitoramento da qualidade e produtividade dos plantios florestais, tem sido sempre uma preocupação constante entre as empresas do setor, principalmente num cenário em que se busca sempre uma maior eficiência produtiva, com a otimização de recursos. Neste contexto, têm-se estudado e debatido diferentes métodos para estimar a produtividade das culturas. Um destes métodos é a utilização do NDVI “*Normalized Difference Vegetation Index*”, obtido através da álgebra de bandas das imagens de satélite, neste caso envolvendo as bandas do vermelho e do infravermelho próximo.

Partindo deste contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar uma alternativa de método investigativo, através da utilização do NDVI *RapidEye* integrado à uma base de dados florestal, de modo a identificar áreas potencialmente danificadas e que necessitam ser avaliadas, otimizando assim o trabalho e deslocamento das equipes em campo.

MATERIAIS E MÉTODOS

As áreas consideradas neste trabalho abrangem uma regional operacional da Fibria, na Unidade Aracruz, localizada em sua maioria no município de Aracruz (ES) na região sudeste do Brasil, conforme mostra a Figura 1.

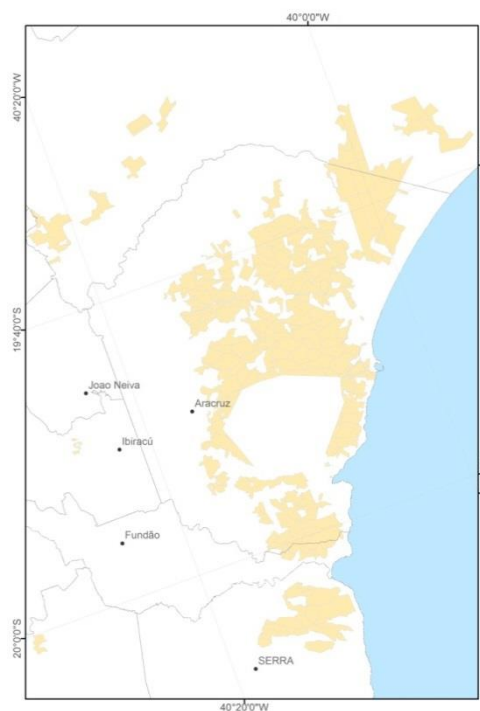


Figura 1. Região de estudo na Unidade Aracruz, no Espírito Santo – ES.

Figure 1. Study area at the Aracruz Unit, Espirito Santo – ES

O *RapidEye* é um sistema composto por cinco satélites de sensoriamento remoto idênticos e em mesma órbita (*RapidEye*, 2014). Além de possuir as bandas *Blue*, *Red*, *Green*, possui também a banda *Red Edge*, localizada entre o vermelho e o infravermelho próximo, o que segundo Felix *et al.* (2009), é onde se encontra seu caráter inovador. A banda *Red Edge* possibilita medições da variação da vegetação, realização da separação de espécies, assim como o monitoramento da saúde da vegetação.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é o resultado da diferença entre a reflectância no infravermelho próximo e a reflectância do vermelho, dividida pela soma das duas reflectâncias, tendo como resultado um índice que pode variar de -1 a 1. As regiões com índices elevados representam áreas com

vegetação em boas condições e aquelas com índices baixos representam corpos d'água e solos expostos (BERNARDI, 2013).

Neste trabalho, utilizou-se para a geração do NDVI da área de estudo os procedimentos adotados por Bernardi (2013), cujo resultado se pode ver na Figura 2.

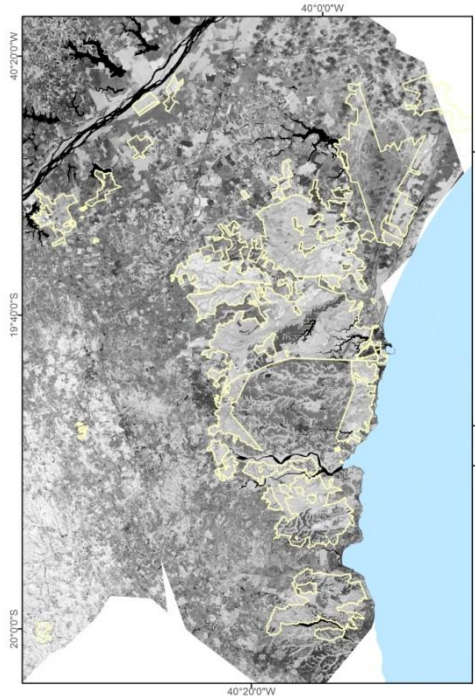


Figura 2. NDVI gerado para a área de estudo.
Figure 2. Results of NDVI for the study área.

Sistema de Gestão Florestal

Abordando a questão da extração de informações a partir de imagens, Loch (2001) destaca a importância de nos apoiarmos em dados conhecidos para extrairmos ou deduzirmos o que representam os objetos ou feições existentes em uma imagem.

Neste sentido, destacamos neste estudo a importância da utilização de informações oriundas de um Sistema de Gestão Florestal, como o utilizado na Fibria. Este tipo de sistema impacta de maneira significativa no processo decisório do negócio, em função de conferir maior precisão às informações, possibilitando também a integração das mesmas. Ao mesmo tempo em que viabiliza uma entrada de dados descentralizada, uma vez que estas ocorrem muito próximo ao local onde a informação é gerada.

Da base de dados gerenciada pelo Sistema de Gestão Florestal da Fibria, foram utilizadas as seguintes informações:

- Um layer dos talhões comerciais, georeferenciado, contendo as características de uso de cada talhão, idade e manejo;
- Informações de materiais genéticos;
- Informações de colheita;
- Informações de ocorrências de danos, por incêndio, vento, entre outros.

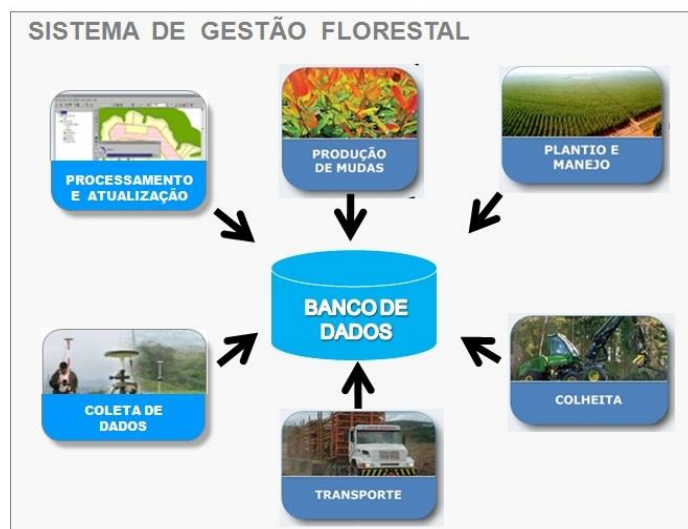


Figura 3. Esquema da integração de dados em um Sistema de Gestão Florestal.
 Figure 3. Schema of data integration in a Forest Management System.

PROCEDIMENTOS

No processo de investigação levado a efeito, abaixo, utilizou-se a informação do NDVI gerado a partir do *RapidEye*, associando-o aos dados cadastrais do sistema de gestão florestais, com o objetivo de direcionar a verificação em campo e enriquecer com informações do cadastro florestal o processo de avaliação de cada talhão, potencialmente indicado como de baixa qualidade ou que possuíssem alguma incoerência de informações.

Partindo-se do NDVI gerado no formato *raster*, conforme descrito anteriormente adotou-se o conjunto de procedimentos, que podem ser consideradas nas três etapas descritas,

Preparação

Nesta etapa realizou-se a classificação do arquivo *raster* do NDVI, conforme indicado anteriormente, assim como a sua transformação para o formato vetorial e o cruzamento com a base geográfica de talhões da Fibria.

Após a agregação de algumas informações cadastrais, realizou-se a verificação em campo da assertividade da classificação do NDVI, conforme ilustra a Figura 4.

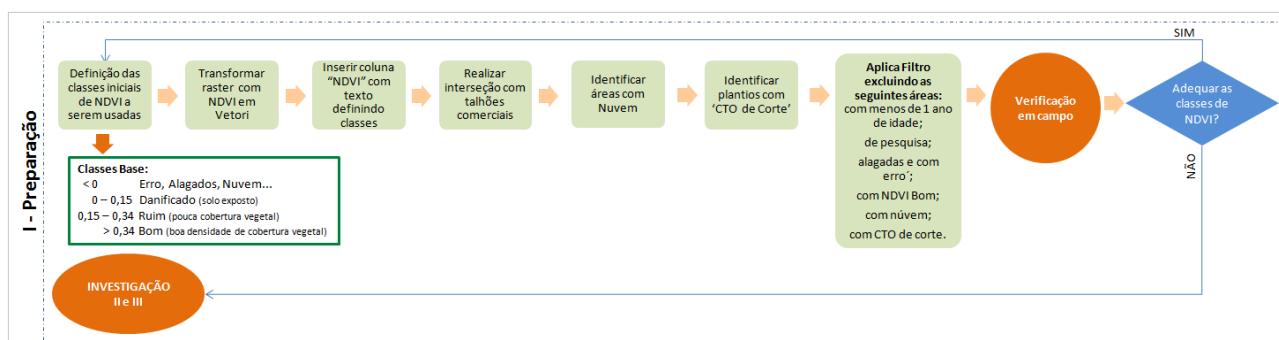


Figura 4. Etapa I - Preparação.
 Figure 4. Step I - Preparation.

Talhões com NDVI Bom

Neste momento, após a aplicação de um filtro para eliminação de áreas indesejadas na análise e inclusão de mais informações cadastrais, realizou-se a verificação de áreas cujo resultado do NDVI indicavam boa produtividade, mas que através das informações cadastrais agregadas, apresentavam alguma inconsistência, como áreas que estivessem aguardando reforma ou rebrota e ainda assim com um NDVI bom, conforme detalhado na Figura 5.

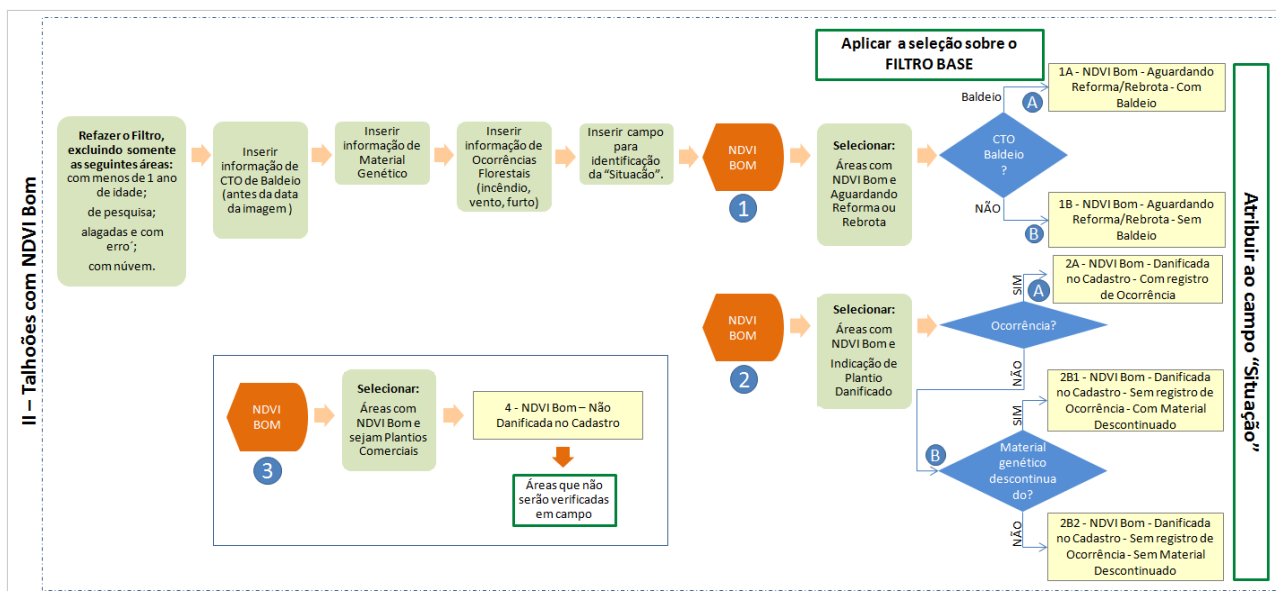


Figura 5. Etapa II – Talhões com NDVI Bom.

Figure 5. Step II – Plantations with NDVI good.

Talhões com NDVI Ruim

Nesta etapa, foi aplicado um novo filtro para eliminação de áreas indesejáveis e para que se mantivessem somente as áreas cujo NDVI indicavam baixa qualidade da floresta. Após este procedimento, verificou-se dentre as informações cadastrais anteriormente agregadas, aquelas que poderiam contribuir para um melhor entendimento dos motivos causadores dos possíveis danos dos plantios, como ocorrência de incêndio, derrubada de árvores pelo vento, formigas e etc, conforme ilustrado na Figura 6.

Ao final de cada caminho investigativo, atribuiu-se a cada talhão um texto descritivo das condições encontradas no mesmo, através da somatória das informações do NDVI e dos dados cadastrais. Utilizou-se para isso um campo, previamente criado para esta finalidade.

Para efeito de minimização de erros interpretativos em função da diferença de escala entre a base cartográfica da Fíbria e o produto vetorial do *RapidEye*, foram considerados somente os polígonos acima de 0,5ha, assim como foi aplicado um *buffer* criado com base nas estradas, para minimização dos efeitos de borda e sombra na margem dos talhões.

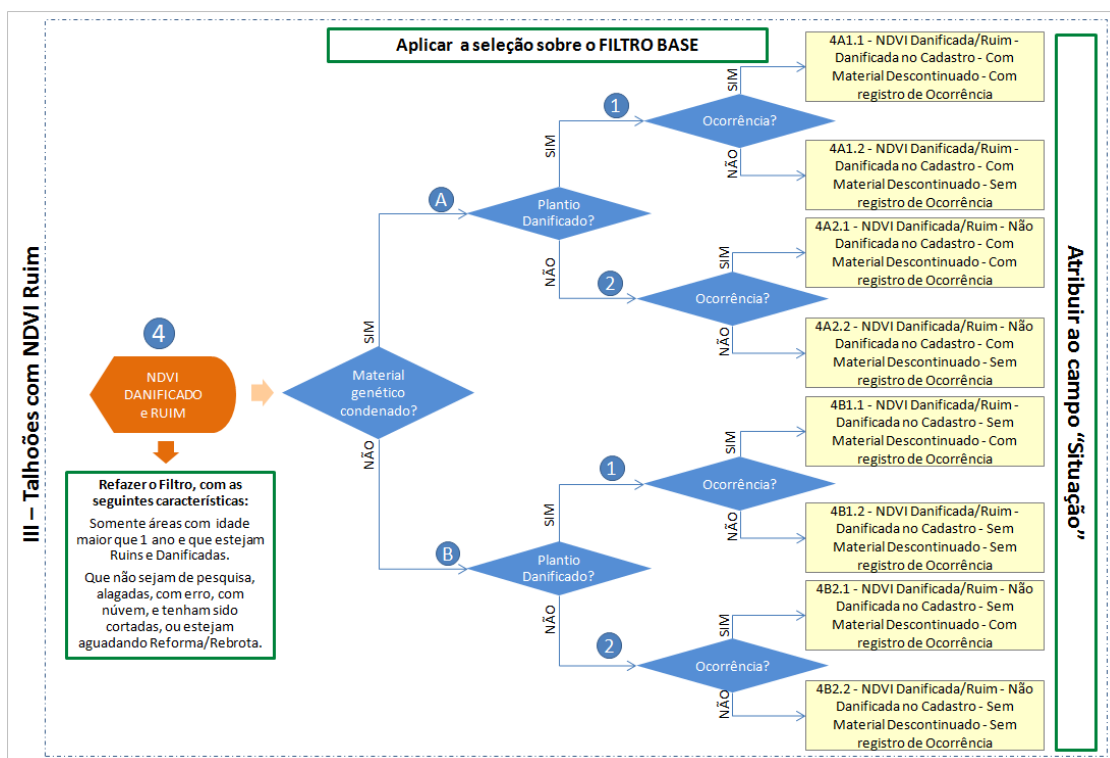


Figura 6. Etapa III - Talhões com NDVI Bom.
 Figure 6. Step III – Plantations with NDVI bad.

RESULTADOS

Como resultado, após a aplicação das etapas de investigação descritas anteriormente, obtivemos uma base georeferenciada dos polígonos a serem averiguados em campo, que permitiram a elaboração de mapas orientativos para os analistas, ou então foram adicionadas a dispositivos *mobile*, com a mesma finalidade como mostra a Figura 8.

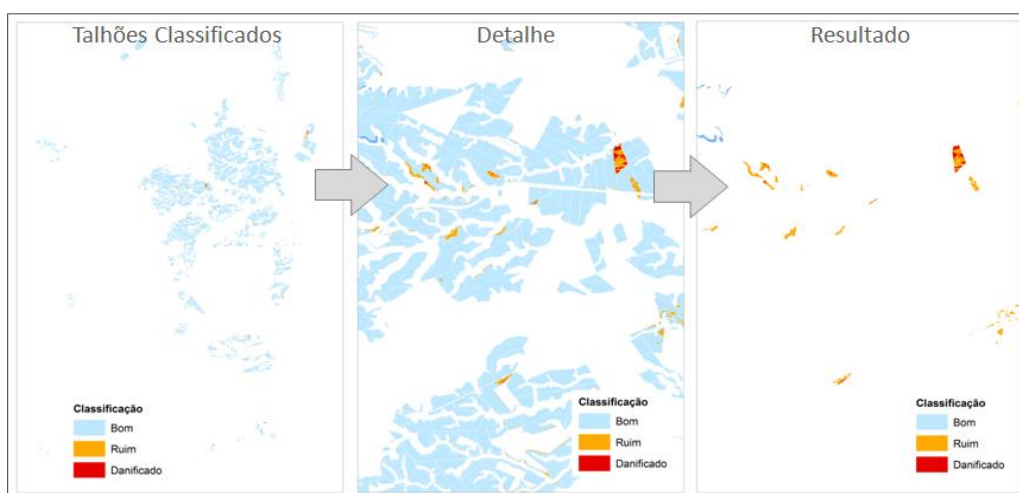


Figura 8. Talhões comerciais classificados com base no NDVI e após os procedimentos de análise.
 Figure 8. Commercial areas classified based on NDVI and after procedures.

Outro resultado do trabalho foi uma tabela com indicação de cada talhão e a descrição de sua situação, que pode ser acrescida de informações a serem preenchidas pelos analistas de campo, que pudessem indicar a

situação encontrada em cada área, bem como a sua causa, as tratativas e encaminhamentos a serem dados em cada situação.

Tabela 1. Relação de áreas a serem avaliadas em campo.

Table 1. List of areas for field evaluation.

ÁREAS PARA AVALIAÇÃO EM CAMPO							PLANO DE AÇÃO				
Projeto	Talhão	Situação	Área do Talhão (ha)	Área Detectada (ha)	Causa	É tratável?	O que?	Como?	Quem?	Quando?	Observação
A014	001B	2A - NDVI Bom - Danificada no Cadastro - Com registro de Ocorrência	1,73	0,38							
A072	005A	2B1 - NDVI Bom - Danificada no Cadastro - Sem registro de Ocorrência - Com Material Condenado/Obsoleto	0,04	0,03							
A080	009B	2B1 - NDVI Bom - Danificada no Cadastro - Sem registro de Ocorrência - Com Material Condenado/Obsoleto	0,3	0,04							
A111	002A	1C - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Sem Baldeio	2,65	2,65							
A112	004A	1C - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Sem Baldeio	2,25	2,22							
A131	010	1C - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Sem Baldeio	10,73	10,18							
A269	006B	2B1 - NDVI Bom - Danificada no Cadastro - Sem registro de Ocorrência - Com Material Condenado/Obsoleto	0,27	0,03							
A293	007A	1C - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Sem Baldeio	2,07	2,07							
A326	003	1A - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Com Baldeio	8,95	8,82							
A602	021A	1A - NDVI Bom - Aguardando Reforma/Rebrota - Com Baldeio	9,09	7,09							
A015	009B	3B2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Sem Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	3,63	1,53							
A020	001B	3A2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Com Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	10,66	0,91							
A022	002	3B2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Sem Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	32,87	3,68							
A042	002D	3A2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Com Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	2,5	0,89							
A139	010	3A2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Com Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	6,64	3,49							
A143	002	3B2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Sem Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	5,26	0,68							
A254	001	3A2.1 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Com Material Condenado/Obsoleto - Com registro de Ocorrência	14,88	12,87							
A255	007	3A2.2 - NDVI Danificada/Ruim - Não Danificada no Cadastro - Com Material Condenado/Obsoleto - Sem registro de Ocorrência	9,66	0,51							

CONCLUSÕES

O primeiro grande benefício que se encontrou na associação de informações de um sistema de gestão florestal aos produtos obtidos de imagens de satélites, como o NDVI, está na própria ampliação do poder de análise daqueles dados. Os dados cadastrais, uma vez enriquecidos com as informações extraídas das imagens, possibilitam a realização de uma série de verificações, que nos permitem checar a consistência das informações armazenadas no banco de dados florestal, aumentando a confiabilidade da informação armazenada.

O segundo aspecto está ligado às dificuldades existentes em se vistoriar a qualidade de plantios comerciais em campo, quando não se sabe se existe ou não algum problema e em que local da área vistoriada ele se encontra. Neste sentido, o produto da associação do NDVI com informações cadastrais existentes, possibilita uma antecipação, para as equipes de campo, dos locais onde potencialmente existem deficiências. Reduzindo significativamente a dimensão da área a ser vistoriada.

Deste modo, o NDVI obtido através das imagens provenientes do satélite *RapidEye*, associado às informações do sistema de gestão florestal, se mostrou como uma ferramenta altamente importante para acompanhamento da sanidade dos plantios florestais feitos em larga escala, demonstrando ser uma ferramenta de redução de custos e maximização de resultados, pois permite direcionar os analistas de campo diretamente aos locais que apresentam alguma deficiência e também por proporcionar maior acurácia das informações cadastrais dos plantios, permitindo maior assertividade nas tomadas de decisão.

REFERÊNCIAS

BERNARDI, D. **Avaliação dos Plantios Florestais de *Eucalyptus* spp., com diferentes idades, através do uso de imagens *RapidEye*, no Sul da Bahia.** Guararema, 2013. TCC Gestão Florestal.

FELIX, I.M. *et al.* *RapidEye: a nova geração de satélites de observação da terra.* In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, Natal. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Editado por José Carlos Neves Epiphanyo e Lênio Soares Galvão, 2009. p. 7619-7622.

LOCH, C.A **Interpretação de Imagens Aéreas: noções básicas e algumas aplicações nos campos profissionais.** 4 ed. Florianópolis: UFSC, 2001.

RapidEye, **Satellite Imagery Product Specifications.** Disponível em: www.rapideye.com. Acesso em: 20 maio, 2014.

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO APÓS CLASSIFICAÇÃO MAXVER E ORIENTADA AO OBJETO EM IMAGEM LANDSAT-8

SOIL USE AND OCUPANCY AFTER MAXVER AND OBJECT ORIENTED CLASSIFICATION IN LANDSAT-8 IMAGE

Anderson Jorge¹, Igor Josef Klein da Cunha¹, Vagner Alex Pesck², Thiago Floriani Stepka², Fernanda Bortolanza Pereira¹

¹Graduação em Engenharia Florestal - UNICENTRO: BR 153, Km 7, Bairro Riozinho, 84500-000 – Irati-PR, Brasil. Email: anderson_irati@hotmail.com; igorjkcunha@hotmail.com; fbp.engflorestal@gmail.com.

²Professor Colaborador no Departamento de Engenharia Florestal - UNICENTRO: BR 153, Km 7, Bairro Riozinho, 84500-000 – Irati-PR, Brasil. Email: vapesck@unicentro.irati.br; tfstepka@unicentro.irati.br

RESUMO

Este trabalho teve o objetivo de analisar dois algoritmos de classificação: Máximo Verossimilhança e Orientado ao Objeto, utilizando uma imagem do satélite LANDSAT 8, de 21 de janeiro de 2014, para avaliar o uso e ocupação do município de Irati-PR, Brasil. Foram aplicados recortes para delimitar o perímetro do município e se efetuaram os ajustes radiométrico e atmosférico para melhorar a qualidade da imagem. Para a classificação Orientada ao Objeto, foi necessário segmentar a imagem. Após a classificação da imagem por ambos os métodos, o resultado foram mapas de uso e ocupação do solo. A maior diferença entre os métodos de classificação para as classes estudadas ocorreu na classe Construção e a menor diferença na classe Floresta. O Maxver obteve um índice de Kappa de 0,80667 e o métodos Orientado ao Objeto de 0,67333.

Palavras-chave: Máxima Verossimilhança, Orientada ao Objeto, LANDSAT 8, Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

This study aimed to analyze two classification algorithms: Maximum Likelihood Estimation and Object Oriented, using a LANDSAT-8 satellite image of January 21, 2014, to evaluate the soil use and occupation of the city of Irati-PR, Brazil. Clippings were applied to define the perimeter of the municipality and effected the radiometric and atmospheric adjustments to improve image quality. For the object-oriented classification was necessary to segment the image. After image classification by both methods, the result was soil use and occupation maps. The biggest difference between the classification methods for the studied classes occurred in Construction class and smaller difference in Forest class. The Maxver obtained a Kappa index of 0.80667 and Object Oriented method obtained a Kappa index of 0.67333.

Keywords: Maximum Likelihood, Object Oriented, LANDSAT 8, Remote Sensing.

INTRODUÇÃO

A avaliação de dados por meio do uso de sensoriamento remoto tem se tornado cada vez mais importante na identificação e na caracterização de classes de utilização da terra, além do acompanhamento do crescimento de diversas culturas, agrícolas e florestais. Neste contexto, a classificação, que consiste no processo de extração de informação de imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos, tem o objetivo de mapear as áreas da superfície terrestre gerando como produto final mapas temáticos. O princípio básico que permite que esta classificação seja realizada é a possibilidade de distinção e identificação dos materiais superficiais decorrente do comportamento específico que cada um apresenta ao longo do espectro eletromagnético (CASTRO *et al.*, 2006).

De acordo com Pesck (2011), a classificação de imagens pode ser realizada *pixel a pixel* ou por meio de

regiões, por meio de três métodos para classificação de imagens (LILLESAND e KIEFER, 2000): i) classificação não-supervisionada – quando o usuário não possui conhecimento prévio das classes temáticas presentes na imagem, deixando que o algoritmo as defina; ii) classificação supervisionada – o usuário orienta a busca das classes temáticas através da aquisição de amostras; iii) classificação híbrida – utiliza em conjunto, as duas abordagens citadas anteriormente.

A técnica da Máxima Verossimilhança (Maxver) é a mais comum para o tratamento de imagens de satélites, sendo baseada no princípio de que a classificação errada de um pixel particular não tem mais significado do que a classificação incorreta de qualquer outro pixel na imagem (SHIBA *et al.*, 2005). Segundo Previdelli (2004), a eficácia do Maxver depende principalmente de uma precisão razoável da estimativa do vetor médio e da matriz de covariância de toda classe espectral, que decorre da quantidade de *pixels* incluídos nas amostras de treinamento. Desta forma, o resultado do Maxver é tanto melhor quanto maior o número de *pixels* em uma amostra de treinamento para implementá-los na matriz de covariância.

Ribeiro *et al.* (2007) empregaram o modelo Máximo Verossimilhança em comparação ao modelo de Redes Neurais e concluíram que o algoritmo de Redes Neurais tem melhor resultado, porém, em contra partida, é demanda muito tempo, necessitando ser refeito várias vezes até alcançar um resultado aceitável, ao contrário o modelo Maxver que, além de mais rápido, apresenta um resultado satisfatório, sendo o algoritmo mais difundido de análise para imagens de sensores remotos.

No processamento digital de imagens de alta resolução há a preferência da classificação orientada a objeto em substituição da classificação a pixel e baseia-se no princípio de analisar não apenas um pixel isoladamente, mas dividir a imagem em pequenos segmentos, considerados objetos na imagem, os quais são extraídos da imagem original por meio de técnicas de segmentação. Tais objetos são posteriormente analisados como unidades, sendo possível levar-se em conta fatores de forma, textura e outras variáveis espaciais que não podem ser consideradas numa análise pixel a pixel (CENTENO, 2002).

Finalizado o processamento das imagens de satélite, torna-se fundamental avaliar a precisão temática uma vez que os usuários necessitam saber quão confiáveis são os dados provenientes dos mapas temáticos derivados da classificação de um produto do sensoriamento remoto. Através da matriz de confusão é possível derivar medidas e conseqüentemente verificar erros oriundos do processo de atribuição dos pixels a determinadas classes (VIEIRA, 2000). A avaliação da acurácia pode ser obtida por meio de coeficientes de concordância derivados da matriz de confusão, sendo que estes podem ser expressos em termos de concordância total ou para classes individuais (FIGUEIREDO e VIEIRA, 2007).

Baseado nestes princípios, o objetivo deste trabalho foi avaliar os algoritmos de classificação Máxima Verossimilhança e Orientada ao Objeto no mapeamento do uso da terra no município de Irati, Estado do Paraná.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo abrange o município de Irati, Estado do Paraná, Brasil, localizado sob as coordenadas centrais 25° 59' 33.68" S e 50° 16' 57.65" W. Segundo Farah (2008), Irati encontra-se no segundo planalto paranaense, com terreno acidentado, apresentando em algumas regiões morros e montanhas, e média de altitude de 800 m. O município tem extensão territorial de 998,30 Km², sendo 37,57 Km² de área urbana.

A imagem do satélite LANDSAT 8 datada de 21 de janeiro de 2014, já ortorretificada, foi adquirida via internet, através da *United States Geological Survey* (USGS). A Tabela 1 apresenta os dados referentes às bandas da imagem de trabalho.

Tabela 1. Landsat-8.

Table 1. Landsat-8.

Banda	Nome da Banda	Comprimento de Onda (μm)	Resolução do Pixel (m)
Banda 1	Coastal	0,435 - 0,451	30
Banda 2	Blue	0,519 - 0,512	30
Banda 3	Green	0,533 - 0,590	30
Banda 4	Red	0,636 - 0,673	30
Banda 5	NIR	0,851 - 0,879	30
Banda 6	SWIR-1	1,566 - 1,651	30
Banda 7	SWIR-2	2,107 - 2,924	30
Banda 8	Pan	0,503 - 0,676	15
Banda 9	Cirrus	1,363 - 1,384	30
Banda 10	TIR-1	10,60 - 11,19	100
Banda 11	TIR-2	11,50 - 12,51	100

Fonte: USGS, 2014.

Correção radiométrica e atmosférica

Após a aquisição da imagem foram aplicadas as correções radiométricas e atmosféricas para melhorar a qualidade da imagem. A correção radiométrica se faz necessário porque ocorre na captação da imagem as degradações no sinal que deveria ser registrado, como explicam Langhi e Tommaselli (2008), e foi realizada pelo método semiautomático, com a importação do arquivo de metadados da imagem.

LATORRE *et al.* (2002) descreve que a atmosfera, tal como seus componentes, interagem com a radiação eletromagnética, e isso ocasiona significava alteração do fluxo radiante que vem do alvo fotografado pelo sensor do satélite, causando uma diminuição do brilho, presença de névoa e perda de nitidez na imagem. A correção atmosférica realizada na imagem foi feita com intuito de diminuir estas distorções.

Algoritmos de Segmentação

O processo de segmentação é o primeiro passo para a classificação da imagem. O objetivo é dividir a imagem em regiões homogêneas, para solucionar problemas de subjetividade em classificações supervisionadas, isto é, associar os *pixels* com características similares (forma, textura, área, parâmetros espectrais). Portanto, esta fase precisa ser executada cuidadosamente, pois seu resultado repercute nas etapas posteriores (PESCK, 2011).

Para o primeiro nível de segmentação foi utilizado o algoritmo *edge based segmentation*, que requer somente a manipulação de um parâmetro de escala e faz a ligação entre *pixels* adjacentes de acordo com a semelhança de suas propriedades. Segundo Robinson *et al.* (2002), a quantidade de segmentos gerados depende da manipulação do parâmetro de escala e do uso opcional da função *merging segments*, considerada como uma segmentação de segundo nível que, neste caso, utiliza o algoritmo *Full Lambda-Schedule*. O algoritmo *Full Lambda-Schedule* tem por função misturar e combinar os segmentos adjacentes com base na combinação espacial e espectral, considerando um par de regiões, *i* e *j*, de tal forma que a fusão dos segmentos seja inferior ao valor padrão Lambda (δ) do parâmetro limiar.

As bandas empregadas na segmentação da imagem foram as bandas 4, 3 e 2 (colorido normal) nos canais RGB, respectivamente. Para então poder prosseguir com a classificação orientada ao objeto, determinou-se qual dos níveis de escala para os algoritmos *Edge* e *Full Lambda Schedule* seria utilizado.

Classificação por Máxima Verossimilhança e Orientada ao Objeto

Primeiramente foi realizada a interpretação visual da imagem e a partir desta, definiram-se quatro classes de uso do solo: i) Construção, ii) Floresta, iii) Agricultura e iv) Solo Exposto. Na classificação supervisionada da imagem de satélite, empregando o algoritmo Maxver, foram utilizadas 29 amostras da classe Construção, 36 da classe Floresta, 28 da classe Agricultura e 33 de Solo Exposto. A quantidade de amostras utilizadas fora estabelecida pela identificação da proporção de cada classe contida na imagem.

Para a realização da classificação da imagem, pelo método Orientado ao Objeto, foram coletados alguns segmentos gerados, que representassem as classes identificadas pela interpretação visual.

A avaliação da classificação utilizou a matriz de confusão com o cálculo do coeficiente de concordância Kappa, de modo a comparar os erros do resultado final da classificação em relação aos dados de referência (RENNO *et al.*, 1999). Para tal avaliação, foram levantados 50 pontos de controle de cada classe para a confecção da tabela do Índice Kappa em cada método de classificação. De acordo com Landis e Koch (1977).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Figura 1 apresenta o resultado obtido com as correções radiométrica e atmosférica.

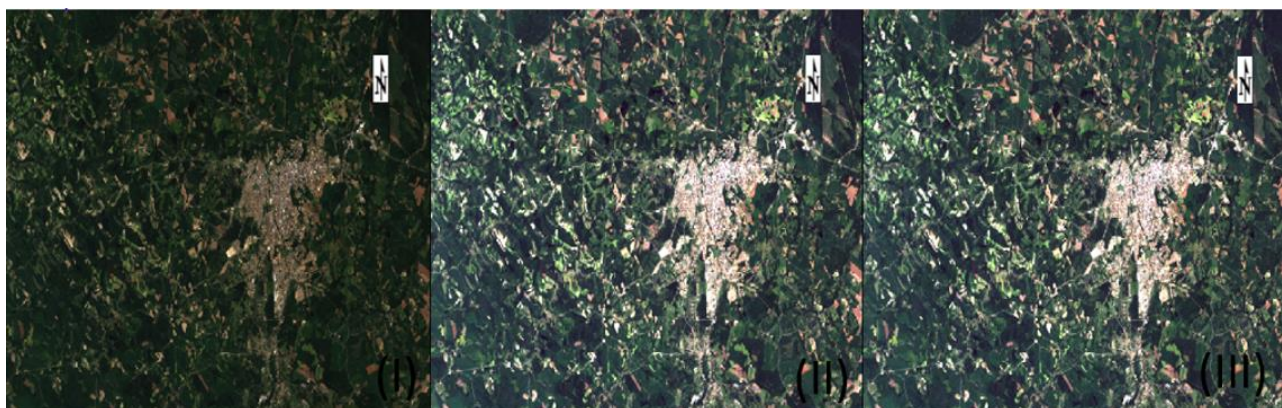


Figura 1. Correções. (I) Sem correção; (II) Correção Radiométrica; (III) Correção Atmosférica.

Figure 1. Correction. (I) Uncorrected; (II) Radiometric Correction; (III) Atmospheric Correction.

A correção da imagem possibilitou a melhora no aspecto visual, aumentando a qualidade da imagem, dando maior nitidez aos *pixels* (Figura 1). Langhi e Tommaselli (2008) testaram a correção radiométrica em duas etapas: a primeira é um processamento global, baseado nos dados dos histogramas e a segunda é a estratégia local, que utiliza o ajuste de uma superfície parabolóide para as diferenças radiométricas entre imagens. A correção manual do histograma obteve um resultado visual mais perceptível. O *software* ENVI 5 traz a opção da correção por meio do algoritmo Mínimo, que se assemelha a correção manual do histograma, com um resultado satisfatório.

O resultado da segmentação da imagem para posterior classificação pelo método orientado ao objeto é apresentado na Figura 2, onde se demonstra as três níveis de escala para os algoritmos *Edge* e *Full Lambda Schedule*.

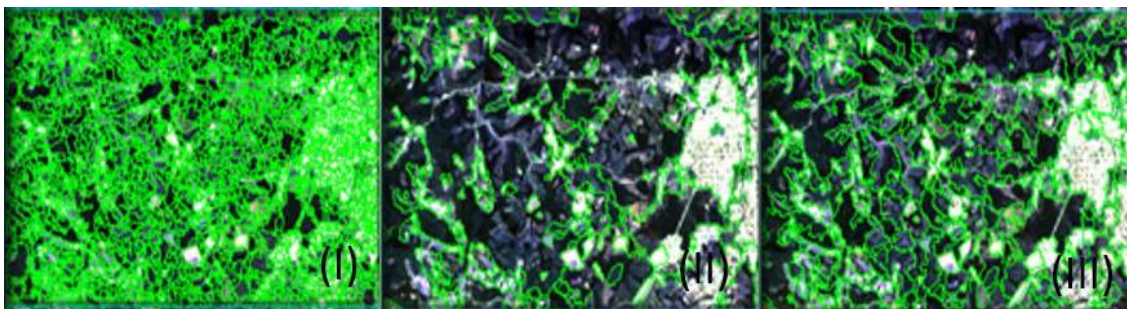


Figura 2. (I) Edge 20 e Full Lambda Shedule 30 (II) Edge 60 e Full Lambda Shedule 80 (III) Edge 40 e Full Lambda Shedule 85.

Figure 2. (I) Edge 20 e Full Lambda Shedule 30 (II) Edge 60 e Full Lambda Shedule 80 (III) Edge 40 e Full Lambda Shedule 85.

O nível de escala 20 e 30 (I) para os algoritmos *Edge* e *Full Lambda Shedule* apresentou elevado número de segmentos gerados. O valor utilizado para as escalas 60 e 80 (II) foi muito alto, pois os segmentos gerados agruparam classes diferentes criando apenas em um único segmento. Por tais motivos, foi escolhido o nível de escala 40 para o algoritmo *Edge* e 85 para o algoritmo *Full Lambda Shedule*, o qual se adequou ao limite de cada classe, distinguindo-as de maneira homogênea para o restante da imagem.

A partir dos segmentos gerados, procedeu-se com a classificação orientada a objeto, cujo resultado está ilustrado na Figura 3.

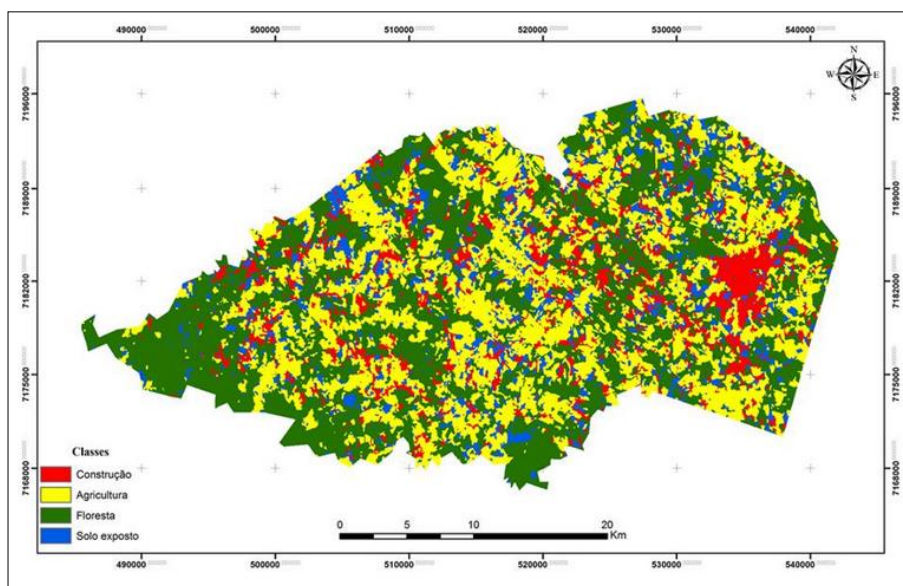


Figura 3. Mapa de uso e ocupação do solo pela classificação orientada ao objeto.

Figure 3. Soil use and occupation map by object oriented classification.

Com a imagem classificada, gerou-se um histograma de acordo com as classes e as bandas utilizadas, que possibilitou o cálculo do percentual em área de cada classe, sendo que na classificação orientada ao objeto, 11,05% da imagem foi classificada como Construções, 41,78% como Floresta, 36,41% como Agricultura e 10,76% como Solo Exposto.

A Figura 4 mostra os resultados da classificação pelo algoritmo Maxver.

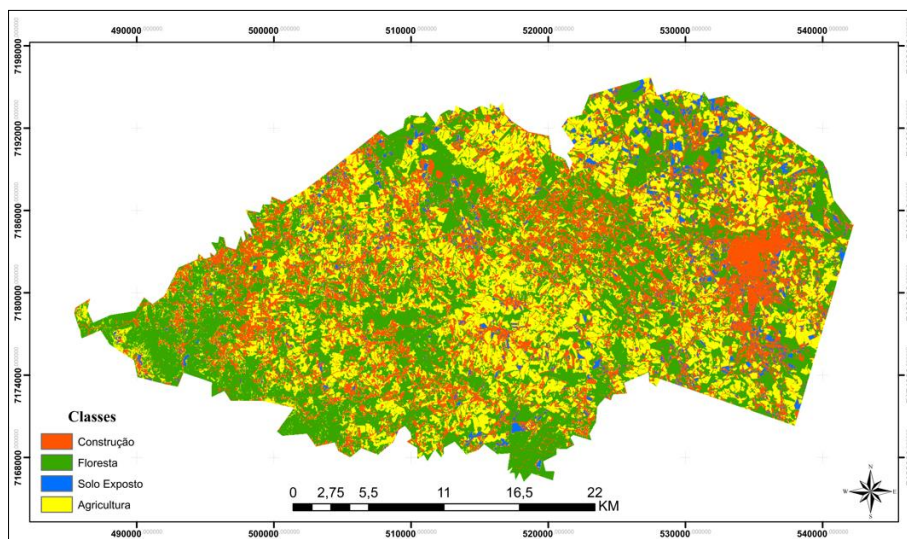


Figura 4. Mapa de uso e ocupação do solo de Irati-PR pela classificação MAXVER.
 Figure 4. Irati-PR soil use and occupation by MAXVER classification.

Na classificação com Maxver, a classe com maior porcentagem em área foi a Floresta (41,97 %), seguida pela classe Agricultura (29,15%); a primeira ficou mais concentrada na porção oeste do município enquanto a segunda teve uma distribuição por todo o território. A estas classes seguiu-se a classe Construção (25,52 %) e por último a classe Solo Exposto (3,36 %), com poucas áreas representativas. Possivelmente as áreas de Solo Exposto são áreas de pousio agrícola, uma vez que o bioma natural de Irati não conta com afloramentos rochosos naturais (FARAH, 2008).

A Tabela 2 apresenta as áreas de cada classe resultantes dos dois métodos de classificação empregados.

Tabela 2. Área de cada classe obtidos pelos classificadores.
 Table 2. Area of each class obtained by classifiers.

Classe \ Algoritmo	MAXVER	Orientada ao Objeto Área (km ²)
Construção	254,74	110,3
Floresta	419,01	417,0
Solo Exposto	33,5	107,4
Agricultura	290,9	363,5

Conforme pode-se observar na Tabela 2, a maior diferença observada entre os dois algoritmos de classificação se deu na classe Construção, onde o método Maxver resultou numa área 130,92% maior do que o método de classificação orientada ao objeto. A classe com menor diferença percentual entre as áreas das classes foi a Floresta, com uma diferença pouco significativa de 0,47% para mais no método Maxver.

Do teste para a avaliação do seu desempenho através da estatística do índice de Kappa, a partir da matriz de confusão, foi obtido um índice de 0,67 para a classificação Orientada ao Objeto enquanto a classificação Maxver obteve um índice de Kappa de 0,81, sendo este índice considerado excelente por Landis e Kock (1977).

CONCLUSÃO

As correções radiométricas e atmosféricas realizadas na imagem auxiliam no emprego da mesma para a geração de mapas temáticos, dando maior nitidez e facilitando a interpretação visual.

A classificação da imagem com o algoritmo Maxver apresentou um melhor desempenho em relação à classificação orientada ao objeto, em decorrência do erro de agrupamento que este último apresenta e que influencia no índice Kappa observado.

No processo de segmentação da imagem a aplicação de valores baixos de escala resulta na geração de muitos segmentos agrupando as mesmas classes. Os valores mais adequados para esta pesquisa foi a escala 40 para o algoritmo *Edge* e 85 para o algoritmo *Full Lambda Shedule*, o qual se adequou ao limite de cada classe.

Pela maior quantidade de variáveis aplicadas ao processo, a classificação orientada ao objeto tornando-se mais complexa e susceptível a erros de maior magnitude no caso das imagens de baixa resolução espacial.

Os resultados para o valor de área da classe Floresta, similares entre as duas classificações, indicam que a imagem utilizada apresenta qualidade satisfatória na análise de cobertura arborea.

REFERÊNCIAS

- CASTRO, F. F. *et al.* Avaliação do mapeamento da cobertura do solo utilizando dados CCD do CBERS-2. IN: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADAS À ENGENHARIA FLORESTAL, 7, 2006. *Anais VII Seminário em Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicadas à Engenharia Florestal*, 2006.
- CENTENO, J.A.S. *Sensoriamento remoto e processamento de imagens digitais*. Universidade Federal do Paraná – Departamento de Geomática. Curitiba: UFPR, 2003. 210 p.
- FARAH, A. (Org). *Irati 100 Anos*. Curitiba: Arte, 2008.
- FIGUEIREDO, G.C.; VIEIRA, C.A.O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto, 2007. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8, 2007, Florianópolis. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Editado por Gerald Jean Francis Banon e Lise Christine Banon, 2007, p. 5755-5762.
- KURY, E.B. *Classificação Automática de Imagens de Alta Resolução*. 2002. Disponível em: <http://www.ufv.br/nugeo/ufvgeo2002/resumos/9-eduardo.pdf>. Acesso em 5 maio 2014.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 1977.
- LANGHI, P.; TOMMASELLI, A.M.G. Correção Radiométrica de Imagens Aéreas Digitais Por Meio de Ajuste Polinomial. In: Simpósio brasileiro de ciências geodésicas e tecnologias da informação, 2, 2008. *Anais II Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnológicas da Informação*, 2008.
- LATORRE, M. *et al.* Correções Atmosféricas: Conceitos e Fundamentos. *Espaço e geografia*, v. 5, n. 1, p. 153-178, 2002.
- LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. *Remote sensing and image interpretation*. 4^a ed. New York, 725 p, 2000.
- PESCK, V.A. *Classificação orientada ao objeto de imagem Quickbird-2 para a identificação da Araucária*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste - UNICENTRO, Irati, Brasil. 76 p. 2011.
- PREVIDELLI, I.T.S. *Estimadores de máxima verossimilhança corrigidos para modelos superdispersados não-lineares*. São Carlos: UFSC. Tese de Doutorado (Economia), 2004.
- RIBEIRO, B. M.G. *et al.* Comparação dos Métodos de Classificação Supervisionada de Imagens Máxima Verossimilhança e Redes Neurais em Ambiente Urbano. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8, 2007, Florianópolis. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Editado por Gerald Jean Francis Banon e Lise Christine Banon, 2007, p. 5471-5478.

ROBINSON, D. *et al.* Implementation of a Fast algorithm for Segmenting SAR Imagery. *Defense science and technology*. Australia, 2002.

SHIBA, M.H. *et al.* Classificação de imagens de sensoriamento remoto pela aprendizagem por árvore de decisão: uma avaliação de desempenho. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Editado por José Carlos Neves Epiphanyo *et al.*, 2005, p. 4319-4326.

United States Geological Survey (USGS). *LANDSAT 8*. Disponível em <http://www.usgs.gov/>. Acesso em 04 de maio 2014.

VIEIRA, C.A.O. *Accuracy of remotely sensing classification of agricultural crops: a comparative study*. Thesis (Doctor of Philosophy). University of Nottingham, 327 p. 2000.

UTILIZAÇÃO DE SIG, APOIADO EM SOFTWARES LIVRES, NO CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA UFVJM

José Walter Mota¹, Vinícius Rabelo Fernandes^{1,2}, Cristiano Christofaro^{1,3}, Gleyce Campos Dutra^{1,4}, Fabrício da Silva Terra^{1,5}

¹ Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM Rodovia MG 367, n. 5000, Alto do Jacuba - 39100-000 – Diamantina, MG, Brasil. jw_mota@hotmail.com; ²rabelovf@gmail.com; ³cristiano.christofaro@ufvjm.edu.br; ⁴gleycedutra@yahoo.com.br; ⁵terra.fabricio@gmail.com

RESUMO

O Setor Florestal se beneficia enormemente dos avanços das geotecnologias, principalmente no que se refere ao processamento digital de imagens de satélites, mas o elevado investimento necessário para aquisição e manutenção de softwares proprietários de geotecnologia dificulta a atividade de ensino em instituições públicas, principais usuárias dos produtos cartográficos. Desse modo, o objetivo do presente trabalho foi testar a viabilidade de softwares livres na utilização de sistemas de informação geográfica (SIG), considerando as atividades práticas previstas nas disciplinas de geotecnologias curso de Engenharia Florestal da UFVJM. A seleção dos softwares a serem testados se deu com base em revisão bibliográfica e teste de algumas características, e os dois softwares selecionados foram o QGIS e o gvSIG. No total foram realizadas 12 práticas, abrangendo as principais demandas relativas a softwares de SIG. Ambos os programas tiveram sucesso na realização de todas as práticas, ainda que ambos tenham apresentados algumas limitações. Os softwares possuem capacidade e desempenho suficientes para substituir os softwares comerciais mais utilizados na área, incorporando ainda todas as vantagens associadas ao uso de softwares livres.

Palavras-chave: SIG, software livre, engenharia florestal, mapeamento, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The Forest Sector benefit enormously from advances in geotechnology, especially with regard to the digital processing of satellite images, but the high investment required for purchasing and maintaining geospatial proprietary software hinders the activity of teaching in public institutions, the main users of cartographic products. Thus, the aim of this study was to test the viability of open software in the use of geographic information systems (GIS), considering the practical activities in the disciplines of the course of Forestry of UFVJM. The selection of softwares was made based on literature review and test of features. Two softwares were selected: QGIS and gvSIG. In total 12 practices were performed, covering the main demands regarding GIS program. Both programs were successful in carrying out all practices, even though both have shown some limitations. The tested softwares showed capacity to replace the most used commercial softwares, incorporating all the advantages associated with the use of open software.

Keywords: GIS, free software, forestry engineering, mapping, remote sensing.

INTRODUÇÃO

Os computadores e os softwares são hoje partes imprescindíveis do nosso cotidiano. Atualmente, as instituições de ensino superior vêm ampliando o uso dessas tecnologias, principalmente em áreas relacionadas a análises espaciais. A exemplo do que ocorre em inúmeras áreas do conhecimento e do desenvolvimento humano, o Setor Florestal se beneficia enormemente dos avanços das Geotecnologias, definidas como todas as tecnologias relacionadas às informações espaciais (Geoinformação). Esse conceito abrange a aquisição, processamento, interpretação de dados ou informações espacialmente referenciadas, apoiadas pelos Sistemas de Informações Geográficas, Sensoriamento Remoto, Geoestatística, Cartografia, Geodésia e outros (SANTOS *et al*, 2012).

Tarefas que antes eram realizadas apenas por profissionais extremamente especializados, agora podem ser concretizadas rapidamente e com ótimos resultados, tais como: delimitação de corredores ecológicos, estudo de ecologia da paisagem, manejo de bacias hidrográficas, risco de incêndios florestais, risco de inundação,

monitoramentos e adequações ambientais, projetos de implementação e condução de maciços florestais, zoneamentos ambientais, planos de manejo de unidades de conservação, dentre outras (SANTOS *et al.*, 2012).

Atualmente os pacotes disponíveis para compra permitem solucionar a maioria dos problemas nas ciências florestais que envolvem Geoinformação. No entanto, este modelo tornou o Brasil um consumidor de soluções estrangeiras e fez com que o mercado nacional de Geotecnologias tivesse o predomínio de empresas vendedoras destas soluções (UCHOA *et al.*, 2005). O elevado investimento necessário para construção e manutenção de uma infra-estrutura integrada baseada em softwares proprietários de geotecnologia inviabiliza muitos projetos e dificulta a atividade de ensino em instituições públicas, principais usuárias dos produtos cartográficos (UCHOA e FERREIRA, 2004). Além disso, a necessidade de uso desses softwares de alto custo acaba desestimulando os alunos a manterem o estudo das ferramentas relacionadas à geotecnologia fora do ambiente acadêmico.

Esse cenário vem sendo modificado por iniciativas de instituições de pesquisa e grupos independentes. Desde 2000, pelo menos duas dezenas aplicativos foram desenvolvidos e estão à disposição do público para download (MENDONÇA, 2011), cada um deles apresentando particularidades de acordo com o seu público-alvo específico.

A exemplo do que ocorre em inúmeras áreas do conhecimento, o Setor Florestal se beneficia enormemente dos avanços das geotecnologias. O elevado investimento necessário para aquisição e manutenção de uma infraestrutura baseada em softwares proprietários de geotecnologia inviabiliza muitos projetos e dificulta a atividade de ensino em instituições públicas, principais usuárias dos produtos cartográficos (UCHOA e FERREIRA, 2004).

Desse modo, esforços para a adoção do modelo livre de softwares nas disciplinas que trabalham com geotecnologias podem contribuir para um melhor aprendizado dos discentes, possibilitando a relação com software fora do ambiente acadêmico, gerando ganhos para suas vidas acadêmicas e profissionais. Assim, o presente trabalho objetiva testar a viabilidade da utilização de softwares livres em atividades práticas previstas nas diversas disciplinas que envolvam geotecnologias no curso de Engenharia Florestal da UFVJM.

METODOLOGIA

Nessa década, pelo menos duas dezenas aplicativos livres foram desenvolvidos e estão à disposição do público para download gratuito (MENDONÇA, 2011). Cada programa tem sua particularidade, atingindo públicos-alvo específicos. Desse modo, na etapa inicial foi realizada a seleção dos softwares livres a serem utilizados no projeto baseada nos seguintes critérios: (1) interface amigável e similaridade aos sistemas comerciais mais conhecidos; (2) potencial de ampliação da capacidade de atuação por meio de extensões e complementos; (3) frequência de atualizações; (4) disponibilidade de tutoriais e/ou outros materiais didáticos e contato com as equipes desenvolvedoras, no caso de eventuais dúvidas; (5) potenciais aplicações simultâneas nas diversas disciplinas em envolvem ferramentas geotecnológicas.

A aplicabilidade dos softwares selecionados foi testada nas principais atividades práticas previstas em disciplinas do curso de Engenharia Florestal da UFVJM que requerem o uso de geotecnologias. Assim, para cada atividade prática foram elaborados roteiros didáticos específicos utilizando os softwares livres selecionados. A seguir, os roteiros foram testados nas disciplinas, permitindo a comparação e sua avaliação em relação a outros de softwares proprietários. A avaliação dos softwares pelos discentes foi feita por meio de aplicação de questionários que consistiam em dar nota nos quesitos interface amigável, tempo de processamento e eficiência no processamento e ferramentas suficientes. Cada quesito foi avaliado com notas de 1 a 5, sendo estas: ótimo (5), muito bom (4), regular (3), ruim (2), muito ruim (1).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os softwares QGIS e gvSIG foram escolhidos para serem utilizados no projeto de incentivo ao uso de softwares livres nas disciplinas de geotecnologias do curso de engenharia florestal da UFVJM, devido à

interface amigável e similaridade aos sistemas comerciais mais conhecidos, potencial de aplicação da capacidade de atuação por meio de extensões e plug-ins, atualizações frequentes, linguagem em que é programado, disponibilidade de tutoriais e materiais de apoio na internet. Eles também apresentam grande potencial de uso simultâneo em diversas disciplinas que envolvem ferramentas geotecnologias.

Assim, para ambos softwares foram testadas 12 atividades práticas, abrangendo algumas das principais demandas relativas a SIG e Sensoriamento Remoto na Engenharia Florestal: (1) introdução ao SIG; (2) sistemas de coordenadas; (3) elaboração de mapas; (4) importação de dados (vetoriais e matriciais); (5) criação e edição de dados vetoriais, (6) introdução ao sistema de processamento de imagens; (7) interpretação visual de imagens; (8) georreferenciamento de imagens de sensoriamento remoto; (9) processamento de imagens digitais; (10) matemática de bandas; (11) classificação da cobertura do solo; (12) mapas de distância euclidiana. A partir da realização das práticas novos roteiros foram construídos, possibilitando a execução destas atividades nos softwares livres pelos discentes ao longo das disciplinas.

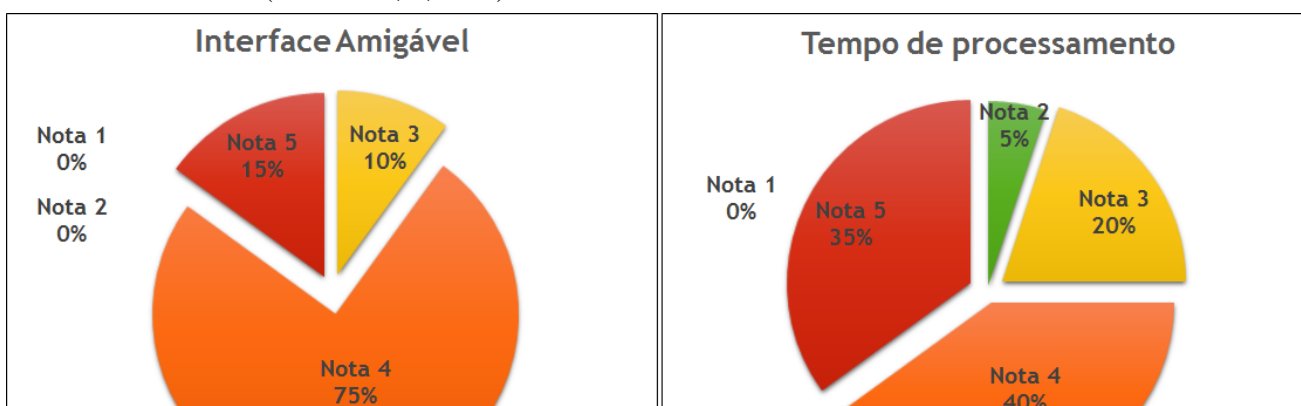
Na disciplina de Geoprocessamento os softwares foram eficientes na realização das práticas de sistemas de informações geográficas, mostrando-se como excelentes alternativas para trabalhar com arquivos vetoriais (shapefile). Com uma gama de ferramentas completas que permite realizar as práticas de introdução ao sistema de informações geográficas, noções de sistemas de coordenadas, elaboração de mapas, extração informações de dados vetoriais e criação e edição de dados vetoriais de forma rápida e simples.

Em algumas rotinas realizadas em sala de aula, os softwares livres foram mais eficientes que os softwares mais conceituados no mercado como, por exemplo, na criação e edição de dados vetoriais, que consistiam em retirar informação vetoriais de imagens de sensoriamento remoto. Essa facilidade no processo é devido ao plug-in *Openlayer*, que permite carregar na interface do QGIS as imagens do *Google Earth*, *Bing*, dentre outras, o que permitiu coletar os dados diretamente das imagens de satélite sem a necessidade de baixar e georeferenciar a imagem. Ressalta-se que, atualmente, o QGIS vem sendo considerado o software livre mais completo, e que permite maior interação com outros softwares geotecnologia - o que o torna utilizável nas mais diversas necessidades.

No entanto, os compositores de impressão (ferramenta de elaboração de mapas) dos softwares QGIS e do gvSIG, embora bem completos, ainda são inferiores aos dos softwares comerciais, que apresentam larga vantagem no critério de geração de mapas para impressão (modo *layout*).

Nas práticas de processamento digital de imagens, foram observadas algumas dificuldades, em ambos os softwares. Nas primeiras práticas, em que se busca conhecer o sistema de processamento de imagens, fazer interpretação visual de imagens de sensoriamento remoto, realizar georreferenciamento de imagens, realce, redimensionamento e cálculo de índices de vegetação, os softwares foram eficientes. Porém, na utilização uso de ferramentas para classificação digital de imagens, ocorreram problemas nos algoritmos de processamento, o que impedia as ferramentas e extensões de funcionarem normalmente. Essas dificuldades foram relacionadas a problemas na interface do software com suas extensões mais avançadas (GRASS, SAGA e Taudem), o que tende a ser corrigido nas próximas atualizações, uma vez que essa integração já foi melhorada nas últimas versões.

Ao todo 27 alunos realizaram as práticas e responderam aos questionários de avaliação dos softwares, que se destacaram como muito bons pela maioria dos alunos principalmente devido à interface amigável e tempo de processamento. A facilidade em obter versões em português dos programas analisados, sugerem a boa aceitação entre os entrevistados. Foram considerados regulares, pela maioria dos alunos, nos quesitos eficiência do processo e ferramentas suficientes. Os resultados compilados das avaliações dos alunos encontram-se abaixo (Gráficos 1, 2, 3 e 4)



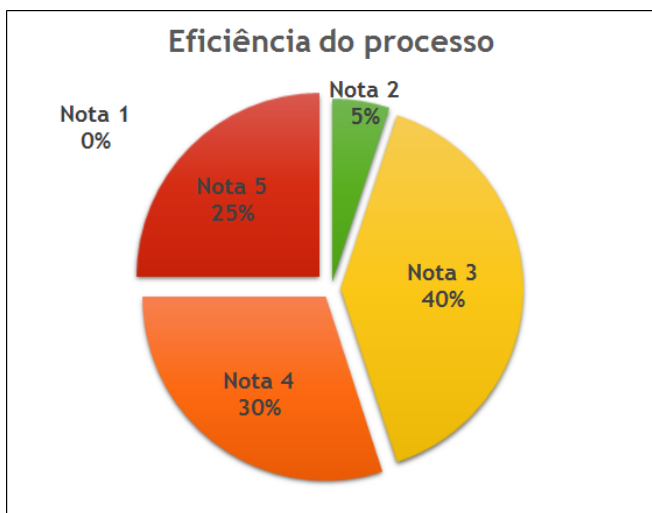


Gráfico 3. Avaliação dos softwares, QGIS e gvSIG, quanto a eficiência do processo (Bugs e/ou travamentos). Notas de 1 a 5.

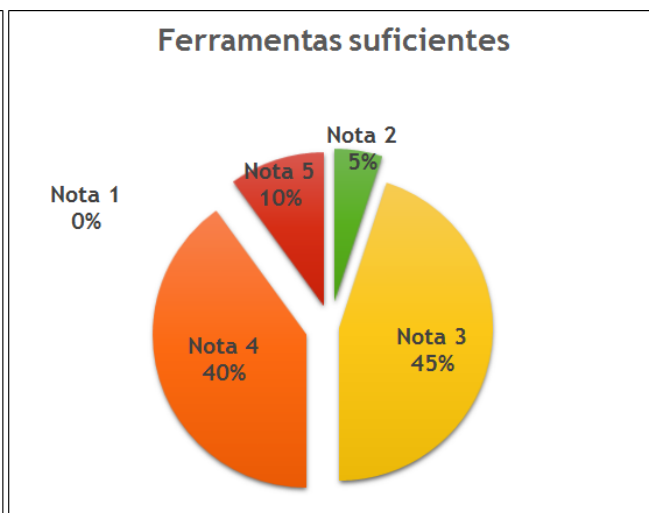


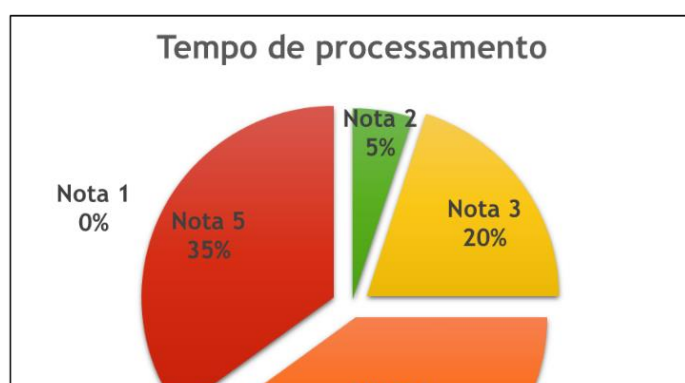
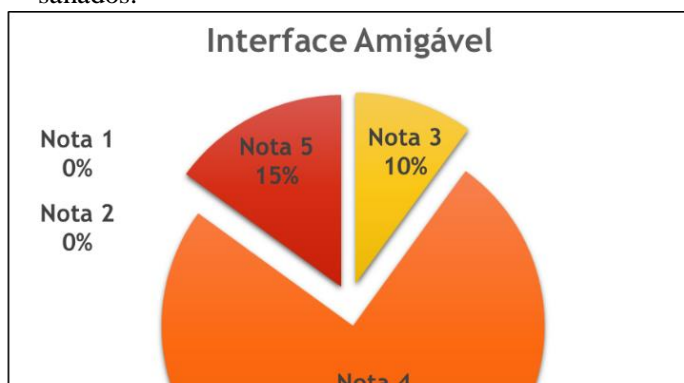
Gráfico 4. Avaliação dos softwares, QGIS e gvSIG, quanto a quantidade e qualidade de ferramentas disponíveis. Notas de 1 a 5.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os Softwares Livres gvSig e QGIS atenderam à maioria das demandas relativas às disciplinas que trabalham com geotecnologias do curso de engenharia florestal da UFVJM, principalmente nas práticas que envolviam a manipulação de dados vetoriais. O QGIS foi o que mais se destacou.

Ambos apresentam capacidade e desempenho suficientes para substituir os softwares comerciais mais utilizados na área, incorporando ainda todas as vantagens associadas ao uso de softwares livres, como o amplo acesso e a desoneração dos orçamentos das atividades de ensino e pesquisa com aquisição e manutenção de licenças de software.

Alguns problemas encontrados, na instalação de *plug-ins* e problemas de erro nos softwares, demonstram a necessidade de utilização de softwares comerciais para demandas específicas. Espera-se ainda que, com as novas atualizações, esses problemas de interação dos softwares livres testados com suas extensões sejam sanados.



REFERÊNCIAS

- gvSIG: software livre. Versão 2.0. Development Team, 2013. Disponível em: <<http://www.gvsig.org>>. Acesso em: 15 maio, 2013.
- MENDONÇA, A. **O uso de softwares livres no meio acadêmico: o caso da geomática**. FOSSGIS BRASIL. Ano I, Edição 2. 2011.
- QGIS: software livre. Versão 1.8. Open Source Geospatial Foundation Project, 2013. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>. Acesso em: 15 maio, 2013.
- SANTOS, *et al.* (ORG). **Geotecnologias aplicadas aos recursos florestais**. CAUFES. Alegre, ES, 2012. 249 p.: il. Disponível em: <http://www.mundogeomatica.com.br/Livro_Geoteconologia_Recursos_Florestal.htm>. Acesso em: 22 maio de 2013.
- UCHOA, H; FERREIRA, P.R. **Geoprocessamento com Software Livre, e-book**. 2004. Disponível em: <www.geolivres.org.br>. Acesso em 22 de maio de 2013.
- UCHOA, H.N.; FERREIRA, P.R.; BRITO, J.L.N.ES. **Open GEOFramework: o futuro do Geoprocessamento**. Anais do XXII Congresso Brasileiro de Cartografia, 2005.

VALIDAÇÃO ESPACIAL DE DADOS FLORESTAIS PARA INSERÇÃO EM BANCO POSTGRESQL COM USO DE OPERADORES SQL E RELAÇÕES GEOMÉTRICAS DO POSTGIS

SPATIAL VALIDATION OF FOREST DATA FOR POPULATING A POSTGRESQL DATABASE USING SQL OPERATORS AND POSTGIS GEOMETRIC RELATIONSHIPS

Leandro Meneguelli Biondo¹, Humberto Navarro de Mesquita¹, Ekena Rangel Pinagé¹, Marta Minussi Franco¹

¹ Serviço Florestal Brasileiro, SCEN, Trecho 2, Bl. H CEP: 70818-900 - Brasília - DF
leandro.biondo@florestal.gov.br, humberto.mesquita-junior@florestal.gov.br ,
ekenapinage@hotmail.com, martaminussi@gmail.com

RESUMO

No presente artigo é apresentada a aplicação de operadores SQL para a validação de dados espaciais de inventário florestal que se pretende adicionar a um sistema de gerenciamento de informações de concessões florestais do Serviço Florestal Brasileiro (SFB). Os operadores podem ser utilizados em um banco de dados PostgreSQL com a extensão espacial PostGIS de modo a garantir que critérios de relacionamento espacial entre diferentes tipos de dados sejam satisfeitos, evitando assim problemas futuros com dados incoerentes ou redundantes. As funções aqui descritas estão operacionais e em de implantação no Sistema de Cadeia de Custódia do SFB.

Palavras-chave: SFB, PostgreSQL, PostGIS, Cadeia de Custódia, Inventário Florestal, Floresta Pública.

ABSTRACT

This paper describes the usage of SQL operators on validating spatial data from forest inventory that are meant to be stored on a forest information management system for areas under concession managed by the Brazilian Forest Service. These operators can be accessed on a PostgreSQL database with the PostGIS extension in a way that inserted data is verified to attend specific criteria and have certain spatial relationships over different registry categories. This practice shall prevent future problems with inconsistent or redundant data. The presented functions are currently operational and being used as part of a concession management software denominated Chain of Custody System that is currently under improvement.

Keywords: Brazilian Forest Service, PostgreSQL, PostGIS, Chain of Custody System, Forest Inventory, , Public Forest.

INTRODUÇÃO

O Serviço Florestal Brasileiro (SFB), segundo a Lei de Gestão de Florestas Públicas, é o órgão responsável pela gestão das concessões florestais estabelecidas nas áreas de florestas públicas federais. O artigo 27 da Lei estabelece que, para cada unidade de manejo licitada, será assinado um contrato de concessão florestal (BRASIL, 2006).

Uma das ferramentas utilizadas na gestão de concessões é o Sistema de Cadeia de Custódia (SCC), que controla desde o corte da árvore nas Unidades de Manejo Florestal (UMF), passando pelo transporte e saída de toras da floresta, até a chegada e a venda da madeira processada em cada Unidade Processadora (serraria, laminadora etc.) ligada a concessão. Parte do SCC consiste na alimentação e manutenção de um banco de dados que armazena as informações fornecidas pelos concessionários com contratos vigentes (SFB, 2014).

Estas informações incluem diferentes dados georeferenciados relativos à uma UMF, ou às suas subdivisões, as Unidade de Produção Anual (UPA). Os dados compreendem arquivos vetoriais das árvores inventariadas, estradas principais e secundárias, corpos d'água, áreas de preservação permanente, pátios de estocagem e ramais de arraste, entre outros.

O presente artigo detalha o uso de ferramentas disponíveis em um banco de dados espacial para garantir a qualidade desejada dos dados fornecidos ao sistema, ao menos do ponto de vista da coerência dos relacionamentos espaciais existentes entre as categorias de dados. Podemos descrever os dados de uma UMF como um conjunto de relações espaciais hierárquicas, em que podem ser realizados testes com operadores e medições geométricas possíveis de serem executadas dentro do próprio banco de dados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram definidos padrões de formato dos dados, geometria, sistema geográfico de referência e atributos para os dados que serão fornecidos pelo concessionário. A validação destes critérios é realizada fora do banco de dados e não será discutida neste trabalho.

É importante apenas mencionar que o formato de dado espacial definido foi *ESRI Shapefile* utilizando sistema de referência Sirgas 2000 (EPSG: 4674), com no mínimo uma coluna de dados que contém a identificação da feição e outra coluna do tipo "geometry" que contém os dados espaciais. Após a verificação de características mínimas do dado fornecido, o mesmo é inserido em uma tabela temporária do banco utilizando o aplicativo "shp2pgsql". Esta tabela posteriormente terá seu conteúdo validado e adicionado às tabelas de armazenamento.

O SFB utiliza um banco de dados PostgreSQL com objetos geográficos PostGIS habilitados, em que os dados espaciais são armazenados no próprio banco em um formato que permite que as consultas espaciais sejam realizadas em SQL (Linguagem de Consulta Estruturada) de forma semelhante a uma consulta de qualquer outro dado presente no banco. A consulta espacial pode substituir ferramentas normalmente utilizadas na análise de dados geográficos em operações como a verificação de unicidade de coordenadas de uma feição e relações de conjunto entre diferentes feições, por exemplo se um ponto está contido em um polígono ou qual a distância mínima entre duas retas (POSTGIS, 2014).

É possível também gerar novos dados geográficos à partir daqueles presentes no banco, com o resultado de uma consulta podendo resultar numa feição nova equivalente à união ou a diferença de dois dados geográficos existentes no banco. Os resultados destas consultas podem ser utilizados em equações de modo a verificar se o comportamento dos dados armazenados está de acordo com o que se espera da informação que eles representam. No caso do banco SCC, foram definidas exigências específicas para as categorias que devem ser cumpridas antes da inclusão definitiva dos dados no sistema.

Foram utilizados os seguintes operadores e medições da linguagem SQL presentes no pacote PostGIS:

- $\sim(A, B)$ retorna verdadeiro se o envelope da feição A contém o envelope da feição B;
- $ST_Area(A)$ retorna a área da feição A, calculada no sistema de referência de A;
- $ST_Contains(A, B)$ retorna verdadeiro se nenhum ponto de B está no exterior de A;
- $ST_Intersects(A, B)$ retorna verdadeiro se há intersecção de A com B;
- $ST_Union(A, B)$ retorna uma feição que representa a união geométrica de A com B;
- $ST_Intersection(A, B)$ retorna uma feição que representa a intersecção de A com B;
- $ST_Distance(A, B)$ retorna a menor distância geométrica entre as feições A e B;
- $ST_Equals(A, B)$ retorna verdadeiro se A é a mesma feição definida por B.

A forma escolhida para processar os dados espaciais foi a criação de uma função de consulta SQL de validação para cada categoria, utilizando a definição de User FUNCTION do PostgreSQL. Uma função deste tipo executa uma lista arbitrária de comandos SQL e retorna o resultado da última consulta presente nesta lista, seguindo um formato específico do banco utilizado. Cada função criada passa a fazer parte dos comandos que podem ser executados no banco, bastando para isso fazer uma consulta que convoca a função com os parâmetros adequados nela estabelecidos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram utilizados dados reais da UPA 1 da UMF 1 da Floresta Nacional do Jamari para elaborar e testar as diferentes funções. Os dados da modelagem são apresentados na Figura 1. Os dados são previamente carregados nas tabelas temporárias conforme o fluxograma apresentado na Figura 2 e posteriormente são submetidos à validação específica.

Além da feição de uma UMF, utilizaremos quatro elementos diferentes para exemplificar o uso das consultas utilizadas no banco SCC do SFB. São eles as feições de UPAs, Estradas, Árvores e Pátios de Estocagem (Tabela 1). A feição de UMF é formada por um polígono, enquanto os seus componentes podem ser pontos, retas ou polígonos que tem determinados relacionamentos com a UMF e entre os próprios componentes. Os critérios espaciais destes relacionamentos são apresentados da Tabela 2.

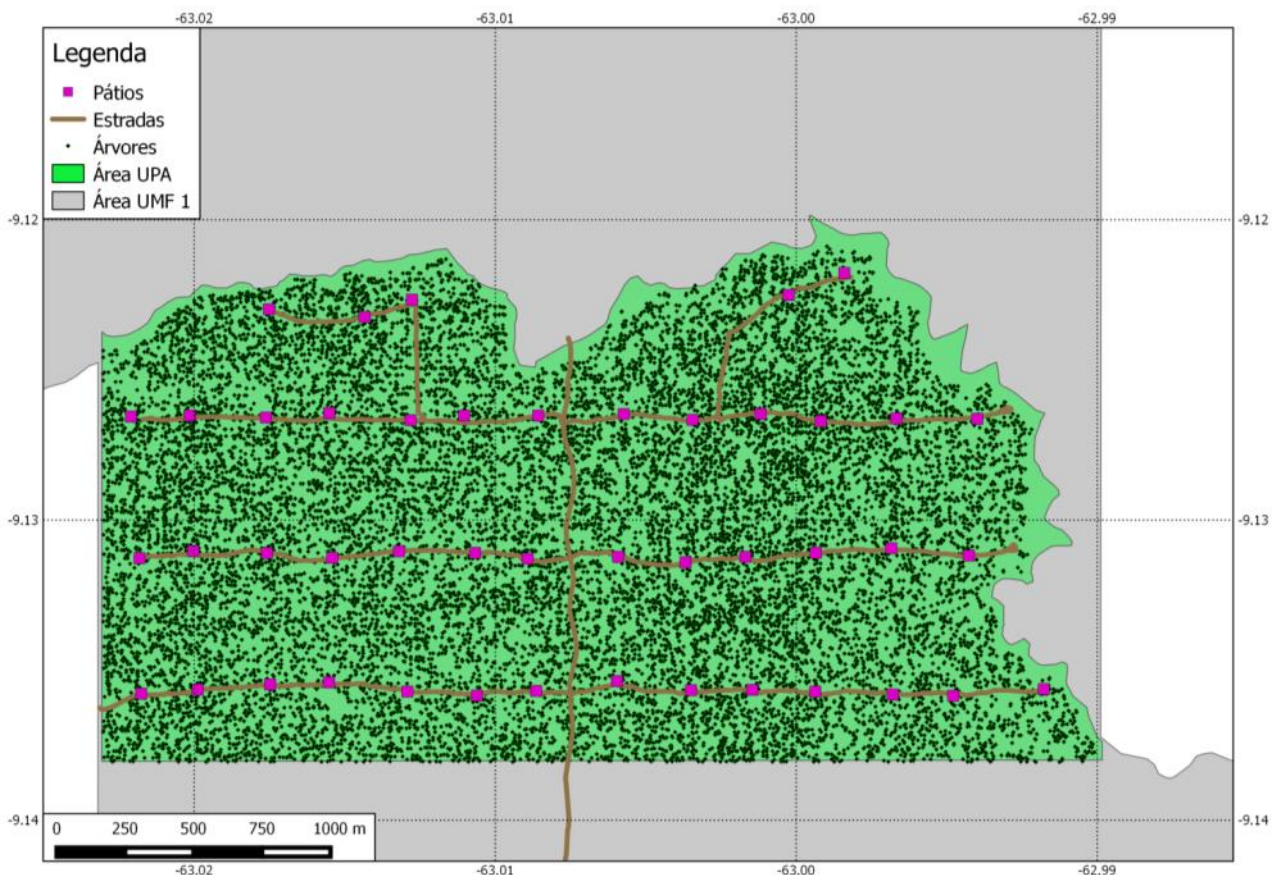


Figura 1. Exemplo de dados da UPA 1 da UMF 1, Floresta Nacional do Jamari.

Figure 1. Example of data from an Annual Production Unity (light green) that is part of a Forest Management Unity (grey) under concession inside the Jamari National Forest, with trees (black dots), storage fields (pink squares) and roads (brown lines).

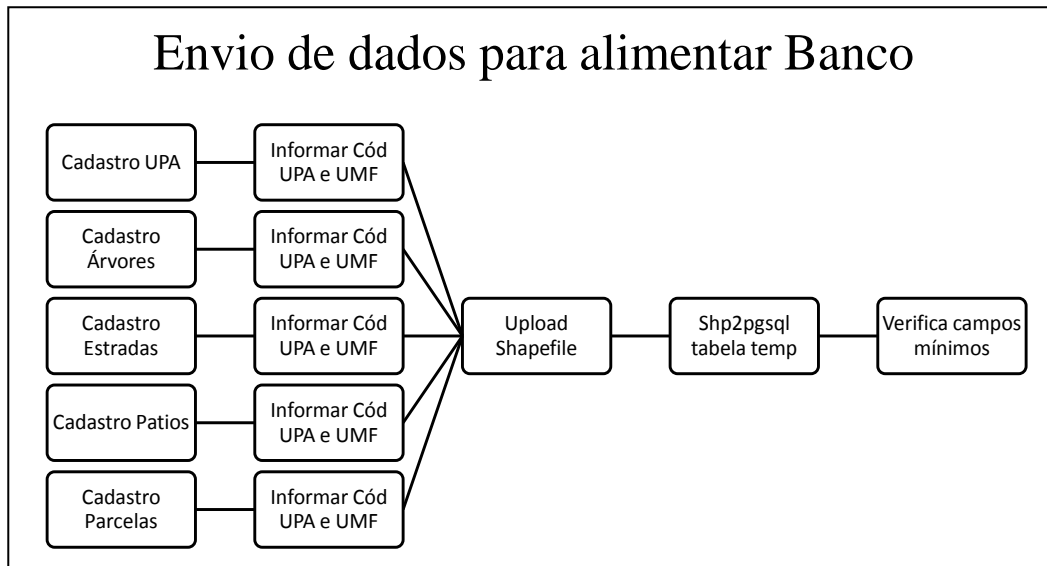


Figura 2. Envio de dados a serem validados para as tabelas temporárias, passos realizados fora do banco.

Figure 2. Reception diagram of data from the concession manager prior to validation. The manager uploads an ESRI Shapefile for each data category informing the corresponding codes for identification, then this file is exported to a temporary table inside the database via "shp2pgsql" data loader. The uploaded file needs to have a minimum amount of fields and data that is established by the system.

Tabela 1. Descrição de dados espaciais do banco SCC.

Table 1. Spatial data description for Chain of Custody System with the type of feature each category represents (dots, lines or polygons) and minimum acceptable fields that are used on validation.

Dado	Descrição	Geometria	Observação	Campos Mínimos
Limite da UPA	Limite da Unidade de Produção Anual considerada no período	Polígono		Número da UPA Área em hectares
Estrada	Estrada na Unidade de Manejo Florestal	Linha	Estradas primárias devem ser submetidas no mesmo plano de informação que as estradas secundárias, diferenciar tipo.	Número da UPA Comprimento em metros Tipo estrada
Pátio de estocagem	Pátios de estocagem no interior da floresta	Ponto	O código informado deve ser o mesmo cadastrado no SCC	Número da UPA Código do pátio
Árvore	Inventário 100% das árvores na Unidade de Produção Anual considerada no período	Ponto	O número da árvore descrito na tabela de atributos deve ser o mesmo informado no inventário homologado no SCC	Número da UPA Nome científico Nome comum Diâm. 1,2m em cm Altura em metros Volume em m ³ Número da árvore

Tabela 2. Resumo de critérios espaciais a serem aplicados nos dados de entrada.
 Table 2. Spatial criteria that needs compliance before new data is accepted on the database. This includes minimum or maximum intersection area over polygons and maximum distance between features.

Dado	Verificação espacial	Observação
UPA	Checar se o plano de informação do limite da UPA está dentro da UMF	Alerta se não atende critérios.
UPA	Checar se o plano de informação do limite da UPA não se sobrepõe a outra UPA	Aplicar tolerancia de sobreposição de 5% em área. Alerta se não atende critérios.
Árvore	Checar se o plano de informação das árvores está dentro da UPA	Aplicar tolerancia de 20 metros de distância da borda da UPA
Pátio de estocagem	Checar se o plano de informação dos pátios de estocagem está dentro da UPA	Gerar alerta no caso de patios cadastrados fora da UPA. Alerta se não atende critérios.
Pátio de estocagem	Checar se o plano de informação dos pátios de estocagem está dentro da UMF	Alerta se não atende critérios.
Estradas	Checar se a estrada está em contato com a UMF	Alerta se não atende critérios.

Assim, o objetivo das funções de validação é verificar se os critérios necessários são atendidos. Os critérios são de fácil verificação utilizando combinações dos operadores PostGIS listados anteriormente. A ordem de ações a serem realizadas e os resultados para cada verificação seguem um padrão semelhante ao de validação de árvores de uma UPA, apresentado no fluxograma da Figura 3.

De forma simplificada verifica-se primeiro os critérios espaciais. Se estes forem validados, verifica-se a consistência da informação que está sendo inserida no banco evitando redundâncias como árvore repetida no próprio arquivo submetido ou igual a algum dado já existente no banco.

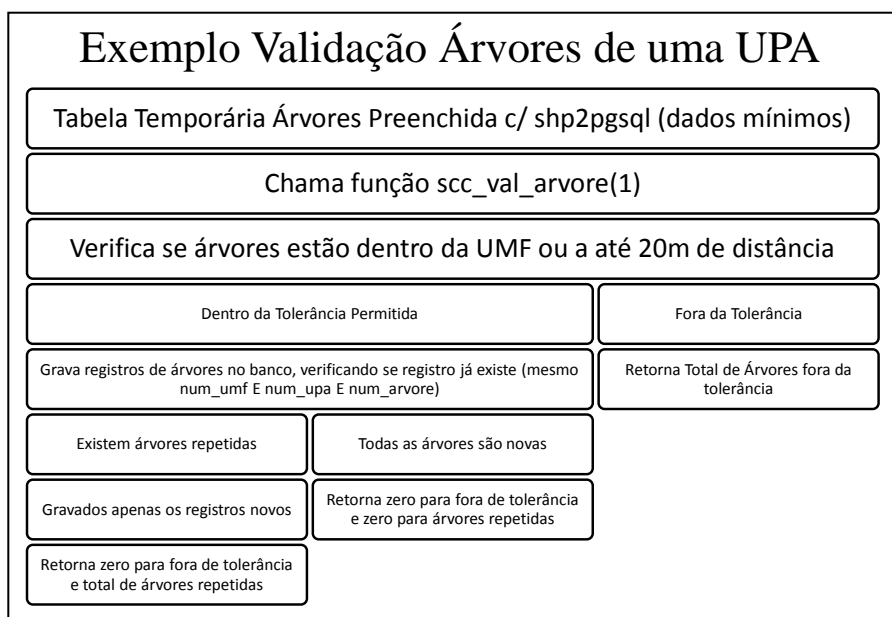


Figura 3. Fluxograma padrão da validação de dados de árvores de UPA. A função valida os dados, grava no banco definitivo se validados e retorna uma resposta à consulta SQL que a convocou para controle.
 Figure 3. Diagram of tree data validation. The function verifies criteria compliance, add the records to the database if valid and returns parameters that inform the status and details of the process.

Partindo do dado da UMF, para inserir um conjunto de árvores ao banco é necessário primeiro que exista a UPA a que as árvores pertencem, ou que esta seja adicionada. A inserção de uma UPA no banco passa pela validação exibida no código SQL da Figura 4, onde o polígono da UMF 1 presente no banco é aberto considerando-se a possibilidade de ele ser formado por mais de um registro da tabela com dados de UMF. Depois é verificado se a área de intersecção da UPA da tabela temporária com a UMF é maior do que 95% da área desta UPA. Caso o dado temporário passe pela primeira validação, é verificado se sua área sobrepõe em no máximo 5% com outras UPAs da mesma UMF. Atendidos os critérios, a UPA é adicionada ao banco.

Com a UPA que contém as árvores validada e adicionada ao banco, pode-se submeter a tabela temporária de árvores à validação específica, apresentada na Figura 5. Para a inserção ser válida, todas as árvores que se pretende adicionar ao banco devem estar dentro da UPA a que pertencem ou a uma distância máxima de 20m de sua borda. Com os critérios supridos, é feita a inserção de cada árvore no banco verificando se há na tabela de árvores outro registro exatamente igual. Caso exista registro da árvore que está sendo inserida esta não é adicionada à tabela definitiva e a função retorna ao final da execução o número de dados repetidos encontrados. Esta verificação de repetição ocorre também com os próprios registros que estão sendo inseridos, evitando o aceite de dois ou mais repetições de uma mesma árvores no dado submetido.

```

--FUNCAO PARA VALIDACAO E INCLUSAO DE UPA NA UMF, RETORNA TRUE SE VALIDADO (COPIA REGISTROS PARA TABELA scc.scc_upa)
-- E FALSE SE NÃO VALIDADO. DEVOLVE O PORCENTUAL DE ÁREA FORA DA UMF E QUANTAS UPA EXISTENTES ELE SE SOBREPÕE

CREATE OR REPLACE FUNCTION scc.scc_val_upa(id_umf integer, OUT pn boolean, OUT v_umf float, OUT v_upa integer) AS $$
DECLARE valida numeric;
DECLARE valida2 numeric;
DECLARE valida3 numeric;
DECLARE org RECORD;
DECLARE geom_umf geometry;
DECLARE orgupa scc.scc_upa%rowtype;
BEGIN
    geom_umf := ST_Union(ARRAY(SELECT shape FROM sde.umfs WHERE
sde.umfs.id_umf = $1));
    valida := (SELECT (1 - ST_Area(ST_Intersection((select temp_upa.shape
from scc.temp_upa), geom_umf)) / ST_Area(select temp_upa.shape from scc.temp_upa)))
FROM scc.temp_upa
WHERE ST_Intersects(temp_upa.shape, geom_umf)
);
    org := (SELECT (num_upa , area_ha , shape)
FROM scc.temp_upa
);
    IF valida < (0.05)
    THEN |
        valida3 := 0;
        FOR orgupa IN SELECT * FROM scc.scc_upa
        LOOP
            valida2 := (SELECT (ST_Area(ST_Intersection(temp_upa.shape, orgupa.shape)) / ST_Area(temp_upa.shape))
FROM temp_upa
WHERE ST_Intersects(temp_upa.shape, orgupa.shape)
);
            IF valida2 > (0.05)
            THEN
                valida3 := valida3+1;
            END IF;
        END LOOP;
        IF valida3 = 0
        THEN
            INSERT INTO scc.scc_upa (num_upa, area_ha, shape, num_umf)
VALUES(org.f1, org.f2, org.f3, $1);
        END IF;
    END IF;
    v_umf := valida;
    v_upa := valida3;
    IF valida < (0.05) AND valida3 = 0
    THEN
        pn := TRUE;
    ELSE
        pn := FALSE;
    END IF;
END;
$$LANGUAGE plpgsql;
-- Código para chamar função:
--SELECT * FROM scc.scc_val_upa(1);

```

Figura 4. Código da função SQL de validação de uma UPA, verifica se há intersecção da UPA com a UMF. Se houver verifica a área em comum das duas e a área em comum da UPA a ser cadastrada com outras UPAs já existentes na mesma UMF. Para ser válida a área em comum com a UMF deve ser maior do que 95% e não pode existir sobreposição de mais de 5% com as áreas de outras UPAs.

Figure 4. SQL code on Annual Production Unity. Verifies if the intersection area of the new feature has at least 95% in common with the Forest Management Unity and not more than 5% in common with other Annual Production Unities existing in the database.

```

-- FUNCAO PARA VALIDACAO E INCLUSAO DE DAS ARVORES NA UPA SE RETORNA "0", VALIDADO E COPIADOS
-- OS REGISTROS PARA TABELA scc.scc_arvores, RETORNA NUMERO DE ARVORES FORA DA TOLERANCIA SE
-- NÃO VÁLIDO. RETORNA TOTAL DE ARVORES REPETIDAS CASO HAJA REGISTROS IGUAIS AOS QUE SE ESTÁ
-- TENTANDO INSERIR. NÃO ATUALIZA OS EXISTENTES, APENAS INCLUI OS NÃO EXISTENTES.

CREATE OR REPLACE FUNCTION scc.scc_val_arvore(id_umf integer, OUT fora_tolerancia numeric, OUT repetido numeric) AS $$
DECLARE org scc.temp_arvores%rowtype;
BEGIN
    fora_tolerancia := (SELECT count(temp_arvores.gid) FROM temp_arvores, temp_upa
        WHERE NOT ST_Intersects(temp_upa.shape, temp_arvores.shape)
        AND ST_Distance(temp_upa.shape, temp_arvores.shape) > (0.00018));
    IF fora_tolerancia = 0
        THEN
            repetido:=(SELECT count(scc.scc_arvores.objectid)
                FROM scc.scc_arvores, temp_arvores
                WHERE scc.scc_arvores.num_upa=scc.temp_arvores.num_upa
                AND scc.scc_arvores.num_ut=scc.temp_arvores.num_ut
                AND scc.scc_arvores.num_arvore=scc.temp_arvores.num_arvore
                AND scc.scc_arvores.x=scc.temp_arvores.x
                AND scc.scc_arvores.y=scc.temp_arvores.y
                AND scc.scc_arvores.num_umf=id_umf
            );
            INSERT INTO scc.scc_arvores (num_upa,
nom_cient, nom_com, dap_cm, altura_m, volume_m3, categoria, x, y, num_ut, num_arvore, shape, num_umf)
                (SELECT scc.temp_arvores.num_upa,
scc.temp_arvores.nom_cient, scc.temp_arvores.nom_com, scc.temp_arvores.dap_cm,
scc.temp_arvores.altura_m, scc.temp_arvores.volume_m3,
scc.temp_arvores.categoria, scc.temp_arvores.x, scc.temp_arvores.y,
scc.temp_arvores.num_ut, scc.temp_arvores.num_arvore,
scc.temp_arvores.shape,id_umf
                FROM scc.temp_arvores
                WHERE NOT EXISTS
                (SELECT scc.scc_arvores.num_upa,scc.scc_arvores.num_arvore,scc.scc_arvores.num_umf
                    FROM scc.scc_arvores, temp_arvores
                    WHERE scc.scc_arvores.num_upa=scc.temp_arvores.num_upa
                    AND scc.scc_arvores.num_ut=scc.temp_arvores.num_ut
                    AND scc.scc_arvores.num_arvore=scc.temp_arvores.num_arvore
                    AND scc.scc_arvores.x=scc.temp_arvores.x
                    AND scc.scc_arvores.y=scc.temp_arvores.y
                    AND scc.scc_arvores.num_umf=id_umf
                )
            );
        END IF;
END;
$$LANGUAGE plpgsql;

-- Código para chamar função:
--SELECT * FROM scc.scc_val_arvore(1);

```

Figura 5. Código de função PostgreSQL para validação de um conjunto de árvores. Verifica se as árvores estão no interior da UPA a que elas pertencem, ou a menos de 20 metros de distância da sua borda, que é a tolerância aceita pelo sistema. Verifica também se as árvores cadastradas já existem na UPA, para evitar repetição de dados.

Figure 5. SQL code for validating tree groups. Checks if each tree is inside the Annual Production Unity or at a maximum of 20 meters from its boundary. Also verifies if there is no redundant records.

A execução das funções de validação é feita diretamente no PostgreSQL. Foi definido que todas devem receber um único parâmetro de inicialização igual a um código único de UMF para referenciar o banco das unidades, retornando um valor 0 (falso) para o caso do dado não ser validado e 1 (verdadeiro) para o dado espacialmente validado. Além de informar se o dado é válido, cada função pode retornar outros parâmetros adicionais conforme necessário, para que seja realizado o controle dos problemas encontrados na validação.

No caso do registro de UPA, por exemplo, é retornado apenas f se ela estiver fora da UMF, retornado f e 1 se a área estiver fora da tolerância e f, 0 e 1 se houver mais de 5% de intersecção com outra UPA. Para o caso de inserção de árvores é retornado 0 se não houver dados fora de tolerância, o total de árvores inválidas caso existam ou 0 e o total de árvores repetidas se for o caso. Na Figura 6 são mostrados exemplos de execução das funções de validação com algumas das repostas possíveis.

<p>VALIDAÇÃO UPA VERDADEIRA, GRAVA DADOS:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_upa(1); pn v_umf v_upa --- --- --- v 0 0 (1 registro)</pre>	<p>VALIDAÇÃO ÁRVORES VERDADEIRA, GRAVA DADOS:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_arvore(1); fora_tolerancia repetido --- --- 0 0 (1 registro)</pre>
<p>VALIDAÇÃO UPA FALSA, FORA DA UMF 2:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_upa(2); pn v_umf v_upa --- --- --- f (1 registro)</pre>	<p>VALIDAÇÃO ÁRVORES FALSA, 53 FORA DE TOLERÂNCIA:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_arvore(1); fora_tolerancia repetido --- --- 53 0 (1 registro)</pre>
<p>VALIDAÇÃO UPA FALSA, DADO REPETIDO:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_upa(1); pn v_umf v_upa --- --- --- f 0 1 (1 registro)</pre>	<p>VALIDAÇÃO ÁRVORES FALSA, 21532 REPETIDAS:</p> <pre>geosfb=> SELECT * from scc.scc_val_arvore(1); fora_tolerancia repetido --- --- 0 21532 (1 registro)</pre>

Figura 6. Retorno das consultas SQL para diferentes casos de validação de UPA e de Árvores.

Figure 6. SQL queries and their responses on different validation cases for trees and Annual Production Unities. The response is primarily a validity status that can be followed by useful information such as the total intersection area verified or the number of trees that are outside of tolerance.

Funções com validações espaciais semelhantes foram feitas para 11 categorias de dados do SCC, e foram obtidos resultados satisfatórios para os objetivos propostos. Cada função adiciona os dados válidos ao banco de forma correta e retorna ao sistema informações referentes aos problemas encontrados nos dados, caso estes não atendam os critérios estabelecidos.

CONCLUSÕES

As funções estão operacionais e em breve serão utilizadas no sistema SCC, que está em fase de atualização. É esperado que elas evitem a inclusão de dados com inconsistências, que podem ser topológicas ou de localização. A vantagem de utilizar funções SQL é que a validação faz parte do próprio banco de dados e as operações podem ser facilmente alteradas ou reutilizadas em dados de diferentes categorias que venham a fazer parte do sistema posteriormente. A migração das funções para outros bancos que armazenam dados semelhantes também é simples e eficiente, pois basta alterar as variáveis e endereços dos esquemas utilizados. Os dados utilizados como teste foram corretamente avaliados pelas funções, tanto os válidos quanto os que não deveriam ser aceitos no banco.

Vemos vantagem no uso de operadores simples e relações geométricas primitivas, pois foram rapidamente implementadas no banco de dados, com benefícios imediatos. No presente estágio de desenvolvimento, a validação espacial é um recurso adicional ao conceito inicial do banco do sistema SCC e auxilia a garantir a consistência dos dados armazenados. No futuro pretende-se incluir recursos de visualização de dados geográficos durante o envio e validação para oferecer um retorno mais detalhado ao concessionário, além de incluir novos critérios de validação conforme necessário. As funções utilizadas podem ser implementadas em qualquer banco espacial, e com isso, esperamos contribuir para o alcance de um padrão de qualidade dos dados espaciais do Serviço Florestal Brasileiro.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei Nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 02/03/2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111284.htm. Acesso em: 01/05/2014

POSTGIS. *Lista de métodos e funções habilitadas pela extensão PostGIS em banco PostgreSQL*. Disponível em: http://www.postgis.us/downloads/postgis21_cheatsheet.pdf. Acesso em: 26/05/2014.

SFB - Serviço Florestal Brasileiro. *Concessões Florestais*. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/concessoes-florestais/monitoramento/monitoramento-das-concessoes-florestais>. Acesso em: 26/05/2014.

VALORAÇÃO AMBIENTAL E GEOTECNOLOGIAS: INTEGRAÇÃO ENTRE CIÊNCIAS SOCIAIS E GEOCIÊNCIAS

ENVIRONMENTAL VALUATION AND GEOTECHNOLOGIES: INTEGRATION BETWEEN SOCIAL SCIENCES AND EARTH SCIENCES

Rodrigo de Campos Macedo ¹, Cláudia Maria de Almeida ², João Roberto dos Santos ³

¹ Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Rua Tenente Silveira, 94, 88010-300 – Florianópolis, SC, Brasil, rodrigo.macedo@ibge.gov.br

² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.227-010 – São José dos Campos, SP, Brasil, almeida@dsr.inpe.br, ³ jroberto@dsr.inpe.br

RESUMO

Foram apresentadas algumas definições acerca de serviço ecossistêmico, valoração ambiental e a utilização de geotecnologias, evidenciando a crescente integração entre ciências econômicas e geociências. O aprofundamento nas questões que envolvem as características dos dados geográficos é imprescindível para a adequada aplicação de geotecnologias em processos de valoração. Há um grande potencial para a utilização e/ou desenvolvimento de ferramentas computacionais aptas para lidar com a complexidade envolvida na caracterização das funções ecossistêmicas e, conseqüentemente, na valoração de seus serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Serviços Ecossistêmicos; Valoração Ambiental; Geotecnologias; Multidisciplinaridade.

ABSTRACT

We presented some definitions about ecosystem service, environmental valuation and geotechnology, highlighting the growing integration of economic sciences and geosciences. Deepening the issues involving the characteristics of spatial data is essential to the appropriate application of geotechnology in valuation processes. There is a great potential for the use and/or development of computational tools able to handle with the complexity involved in the characterization of ecosystem functions and, consequently, in the valuation of ecosystem services.

Keywords: Ecosystem Services; Environmental Valuation; Geotechnology; Multidisciplinary Approach.

INTRODUÇÃO

Os recentes desenvolvimentos na ciência da informação geográfica e sensoriamento remoto (SR) aprofundaram o entendimento de processos ecossistêmicos, principalmente através da disponibilização de dados espaciais e ferramentas para processá-los (RUNDELL *et al.*, 2009). A presente análise reforça o papel das geotecnologias como insumo nos estudos de valoração ambiental.

Geotecnologia tem sido considerada como uma das três “mega-tecnologias” do século XXI, juntamente com biotecnologia e nanotecnologia (GEWIN, 2004). Apesar de haver diferentes definições acerca de geotecnologia, esta pode ser entendida como um conjunto de produtos e processos relacionados à obtenção, manipulação e aplicação de dados geográficos. Ela envolve fotogrametria, SR, sistema de posicionamento (GNSS), geodésia, desenho assistido por computador, cartografia digital, sistema de informações geográficas (SIG), processamento digital de imagens, geoprocessamento, banco de dados espaciais, análise espacial, geoestatística e modelagem espacial. Porém, neste artigo foram consideradas somente as fontes de dados obtidos através de SR e alguns aspectos pertinentes à integração, processamento e modelagem de dados geográficos.

A principal motivação relacionada ao tema aqui abordado refere-se à necessidade crescente de integração

entre as geociências e as ciências sociais. Em geral, análises estritas de geociências consideram apenas as variáveis biofísicas, ignorando as variáveis socioeconômicas que influenciam grandemente nas decisões dos agentes envolvidos. Por outro lado, análises estritamente socioeconômicas tendem a desconsiderar fatores biofísicos relacionados ao espaço. Ambas se complementam e são necessárias para uma gestão territorial satisfatória. Grande parte dos fenômenos só é suficientemente explicada e/ou prevista considerando-se os fatores culturais e biofísicos (bióticos e abióticos).

Primeiramente, serão apresentados alguns conceitos relacionados aos serviços ambientais/ecossistêmicos e valoração ambiental. Na sequência, serão comentados alguns exemplos de valoração com aplicação de geotecnologias, evidenciando a integração entre ciência social aplicada (economia) e geociência.

Serviços ecossistêmicos

Como Brown (1981) assinalou, a economia global depende, fundamentalmente, de certos ecossistemas básicos, como os mares, as florestas e agricultura. Quando estes recursos são gastos ou perturbados, a economia sofre consequências; os bens e serviços de todos os tipos tornam-se mais escassos, custando mais para serem produzidos ou mantidos.

O entendimento da dinâmica dos ecossistemas requer um esforço de mapeamento das chamadas funções ecossistêmicas, as quais podem ser definidas como as constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema e que podem se traduzir em serviços ecossistêmicos, na medida em que beneficiam as sociedades humanas (ROMEIRO e MAIA, 2010).

Neste sentido, “*Serviços ambientais ou ecossistêmicos são aqueles que a natureza presta, ao absorver, filtrar e promover a qualidade da água; ao reciclar nutrientes e assegurar a estrutura dos solos; manter a estabilidade do clima, amenizando desastres como enchentes, secas e tempestades; ao garantir e incrementar a produção agropecuária e industrial, seja ao prover a necessária biodiversidade e diversidade genética para melhoria das culturas ou para fármacos, cosméticos ou novos materiais, seja complementando processos que a tecnologia humana não domina nem substitui, como polinização, fotossíntese e decomposição de resíduos*” (ISA, 2008; JOHN, 2008, p. 459).

Houve diversas propostas de classificação dos serviços ecossistêmicos. Algumas mais voltadas para projetos específicos ou até mesmo a operacionalização de determinados instrumentos econômicos (WALLACE, 2007; FISHER *et al.*, 2009; GHAZOUL *et al.*, 2009). Mas, a classificação mais utilizada continua sendo a da Millennium Ecosystem Assessment⁷ (MEA). De acordo com MEA (2003; 2005), os recursos naturais são classes de bens que não são produtíveis pelo ser humano. Podem ser agrupados em:

- Sustentação ou Suporte: manutenção de processos ecológicos e biológicos (ciclagem de nutrientes, formação de solos, produção primária etc.);
- Regulação: serviços relacionados à manutenção de determinados fenômenos em um intervalo compatível com o bem-estar humano (clima, controle de poluição, conservação do solo, equilíbrio hidrológico, polinização, controle sanitário e epidemiológico etc.);
- Provisão: fornecimento de matérias-primas (água, alimentos, fibras, recursos genéticos, bioquímicos, florestais e pesqueiros etc.);
- Culturais: Lazer, recreação, turismo, valores estéticos e educacionais, patrimônio histórico/cultural.

Costanza *et al.* (1997) citaram 17 serviços ecossistêmicos encontrados em todos os ecossistemas. Entre parênteses, está a classificação sugerida em MEA, 2003.

1. Formação de solo [Sustentação]
2. Ciclagem de nutrientes [Sustentação]
3. Regulação de gases [Regulação]
4. Regulação climática [Regulação]

⁷ Avaliação Ecossistêmica do Milênio.

5. Regulação de distúrbios [Regulação]
6. Controle de erosão e de sedimentação [Regulação]
7. Regulação de água (quantitativo) [Regulação]
8. Tratamento de água (qualitativo) [Regulação]
9. Controle biológico [Regulação]
10. Refúgio (pragas, predadores e vetores) [Regulação]
11. Polinização [Regulação e Provisão]
12. Oferta de água [Provisão]
13. Produção de comida [Provisão]
14. Materiais crus e fibras [Provisão]
15. Recursos genéticos [Provisão]
16. Recreação [Culturais]
17. Culturais [Culturais]

Valoração Ambiental

Em transações de mercado, normalmente são consideradas as classes de bens relacionadas à produção agropecuária e não são consideradas as seguintes classes de bens: recreação, paisagem, carbono, biodiversidade, conservação de solo e de água. Os valores mais altos de uma floresta, por exemplo, são os relacionados à madeira, mas especificamente no caso das florestas tropicais, a retenção de carbono, a biodiversidade e a recreação podem atingir valores mais altos (PEARCE e PEARCE, 2001; BANN, 2002).

A valoração ambiental é a mensuração do valor de um recurso natural e/ou ambiental para corrigir valores distorcidos ou atribuir explicitamente um valor que não é reconhecido. Isto ocorre porque são bens não-excludentes, tais como os bens públicos (não-rivais) ou de propriedade coletiva (rivais). Para estas categorias de bens, os consumidores não revelam suas preferências mediante transações no mercado e tendem a agir como oportunistas (DAILY, 1997). O próprio termo recurso pressupõe utilidade e, geralmente é classificado em produtos (matérias-primas, por exemplo) e serviços⁸. Segundo Motta (1998), existem pelo menos três formas de valoração ambiental, de acordo com preceitos econômicos, políticos e éticos:

- Valor expresso em preferências individuais – estas preferências permitem avaliar os preços de bens e serviços ambientais através da criação de um mercado artificial;
- Valor das preferências públicas (normas sociais) – como os bens e serviços ambientais são propriedades comuns, a avaliação social pode representar os valores adequados com relação ao meio ambiente;
- Valor físico funcional do ecossistema – o sistema ecológico possui um valor intrínseco, independente das preferências humanas, que são baseados em leis físicas.

A valoração dos serviços ecossistêmicos deve considerar a escala de produção sustentável, distribuição justa e alocação eficiente (COSTANZA e FOLKE, 1997) e é parte integrante do primeiro estágio do argumento econômico-ambiental para corrigir os vieses do sistema econômico: demonstrar que há valor econômico nos sistemas naturais e estimá-lo. O segundo estágio envolve o redesenho de instituições, inserindo este valor econômico no fluxo financeiro e nos processos de tomada de decisão (PEARCE e TURNER, 1990). Costanza *et al.* (1997) revelam que, considerando os serviços prestados por todos os biomas existentes, o valor anual médio estimado desses serviços é de US\$33 trilhões, praticamente o dobro do PIB de toda a economia mundial⁹.

Costanza (2008) afirma que a existência de múltiplas dimensões de valor dos recursos naturais requer a utilização de análises multicriteriais no processo de valoração. De acordo com Maia (2002), a natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes. Além disso, o fato de as funções e serviços ecossistêmicos ocorrerem em várias escalas espaciais e temporais torna suas análises uma tarefa ainda mais complexa. Uma disciplina isoladamente não tem condições de avaliar tudo o que está em jogo em um processo de valoração de um dado ecossistema ou de um serviço ecossistêmico.

⁸ Para Randall (1972), recurso natural é produto e recurso ambiental é serviço. Para Georgescu-Roegen (1971), recurso é encarado como estoque (fundo) e serviço como fluxo.

⁹ US\$18 trilhões em 1997, na época da publicação.

Apesar da conhecida necessidade de integração e multidisciplinaridade, as abordagens convencionais até então utilizadas para a valoração dos serviços ecossistêmicos enfatizam ou o sistema econômico ou os ecossistemas, não se preocupando com as inter-relações entre os dois sistemas (WINKLER, 2006).

Integração

Geoghegan *et al.* (1998) aprofundam questões sobre a integração entre SR e ciência social na avaliação de mudança no uso e cobertura da terra e afirmam que reunir funções ecológicas e comportamento humano, em uma mesma análise, amplia a capacidade de explicar quais fatores afetam o valor da terra e de recursos naturais com diferentes usos. De acordo com os autores, deve haver o esforço para integrar dados remotamente obtidos de uso e cobertura da terra, modelos econômicos e ecológicos, dados físicos e socioeconômicos.

Parafraseando Geoghegan *et al.* (1998), trata-se de “pixelizar o social” e “socializar o pixel”. A socialização do pixel favorece representações mais realistas, previsões mais assertivas, avaliações de impactos ambientais (AIA's) mais abrangentes etc. A integração de variáveis econômicas e espaciais pode torná-las mais representativas da realidade, permitindo maior assertividade em suas aplicações. Além disso, a consideração de variáveis econômicas é fundamental, principalmente porque grande parte das decisões é pautada em retorno financeiro.

A integração entre ciências sociais e geociências ocorre principalmente de duas maneiras: i) adoção de geotecnologias como ferramenta adicional nas ciências sociais; ii) incorporação de dados e fundamentos socioeconômicos em geociências, principalmente em análises e modelagens nos processos de mudança de cobertura e uso da terra. Esta integração é bidirecional, ou seja, tanto os pesquisadores da área de geociências vêm incorporando dados e procedimentos oriundos das ciências sociais quanto o inverso. De acordo com Nogueira e Rodrigues (2007), *a aplicação dos procedimentos de valoração ambiental depara-se com dificuldades decorrentes de concepções distintas. Profissionais de ambas as áreas de conhecimento podem se beneficiar mutuamente se entenderem mais detalhadamente as necessidades operacionais de cada área.*

Para a operacionalização dos instrumentos econômicos¹⁰, é necessário valorar e gerar informações espacializadas – área, perímetro, forma, distância, proximidade etc. Neste sentido, a aplicação de geotecnologias nos processos de valoração contribui na viabilização de estratégias efetivas para compatibilizar crescimento econômico e manutenção dos serviços ambientais (TOLLEFSON, 2009).

A utilização de fotografias aéreas, imagens orbitais, GNSS e a manipulação em SIG são requisitos, principalmente, para análise de localização, levantamento básico de dados, avaliação ambiental e monitoramento ambiental. A utilização de SIG para valoração ambiental incrementou as análises, evitando suposições irreais e simplificações excessivas, tanto criticadas nas análises meramente econômicas (BATEMAN *et al.*, 2003).

A AIA que utiliza técnicas de valoração produz resultados com alto potencial de uso prático, pois converte os aspectos econômicos e ambientais em uma mesma base, facilitando a avaliação e sua posterior tomada de decisão. De acordo com CBD (2001), os métodos de AIA efetivos deveriam incluir geotecnologias para se obter uma perspectiva espacial da organização e da disponibilidade destes recursos em relação a localização e organização de centros econômicos. As geotecnologias possibilitam a incorporação desta complexidade através da manipulação de diversas bases de dados de diferentes formatos, evitando excessivas simplificações e suposições irreais.

O desenvolvimento de métodos objetivos – tais como SR – para realizar estimativas é desejável, principalmente quando os métodos tradicionais são considerados insuficientes (GHOSH *et al.*, 2009). A capacidade de gerar dados em uma grade contínua – em oposição às unidades administrativas, tradicionalmente adotadas em pesquisas socioeconômicas – é uma grande vantagem apresentada pelos dados remotamente obtidos (DOLL *et al.*, 2006).

¹⁰ Programas de pagamento por serviços ambientais, por exemplo.

Uma aplicação tradicional que integra SR e economia é a utilização de imagens noturnas para análises socioeconômicas. Em geral, o PIB¹¹ é correlacionado com a quantidade de energia luminosa captada nas imagens noturnas. Esta energia emitida é mais espacialmente explícita que qualquer dado econômico relativo ao PIB e pode ser observada diretamente e atualizada anualmente (SUTTON e COSTANZA, 2002).

Young e Fausto (1998) estudaram a expansão agrícola e enfatizaram a importância da escala e da caracterização do objeto de estudo a ser valorado. Jin *et al.* (2008) vincularam índices de vegetação e aspectos econômicos, principalmente os relacionados à expansão de áreas agrícolas e concluíram que dados de SR integrados com SIG melhoram o entendimento da complexa relação espacial e socioeconômica.

Bastian *et al.* (2002) utilizaram dados geográficos para medir amenidades relacionadas à recreação e beleza cênica de propriedade rural. Um modelo de preços hedônicos específico, com medidas geográficas, foi utilizado para estimar o impacto das amenidades, comparando-se com a produção agrícola. Os resultados indicam que o preço da terra é influenciado não somente pela produção agrícola, mas também por suas amenidades ambientais. As variáveis relacionadas às amenidades ambientais mais significativas incluem pesca esportiva, a distância da cidade e a beleza cênica. Concluem que a adoção de dados geográficos permitiu obter estimativas melhores de valores de amenidades ambientais do que somente a aplicação de técnicas hedônicas.

Wainger *et al.* (2010) aprimoraram o monitoramento de infestação de ervas daninhas, utilizando um modelo de otimização integrado a um SIG, valorando serviços agroecossistêmicos através de custo-efetividade e, formalizaram processos informais de tomada de decisão, tornando os resultados mais objetivos, robustos e práticos.

Para MUNIZ-MIRET *et al.* (1996), que avaliaram serviços ambientais em açaizeiros, a distância é uma variável muito importante, justificando a incorporação de geotecnologias em aplicações de valoração de recursos e serviços ambientais de florestas. Stone (1998) utilizou SIG e um modelo dinâmico-espacial de extração madeireira e projetou diversos cenários de extração e estoque de recursos florestais sob diferentes regimes de preços e políticas, tais como áreas protegidas, estradas, etc. O autor enfatizou o potencial de utilizar SIG para pesquisa em gestão aplicada, pois permitiu integrar comportamento econômico com aspectos ambientais.

Rocha *et al.* (2000) propuseram metodologias para se estimar as distribuições de probabilidade do estoque de madeira comercial nas áreas de concessão. Para o estoque de madeira, programaram um modelo espacial que especifica o preço futuro em função de características geográficas da área (solo, vegetação, clima, distância do mar, altitude etc.) e de sua vizinhança. Os cartogramas que consideraram os modelos com tendência espacial foram mais exatos e precisos que os cartogramas que utilizaram modelos não-espaciais.

Para Melo e Motta (2006), o gerenciamento a partir de informações geográficas viabiliza uma adequada caracterização dos serviços ambientais. O tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações apresentam relações com fenômenos biológicos e, conseqüentemente, afetam a dinâmica dos fragmentos florestais.

Mattos *et al.* (2007) estimaram o valor monetário das áreas de preservação permanente (APP's), utilizando o Método de Valoração Contingente, obtendo a disposição a pagar. Segundo os autores, a unidade de área foi importante para expressar o resultado em R\$/ha.ano, visando políticas de conservação e/ou recuperação. Ainda em APP's, Vilar (2009) afirmou que foi necessário usar informações geográficas – principalmente declividade e clima – para a estimativa de biomassa e de estoque de carbono da vegetação arbórea e da vegetação graminácea-herbácea.

Rodrigues *et al.* (2007) avaliaram a viabilidade de implantação de sistemas agroflorestais como estimuladores à restauração das áreas de Reserva Florestal Legal (RFL), compatibilizando interesses econômicos e ambientais. Os sistemas agroflorestais podem representar uma alternativa de estímulo econômico à recuperação florestal, levando à incorporação do componente arbóreo e podem ser adotados na

¹¹ Produto Interno Bruto.

recuperação de áreas de RFL's. Além disso, podem gerar renda ao produtor graças ao consórcio agrícola. Sua maior ou menor viabilidade econômica irá depender de um manejo mais intensificado na área para a produção agrícola e de preços satisfatórios para venda no mercado.

Brereton *et al.* (2008) empregaram dados desagregados em níveis local e individual para demonstrar que as amenidades relacionadas ao clima e condições ambientais são críticas quando analisa-se o bem-estar (conceito subjetivo). Fatores relacionados à localização tiveram um impacto direto na satisfação. O poder de análise da função de utilidade aumenta significativamente quando as variáveis ambientais são incluídas. Os resultados mostraram que o clima possui uma influência significativa no bem-estar, juntamente com a velocidade do vento, temperaturas mínimas e máximas, acesso aos meios de transporte e proximidade à costa, aos aeroportos, às estradas federais e aterros sanitários. A idéia-chave é a de que a dimensão espacial influencia sensivelmente o bem-estar, pois as variáveis espaciais apresentaram os coeficientes mais significativos. A geografia e o ambiente têm grande influência no bem-estar, tão importante quanto os fatores sócio-econômicos e demográficos mais críticos, como desemprego e status conjugal.

The Eliasch Review (2008) afirma que a valoração de serviços e recursos florestais (principalmente carbono), depende de SR e SIG. Para Bateman (2009), a distribuição espacial é essencial e tal como Pagiola *et al.* (2004) concluíram, as variáveis relacionadas ao “onde” são imprescindíveis nos processos de valoração.

Freitas *et al.* (2013) aprimoraram a modelagem de processos de transição de cobertura e uso da terra na bacia do Alto Uruguai através da junção de variáveis biofísicas e socioeconômicas. Analisando-se os resultados, é nítida a importância da análise integrada dos aspectos socioeconômicos e biofísicos para os problemas relacionados aos impactos ambientais negativos, principalmente os provenientes de alteração no uso e cobertura da terra, tais como desflorestamento, expansão agropecuária, expansão urbana, aumento da malha viária etc.

Macedo *et al.* (2014) utilizaram modelagem dinâmica espacial para valorar os impactos ambientais relacionados à erosão e assoreamento em locais com expansão canavieira e constataram que seria viável a transferência dos custos relacionados ao desassoreamento para a implantação de uma política de pagamento por serviços ecossistêmicos, prevenindo os processos erosivos e reduzindo a carga de sedimentos.

Para que os valores dos serviços prestados pelo capital natural sejam internalizados de maneira apropriada pelo sistema econômico, é necessário uma valoração dinâmico-integrada, que amplie o escopo dos exercícios valorativos até então realizados. No entanto, estas múltiplas dimensões do valor dos recursos naturais resultam em um número elevado de variáveis e parâmetros ecológicos, econômicos e sociais que não podem ser gerenciados sem uma ferramenta que os integre em um modelo.

Macedo (2013) acoplou um modelo dinâmico espacial de mudança de cobertura e uso da terra com um modelo de cálculo de rentabilidade. Foi possível mensurar os custos evitados e custos de reposição relacionados aos impactos ambientais ocasionados pelas mudanças de cobertura e uso da terra. A Figura 1 ilustra a acoplagem, demonstrando que os cenários (espaciais) gerados alimentam o modelo de valoração de maneira dinâmica. Desta forma, a valoração é influenciada diretamente pelas mudanças ocorridas e estimadas nos cenários.

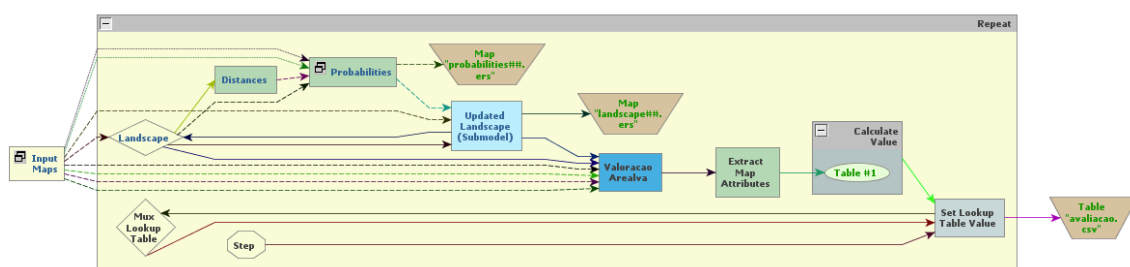


Figura 1. Acoplagem da valoração como um submodelo (“Valoração Arealva”, em azul) do modelo de mudança de cobertura e uso da terra, no Dinamica EGO.

Figure 1. Coupling of valuation as a submodel ("Valoração Arealva", in blue) of the land use and cover change model, in Dinamica EGO. Fonte: Macedo (2013).

Considerações finais

As características relacionadas à aquisição e processamento de dados geográficos influenciam enormemente nos resultados da valoração. A precisão geométrica, a resolução espacial, a resolução temporal, a qualidade radiométrica, a quantidade, largura e posição das bandas espectrais determinam as características de aquisição do dado. A correção geométrica, a correção radiométrica, o georreferenciamento, a mosaicagem, a interpretação, a classificação, o modo como se extrai feições e a modelagem determinam o processamento do dado. A definição de classes de interesse e a extração de informações como área, volume, distância, largura, comprimento, etc. requerem uma adequada compatibilização entre escala de trabalho e as características dos dados.

Neste sentido, as geotecnologias já são partes integrantes dos processos de valoração ambiental. Isto requer certo esforço na formação de equipes de trabalho multidisciplinares ou mesmo uma formação voltada para a valoração ambiental em um sentido amplo, que incorpore as geotecnologias em seu arcabouço metodológico. O conhecimento em relação às geotecnologias é tão importante quanto o conhecimento dos métodos de valoração e do “objeto” a ser valorado. Sem esta profundidade multidisciplinar, há grandes chances de existirem resultados errôneos.

A integração das várias abordagens significa a emergência de um novo paradigma transdisciplinar de valoração, no qual se leva em consideração os objetivos de sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica. Há um grande potencial para a utilização e/ou desenvolvimento de ferramentas computacionais aptas para lidar com a complexidade envolvida na caracterização das funções ecossistêmicas e, conseqüentemente, na valoração de seus serviços e bens ambientais.

Embora uma metodologia completa de valoração econômico-ecológica esteja ainda em construção, os conhecimentos disponíveis permitem estabelecer um protocolo de procedimentos para os processos de valoração econômica (monetária) capaz de torná-los menos reducionistas. Certamente valorar considerando a dimensão espacial amplia o poder de análise e potencializa a assertividade, precisão e exatidão das estimativas.

REFERÊNCIAS

- BANN, C. *The Economic Value of Tropical Forests: Understanding and Capturing the Multiple values of Tropical Forests*. Tropenbos International, Wageningen, the Netherlands: 2002, 4 p.
- BASTIAN, C.T. *et al.* Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, v. 40, p. 337-349, 2002.
- BATEMAN, I.J. Bringing the real world into economic analyses of land use value: Incorporating spatial complexity. *Land Use Policy*, v. 26S, p. S30-S42, 2009.
- _____. *et al.* *Applied Environmental Economics: A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis*, 2003. Cambridge Press. London. 336 p.
- BRERETON, F. *et al.* Happiness, geography and the environment. *Ecological Economics*, v. 65, p.386-396, 2008.
- BROWN, L.R. *Building a Sustainable Society*. New York: Norton, 1981. 433p.
- CBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity). *The value of forest ecosystems*. Technical Series, n. 4. Montreal, Quebec, Canada, 2001. 40p.
- COSTANZA, R. Introduction. The value of ecosystem services. Special section: Forum on valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, v. 25, p. 1-2, 1998.
- _____. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- _____.; FOLKE, C. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. In: DAILY, G. (ed). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC, pp 49-68, 1997.

- DAILY, G.C. (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, USA, 1997.
- DOLL, C.N.H. *et al.* Mapping regional economic activity from night-time light satellite imagery. *Ecological Economics*, v. 57, p. 75-92, 2006.
- FISHER, B. *et al.* Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v. 68, p.643-653, 2009.
- FREITAS, M. W. D. *et al.* Land-use and land-cover change processes in the Upper Uruguay Basin: linking environmental and socioeconomic variables. *Landscape Ecology*, v. 28, p. 311-327, 2013.
- GEOGHEGAN, J. *et al.* "Socializing the Pixel" and "Pixelizing the Social" in Land-Use and Land-Cover Change. p.51-69. In: LIVERMAN, D.; MORAN, E. F.; RINDFUSS, R. R.; STERN, P. C. (Ed.). *People and Pixels: Linking Remote Sensing and Social Science*. National Academy Press, Washington, D.C, 1998. 267 p.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press, 1971.
- GEWIN, V. Mapping opportunities. *Nature*, v 427, p. 376-377, 2004.
- GHAZOUL, J.; *et al.* Landscape labelling: A concept for next-generation payment for ecosystem service schemes. *Forest Ecology and Management*, v. 258, p. 1889-1895, 2009.
- GHOSH, T. *et al.* Estimation of Mexico's Informal Economy and Remittances Using Nighttime Imagery. *Remote Sensing of Environment*, v. 1, p. 418-444, 2009.
- ISA (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL). *Serviços Ambientais: conhecer, valorizar e cuidar. Subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo*, 2008. 119 p.
- JIN, X.M. *et al.* Impact of economic growth on vegetation health in China based on GIMMS NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, v. 29, n. 13, p. 3715-3726, 2008.
- JOHN, L. Serviços Ambientais. In: INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). *Almanaque Brasil Socioambiental. Uma nova perspectiva para entender a situação do Brasil e a nossa contribuição para a crise planetária*. São Paulo, 2008. 553 p.
- MACEDO, R.C. Modelagem dinâmica espacial e valoração ambiental das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. *Tese de doutorado*. Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos-SP. 2013. 265 p.
- MACEDO, R.C. *et al.* Economic Impact Assessment of Silting-Up and Erosion Processes: How Spatial Dynamic Models Coupled with Environmental Valuation Models Can Contribute to Sustainable Practices in Sugarcane Farming. In: *Sugarcane: Production, Consumption and Agricultural Management Systems*. New York: Nova Science Publisher. 2014 (no prelo).
- MAIA, A.G. Valoração de recursos ambientais. 199p. *Dissertação de mestrado* - Instituto de Economia da Unicamp. Campinas/SP. 2002.
- MATTOS, A.D.M. *et al.* Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da Microbacia do Ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v. 31, n. 2, p. 347-353, 2007.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Washington, DC: Island Press, 2003.
- _____. *Ecosystem and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>. Acesso em: 16/11/2010.
- MELO, A.L.; MOTTA, P.C.S. Biodiversidade, serviços ambientais e reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) na mata atlântica. In: *Anais do II Seminário sobre Áreas Protegidas e Inclusão Social*, Rio de Janeiro, 2006.
- MOTTA, R.S. *Manual de valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: MMA, 1998.

- MUNIZ-MIRET, N. *et al.* The economic value of managing the acai palm (*Euterpe oleracea* Mart.) in the floodplains of the Amazon estuary, Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 7 p. 163-173, 1996.
- NOGUEIRA, J.M.; RODRIGUES, A.A. *Manual de Valoração Econômica de Florestas Nacionais*. Quarto relatório do Estudo sobre Valoração Econômica de Florestas Nacionais: Produtos Madeireiros e Não Madeireiros do Projeto PNUD/BRA 97/044 - Desenvolvimento Florestal Sustentável – do contrato Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Fundação de Tecnologia Florestal e Geo-processamento (FUNTEC), correspondente à Carta de Acordo 07/47-3830, 2007. 46 p.
- PAGIOLA, S. *et al.* *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*. The World Bank Environment Department. In collaboration with The Nature Conservancy and IUCN—The World Conservation Union. Environment department paper, n.101, 2004. 118 p.
- PEARCE, D.W.; PEARCE, C.G. *The value of forest ecosystems*. Report to the Secretariat of the United Nations Convention on Biological Diversity. Montreal, Canada: 2001.
- _____.; TURNER, R. K. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore: The John Hopkins University Press, 1990.
- RANDALL, P.L. Market solutions to externality problems. *American Journal of Agricultural Economy*, v. 54, p. 175-183, 1972.
- ROCHA, K. *et al.* O valor de opção das concessões nas Florestas Nacionais da Amazônia. *Texto para Discussão 737*. IPEA, Rio de Janeiro, junho de 2000. 34 p.
- RODRIGUES, E.R. *et al.* Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de Reserva Legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista Árvore*, v. 31, n. 5, p. 941-948, 2007.
- ROMEIRO, A.R.; MAIA, A.G. Módulo 4: Avaliação de Custos e Benefícios Ambientais. 159p. In: ENAP. *Métodos e Técnicas de Avaliação Socioeconômica de Projetos*. Brasília-DF, 2010. 723 p.
- RUNDELL, P.W. *et al.* Environmental sensor networks in ecological research. *New Phytologist*, v. 182, p. 589-607, 2009.
- STONE, S.W. Using a geographic information system for applied policy analysis: the case of logging in the Eastern Amazon. *Ecological Economics*, v. 27, p. 43-61, 1998.
- SUTTON, P.C.; COSTANZA, R. Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation. *Ecological Economics*, v. 41 p. 509-527. Special issue. The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives, 2002.
- THE ELIASCH REVIEW. *Climate Change: Financing Global Forests*. 273 p. UK, 2008.
- TOLLEFSON, J. Paying to save the rainforests. *Nature*, v. 460, p. 936-937, 2009.
- VILAR, M.B. Valoração econômica de serviços ambientais em propriedades rurais. 171 p. *Dissertação de mestrado* - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG, 2009.
- WAINGER, L.A. *et al.* Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecological Economics*, v. 69 p. 978-987, 2010.
- WALLACE, K.J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, v. 139, p. 235–246, 2007.
- WINKLER, R. Valuation of ecosystem goods and services. Part 1: An integrated dynamic approach. *Ecological Economics*, v. 59, p. 82-93, 2006.
- WORLD BANK. *Handbook of National Accounting. Integrated Environmental and Economic Accounting*. 2003. Final draft circulated for information prior to official editing. United Nations European Commission International Monetary Fund Organisation for Economic Co-operation and Development World Bank. Studies in Methods Handbook of National Accounting. 598 p.
- YOUNG, C.E.F.; FAUSTO, J.R.B. Valoração de recursos naturais como instrumento de análise da expansão da fronteira agrícola na Amazônia. *Texto para Discussão* n. 490. Rio de Janeiro/RJ. 1998, 32 p.

VISUALIZING AND GENERATING LIDAR METRICS USING A WEB-LIDAR FOREST INVENTORY APPLICATION. PART 2: THE LASMETRICS TOOL

Carlos A. Silva¹, Andrew T. Hudak¹, Nicolas L. Crookston¹, Carine K. Silva², Veraldo Liesenberg³

¹ USDA- Forest Service – Rocky Mountain Research Station –RMRS, 1221 South Main Street. Moscow, ID 83843, USA. E-mail: carlos_engflorestal@outlook.com

² Luiz de Queiroz College of Agriculture - ESALQ, University of São Paulo (USP), Av. Pádua Dias, 11, Piracicaba, SP - Brazil, 13418-050.

³ Institute of Geosciences, University of Campinas (Unicamp), R. Pandia Calogeras, 51, PO Box 6152, Campinas, SP, Brazil, 13083-970.

ABSTRACT

The purpose of the paper is to present a Web-LiDAR Application tool to visualize and calculate Light Detection And Ranging (LiDAR) metrics on the web. LiDAR derived metrics can serve as input data for regression analysis and forest inventory modeling. The LASmetrics application is a Web-LiDAR application developed by the USDA Forest Service - Rock Mountain Research Station (RMRS) laboratory, and it is free for use. Everyone can access it any time. The objective of this tool is to visualize and to generate metrics that can be used to describe the vertical structure of the forest. The LiDAR metrics generated such as height, intensity and canopy coverage are often correlated with forest structure attributes (i.e. stand volume, biomass, etc). The Web-application was tested over a LiDAR dataset acquired over a longleaf pine forest located in Georgia, USA. Due to its general applicability, we encourage potential users to explore the Web-LiDAR Application and test the tool in other forest types worldwide.

Keywords: Remote sensing, web application, forestry engineering, LiDAR metrics.

INTRODUCTION

Remote sensing measurements presents a viable alternative for both forest inventory and management (HUDAK *et al.*, 2006; PACKALÉN *et al.*, 2006). Among the current remote sensing techniques available, Light Detection And Ranging (LiDAR) shows greatest utility in the forestry sector (LEFSKY *et al.*, 2002; NÆSSET 1997, 2002, 2004a, 2004b, 2007; NÆSSET *et al.*, 2001). LiDAR uses light in the form of a pulsed laser to measure ranges (i.e. distances). These light pulses combined with time records, number of returns and their intensities recorded by an airborne system can generate precise three-dimensional information of the Earth' targets and its surface characteristics (NOAA, 2012).

LiDAR data can be used to generate digital terrain models (DTM) that describe the elevation of the land surface without objects, digital surface models (DSM) describing the elevation of the land surface and their objects, and canopy height models (CHM) that describe the height of all features and objects over the surface. LiDAR-derived models also allow the extraction of height, intensity and canopy coverage metrics that serve as good predictors of forest attributes such as stand volume, basal area and carbon content (HUDAK *et al.*, 2012; ANDERSEN *et al.*, 2005; MALTAMO 2006; NÆSSET, 2002, 2004a, 2004b, 2007).

Nowadays, several software solutions are available to visualize LiDAR datasets. We can cite as freeware the FUSION (MCGAUGHEY, 2014), partial freeware such as Lastools (LASTOOLS, 2014), or strictly commercial software such as TerraScan (TERRASOLID, 2014). The objective of this study is to present a free and Web-based tool that allows any user to visualize and to process their own LiDAR datasets online, regardless of computer operating system. We show here how the Web-based platform works using a LiDAR dataset acquired in Georgia, USA.

Web-lidar forest inventory: lasmetrics application

LASmetrics is a free Web-LiDAR based application developed to visualize and to process LiDAR data. The main objective of this tool is to extract statistical metrics. The Web-LiDAR tool can be accessed at: <http://forest.moscowfsl.wsu.edu:3838/LiDARLASmetrics/>. The requested input can be either a single or multiple files uploaded in binary “.LAS” file format, the industry standard. The required LAS format needs to be height normalized prior to analysis.

Figure 1 shows the main page of the LASmetrics tool. It is organized into five displays (Figure 1). In the settings menu the user can upload their own LiDAR data or execute the processing with provided sample data. The LiDAR processing uses only returns above a pre-defined threshold to calculate the metrics. A better description of the LiDAR metrics extracted in this Web-LiDAR based application can be found in McGaughey (2014).

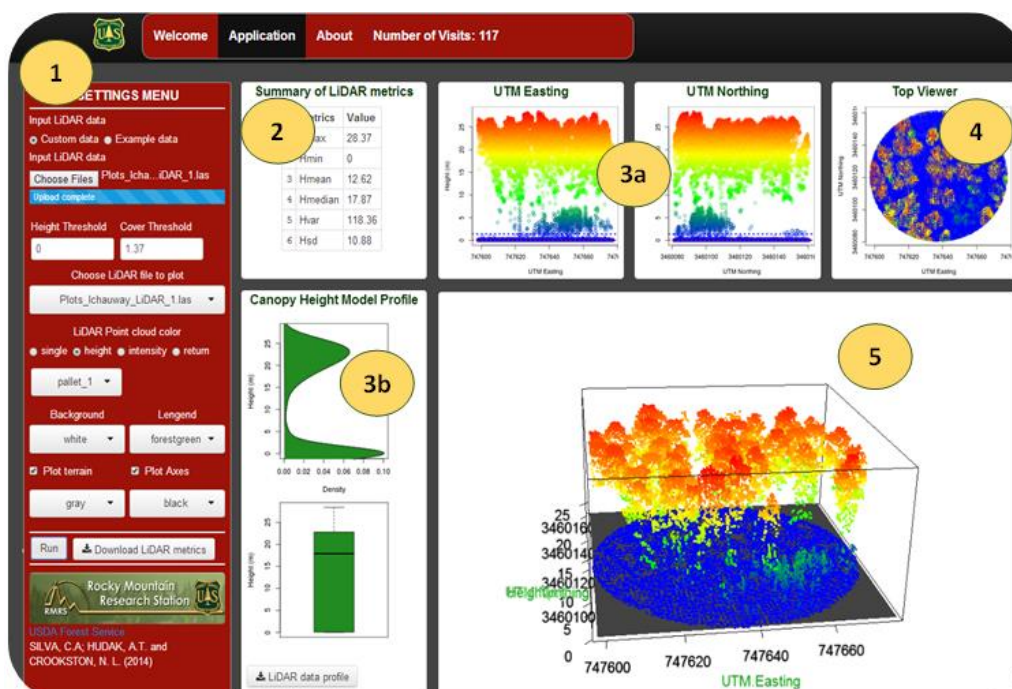


Figure 14. Main page of the Web-LiDAR forest inventory application: LASmetrics tool. (1) Settings menu; (2) Summary of the LiDAR metrics; (3a,b) Canopy height model profile; (4) Top viewer of the point cloud and 5) Interactive 3D viewer of the LiDAR point cloud.

LIDAR DATA EXAMPLE

The study area is located in Georgia, about 14 miles west of Camilla, GA. The climate is characterized by a hot and humid summers and generally mild to cool winters (CAMILA, 2014). The vegetation is longleaf pine forest (*Pinus palustris* Mill; Figures 2A, B) that has an open canopy structure (up to 50% canopy cover).



Figure 15. Pictures of the study area showing the longleaf pine forest (Photo credits to Heezin Lee, 2010).

Field measurements are available from four sample plots of 0.5 ha each. The LiDAR data were collected using an Optech GEMINI Airborne Laser Terrain Mapper (ALTM) mounted in a twin-engine Cessna Skymaster. Survey parameters are given in Table 1.

Table 1. LiDAR Survey Parameters.

Parameter	Value
Scan Frequency	45 Hz
Scan Angle	+/- 20 deg
Scan Cutoff	+/- 4.0 deg
Scan Offset	0 deg
System PRF	125 kHz
Swath Width	344.64 m
Flying Altitude	600m AGL
Cross Track Resolution	0.522 m
Down Track Resolution	0.75 m
Points per square meter	5.06

RESULTS OF THE LIDAR DATA PROCESSING

LiDAR data visualization

The Web-LiDAR application allows the user to display the LiDAR point cloud in a single color or with a color gradient by height, intensity or return level (Figure 3). Besides the interactive 3D point cloud plot, the web-LiDAR application also provides a tool that allows the visualization of a profile, as well as the top view of the point cloud (Figure 3). A summary of the LiDAR metrics is also presented on the main page of the application. The user is able to download the generated LiDAR metrics and the profile by clicking the download buttons.

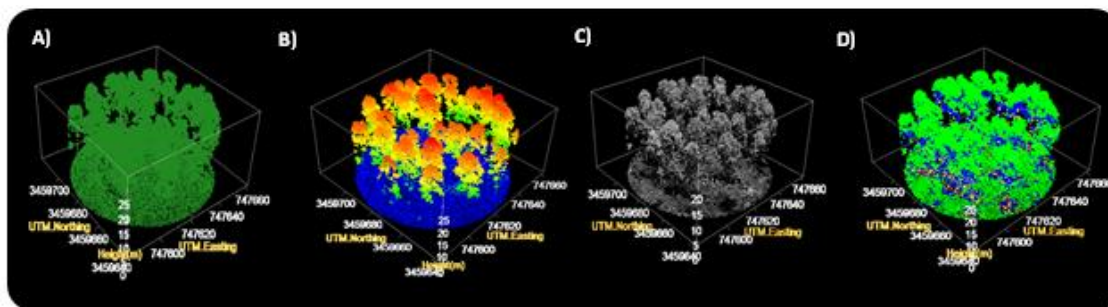


Figure 16. Example of the LiDAR data plotted by different colors: A) single color, B) by height variations, C) by intensity and D) by the number of returns.

LiDAR metrics extracted from the Web-LiDAR application: LASmetrics tool

LiDAR derived metrics serve as good predictors for forest inventory modeling. The mean and maximum height, their percentiles and canopy coverage are common parameters used to model stand volume and above ground biomass (NÆSSET 1997, 2002, 2004a, 2004b, 2007; NÆSSET *et al.*, 2001). The Web-LiDAR LASmetrics tool can extract up to 32 metrics (Appendix 1). At the moment, there is an input file upload size limitation of 30Mb that should be enough for users with small datasets. The LiDAR metrics usually perform better at the scale of individual sample plots (Figure 4). Figures 5 and 6 shows the variations between some LiDAR metrics extracted from four sample plots.

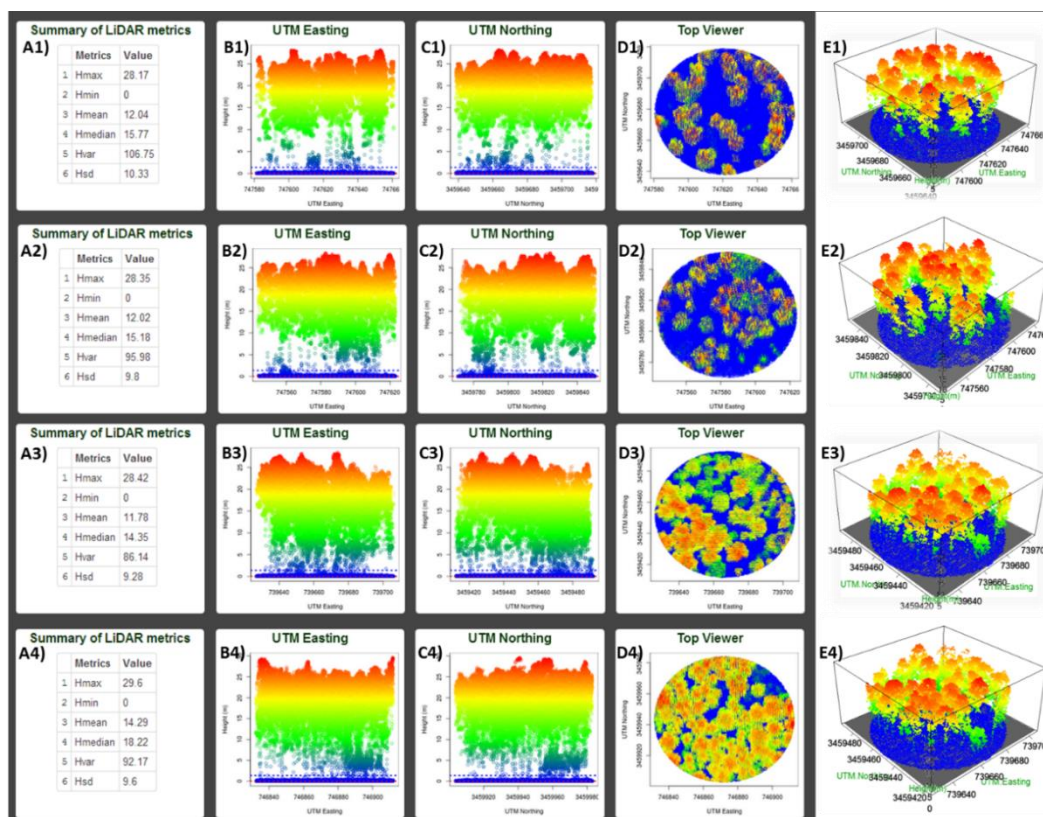


Figure 17. Main outcomes of the LASmetrics tool. The letters A to E show different perspectives of the same LiDAR plot. The numbers 1 to 4 represents four individual sample plots.

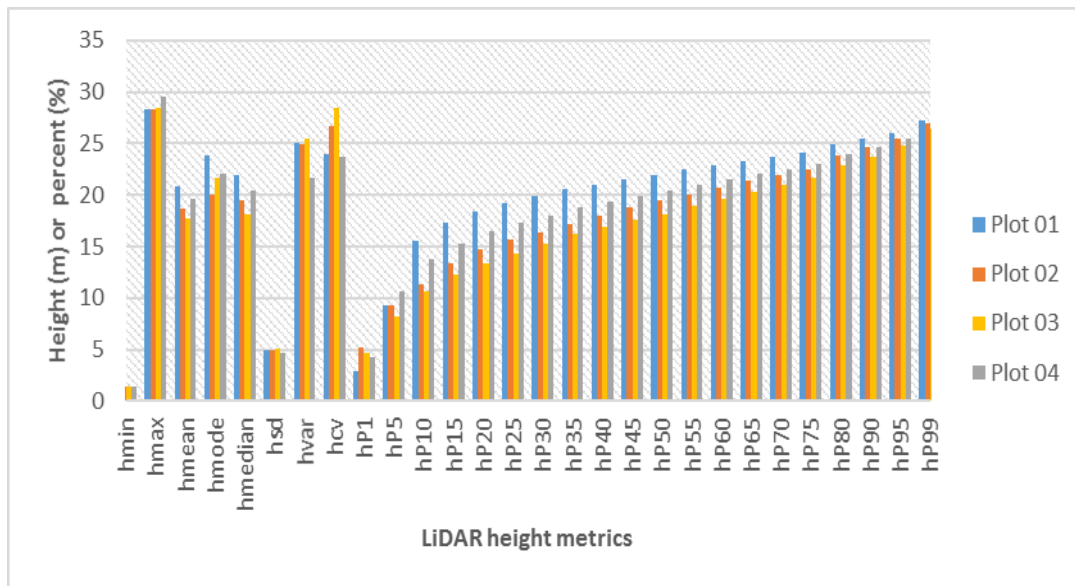


Figure 18. LiDAR-derived height metrics extracted from the LASmetrics tool. A total of four sample plots were used. Refer to Table 2 for the description of the LiDAR metrics.

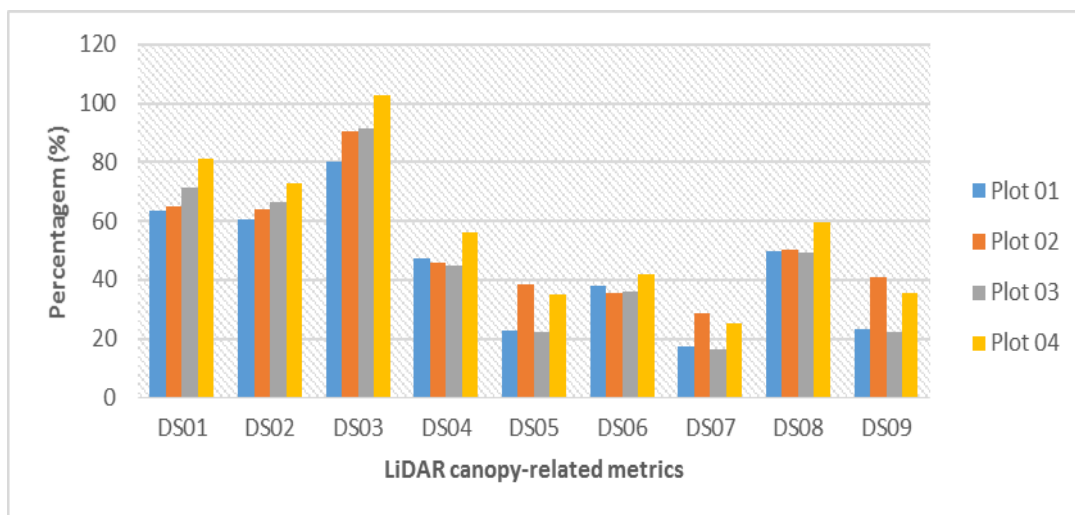


Figure 19. LiDAR canopy metrics calculated with the Web-LiDAR LASmetrics application. Refer to Table 2 for the description of the LiDAR metrics.

Final remarks

The Web-LiDAR LASmetrics Tool provides a way to visualize and quickly extract some LiDAR metrics online. It provides some basic LiDAR metrics that can be used for predictive modeling for forestry applications, as well as good visualization and interactive graphics. This Web-LiDAR application was developed to support LiDAR-based forest inventory and management of longleaf pine forests. However, it can be used in other forests types. We strongly encourage LiDAR users to test it broadly. The next step of this Web-LiDAR tool will be to include additional LiDAR metrics.

Appendix

Appendix 1. Available LiDAR metrics from the Web-LiDAR LASmetrics Tool based on formulas from MCGAUGHEY (2014).

Category	Output variable	
Height description	hmin	Minimum
	hmax	Maximum
	hmean	Mean
	hmedian	Median
	hmode	Mode
	hstd	Standard deviation
	hvar	Variance
Height percentile values	hcv	Coefficient of variation
	hPi	i = (1st, 5th, 10th, 20th, 25th, 30th, 40th, 50th, 60th, 70th, 75th, 80th, 90th, 95th, 99th percentiles)
Canopy-related metrics	DS01	Percentage of first returns above a specified height (canopy cover estimate)
	DS02	Percentage of first returns above the mean height/elevation
	DS03	Percentage of first returns above the mode height/elevation
	DS04	Percentage of all returns above a specified height
	DS05	Percentage of all returns above the mean height/elevation
	DS06	Percentage of all returns above the mode height/elevation
	DS07	Number of returns above a specified height/total first returns * 100
	DS08	Number of returns above the mean height/total first returns * 100
	DS09	Number of returns above the mode height/total first returns * 100

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the US Forest Service International Department for supporting an exchange program with the USDA-FS Forestry Sciences Laboratory at Moscow, Idaho, where Web-LiDAR application was developed. This study was also supported by Department of Defense Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP): Patterns and processes: monitoring and understanding plant diversity in frequently burned longleaf pine landscapes. J. O'Brien, PI; R. Mitchell, A. Hudak, L. Dyer, Co-PIs. Field data were provided by R. Mitchell, and LiDAR data were collected by NCALM, Department of Electrical and Computer Engineering, University of Florida, USA.

REFERENCES

- ANDERSEN, H. *et al.* Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. *Remote Sensing of Environment*, v. 94, n. 4, p. 441-449, 2005.
- CAMILA. Georgia. Available at: http://en.wikipedia.org/wiki/Camilla,_Georgia. Accessed on: 07 May, 2014.
- HUDAK, A.T. *et al.* Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return LiDAR and multispectral satellite data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 2, p. 126-138, 2006.
- HUDAK, A.T. *et al.* Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. *Remote Sensing of Environment*, v. 123, p. 25-40, 2012.

- LASTOOLS. Available: <http://www.cs.unc.edu/~isenburg/lastools/>. Accessed on: 05 May, 2014.
- LEFSKY, M.A. *et al.* LiDAR remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology & Biogeography*, v. 11, p. 393-399, 2002.
- MALTAMO, M. *et al.* Estimation of stem volume using laser scanning-based canopy height metrics. *Forestry*, v. 79, n. 2, p. 217-229, 2006.
- MCGAUGHEY, R.J. **FUSION/LDV**: Software for LiDAR Data Analysis and Visualization [Computer program]. Washington: USDA, Forest Service Pacific Northwest Research Station, 2014. 150 p. Available: http://http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/FUSION_manual.pdf. Accessed on: 5 May, 2014.
- NÆSSET, E. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, v. 61, n. 2, p. 246–253, 1997.
- NÆSSET, E. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, v. 80, p. 88-99, 2002.
- NÆSSET, E. Estimation of above- and below-ground biomass in boreal forest ecosystems. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. 36, n. 8, p. 145-148, 2004a.
- NÆSSET, E. Practical large-scale forest stand inventory using a small footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 19, n. 2, p. 164–179, 2004b.
- NÆSSET, E. Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 22, n. 5, p. 433-442, 2007.
- NÆSSET, E.; GOBAKKEN, T. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 6, p. 3079-3090, 2008.
- National Oceanic and Atmospheric Administration Coastal Services Center (NOAA). **Lidar 101**: an introduction to Lidar technology, data, and applications. Charleston: NOAA Coastal Services Center, 2012. 72 p.
- PACKALÉN, P. **Using airborne laser scanning data and digital aerial photographs to estimate forest growing stock**. 2006. 30 p. Licentiate thesis (Master in Forest Planning and Economics) - Faculty of Forestry, University of Joensuu, Joensuu. 2006.
- TERRASOLID - Software for LiDAR processing. Available on: <https://www.terrasolid.com/products/terrascanpage.html>. Accessed: 5 May, 2014.

ZONEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS PARA O PARQUE ESTADUAL SERRA DAS ARARAS, MINAS GERAIS

FOREST FIRE DANGER ZONE FOR THE SERRA DAS ARARAS STATE PARK, MINAS GERAIS

Nicolas Pereira de Souza¹, Charles Marques de Souza¹, Heitor Duarte Lima¹, Lucio de Oliveira Hudson¹, Arthur Nogueira Reis¹, Inácio Thomaz Bueno¹, Julia Fonseca Ferreira¹, Milena Namara Pereira Costa¹, Fausto Weimar Acerbi Junior¹

Universidade Federal de Lavras - UFLA, C.P. 3037, CEP 37200-000 – Lavras, MG, Brasil,
nicolas.souza01@gmail.com, chmarxs@gmail.com, heitordlima@yahoo.com.br,
lucio.hudson@hotmail.com, areis@engflorestal.ufla.br, inaciotbueno@gmail.com,
julia.fonseca9@hotmail.com, fausto@dcf.ufla.br

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a utilização de Sistemas de Informação Geográficos para elaboração de um mapa de risco de ocorrência de incêndios florestais para o Parque da Serra das Araras, MG, utilizando a abordagem multicritérios denominada Combinação Linear Ponderada. Foram selecionados quatro fatores, sendo eles, Cobertura do Solo, Proximidade à Estradas, Declividade e Altimetria. Para definição dos pesos dos fatores utilizou-se a técnica denominada Processo Hierárquico Analítico (AHP). O resultado obtido foi um mapa com 5 classes de risco que vão de risco baixo até extremo. O mapa de risco apresentou que 44,2 % da área do parque se encontra na classe de risco extremo, 20% na classe muito alto, 4,3% na classe alto, 9,2% na classe moderado e 22,3% na classe baixo. Para validar o resultado do mapa verificou-se a distribuição de focos de calor na área, que mostrou 60% dos focos de calor estavam distribuídos nas três classes de maior risco de incêndio.

Palavras-chave: SIG, Combinação Linear Ponderada, Processo Analítico Hierárquico, AVHRR.

ABSTRACT

This study aimed to create a forest fire danger map in the Serra das Araras State Park, Minas Gerais, carried out by Geographic Information System and applying a multi-criteria methodology called Weighted Linear Combination. It was selected four factors: Land Cover, Road Proximity, Land Slope and Altimetry, and determined weights for each fact, using the Analytic Hierarchy Process (AHP). The fire danger map was generated containing five danger classes starting from low to extreme danger and it showed that: 44.2% of the Park's area is in the extreme danger class; 20.0% is in very high danger; 4.3% is in high danger; 9.2% is in moderate danger and 22.3% is in the low danger class. In order to validate the map classification, we checked the hot pixels distribution in the area, which showed that 60% of the hot pixels were allocated in the three highest fire danger classes.

Keywords: SIG, Weighted Linear Combination, Analytic Hierarchical Process, AVHRR.

INTRODUÇÃO

De acordo com Ferraz e Vettorazzi (1998) os incêndios florestais tem sido um dos principais agentes degradantes de fragmentos florestais, tanto pela destruição direta das áreas afetadas, como também pelo efeito causado por focos pequenos que ocorrem nas bordas do fragmento, alterando significativamente a sua dinâmica.

Ao longo dos anos foram desenvolvidas diversas medidas de combate a incêndios florestais, e dentre essas, os mapas de risco são ferramentas fundamentais, pois através deles obtêm-se uma visualização do arranjo espacial das áreas de risco, contribuindo no planejamento da distribuição dos recursos destinados à

prevenção dos incêndios florestais (RIBEIRO *et al*, 2008; FERRAZ e VETTORAZZI, 1998).

Os mapas de risco de incêndios florestais são criados a partir da sobreposição de mapas de fatores de risco e da interação ponderada entre eles em ambiente SIG (FERRAZ e VETTORAZZI, 1998). Cada fator então representa uma característica da área que condiciona algum risco para início e propagação do fogo. Esses fatores podem ser inerentes às características da vegetação, do uso do solo, da topografia entre outras (SOARES e BATISTA, 2007).

Uma zona de risco de incêndio é uma área delimitada em função do potencial de ocorrência e propagação do fogo, identificada pelas características ambientais comuns que se traduzem em um mesmo potencial de risco (SHOW e CLARKE, 1953).

A expressão focos de calor é utilizada para interpretar o registro de calor captado na superfície do solo por sensores espaciais. O sensor AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) capta e registra qualquer temperatura acima de 47 °C e a interpreta como sendo um foco de calor. Apesar de a resolução espacial ser baixa (1,1 Km), queimadas com áreas de no mínimo 900 m² podem ser detectadas (ANTUNES, 2000).

O presente trabalho tem como objetivo a geração de um mapa de risco de incêndio para o Parque Nacional Serra das Arras, em ambiente SIG, por meio de análise dos fatores físicos que estão associados à ocorrência de incêndios florestais.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Chapada Gaúcha, região oeste do estado de Minas Gerais (Figura 1). Situada nas coordenadas Latitude: 15° 28' 6" S Longitude: 45° 25' 6" W a 624 metros de altitude. A região apresenta clima do tipo tropical segundo a classificação climática de Köppen. A temperatura média de todos os meses é superior a 18° C, com seca acentuada e precipitação média anual de 750 mm, favorecendo a ocorrência de incêndios na vegetação nativa.

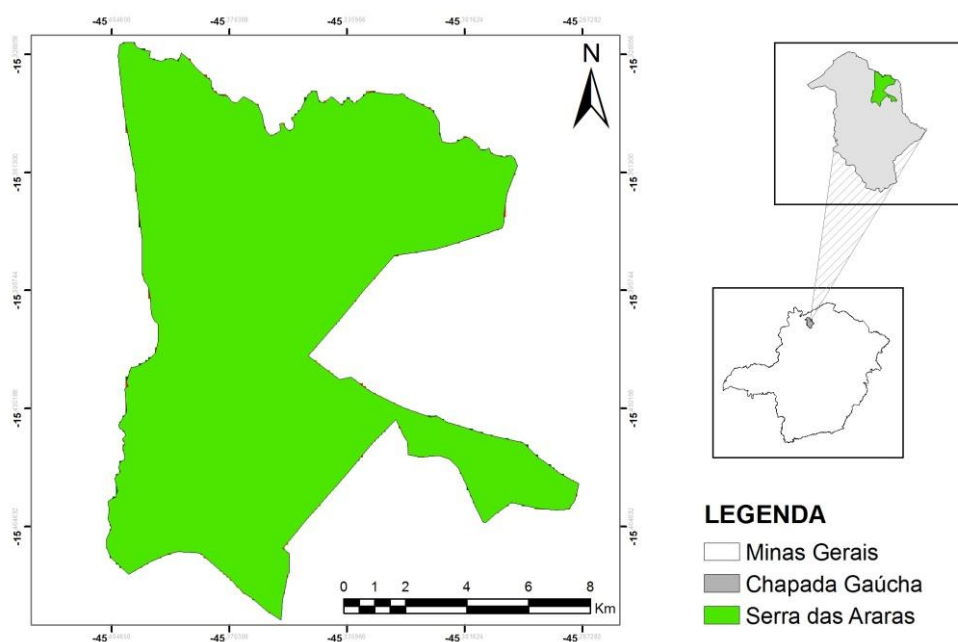


Figura 1. Área de estudo, o Parque Estadual da Serra das Araras.
Figure 1. The study area, the Serra das Araras State Park.

Geração do mapa de risco

Os fatores de risco foram os mesmos utilizados por Nicolete e Zimback (2013), sendo eles: uso e cobertura do solo, proximidade com estradas, declividade e altimetria. As classes internas a cada fator foram padronizadas para uma escala comum de 0 a 25 pontos de acordo com o risco que oferecem para o início e propagação do fogo, sendo 0 (zero) para risco nulo, 5 (cinco) para risco baixo, 10 (dez) para risco moderado, 15 (quinze) para risco alto, 20 (vinte) para risco muito alto e 25 (vinte e cinco) para risco extremo.

Uso e cobertura do Solo

O conhecimento sobre o uso do solo tem grande relevância na determinação do risco de ocorrência de incêndios, onde cada tipo de vegetação terá uma propensão maior ou menor aos incêndios, devido principalmente aos seus aspectos ecofisiológicos e de material combustível. Além disso, o uso do solo também contribui para a determinação das atividades econômicas que têm potencial para o aumento do risco (NICOLETE e ZIMBACK, 2013).

O mapa de uso e cobertura do solo foi obtido no Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais (ZEE-MG) através do Mapeamento da Cobertura Vegetal (2009). O mapa foi convertido para o formato *raster* e em seguida foram atribuídos valores (pontuação) aos pixels de cada classe de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1. Classificação de risco do fator uso e cobertura do solo.

Table 1. Danger classification for use and land cover class.

Uso e Cobertura do Solo		
Fisionomia	Combustibilidade da Vegetação	Pontuação
Cerrado	Extrema	25
Campo Cerrado	Muito Alta	20
Campo	Alta	15
Floresta Semidecidual	Moderada	10
Vereda	Baixa	5
Água	Nulo	0
Outros	Nulo	0

Fonte: Adaptado de Nicolete e Zimback (2013)

Proximidade com Estradas

O acesso à determinada área por meio de estradas é indispensável a qualquer atividade. As áreas marginais às rodovias estão relacionadas ao alto risco de incêndios florestais porque, segundo Ferraz e Vettorazzi (1998) e Silva *et al.* (2004), são áreas sujeitas a incêndios de veículos, cargas e fogueiras produzidas por transeuntes. O mapa de proximidade de estradas foi obtido através do mapa de malha viária do Estado de Minas Gerais, onde conforme proposto por Ribeiro *et al.*, (2008) foi gerado uma região de amortecimento de cinquenta metros de distância das estradas. A área interna dessa região foi considerada com influência e a área externa sem influência (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação de risco do fator proximidade com estradas.

Table 2. Danger classification for road proximity class.

Proximidade com Estradas		
Distância	Descrição	Pontuação
Até 50 m	Com influencia	25
Acima de 50 m	Sem influencia	0

Fonte: Adaptado de Nicolete e Zimback (2013)

Declividade do Terreno

Segundo Ribeiro *et al.* (2012) a topografia da área exerce influência direta sobre o clima e sobre o tipo de vegetação que se estabelece nela. Isso ocorre em razão das condições de vento, umidade do ar e do material combustível que estão associados ao nível topográfico. Áreas mais declivosas são passíveis a maiores riscos de incêndios (PEZZOPANE *et al.*, 2001). O fogo se propaga com maior velocidade nos aclives do que nos declives e conforme o grau de inclinação aumenta a velocidade de propagação também aumenta. A partir de um modelo digital de elevação (MDE) da área, foi gerado um mapa de declividade da superfície. Posteriormente, foram definidas cinco classes de declividade atribuindo uma pontuação para cada uma delas (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação de risco das classes do fator declividade.

Table 3. Danger classification for land slope class.

Declividade		
Declividade	Fator de Propagação	Pontuação
0 a 15%	1,0	5
15 a 25%	1,05	10
25 a 35%	1,10	15
35 a 45%	1,15	20
45 a 50%	1,20	25

Fonte: Adaptado de Nicolete e Zimback (2013)

Altimetria

Baixas elevações têm a tendência de apresentar estações de risco de incêndios mais longas que altas elevações. Topos de montanha e fundos de vale apresentam diferentes condições para a ocorrência de incêndios florestais durante o dia. Devido às correntes de vento, à temperatura e umidade referente a cada um dos locais, os fundos de vale apresentam maior potencial de propagação de fogo durante o dia, já as áreas mais elevadas apresentam maior potencial noturno (SOAREZ; BATISTA, 2007; RIBEIRO *et al.*, 2008). O mapa de altimetria foi obtido a partir do modelo digital de elevação (MDE), que foi classificado de acordo com as classes de risco (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação de risco das classes do fator declividade.

Table 4. Risk rating of Class slope factor.

Altimetria		
Elevação	Descrição	Pontuação
0 a 600m	Extremo	25
600 a 900m	Muito Alto	20
900 a 1200m	Alto	15
1200 a 1500m	Médio	10
Acima de 1500m	Baixo	5

Fonte: Adaptado de Nicolete e Zimback (2013)

Definições para o peso dos mapas

Para adequação dos pesos para geração do mapa foi utilizado o método denominado Processo Analítico Hierárquico proposto por Saaty (1980). Neste método realiza-se uma comparação pareada entre os fatores para determinar a importância relativa de cada um, através de uma matriz quadrada. Assim, cada célula da matriz é preenchida com um valor de julgamento que expressa a importância relativa entre pares de fatores. Os valores são derivados de uma escala contínua de nove pontos (VETTORAZZI, 2006) (Figura 2). Por exemplo, se o analista concluir que o fator uso do solo é extremamente mais importante que o fator

altimetria, ele entraria com o valor 9 na matriz. No caso inverso, uso do solo seria extremamente menos importante que o fator altimetria, o analista entraria com o valor 1/9. Devido ao fato da matriz de comparação pareada apresentar múltiplos caminhos pelos quais a importância relativa dos critérios pode ser avaliada, é possível também determinar o grau de consistência atingido no desenvolvimento dos pesos. Saaty (1980) indicou o procedimento pelo qual um índice de consistência conhecida como Taxa de Consistência (TC), pode ser obtido. A TC indica a probabilidade dos valores da matriz terem sido gerados ao acaso. De acordo com o autor, a TC deve ser inferior a 0,10.

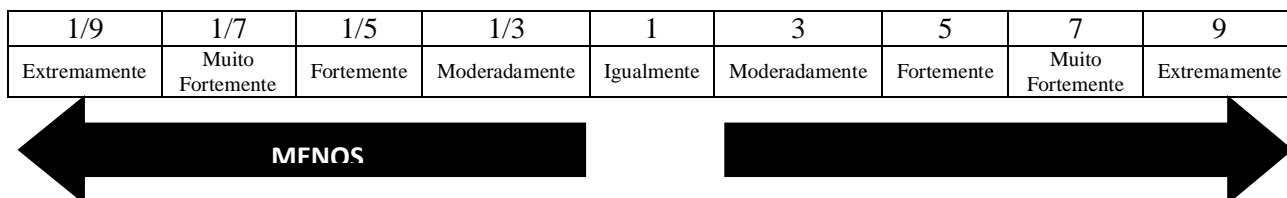


Figura 2. Escala de nove pontos usados na comparação entre fatores.

Figure 2. Nine-point scale factors used in the comparison.

Fonte: Satty, 1980

Avaliação Multicritério

O mapeamento de risco de incêndio realizado através do software *ArcGis 10.1*, contou com técnica de avaliação multicritério que utiliza o método de combinação linear ponderada (WLC) (VOOGD, 1983), onde o mapa de risco é gerado por meio da sobreposição dos fatores multiplicados pelos seus respectivos pesos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da matriz de comparação pareada (Tabela 5) obteve-se o peso para cada fator, dentre os quais o que recebeu o maior peso foi o fator uso do solo, seguido de declividade, altimetria e proximidade à estrada. A taxa de consistência ficou abaixo de 0,1 conforme é recomendado por Saaty (1980).

Tabela 5. Matriz de comparação pareada e peso dos fatores

Table 5. Pairwise comparison matrix and factors's weight

Fatores	Uso do Solo	Declividade	Altimetria	Proximidade com Estradas	Pesos
Uso do Solo	1	3	5	7	0,5579
Declividade	1/3	1	3	5	0,2633
Altimetria	1/5	1/3	1	3	0,1219
Proximidade com Estradas	1/7	1/5	1/3	1	0,0569
TC= 0,065					

Para facilitar a visualização dos resultados, o mapa foi classificado em 5 classes de risco de incêndio: extremo, muito alto, alto, moderado e baixo. Como forma de validar o resultado utilizou-se as informações de focos de calor ocorrido na área nos últimos 5 anos que foram obtidos na base de dados no projeto BD queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

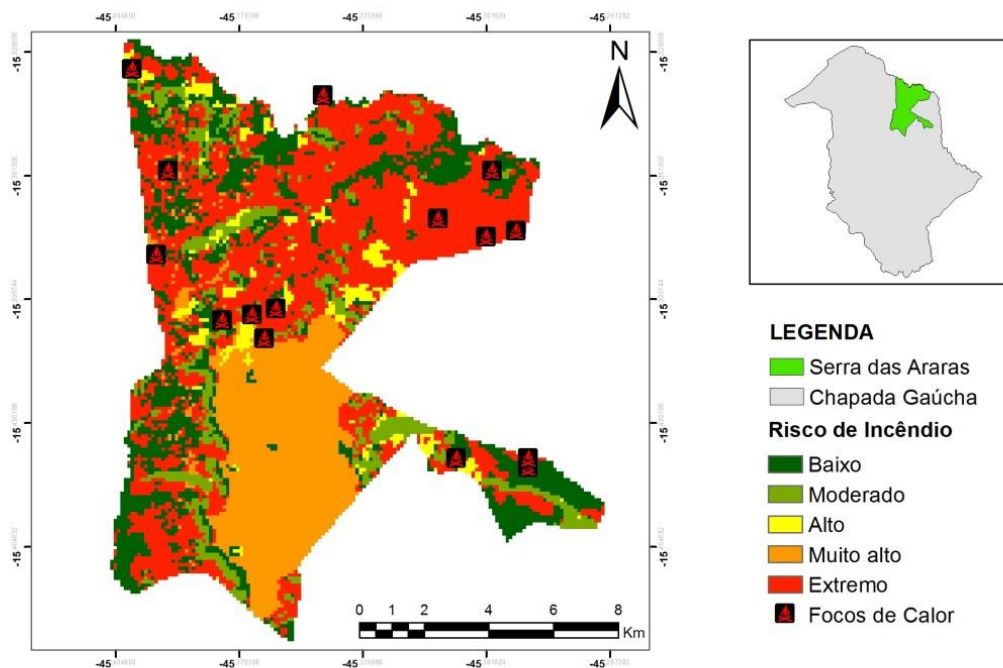


Figura 3. Mapa de risco de incêndio o Parque Estadual Serra das Araras.
 Figure 3. Fire danger map for the Serra das Araras State Park

A Tabela 6 apresenta os dados referentes às áreas de cada classe de risco, sendo que 44,2% da área total foi classificado como risco extremo, esse fato ocorreu devido a dois fatores: a) maior peso fator uso do solo; b) maior parte da área ter uso do solo relacionado com alto valor de combustibilidade (cerrado, campo cerrado e campo). A classe muito alto ocupou 20% da área total, apesar de possuir a mesma vegetação predominante da área estudo ela foi influenciada pelos fatores declividade e altimetria, tendo em vista que essa região é uma chapada com declividades mais amenos e altitudes elevadas. A distribuição dos focos de calor (FC) na área tiveram boa associação com as áreas de maior risco, sendo que 60% dos focos estão inseridos em áreas classificadas em risco extremo ou alto, que estas áreas estão realmente propícias a ocorrência de incêndios.

Tabela 6. Percentual de área e focos de calor em cada classe de risco.
 Table 6. Area and hot pixels percentage in each danger class.

Classes	Área (ha)	Área (%)	NºFC	NºFC (%)
Baixo	2996,1	22,3	5	33,3
Moderado	1239,4	9,2	1	6,7
Alto	582	4,3	2	13,3
Muito alto	2679,1	20,0	0	0,0
Extremo	5931,5	44,2	7	46,7
Total	13428,1	100	15	100

CONCLUSÃO

Avaliando os resultados do presente trabalho podemos concluir que a metodologia aplicada mostrou-se eficiente na geração de mapas de risco de incêndios, sendo uma boa ferramenta para o planejamento de ações para prevenção e combate de incêndios.

O parque estadual Serra das Araras, apresentou 68,5% de sua área contida nas classes de maior risco de

incêndios, porém o pequeno número de focos de calor na área dificultou uma validação mais acurada para o mapa de risco.

A classificação do uso do solo deve ser feita de forma mais refinada de modo a obter um mapa mais condizente com a realidade do local. Além disso, é possível a utilização de mais fatores que proporcionarão resultados ainda mais confiáveis.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam os seus sinceros agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, M.A.H. Uso de satélites para detecção de queimadas e para avaliação do risco de fogo. *Ação Ambiental*, v. 69, n. 12 p. 24-27, 2000.
- ESRI- Environmental Systems Research Institute, Inc: *ArcGis Professional: Gis for the desktop*, versão 10.1.CA. 2012.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas. *Scientia Forestalis*, v. 53, n. 1, p. 39-48, 1998.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Queimadas Monitoramento de Focos. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/>. Acesso em: 15 mai., 2014.
- NICOLETE, D.A.P.; ZIMBACK, C.R.L.; Zoneamento de risco de incêndios florestais para a fazenda experimental Edgardia – Botucatu (SP), através de sistemas de informações geográficas. *Agrogeoambiental* v. 5, n. 3, p. 57-59, 2013.
- PEZZOPANE, J.E.M. *et al.* Risco de incêndios em função da característica do clima, relevo e cobertura do solo. *Floresta e Ambiente*. v. 8, n. 1, p. 161, 2001.
- RIBEIRO, L. *et al.* Mapeamento do risco de incêndios florestais no município de novo mundo, Mato Grosso, Brasil. *Cerne*, Lavras, v. 18, n. 1, p. 117-126, 2012.
- RIBEIRO, Luciene *et al.* Zoneamento de riscos de incêndios florestais para a fazenda Experimental do Canguri, Pinhais (PR). *Revista Floresta*, v. 38, n. 3, p. 561-572, 2008.
- SAATY, T. The analytic hierarchy process. *McGraw-Hill*. v. 20, n. 6, p. 397-396, 1980.
- SHOW, S.B.; CLARKE, B. Elements of forest fire control. *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*, v. 13, n. 60 p. 18-19, 1953.
- SILVA, J.P. *et al.* Managing landscapes for the little bustard *Tetrax tetrax*: lessons from the study of winter habitat selection. *Biological Conservation* v. 5, n. 117 p. 18-19, 2004.
- SOARES, R.V.; BATISTA, A.C. Incêndios Florestais: Controle, Efeitos e Uso do Fogo. *Produção Independente*. v. 3, n. 6 p. 264, 2007.
- Voogd, H., 1983. Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning. *Pion*. v. 20, n. 5 p. 325-357, 2007.
- Zoneamento ecológico de Minas Gerais (ZEE-MG). Disponível em: <http://geosisemanet.meioambiente.mg.gov.br/zee/>. Acesso em: 15 mai., 2014.

ZONEAMENTO DE RISCO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS PARA O PARQUE NACIONAL DAS EMAS, BRASIL

FOREST FIRE RISK MAPPING FOR THE NATIONAL PARK EMAS, BRASIL

Cíntia Sekiya¹, Lorena Stolle¹, Alexandre Beutling¹

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, Campus de Chapadão do Sul, Rod. MS 306, Km 105, Caixa Postal: 112, 79560-000 - Chapadão do Sul, MS, Brasil, cintiasekiya@hotmail.com, a.beutling@ufms.br, lorena.stolle@ufms.br

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo elaborar um mapa de zoneamento de risco de incêndios florestais para o Parque Nacional das Emas, localizado na região centro-oeste do Brasil. O Parque situa-se no bioma Cerrado, com aproximadamente 132 mil ha de área preservada. O mapa foi elaborado em ambiente SIG (Sistemas de Informações Geográficas) por meio da aplicação de um modelo que combina coeficientes de risco de incêndios florestal, estes são representados pelos mapas de: densidade demográfica, distribuição do sistema viário, cobertura vegetal, declividade e exposição solar. Os resultados mostraram que, apenas 4,4% da área do parque apresentam risco baixo de incêndios florestais, enquanto que 83,5% da área são classificadas como de risco de moderado, sobretudo devido à presença da vegetação típica de Cerrado (risco extremo) em locais com declividade de até 15% (risco baixo). O mapa de zoneamento mostrou-se como um recurso para identificação das áreas prioritárias para a prevenção dos incêndios florestais no parque.

Palavras-chave: Cerrado, mapeamento, incêndios florestais, unidades de conservação.

ABSTRACT

The objective of this research was to develop a fire risk map for National Park Emas, Midwest of Brazil. The park is located in the Cerrado biome, with approximately 132,000 ha of preserved area. The map was executed in GIS (Geographical Information System) through the integrated analysis of: population density, roads, vegetation cover, slope and aspect. The results showed that only 4.4% of the park area presents low risk, while 83.5% of the area was classified as moderate risk, mainly due to the presence of typical Cerrado vegetation (extreme risk) in areas with slopes up to 15% (low risk). The fire risk map will help identify priority areas for the prevention of forest fires in the park.

Keywords: Cerrado, mapping, forest fires, conservation units.

INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais constituem uma das principais fontes de danos ao Cerrado, bioma tipicamente caracterizado pelo convívio histórico com o fogo e no qual a ocorrência das queimadas durante a época seca é bastante comum.

O zoneamento do risco de incêndios florestais (ZRIF) é o resultado do agrupamento de vários mapas de risco gerados com auxílio do SIG (Sistemas de Informações Geográficas) e constituem ferramentas de fundamental importância no planejamento de ações para a prevenção dos incêndios e definição das estratégias de combate, pois permitem uma visualização espacial do risco na área de estudo.

Quando se trabalha na elaboração de mapas de zoneamento de risco de incêndios, há a necessidade de se diferenciar “risco de incêndio” de “perigo de incêndio”. O perigo de incêndio está relacionado ao material combustível cujas características como tipo, arranjo, quantidade e localização formam uma condição especial de ameaça de ignição e que, em conjunto com as condições ambientais, determinam a vulnerabilidade ambiental. Por outro lado, risco de incêndio diz respeito à probabilidade do fogo iniciar devido à presença

e/ou atividade de agentes causadores – na maior parte das vezes relacionadas ao Homem (BROWN e DAVIS, 1973; MACEDO e SARDINHA, 1987). Desta forma, o risco de incêndio é determinado pela combinação dos fatores naturais e antrópicos no qual se constata que, se existir grande ameaça, mas pouca vulnerabilidade ambiental, o risco será baixo e o foco inicial não encontrará condições favoráveis de propagação. O mesmo irá ocorrer se houver grande vulnerabilidade e não existir agente de ameaça. No entanto, se houver vulnerabilidade e agentes de ameaça, o risco torna-se elevado (BATISTA *et al.*, 2002).

Os fatores ambientais que podem facilitar o início e a propagação do fogo estão relacionados principalmente com o material combustível, as condições climáticas, a topografia e o tipo de cobertura vegetal (BROWN e DAVIS, 1973). Em ambientes vulneráveis, diversos autores (CHUVIECO e CONGALTON, 1989; SALAS e CHUVIECO, 1994; FERRAZ e VETORAZZI, 1998) citam que as estradas e carreadores (sistema viário), por meio do seu raio de influência, representam uma condição de risco para o início de um incêndio devido à maior circulação de pessoas nestes locais, da mesma forma que a densidade demográfica de determinadas regiões também constitui fator de risco.

Para elaboração dos mapas de zoneamento de risco, diversos autores (OLIVEIRA, 2002; SALAS e CHUVIECO, 1994; FERRAZ e VETORAZZI, 1998; HENDRIX e COEN, 2001) propuseram modelos que combinam informações sobre a presença humana, topografia, condições climáticas, umidade do material combustível, cobertura vegetal, entre outros.

De maneira geral, os incêndios florestais ocorridos no Parque Nacional das Emas (PARNA das Emas) estão relacionados à presença do fator humano, ao clima que apresenta estação seca bem definida (inverno) e ao tipo de vegetação com alto potencial calorífico e de propagação do fogo. Historicamente, incêndios de origem antrópica foram os responsáveis por consumir 100% da área total do parque em mais de uma ocasião. Não raros, também, são os incêndios ocasionados por raios que, mesmo sendo de origem natural, foram responsáveis por queimar anualmente cerca de 19.000 ha entre 1995 e 2003 (FRANÇA *et al.*, 2007).

O objetivo deste trabalho foi elaborar um mapa representando o zoneamento de risco de incêndios florestais para o Parque Nacional das Emas, considerando algumas variáveis do ambiente e da presença humana.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Nacional (PARNA) das Emas, com aproximadamente 132.000 ha, localiza-se no bioma Cerrado no estado de Goiás, abrangendo os municípios de Mineiros, Chapadão do Céu e Serranópolis, além de uma pequena área do município de Costa Rica, Mato Grosso do Sul (Figura 1).

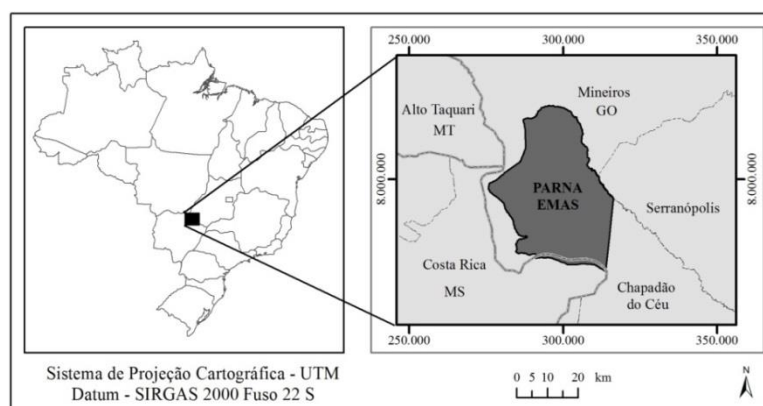


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Study area location.

A vegetação do bioma Cerrado apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres. Os fatores temporais (tempos geológicos e ecológicos) e espaciais (variações locais) são os

responsáveis pela ocorrência das formações florestais deste bioma (RIBEIRO e WALTER, 1998). Segundo o mapeamento de Ramos-Neto (2000), pode ser observado no Parque Nacional das Emas as fisionomias abertas de cerrado – campos limpos, campos sujos e campos cerrados, com o predomínio de uma espécie de gramínea, o capim-flecha (*Tristachya leiostachya*). Na porção sudoeste da reserva, há uma área de cerrado que permanece alagada durante quatro meses do ano, de janeiro a abril. O cerrado *sensu stricto* ocupa 13,8% da área (18.408 ha), sendo encontrado principalmente nas encostas da bacia do rio Jacuba.

Segundo a classificação de Köppen, a região enquadra-se no tipo AW, característico dos climas úmidos tropicais, com duas estações bem definidas: seca, no inverno, e úmida, no verão.

Variáveis consideradas para elaboração do zoneamento

O mapa de zoneamento de risco de incêndios florestais para o Parque Nacional das Emas foi obtido analisando-se as seguintes variáveis: densidade demográfica, distribuição do sistema viário, cobertura vegetal, declividade e orientação das encostas.

Para a análise de risco em relação à densidade demográfica foram levantados dados desta variável por município que apresentam área no Parque. Estes dados foram obtidos no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2014) e foram distribuídos de acordo com as classes de risco da Tabela 1, onde regiões com maior densidade demográfica são consideradas como sendo de maior risco. Para cada classe é atribuído um coeficiente que é utilizado na elaboração do mapa de risco.

Tabela 1. Classificação de risco de incêndios florestais segundo a densidade demográfica.

Table 1. Fire risk classification for population density.

Densidade demográfica (hab/km ²)	Risco	Coefficientes
Até 40	Baixo	1
40 – 60	Moderado	2
60 – 80	Alto	3
80 – 100	Muito alto	4
Acima de 100	Extremo	5

Fonte: Batista *et al.*, 2002

Para representar o mapa de densidade demográfica a área do Parque foi decomposta de acordo com os limites da divisão municipal: Mineiros, Chapadão do Céu, Serranópolis (Goiás) e Costa Rica (Mato Grosso do Sul).

O mapa de distribuição do sistema viário foi representado pelos raios de influência das estradas internas (30 m para cada lado) e externas (100 m), os quais determinam áreas sob risco. As demais áreas foram consideradas sem risco (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação de risco de incêndios florestais segundo a distribuição do sistema viário.

Table 2. Road system ranking.

Classes	Risco	Coefficientes
Sob influência	Sim	5
Sem influência	Não	0

Fonte: Tetto, *et al.*, 2012

A influência do tipo de cobertura vegetal em um modelo de risco da ocorrência de incêndios florestais está relacionada com a inflamabilidade do material combustível fornecido pela vegetação. O risco da ocorrência de incêndios florestais segundo a vegetação existente no Parque foi classificada de acordo com a Tabela 3, adaptada de Batista *et al.*, (2002).

Tabela 3. Classificação de risco de incêndios florestais segundo a cobertura vegetal.
 Table 3. Ranking of forest fire risk according vegetation type.

Classes	Risco	Coefficientes
Cerrado	Extremo	5
Cerrado <i>Sensu stricto</i>	Muito Alto	4
Mata ciliar/Várzea	Moderado	3

Fonte: Batista *et al.*, 2002

As estradas internas e externas ao Parque, assim como o mapa de cobertura vegetal foram digitalizados por meio da interpretação visual das imagens do satélite IRS-P6 (sensor LISS 3) disponibilizadas pelo INPE e do satélite LANDSAT – 8 (sensor OLI) disponíveis no site do USGS (*United States Geological Survey*). Nas imagens de satélite foram realizadas apenas a operação de correção geométrica antes de se efetuar à digitalização das estradas e de cobertura vegetal.

Os valores de risco segundo a declividade do terreno foram distribuídos em cinco classes de declividade (Tabela 4) e refletem a influência da declividade do terreno nas condições de pré aquecimento dos combustíveis e na taxa de propagação dos incêndios (BATISTA *et al.*, 2002).

Tabela 4. Classificação de risco de incêndios florestais segundo a declividade.
 Table 4. Slope ranking.

Declividade (%)	Risco	Coefficientes
Até 15	Baixo	1
16 – 15	Moderado	2
26 – 35	Alto	3
36 – 45	Muito Alto	4
≥ 46	Extremo	5

Fonte: Batista *et al.*, 2002

A variável orientação das encostas permite identificar as faces de exposição do terreno que recebem maior incidência de luz e, por sua vez, contribuem para a manutenção da umidade do material combustível. De acordo com Soares e Batista (2007), nas regiões localizadas ao sul do Equador, os raios solares incidem mais diretamente sobre as faces voltadas para o norte, seguida da oeste, leste e, por fim, sul. Assim, os ângulos de orientação das encostas foram divididos em cinco classes (Tabela 5).

Tabela 5. Classificação de risco de incêndios florestais segundo a orientação das encostas.
 Table 5. Aspect ranking.

Ângulo de Orientação	Exposição	Risco	Coefficientes
112,5° a 247,5°	SE / S / SW	Baixo	1
67,5° a 112,5°	E	Moderado	2
22,5° a 67,5°	NE	Alto	3
247,5° a 337,5°	NW / W	Muito Alto	4
337,5° a 22,5°	N	Extremo	5

Fonte: Batista *et al.*, 2002

Os mapas de declividade e de exposição solar foram elaborados a partir dos arquivos matriciais disponibilizados pelo projeto TOPODATA do INPE (VALERIANO e ROSSETTI, 2011). Foram utilizadas duas cenas (17S54 e 18S54) as quais foram mosaicadas, reclassificadas segundo os coeficientes das Tabelas 4 e 5 e, em seguida, recortadas de acordo com o limite do perímetro do Parque. O passo seguinte consistiu em converter os arquivos matriciais para arquivos vetoriais (polígono) para posterior operação de sobreposição com os mapas de densidade demográfica, sistema viário e cobertura vegetal, todos em formato vetorial.

Zoneamento de risco de incêndios florestais

O mapa de zoneamento de risco de incêndios florestais para o Parque Nacional das Emas foi obtido segundo a aplicação do modelo adaptado (1) de Ferraz e Vetorazzi (1998), no qual foi realizada a integração dos mapas de densidade demográfica, distribuição do sistema viário, cobertura vegetal, declividade e orientação das encostas. A escolha pelo modelo se deu pelo fato de que o mesmo atribuiu peso 4 para a variável cobertura vegetal, fato importante quando se leva em consideração que a unidade de conservação está inserida no bioma Cerrado.

$$2,5 \times DD + 2,5 \times SV + 4 \times CV + 3 \times D\% + 2 \times OE \quad (1)$$

Onde: DD - Coeficiente de risco devido à densidade demográfica; SV- Coeficiente de risco devido à distribuição do sistema viário; CV - Coeficiente de risco devido à cobertura vegetal; D% - Coeficiente de risco devido à declividade do terreno; OE - Coeficiente de risco devido à orientação das encostas.

Os valores resultantes da aplicação deste modelo na área de estudo variaram de 11,5 a 70, sendo estes divididos em cinco classes de risco (Tabela 6).

Tabela 6. Classificação de risco de incêndios florestais.

Table 6. Fire risk ranking.

Índice	Risco
11,5 – 23,2	Baixo
23,3 – 34,9	Moderado
35 – 46,6	Alto
46,7 – 58,3	Muito alto
58,4 – 70	Extremo

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis consideradas para elaboração do zoneamento

De acordo com a classificação de risco quanto à densidade demográfica dos municípios em que o Parque Nacional das Emas está inserido, todos os municípios apresentaram risco baixo, ou seja, até 40 habitantes por km². Nesta perspectiva, verificou-se que esta variável não permitiu identificar diferenças de risco de incêndios florestais no parque.

Em relação ao sistema viário, Emas possui em quase todo o seu perímetro estradas que determinam acesso às propriedades rurais vizinhas, estradas de acesso ao próprio Parque além das estradas internas. Assim, as áreas com influência humana, representadas pelo risco de influência das estradas, totalizaram 3.527,79 ha, correspondente a cerca de 2,7% da área total da unidade.

A cobertura vegetal existente no Parque foi classificada como sendo de risco extremo (73,8%) quando formada pelas fisionomias abertas do Cerrado, risco muito alto (14,8%) quando constituídas pela vegetação de Cerrado *sensu stricto* e risco moderado (11,3%), quando composta pelas áreas de Cerrado com mata ciliar ou várzea. Convém observar que as várzeas - vegetações com influência fluvial - apresentam uma peculiaridade em relação ao risco de incêndios florestais (TETTO *et al.*, 2012), que é a variação dos valores de risco devido a seu caráter sazonal.

Quanto à declividade (Tabela 7), o Parque Nacional das Emas está sobre o Planalto Setentrional da Bacia Sedimentar do Paraná (RADAMBRASIL,1983), caracterizado em suas porções elevadas por extensos chapadões, recobertos por latossolos e areias quartzosas. Assim, 93,7% da área foi classificada como sendo de risco baixo e apenas 0,1% risco extremo (109,0 ha).

Tabela 7. Classes de declividade encontradas no Parque Nacional de Emas.

Table 7. Slope ranking.

Declividade (%)	Risco	Coefficientes	Área (ha)	Área (%)
Até 15	Baixo	1	124.274,5	93,7
16 – 15	Moderado	2	6.955,7	5,2
26 – 35	Alto	3	995,1	0,8
36 – 45	Muito Alto	4	336,1	0,3
≥ 46	Extremo	5	109,0	0,1

Ao considerar a face de orientação das encostas, o Parque apresentou 37% de sua área (49.088,3 ha) como sendo de risco baixo de incêndios florestais. Por outro lado, 18.310,7 ha (13,8%) são áreas de risco extremo, estando localizadas especificamente no entorno da rede de drenagem.

Zoneamento de risco de incêndios florestais

Após a determinação dos valores de risco com base na aplicação do modelo (1), o Parque Nacional das Emas teve suas áreas classificadas conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Classificação de risco de incêndios florestais.

Table 8. Fire risk ranking.

Índice	Risco	Área (ha)	Área (%)
11,5 – 23,2	Baixo	5.804,0	4,4
23,3 – 34,9	Moderado	110.721,8	83,5
35 – 46,6	Alto	15.816,8	11,9
46,7 – 58,3	Muito alto	327,7	0,2
58,4 - 70	Extremo	0,0	0,0

De toda a área do Parque, apenas 4,4% foi classificada como de risco baixo. O restante, mais de 126 mil hectares, pertence às demais classes de risco. França *et al* (2007) apresentaram mapas de queimadas ocorridas durante vários anos no PARNA de Emas (Figura 2) e, ao se analisar o mapa de zoneamento de risco desenvolvido neste trabalho (Figura 3), compreende-se que os 11,9% das áreas de risco alto encontram-se distribuídos pela quase total extensão da unidade. Este fato, associado ao relevo praticamente plano, contribui para o grande potencial de propagação apresentado pelos incêndios deflagrados em Emas.

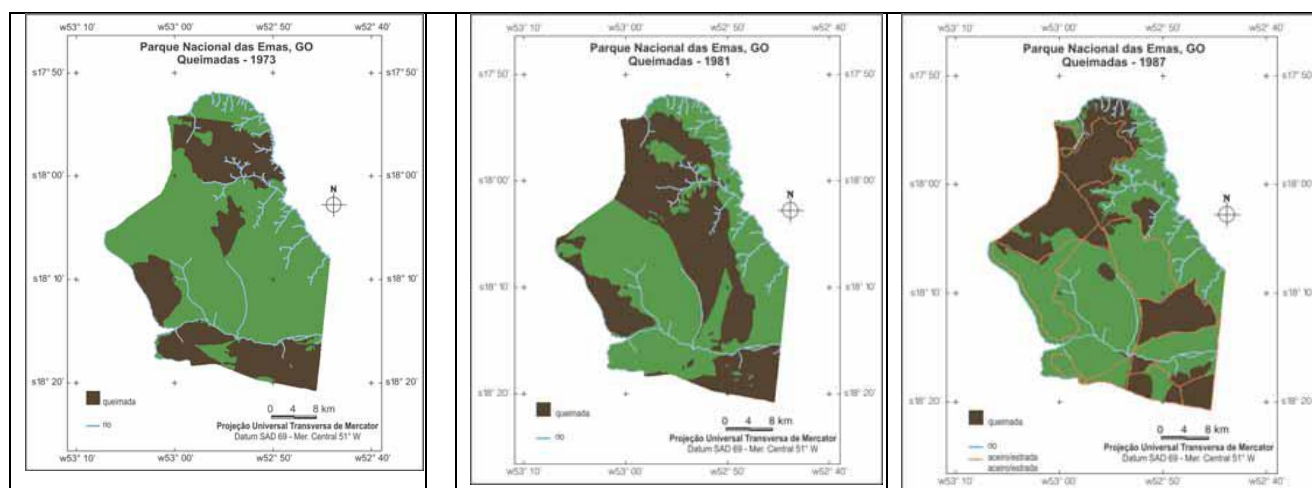


Figura 2. Queimadas ocorridas no PARNA de Emas (Fonte: França *et al* , 2007).

Figure 2. Forest fires occurred in the National Park Emas.

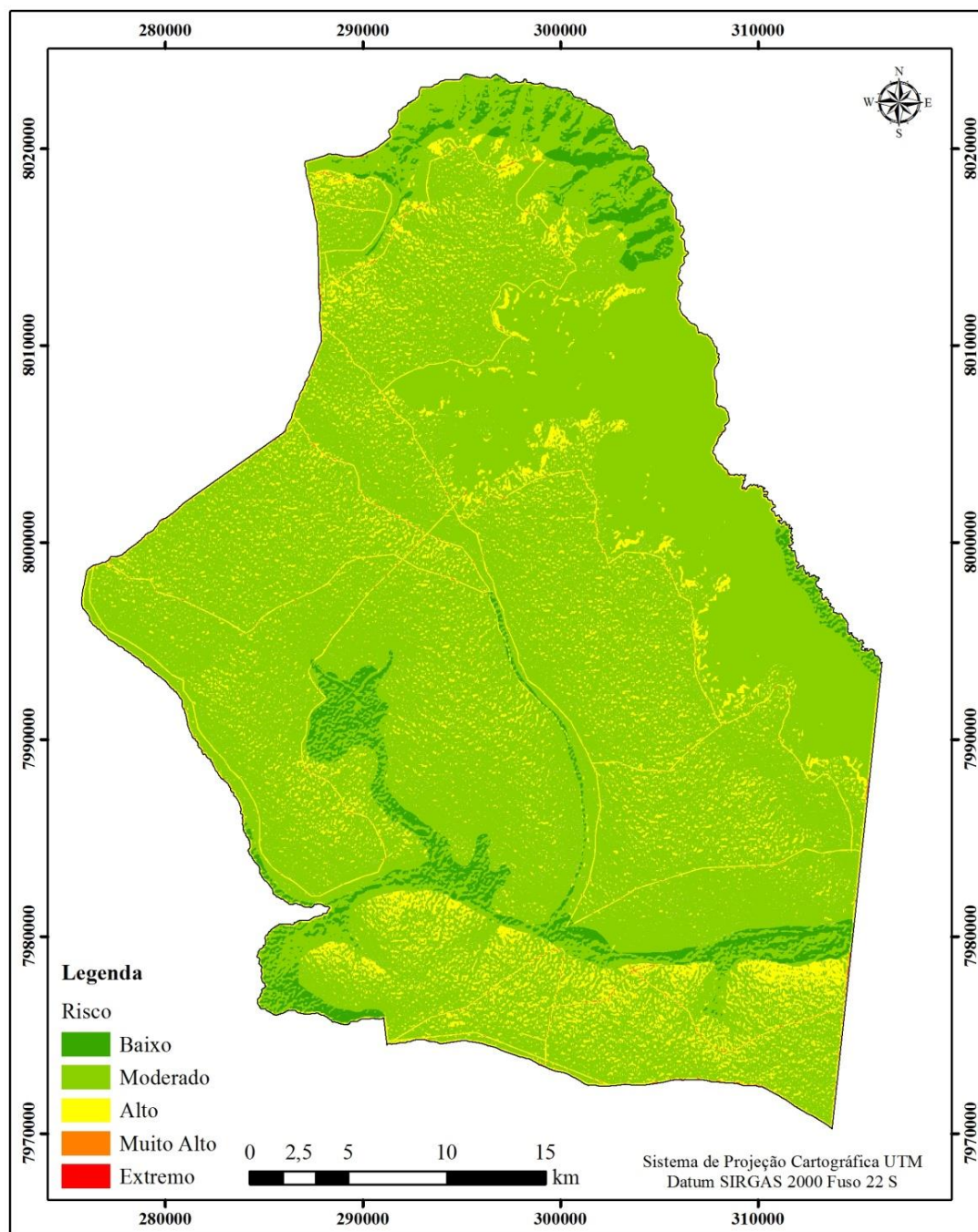


Figura 3. Zoneamento de risco de incêndios florestais no PARNA de Emas.
Figure 3. Forest fire risk map.

CONCLUSÕES

As áreas de risco alto apresentam-se distribuídas por toda a extensão do Parque e, mesmo não sendo contínuas, configuram importante fator para a propagação do fogo.

Com base nas variáveis consideradas para a geração do mapa de zoneamento, observa-se que a porção sul de Emas apresenta maior risco de ocorrência de incêndios florestais.

Ao analisar o mapa de zoneamento, verificou-se que apesar da maior parte do parque apresentar cobertura vegetal classificada como de risco extremo, a mesma se encontra sobre áreas com declividade de até 15%, resultando em áreas classificadas como de risco moderado devido à combinação destas variáveis no modelo utilizado.

REFERÊNCIAS

- BATISTA, A.C.; OLIVEIRA, D.S.; SOARES, R.V. *Zoneamento de risco de incêndios florestais para o Estado do Paraná*. Curitiba: FUPEF, 2002. 86 p.
- BROWN, A.A.; DAVIS, K. P. *Forest Fires: control and use*. 2. ed. New York: McGraw Hill Book, 1973. 686 p.
- CHUVIECO, E.; CONGALTON, R.G. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. *Remote sensing of environment*, v. 29, p. 147-59, 1989.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). *Scientia Forestalis*. n. 53, p. 39-48, 1998.
- FRANÇA, H.; RAMOS NETO, M.B.; SETZER, A. *O fogo no Parque Nacional das Emas*. Brasília: MMA, 2007. 140 p.
- HENDRIX, C.; COEN, J. New techniques seek to extinguish wildfire risks. *Imaging Notes*, p. 22-23, 2001.
- IBAMA. Plano de manejo do Parque Nacional das Emas. Brasília, 2004. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_emas.pdf>. Acesso em: 15 mai., 2014.
- IBGE. Densidade demográfica: consulta por unidade da Federação. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>> Acesso em: 06 mai., 2014.
- MACEDO, F.W.; SARDINHA, A.M. *Fogos florestais*. v. 2 Coimbra: Publicações Ciência e Vida, 1987. p. 89-111.
- OLIVEIRA, D.S. *Zoneamento de risco de incêndios em povoados florestais no norte de Santa Catarina*. Curitiba, 2002. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná.
- RADAMBRASIL. *Folha SE.22 Goiânia – Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. MME / Radambrasil, Rio de Janeiro, 1983, v. 31, 768 p. il., 6 mapas.
- RAMOS-NETO, M.B. *O Parque Nacional das Emas (GO) e o fogo: implicações para a conservação biológica*. São Paulo, 2000. 158 p. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA, 1998. p. 89-166.
- SALAS, J.; CHUVIECO, E. Geographic information systems for wildland fire risk mapping. *Wildfire, Washington*, v. 3, n. 2, p. 7-13, 1994.
- SOARES, R.V. Evolução do Perfil dos Incêndios Florestais no Brasil em dois períodos: 1983-1987 e 1994-1997. In: 2º SIMPÓSIO LATINO AMERICANO E 6º REUNIÃO TÉCNICA CONJUNTA IPEF/FUPEF/SIF DE CONTROLE DE INCÊNDIOS FLORESTAIS, 2001, Piracicaba. *Anais do 2º Simpósio Latino Americano e 6º Reunião Técnica Conjunta IPEF/FUPEF/SIF de Controle de Incêndios Florestais*, Piracicaba, 2001.
- SOARES, R.V.; BATISTA, A.C. *Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo*. Curitiba: 2007. 250 p.
- TETTO, A.F.; BATISTA, A.C.; SOARES, R.V. Zoneamento de risco de incêndios florestais para a Floresta Nacional de Irati, Estado do Paraná, Brasil. *Scientia Forestalis*, v. 40, n. 94, p. 259-265, 2012.
- VALERIANO, M.M.; ROSSETTI, D.F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. *Applied Geography (Sevenoaks)*, v. 32, p. 300-309, 2011.

PATROCINADORES

PLATINUM SPONSOR



GOLD SPONSOR



SILVER SPONSOR



EXPOSITOR

INSTITUCIONAL



MÍDIA



REFERÊNCIA



Instituto de Engenharia do Paraná – IEP
Rua Emiliano Pernetta, 174 Centro CEP 80.010-050 Curitiba – PR Brasil
Tel: (41) 3068-9859 Fax: (41) 3068-9866
E-mail: xisenqef@gmail.com; eventos@iep.org.br