

Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira

Cláudio Aparecido ALMEIDA¹, Dalton Morisson VALERIANO², Maria Isabel Sobral ESCADA³, Camilo Daleles RENNÓ⁴

RESUMO

A vegetação secundária tem funções relevantes para os ecossistemas, tais como a fixação de carbono atmosférico, a manutenção da biodiversidade, o estabelecimento da conectividade entre remanescentes florestais, manutenção dos regime hidrológico e a recuperação da fertilidade do solo. O objetivo deste trabalho é, através de uma abordagem amostral, estimar a área ocupada por vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira (AML) em 2006. A amostragem se baseia em uma abordagem estratificada pelo grau de desflorestamento das cenas LANDSAT-TM que recobrem a AML. Foram selecionadas 26 cenas para o ano de 2006, distribuídas em sete estratos conforme o percentual de desflorestamento, nas quais foram mapeadas as áreas de vegetação secundária a partir de técnicas de classificação de imagens. Foi desenvolvido um modelo multivariado de regressão para estimar a área de vegetação secundária utilizando como variáveis independentes a área de desflorestamento, a área de hidrografia, a estrutura agrária, e área das unidades de conservação. A análise de regressão encontrou um R^2 ajustado de 0,84, e coeficientes positivos para a proporção de hidrografia na imagem (2,055) e para a estrutura agrária (0,197), e coeficientes negativos para o grau de desflorestamento na imagem (-0,232) e para a proporção de Unidades de Conservação na imagem (-0,262). O modelo de regressão estimou uma área de 131.873 km² de vegetação secundária para o ano de 2006. Aplicando uma simulação Monte Carlo foi estimada uma incerteza de aproximadamente 12.445 km² para a área.

PALAVRAS-CHAVE: Vegetação Secundária, Sensoriamento Remoto, Modelos Estatísticos, Dinâmica de uso e cobertura da terra

Estimation of secondary vegetation area in the Brazilian Legal Amazon

ABSTRACT

Secondary vegetation has many relevant functions to the ecosystems such as atmospheric carbon fixation, maintenance of biodiversity, establishment of connectivity among forest remnants, maintenance of hydrological regime, and restoration of soil fertility. The objective of this work is to estimate the area occupied by secondary vegetation in the Brazilian Legal Amazon (BLA) for 2006 using a sampling scheme. The sampling is based on a stratified approach according to the degree of deforestation observed in the 229 TM-Landsat scenes that cover the BLA. Thus, 26 scenes were selected for 2006 and distributed into seven strata, according to their degree of deforestation, in which secondary vegetation areas were mapped. A regression model was constructed to estimate secondary vegetation area in the remaining images using deforestation area, hydrographic area, agrarian structure, and area of conservation units, as independent variables. The regression analysis found an adjusted R^2 of 0.84 and positive coefficients for the proportion of hydrography in the image (2.055) and for the agrarian structure (0.197), while negative coefficients for the degree of deforestation in the image (-0.232) as well as for the proportion of Conservation Unity (-0.262). Using the multivariate regression model, an area of 131,873 km² of secondary vegetation was estimated for the year of 2006. Applying a Monte Carlo simulation we estimated an uncertainty of approximately 12,445 km².

KEYWORDS: Secondary Vegetation, Remote Sensing, Statistical Models, Geoprocessing, Land use Dynamic.

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, E-mail: claudio@dsr.inpe.br

² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, E-mail: dalton@dsr.inpe.br

³ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, E-mail: isabel@dpi.inpe.br

⁴ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, E-mail: camilo@dpi.inpe.br

INTRODUÇÃO

Dos cerca de 5 milhões de km² da Amazônia Legal Brasileira (AML), mais de 4 milhões km² eram originalmente florestados. Desde 1988, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) tem medido as taxas anuais de desflorestamento através do Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES) (Câmara et al., 2006). Neste período as taxas de desflorestamento variaram entre 11.030 e 29.059 km²/ano. Em 2007, o desflorestamento acumulado atingiu mais de 690.000 km² (INPE, 2008), o que representa 16% da cobertura florestal original da AML.

Diversos estudos analisaram os efeitos do desmatamento na Amazônia (Nobre et al., 1991; Laurance, 1999; Laurance et al., 2004; Fearnside, 2005) indicando entre eles, a redução de fertilidade do solo, erosão, alterações nos regimes hidrológico local e global e emissão de gases de efeito estufa. Esses efeitos podem ser minimizados devido ao crescimento da vegetação secundária que se forma na área desflorestada. Essas áreas muitas vezes são utilizadas para atividades agropecuárias e quando perdem sua produtividade são abandonadas.

Brown e Lugo (1990) definem vegetação secundária como aquela formada a partir de distúrbios antrópicos na vegetação original. Nesse trabalho definimos como vegetação secundária, as áreas onde houve corte raso detectado pelo PRODES (INPE, 2008) e que após o abandono houve regeneração da vegetação.

A vegetação secundária pode prover diversos serviços ambientais como a remoção de carbono atmosférico, que contribui para atenuar a crescente emissão de gases de estufa para a atmosfera (Nobre & Nobre, 2002). A taxa de remoção de carbono pela acumulação de biomassa é influenciada por fatores como o tipo, intensidade e tempo de uso da terra (Fearnside, 1996). Moran et al. (1994) encontraram uma alta variabilidade espacial nas taxas de crescimento secundário na Amazônia, atribuindo tais variações à ocorrência ou não de queima completa na área convertida, viabilidade do banco de sementes, fertilidade sub-superficial dos solos e grau de inclinação do terreno.

Outra importante função da vegetação secundária é o estabelecimento da conectividade entre os remanescentes florestais podendo ter efeitos positivos para a manutenção da biodiversidade (STOUFFER et al., 2006).

A vegetação secundária também contribui com a recuperação da fertilidade do solo em agricultura itinerante (Martins, 2005). Juo e Mana (1996) e Szott et al. (1999) também discutem a importância da vegetação secundária para a ciclagem de nutrientes no processo de agricultura itinerante, permitindo a estabilidade do rendimento agrícola. Para entender a influência de indicadores sociais na formação de vegetação secundária Perz e Skole (2003)

analisaram dados municipais dos censos demográficos e agropecuários de 1980 e 1991 combinados com dados orbitais. De acordo com esse estudo o menor tempo de uso da terra e a forma tradicional de usá-la (agricultura itinerante) tendem a aumentar a área de vegetação secundária. Ondas migratórias e usos não tradicionais (pastagem) diminuem a área de ocorrência. D'antona et al. (2006) encontraram forte influência do tamanho da propriedade no processo de conversão da cobertura da terra, e conseqüentemente na formação de vegetação secundária. O estudo mostrou também que propriedades menores tendem a apresentar florestas secundárias com ciclos de vida mais curtos devido à menor disponibilidade de terras. Ciclos de menor duração impedem a formação de vegetação secundária intermediária ou avançada, mantendo a área em constante utilização agrícola.

Diversos autores mapearam em escala local a ocorrência de vegetação secundária e encontraram relações desta com os ambientes físico e sócio-econômico da região (Alves & Skole 1996; Nelson et al., 2000; Steininger, 2000; Roberts et al., 2002; Alves et al., 2003; Lu et al., 2003a; Espírito-Santo et al., 2005;). Estimativas do total de área de vegetação secundária na AML foram realizadas através de métodos amostrais, considerando quase sempre um pequeno número de amostras, ou por medidas com base em dados de sensoriamento remoto de baixa resolução. Neeff et al. (2006), criaram um modelo estatístico a partir de relações empíricas verificadas entre a ocorrência de vegetação secundária e a fração de floresta remanescente, inferindo para a AML em 2002, uma área total de floresta secundária de 161.000 km² com uma incerteza estimada de 8%. Esse estudo foi realizado a partir de estudos de caso realizados em sete áreas na Amazônia localizadas nos estados do Amazonas, Pará, Mato Grosso e Rondônia. Carreiras et al. (2006), utilizaram imagens SPOT/Vegetation e estimaram em 140.000 km² a extensão da vegetação secundária na AML em 2000. Lucas et al. (2000) estimaram em 157.973 km² a área coberta por vegetação secundária em 1992 na AML com base em imagens NOAA/AVHRR, de baixa resolução espacial.

Estudos de caso contribuem com o entendimento e fornecem informações relevantes em escala local (Bernardes, 1998; Alves et al., 1999; Nelson et al., 2000; Steininger, 2000; Lu et al., 2003a; Espírito-Santo et al., 2005; Gehring et al., 2005), mas seus resultados não devem ser generalizados para a toda a AML.

Este estudo tem como objetivo estimar a área de ocorrência da vegetação secundária a partir de um modelo preditivo de regressão multilinear nas áreas desflorestadas para o ano de 2006, considerando a macro-escala da AML. As estimativas se baseiam em um desenho amostral estratificado, cujo critério utilizado para estratificação é o grau de desflorestamento das imagens LANDSAT-TM. Os resultados desse trabalho

fornecem subsídios para os estudos de balanço de carbono em escala regional e global e contribuem para o entendimento dos principais fatores que influenciam a variabilidade espacial da ocorrência da vegetação secundária.

ÁREA DE ESTUDO

A Amazônia Legal compreende os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins e parte do estado do Maranhão, correspondendo a uma área de aproximadamente 5 milhões de km². Desse total, o projeto PRODES identifica como área com fisionomia florestal cerca de 4 milhões de km². O clima é do tipo equatorial, quente e úmido, com a temperatura variando pouco durante o ano, em torno de 26°C.

Até a década de 60, a ocupação humana trouxe poucas modificações para o domínio da floresta amazônica, com exceção da redução da população indígena. A partir dos anos 70, a ocupação da Amazônia tornou-se prioridade nacional e governo federal passou a subsidiar a ocupação de terras para expansão pioneira. Dada a imensidão deste território, as políticas de ocupação procuraram combinar os empreendimentos de exploração econômica com estratégias geopolíticas (Costa, 1997). Foi neste período que alterações ambientais mais significativas começaram a ocorrer na região Amazônica, se estendendo até os dias atuais.

MATERIAIS

Nesta seção são apresentados os dados utilizados nas estimativas da vegetação secundária. Este trabalho se baseia no uso dos dados anuais do desflorestamento na AML produzidos pelo INPE, que são organizados e distribuídos pelas órbita/ponto do satélite LANDSAT/TM. Assim, a grade de imagens Landsat/TM foi adotada como referência para a amostragem e a órbita/ponto como unidade amostral.

Foram utilizados dados de diferentes fontes, para a construção das variáveis do modelo, como mapas de desmatamento de 2006 (INPE, 2008), imagens Landsat/TM de 2006, mapa de ecorregiões (IBAMA, 2006), mapa de estrutura agrária (IBGE, 2007), mapa de hidrografia (INPE, 2006) e de Unidades de Conservação (IBAMA, 2008). Esses dados são descritos a seguir.

DADOS DO PRODES

A série histórica do PRODES disponibilizada pelo INPE contém como classes temáticas a área ocupada por florestas, áreas ocupadas por hidrografia, áreas do tipo Não Floresta (ou seja ocupadas por formações não florestais) e as áreas já desflorestadas separadas em desflorestamento acumulado até o ano de 1997, o desflorestamento no intervalo de 1997 a 2000 e o desflorestamento anual de 2000 a 2008. Estes dados estão

disponíveis na internet na página do PRODES (INPE, 2008) em arquivos digitais. Nesse estudo foram utilizados os dados de desflorestamento de 2006.

IMAGENS LANDSAT-TM

Para a identificação e mapeamento da vegetação secundária foram utilizadas as imagens LANDSAT-TM, estratificadas a partir do grau de desflorestamento observado em 2006 (área desflorestada/área original de floresta). Na Figura 1 encontram-se representadas as 229 cenas LANDSAT-TM que recobrem a AML, e seus respectivos graus de desflorestamento. As imagens utilizadas neste estudo estão marcadas com um círculo.

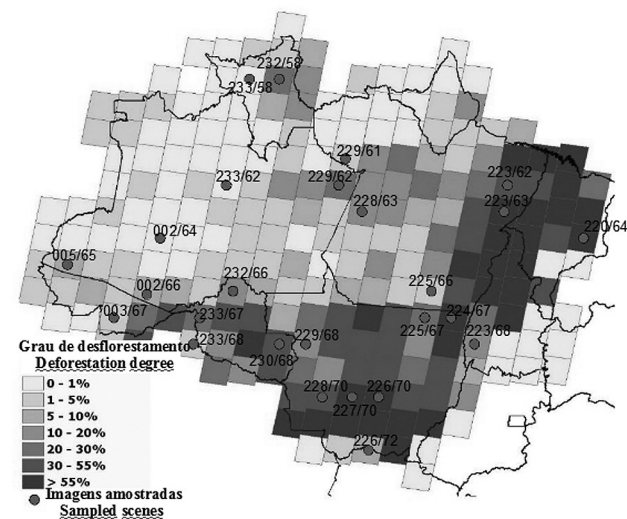


Figura 1 - Grau de desflorestamento das cenas da AML e cenas amostradas

MAPA DE ECORREGIÕES

De acordo com alguns estudos encontrados na literatura (Odum, 1969; Moran et al., 2000; Nelson et al., 2000; Roberts et al., 2002; Neeff et al., 2006) fatores ambientais locais influenciam a formação de vegetação secundária. Assim, para representar as características do meio físico foi adotado nesse trabalho mapas de ecorregiões. As ecorregiões, segundo Loveland e Merchant (2004), agrupam os vários ambientes ecológicos amazônicos que exibem relativa homogeneidade dos ecossistemas. As ecorregiões buscam sintetizar as principais características bióticas e abióticas locais. Para o Bioma Amazônia, Olson et al. (2001) mapearam 48 ecorregiões, esse mapeamento foi utilizado neste trabalho e encontra-se disponível na página do IBAMA (2006). Para permitir uma análise quantitativa as ecorregiões foram agrupadas em duas classes: florestadas e não-florestadas.

MAPA DE ESTRUTURA AGRÁRIA DA AMAZÔNIA LEGAL BRASILEIRA

O grande extensão da AML faz com que esta região seja um mosaico de muitos ambientes, não só físicos, mas também histórico-culturais e sócio-econômicos (Hurienne, 2005). Assim, buscando representar a diversidade de formas de uso da terra e os agentes associados a esses usos, foi utilizado o mapa de estrutura agrária da Amazônia Legal (IBGE, 2007). Neste estudo os dados foram agrupados segundo a concentração fundiária em três classes: baixa, média e alta concentração fundiária.

DADOS DE HIDROGRAFIA

Miguez et al.(2007) descrevem a atividade agrícola como uma das principais atividades econômicas e forma de subsistência das famílias ribeirinhas da Amazônia, dentro de um sistema fortemente apoiado na agricultura itinerante, e que favorece a formação de vegetação secundária.

Para que fosse possível avaliar esta influência foi criado um índice que mostra quanto da área das cenas amostradas para o estudo, são ocupadas por corpos d'água. Este índice foi criado a partir da divisão da área classificada como hidrografia no mapeamento do PRODES pela área total da cena, denominado Índice de Hidrografia da Cena (IH).

DADOS DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A literatura mostra a importância do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) na conservação de recursos naturais e da biodiversidade (Ferreira et al., 2005; Teixeira, 2005). Estas unidades de conservação, além de restringir o uso da terra nas áreas onde são estabelecidas, podem influenciar no processo de formação de vegetação secundária. A criação de Unidades de Conservação pode trazer um impacto imediato em seu entorno, diminuindo o estoque de terras disponíveis para as atividades agropecuárias que, desta maneira, passam a sofrer maior pressão. Assim, foi criado um índice que expressa o quanto da área total da cena é ocupada por Unidade de Conservação, nos níveis estadual e federal, além das terras indígenas. Este índice, denominado de Índice de Unidade de Conservação (IUC), é formado pela razão entre a área total ocupada por Unidades de Conservação (UC's), dividido pela área total da cena. Os dados de Unidade de Conservação foram fornecidos pelo Centro de Sensoriamento Remoto do IBAMA (IBAMA, 2008).

MÉTODOS

A metodologia adotada para estimar vegetação secundária na AML baseou-se na geração de um conjunto amostral estratificado de mapas de vegetação secundária nas áreas desflorestadas em 2006 da AML, apontadas pelo Prodes.

Para a geração desses mapas foram utilizadas imagens TM/Landsat e técnicas de processamento imagens. Um modelo estatístico multilinear foi construído considerando como variável dependente a área de vegetação secundária das cenas. As variáveis independentes foram obtidas a partir de dados de Unidades de Conservação, hidrografia, ecorregiões, concentração fundiária e desflorestamento.

Os procedimentos podem ser agrupados em quatro etapas principais: 1) Amostragem e seleção de cenas Landsat/TM; 2) Mapeamento da vegetação secundária nas cenas amostradas; 3) Construção de indicadores como variáveis para o modelo e; 4) Construção de modelo multilinear para estimativa de vegetação secundária. Essas etapas são detalhadas nas seções seguintes.

ESTRATIFICAÇÃO DAS CENAS LANDSAT-TM

Para o recobrimento completo da região da AML pelo satélite Landsat/TM são necessárias 229 cenas LANDSAT-TM. Essas cenas foram agrupadas em sete estratos, em função da proporção de desflorestamento, seguindo o critério adotado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT, 2004). Essa proporção é denominada Índice de Desflorestamento (ID) e foi utilizada para agrupar as cenas nos seguintes estratos: de 0 a 1%, de 1 a 5%, de 5 a 10%, de 10 a 20%, de 20 a 30%, de 30 a 55% e acima de 55% de desflorestamento.

Foram consideradas como áreas desflorestadas aquelas que eram originalmente cobertas por alguma formação vegetal de fisionomia florestal e que foram suprimidas em algum momento. Neste projeto, foi considerada como área originalmente do tipo florestal, o somatório das áreas apontadas pelo PRODES como pertencentes à classe temática floresta e as áreas apontadas pelo PRODES como desflorestadas.

Para estimar o Índice de Desflorestamento, foram analisados os dados publicados pelo PRODES para o ano de 2006, calculando a razão entre a área desflorestada pela área original de floresta de cada cena, conforme na Equação (4.1) a seguir:

$$ID=AD/AFO \quad (4.1)$$

Onde ID é o Índice de desflorestamento, AD é a área desflorestada e AFO é a área de floresta original da cena, segundo o levantamento do PRODES de 2006.

AMOSTRAGEM DAS CENAS

O tamanho de amostra (n_0) foi calculado com base em Cochran (1977) conforme a Equação (4.2):

$$n_0 = (t_{\alpha/2})^2 (CV\%)^2 / (D\%)^2 \quad (4.2)$$

Onde D% é a semi-amplitude do intervalo de confiança que neste estudo foi definido em 5%; $t_{\alpha/2}$ é o valor de t de

Student para o nível de confiança da inferência (95%) e; CV% é o coeficiente de variação

O resultado final de n_0 foi calculado em km². Foram utilizadas as cenas LANDSAT-TM como unidade amostral, que têm uma área média de pouco mais de 21.000 km². Considerando este valor, supôs-se que cada 21.000 km² seria considerado como uma nova cena a ser mapeada. Não foram trabalhadas frações de imagens, toda fração foi arredondada para o próximo valor inteiro.

Antes de efetuar o sorteio aleatório que definiu quais cenas seriam utilizadas no presente estudo, foram excluídas as cenas que tinham menos de 2.000 km² de floresta original, e também as com menos de 100 km² desflorestados em 2006. A exclusão teve por objetivo evitar a utilização de cenas com área original de floresta muito pequena e/ou muito pouco desflorestadas.

MAPEAMENTO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA NAS CENAS AMOSTRADAS

CONSTRUÇÃO DO BANCO DE DADOS

Um banco de dados geográfico foi montado contendo os mosaicos de imagens Landsat/TM ortorretificadas Geocover (NASA, 2008) e os dados temáticos utilizados para caracterização de cada uma das cenas amostradas. O Geocover foi avaliado por Albuquerque e Medeiros (2004), que encontraram uma qualidade planimétrica compatível com as especificações para a escala de 1:100.000.

As cenas selecionadas foram georreferenciadas para que os dados que seriam incorporados ao banco tivessem um posicionamento que permitisse a superposição das imagens de diferentes datas e também em relação aos dados temáticos. A base de referência utilizada no projeto PRODES é o mosaico ortorretificado de imagens LANDSAT TM-5 (NASA, 2008).

MAPEAMENTO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

Durante esta fase foram realizados os procedimentos de classificação de imagens para a geração dos mapas de vegetação secundária. A técnica utilizada para o mapeamento da vegetação secundária foi um modelo linear de mistura espectral para a geração de imagens fração. De acordo com Shimabukuro e Smith (1991) a resposta de cada pixel é uma combinação linear da resposta espectral dos componentes Solo, Sombra e Vegetação existentes na superfície terrestre. O modelo linear de mistura espectral possibilita estimar a proporção desses componentes para cada pixel, produzindo imagens de cada um dos componentes puros. Esta técnica tem como principal vantagem, a redução da dimensionalidade dos dados e realce de alguns alvos de interesse, sendo útil principalmente em áreas extensas (Aguiar e Shimabukuro, 1999).

Visando minimizar o tempo de processamento das imagens e aumentar a eficácia no mapeamento da vegetação secundária,

as imagens fração geradas para cada uma das cenas amostradas, foram recortadas de acordo com o mapeamento do PRODES. Foram utilizadas máscaras de floresta do PRODES de forma que as imagens fração recortadas contivessem apenas para as áreas desflorestadas até 2006.

A classificação das imagens foi realizada a partir de operações de fatiamento a partir do valor do nível de cinza das imagens fração, que possibilitaram identificar e separar o conjunto de pixels onde havia vegetação secundária nas imagens recortadas da fração solo ou vegetação. Utilizando a composição colorida das bandas 3, 4 e 5 do LANDSAT-TM5 foram identificadas, por meio de interpretação visual, as regiões que apresentavam vegetação secundária. Os intervalos para o fatiamento foram definidos a partir de valores de nível de cinza que correspondiam a essa cobertura vegetal. Conforme pode ser encontrado em Shimabukuro e Smith (1991); Hall et al., (1995); Bernardes (1998); Roberts et al. (2002); Lu et al. (2003b, 2004a, 2004b); as áreas ocupadas por formações florestadas (ainda que em regeneração inicial) apresentam valores de nível de cinza expressivamente maiores que as áreas desflorestadas na imagem fração vegetação e, valores menores na fração solo.

Para locais onde há agricultura, a fração sombra ajudou a dirimir as dúvidas visto que nestas áreas o valor do nível de cinza é maior para os locais com vegetação do tipo florestal do que para as áreas de agricultura, devido a uma maior heterogeneidade no dossel florestal, que causa um maior sombreamento.

As imagens classificadas resultante do fatiamento e contendo as áreas com vegetação secundária, foram avaliadas tendo por base a composição colorida R5 G4 B3, e, quando necessário, foram editadas, obtendo-se como resultado final, mapas de vegetação secundária relativos a cada cena.

AVALIAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO COM DADOS DE CAMPO

Através de visita ao campo em pontos previamente selecionados, foi possível verificar "in loco" a consistência do mapeamento realizado. A seleção dos locais a serem visitados buscou cobrir a maior área possível para avaliar o mapeamento sob diversas condições. Para avaliação do mapeamento com dados de campo foi utilizada uma matriz de confusão, onde foram registrados os índices de acertos e os falsos positivos, ou seja, áreas que foram classificadas como vegetação secundária, mas que pertenciam a outra classe de cobertura da terra. Devido a grande extensão da área, não foi possível avaliar o índice de falsos negativos, ou seja, áreas não classificadas como vegetação secundária mas que apresentavam essa cobertura vegetal.

O trabalho de campo foi realizado durante 46 dias por via terrestre a partir de um roteiro com pontos pré-estabelecidos no qual foram percorridos mais de 15.000 km. Foram

visitados 355 pontos mapeados como vegetação secundária. Nos pontos checados foi registrada a ocorrência de vegetação secundária, foi coletado um ponto com GPS e realizado registro fotográfico do local.

CONSTRUÇÃO DOS INDICADORES

Nessa sessão são apresentados os indicadores utilizados como variáveis no modelo de regressão multilinear. São também descritas as operações executadas para a construção dos indicadores e a justificativa para seu uso no modelo.

CÁLCULO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA MAPEADA (IVSM)

Após o mapeamento da vegetação secundária, foi calculado o Índice de Vegetação Secundária Mapeada (IVSM) de cada cena. Para chegar ao IVSM foi dividido o valor da área mapeada de vegetação secundária, pela área total desflorestada da mesma cena, obtendo-se assim um índice que mostra qual porcentagem da área desflorestada que estava coberta por vegetação secundária. Este índice foi usado como variável dependente.

ÍNDICE DE DESFLORESTAMENTO (ID/LID)

Este índice foi utilizado para verificar a influência do desmatamento na formação de vegetação secundária. De acordo com os resultados obtidos por Alves e Skole (1996) e Alves et al. (2003) em Rondônia, as áreas que apresentam maior área desflorestada apresentam também menores taxas de formação de vegetação secundária. O índice de desflorestamento (ID) de cada uma das cenas foi estimado através da divisão do valor da área desflorestada de cada cena pela sua área total, como indicado na equação 4.1. Ao avaliar a correlação do índice de desflorestamento (ID) com o índice de vegetação secundária mapeada (IVSM) observou-se que esta poderia ser melhorada com a aplicação de uma transformação logarítmica na variável ID, obtendo-se o Logaritmo do Índice de Desflorestamento (LID), que apresentou uma correlação mais significativa com o IVSM.

ÍNDICE DE HIDROGRAFIA DA CENA

O índice de hidrografia (IH) é um indicador que busca representar as áreas de ocupação ribeirinha, onde predominam as formas mais tradicionais de uso da terra como a agricultura itinerante (Perz e Skole; 2003) e, tende a apresentar maior extensão de vegetação secundária devido ao abandono de áreas para a recuperação da fertilidade do solo.

Nos mapas do PRODES, além das áreas desflorestadas nos respectivos anos, dados de hidrografia são mapeados a partir das cenas LANDSAT-TM5. Utilizando este mapeamento de hidrografia foi criado o Índice de Hidrografia da cena (IH) dividindo-se o valor total da área ocupada por hidrografia, pelo valor total da área dessa mesma cena. O IH mostra o quanto

da área total da cena em estudo é ocupada por corpos de água (Rios, lagos, reservatórios e áreas inundadas).

ÍNDICE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DA CENA (IUC)

As Unidades de Conservação podem influenciar no processo de formação de vegetação secundária, diminuindo o estoque de terras disponíveis para as atividades agropecuárias e exercendo maior pressão de uso, podendo levar a uma diminuição na formação dessa vegetação. O índice definido para representar essa variável foi obtido a partir dos dados contidos no mapa de unidades de conservação fornecido pelo IBAMA (IBAMA, 2008). Esse índice representa o quanto de área de conservação existe em cada uma das cenas avaliadas. Este índice foi criado através da divisão do valor do somatório das áreas de conservação (descontada a duplicidade de áreas entre unidades de conservação) pelo valor da área total da cena.

CÁLCULO DO ÍNDICE DE ECORREGIÃO FLORESTADA (IEF)

As ecorregiões propostas por Olsen (2001) foram utilizadas para representar o ambiente físico da AML. Foram sobrepostos os mapas temáticos de áreas desflorestadas apontadas pelo PRODES e os dados de Ecorregiões de maneira a obter-se os valores por cena para cada uma das classes de ecorregiões. Os resultados foram agrupados em áreas desflorestadas em ecorregiões do tipo florestal e áreas desflorestadas em ecorregiões do tipo não florestal. Em seguida, o valor das áreas desflorestadas e em ecorregiões do tipo florestal foi dividido pela área desflorestada total da cena, obtendo-se, assim, o IEF de cada cena.

CÁLCULO DO ÍNDICE DE BAIXA CONCENTRAÇÃO AGRÁRIA (IBCA)

Esse índice foi proposto para verificar a influência da estrutura agrária na formação de vegetação secundária. Segundo os estudos de D'antona et al. (2006) propriedades menores tendem a apresentar florestas secundárias com ciclos mais curtos devido à escassez de terra, mantendo a área em constante utilização agrícola e impedindo a formação de vegetação secundária intermediária ou avançada.

A variável foi obtida a partir do Mapa de Estrutura Agrária da AML (IBGE, 2007) e dos dados de desflorestamento do PRODES. Através de uma operação de tabulação cruzada, foram sobrepostos os mapas temáticos de áreas desflorestadas apontadas pelo PRODES e as áreas de baixa concentração agrária extraída do Mapa de Estrutura Agrária. Em seguida o valor das áreas desflorestadas e com baixa concentração agrária foi dividido pela área desflorestada total da cena obtendo-se, assim, o IBCA de cada cena.

CONSTRUÇÃO DO MODELO DE REGRESSÃO MULTILINEAR

A avaliação de alterações em uma variável dependente, a partir de outras variáveis independentes é conhecida por regressão linear múltipla (Spiegel, 1977).

Usando os valores calculados para a variável dependente IVSM e para as variáveis independentes IH, IEF, IBCA, LID e IUC, construiu-se um modelo de regressão que analisou a influência de cada um dos índices na formação de vegetação secundária a partir de uma equação preditiva capaz de estimar qual percentual da área desflorestada de cada cena estava ocupada por vegetação secundária no ano de 2006.

MODELO PARA ESTIMATIVA DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA.

O modelo geral de construção da equação de regressão linear está disposto na Equação adaptada de Neter e Wasserman (1974) conforme a Equação (4.3) seguir:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + E_i (i=1, \dots, n). \quad (4.3)$$

A partir da Equação do modelo construído, e utilizando os valores identificados para as variáveis independentes, foi calculada a estimativa da vegetação secundária para todas as cenas da Amazônia Legal, excetuando-se as cenas que apresentavam valor de desflorestamento igual a zero, onde não existe vegetação secundária.

TESTE DA ESTABILIDADE DO MODELO.

Para testar a estabilidade da composição do modelo, foi realizado um teste de validação cruzada, que consistiu em retirar individualmente cada uma das cenas e, com os valores dos índices das cenas restantes, construir novos modelos. Ao final, os valores encontrados para os coeficientes foram avaliados de maneira a diagnosticar se alguma das cenas apresentava influência muito forte na construção do modelo.

CÁLCULO DA INCERTEZA DA ESTIMATIVA.

A incerteza do modelo foi avaliada a partir da variância das predições de vegetação secundária. A estimativa da variância das predições foram calculadas a partir da Equação (4.4) adaptada de Neter e Wasserman (1974), para as 26 cenas que foram amostradas:

$$s^2 (\hat{Y}_h) = \text{MSE} (X'_h (X'X)^{-1} X_h) \quad (4.4)$$

Para as outras cenas que não entraram na amostragem, a estimativa da variância do valor estimado - $s^2 (\hat{Y}_h)$ - foi obtida pela seguinte Equação (4.5) (NETER; WASSERMAN, 1974):

$$s^2 (\hat{Y}_h) = \text{MSE} (1 + X'_h (X'X)^{-1} X_h) \quad (4.5)$$

Depois de efetuado o cálculo da estimativa de vegetação secundária para cada uma das cenas da AML e calculadas as suas respectivas variâncias, foi possível identificar o desvio padrão de cada uma das cenas. Assumindo a completa independência das predições, a estimativa da incerteza total foi obtida pelo somatório do desvio padrão de cada uma das estimativas.

A estimativa da incerteza total, como descrita anteriormente, pressupõem considerar todas as possibilidades, como por exemplo, que todas as estimativas sejam calculadas pelo menor

desvio padrão, ou, o contrário, que todas as estimativas sejam calculadas pelo maior valor do desvio padrão. Aceitando-se que as predições variam de forma normal, as estimativas dos desvios padrões devem estar próximas aos valores médios.

Outra maneira de estabelecer um intervalo de credibilidade é através do uso da ferramenta de simulação Monte Carlo, que consiste em conduzir experimentos múltiplas vezes para simular um sistema real, através da teoria das grandes amostras. Com a condução simulações de Monte Carlo em uma quantidade suficiente para se encontrar o ponto de equilíbrio da curva de respostas, pode-se calcular os valores estimados, e estimar um novo intervalo de credibilidade, composto do intervalo entre o menor e o maior valor estimado, para o somatório dos desvios padrões.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

AMOSTRAGEM

Das 229 cenas da AML, foram selecionadas 26 para o mapeamento de vegetação secundária, considerando o grau de desflorestamento e os sete estratos propostos. Este resultado está apresentado na Tabela 1.

MAPEAMENTO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

Os resultados para os índices analisados, obtidos a partir do mapeamento da vegetação secundária, encontram-se na Tabela 2. A tabela mostra para cada cena o índice de desflorestamento

Tabela.1 -Número de imagens selecionadas por grau de desflorestamento

Desflorestamento da cena	Número de cenas no estrato	Número de Amostras
0 a 1 %	71	3
1 a 5%	47	4
5 a 10%	17	3
10 a 20%	22	4
20 a 30%	16	4
30 a 55%	23	3
> 55%	33	5
Total		26

(ID), as áreas totais de vegetação secundária mapeada (VSM) em km² e o índice de vegetação secundária mapeada (IVSM). O IVSM normalizou a área de vegetação secundária mapeada em função da área total desflorestada em cada cena. O valor desse índice variou entre 0 e 1, onde 0 representa ausência de vegetação secundária na área desflorestada da cena, e 1 representa a regeneração de toda a área desflorestada.

A análise da Tabela 2 indica que a medida que o Índice de Desflorestamento (ID) aumenta, há uma queda no Índice de Vegetação Secundária Mapeada (IVSM). Esta observação

Tabela 2 – Área de vegetação secundária obtida a partir do mapeamento das cenas.

Cena	ID	VSM 2006	IVSM
23362	0,0044	95,55	0,8134
23358	0,0045	73,89	0,5479
00264	0,0052	120,46	0,8391
22566	0,0108	55,74	0,2129
00367	0,0192	221,20	0,3962
22961	0,0234	235,75	0,3723
23368	0,0416	106,72	0,4444
00565	0,0668	758,51	0,3895
00266	0,0735	539,25	0,2622
22672	0,0977	66,63	0,2763
22368	0,1321	49,27	0,1084
22863	0,1559	2068,09	0,4782
23266	0,1857	1451,36	0,2952
22968	0,1909	556,92	0,1217
22962	0,2022	2358,00	0,7258
23258	0,2229	931,87	0,2878
22567	0,2312	627,93	0,1138
23367	0,2768	1003,41	0,1959
23068	0,4049	1162,09	0,1128
22362	0,4572	3412,26	0,2660
22870	0,5286	514,37	0,1097
22467	0,5593	1910,09	0,1382
22363	0,5976	3454,68	0,2087
22064	0,6302	882,56	0,1728
22670	0,6481	269,78	0,0878
22770	0,6499	1194,09	0,1275

corroborar com os resultados obtidos por Alves et al. (2003), sugerindo que o aumento da área desflorestada leva à intensificação de uso da terra, diminuindo proporcionalmente a formação de vegetação secundária.

Importante notar que o IVSM apresenta alguns valores acima ou abaixo do esperado. Tais variações podem ser explicadas pela presença ou ausência de outras características nas cenas, como por exemplo, unidades de conservação, presença e tamanho de corpos d'água e tamanho das propriedades. A influência de cada uma destas características será apresentada pelo modelo de regressão multilinear.

VALIDAÇÃO DE CAMPO.

Na vistoria de campo foi verificada a ocorrência de vegetação secundária nas áreas mapeadas possibilitando registrar os acertos e erros em função da ocorrência ou ausência desta cobertura nos pontos indicados.

Os resultados da campanha de campo mostraram um alto grau de acerto (92,11%) da técnica de mapeamento. No total foram visitados 355 pontos, sendo que destes 28

(7,89%) foram considerados erros de classificação. Desse total, 4 pontos corresponderam às áreas de reflorestamento, 4 corresponderam às áreas de pastagem, 4 corresponderam às áreas de agricultura perene arbórea e em 16 pontos foram observadas diferenças quanto à área e/ou forma mapeada em comparação ao encontrado em campo. Esta comparação foi feita de forma estritamente visual. Os 327 pontos restantes (92,11%) foram considerados como acerto do mapeamento.

ESTIMATIVA DA ÁREA DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA.

Foram examinadas as relações entre o Índice de Vegetação Secundária Mapeada –IVSM (variável dependente) e as cinco variáveis independentes. A Tabela 3 mostra os valores encontrados para cada uma das variáveis em cada uma das 26 cenas analisadas neste estudo.

Para a escolha das variáveis que participariam do modelo de regressão multilinear foram utilizados os métodos de Forward Stepwise e Backward Stepwise com um P de 0,050. Em ambos os testes chegou-se ao mesmo conjunto de variáveis selecionadas. As variáveis selecionadas para a construção do

Tabela.3 – Valores das variáveis para cada uma das cenas

Cena	LID	IH	IUC	IEF	IBCA	IVSM
00264	-2,282	0,0124	0,4470	0,820	0,727	0,629
00266	-1,134	0,0055	0,4500	0,701	0,043	0,262
00367	-1,717	0,0002	0,7700	0,980	0,119	0,396
00565	-1,175	0,0008	0,4671	0,419	0,000	0,389
22064	-0,200	0,0041	0,0600	0,727	0,000	0,172
22362	-0,340	0,0028	0,0100	1,000	0,062	0,266
22363	-0,224	0,0054	0,0300	0,999	0,000	0,209
22368	-0,880	0,0133	0,4900	0,000	0,000	0,108
22467	-0,252	0,0002	0,0700	0,884	0,000	0,138
22566	-1,965	0,0113	0,9600	1,000	0,000	0,213
22567	-0,636	0,0106	0,5000	1,000	0,000	0,113
22670	-0,188	0,0085	0,2100	0,000	0,000	0,088
22672	-1,010	0,0056	0,0200	0,000	0,000	0,276
22770	-0,187	0,0003	0,0100	0,803	0,000	0,128
22863	-0,807	0,0255	0,5000	1,000	1,000	0,478
22870	-0,277	0,0001	0,3200	0,882	0,000	0,110
22961	-1,630	0,0332	0,6700	0,818	0,269	0,372
22962	-0,694	0,2232	0,1400	0,898	0,241	0,725
22968	-0,719	0,0002	0,6500	0,933	0,000	0,122
23068	-0,393	0,0005	0,3600	0,994	0,000	0,113
23258	-0,651	0,0089	0,1800	0,356	0,445	0,288
23266	-0,731	0,0380	0,5000	0,814	0,159	0,295
23358	-2,347	0,0047	0,8518	0,595	0,217	0,548
23362	-2,353	0,0448	0,5106	0,601	0,360	0,813
23367	-0,558	0,0104	0,3800	1,000	0,399	0,196
23368	-1,381	0,0203	0,8600	0,886	0,000	0,444

modelo foram o Logaritmo do Índice de Desflorestamento (LID), o Índice de Hidrografia da Cena (IH), o Índice de Baixa Concentração Agrária (IBCA) e o Índice de Unidade de Conservação da Cena (IUC). A variável Índice de Ecorregiões Florestadas (IEF) não apresentou relação significativa com a variável dependente IVSM. O modelo resultante da análise é apresentado na Tabela 4.

Com base na equação de regressão resultante foi estimado o IVSM para todas as cenas que recobrem a AML. O IVSM mostra o grau de formação de vegetação secundária nas

Tabela 4 – Parâmetros do modelo de regressão linear

Sumario				
R ²	R	R ² Aust.	Erro Médio	
0,869	0,932	0,844	0,079	
ANOVA				
Fonte	S.Q	G.L..	Quad. Médio	F
Regressão	0,879	4	0,220	34,806
Residuo	0,133	21	0,006	
Total	1,011	25		
Coeficientes de Regressão				
Fonte	Coeficiente	Erro Padrão	Valor P	
Intercept	0,102	0,030		
IBCA	0,197	0,068	0,248	
LID	-0,232	0,035	-0,813	
IH	2,055	0,377	0,444	
IUC	-0,219	0,082	-0,310	

áreas desflorestadas das cenas. Para traduzir este índice em valores estimados de área de vegetação secundária por cena foi preciso transformar este número relativo em número absoluto. Esta transformação foi feita através de uma inversão da proporção estimada, a partir dos dados de desflorestamento das cenas. Assim, multiplicando o IVSM pela área total desflorestada de uma cena específica, obteve-se o valor absoluto de vegetação secundária para a cena em questão. Replicando esta operação para todas as cenas da AML, chegou-se a estimativa de ocorrência de vegetação secundária para a AML.

Como resultado da estimativa de ocorrência de vegetação secundária chegou-se a um valor total estimado de 131.873 km² de vegetação secundária na AML para o ano de 2006. Das 229 cenas que recobrem a AML, não foi estimada a vegetação secundária em 16 cenas, ou por não apresentarem área de desflorestamento, ou por não apresentarem área de formação florestal. A Tabela 5 mostra o valor estimado de vegetação secundária totalizado pelos estratos da amostragem.

Com relação ao Índice de Baixa Concentração Agrária (IBCA), que expressa o quanto da área estudada está em posse de pequenos proprietários, encontrou-se uma relação positiva

Tabela 5 – Distribuição da estimativa de vegetação secundária por estrato

Estrato	Nº Cenas	Estimativa Estrato (Km ²)	% Veg. Sec. Estimada
0-1%	71	2448,14	1,86%
1-5%	47	10535,02	7,99%
5-10%	17	8313,77	6,30%
10-20%	22	19529,49	14,81%
20-30%	16	21735,16	16,48%
30-55%	23	29058,46	22,04%
> 55%	33	40253,24	30,52%
Total	213	131873,29	100,00%

com o IVSM. Desta maneira, conclui-se que em áreas onde há uma maior presença de pequenos produtores rurais há uma maior ocorrência de vegetação secundária.

Este resultado difere dos encontrados por D'Antona et al. (2006), que observou que pequenos proprietários mantinham parcelas maiores de suas propriedades em uso, com menores ciclos de recuperação da fertilidade do solo devido à escassez de terra. Os autores deste estudo alertam, porém, para a impossibilidade de extrapolar estes dados para regiões onde a pecuária é mais comum. Os resultados obtidos neste trabalho estão de acordo com os obtidos por Perz e Skole (2003) que sustentam que a agricultura tradicional desenvolvida pelos pequenos proprietários influi positivamente na formação de vegetação secundária.

O Logaritmo do Índice de Desflorestamento apresentou relação negativa com o Índice de Vegetação Secundária Mapeada (IVSM). Para entender espacialmente como o LID e o IVSM se relacionam foram criadas figuras que mostram o IVSM na AML e foi feita uma transformação deste índice em números absolutos para conhecer a real distribuição da vegetação secundária em km², ao longo da AML.

As Figuras 2 e 3 mostram respectivamente a distribuição da estimativa do IVSM e a distribuição da estimativa de vegetação secundária em todas as cenas da AML. Essas representações foram obtidas através da criação de uma superfície com modelo numérico de terreno do SPRING, e a imagem visualizada é uma representação desta grade regular, tendo como valor z a estimativa do Índice de Vegetação Secundária Mapeada (IVSM) e a estimativa de ocorrência de vegetação secundária em km², respectivamente. Nestas imagens o nível de cinza 0 foi associado ao menor valor de z e o nível de cinza 255 foi associado ao maior valor de z. Assim, na Figura 2, valores mais claros significam maiores IVSM e na Figura 3

valores mais claros significam maiores estimativa em km² de vegetação secundária

A Figura 2 mostra a distribuição do IVSM estimado, que é maior nas regiões pouco desflorestadas, como o noroeste



Figura 2 – Distribuição do IVSM na AML

do Amazonas. As áreas com maior desflorestamento como a região denominada “arco do desflorestamento”, que abrange o Maranhão, leste do Pará, norte do Mato Grosso, Rondônia e leste do Acre, apresentaram valores baixos de IVSM. Esse resultado é consistente com aqueles encontrados na literatura (Alves e Skole 1996; Alvez, 2003; Alves, 2007;) em escala local, evidenciando que a medida que a ocupação de uma região se consolida e que o desmatamento e o uso da terra se intensificam, o abandono da terra e a conseqüente formação de vegetação secundária diminuem. As regiões que apresentam menor proporção de vegetação secundária são aquelas que apresentam cadeias produtivas como as da pecuária (Escada et al., 2005; Piketty et al., 2005; Américo et al., 2008) e de grãos (Mueller e Bustamente, 2002), melhor estruturadas que as demais.

A Figura 3 apresenta a distribuição espacial da vegetação secundária em termos de sua área (em km²) na AML. Nesta figura é possível observar que uma grande área de ocorrência da vegetação secundária se dá na região do “arco do desflorestamento”, embora a proporção da vegetação secundária em relação a área desflorestada seja menor, como observado na figura 2. Isso se dá devido à maior extensão de área desflorestadas nessa região. Outra região que apresenta grande área de ocorrência de vegetação secundária é a calha do médio e baixo Amazonas. Esse padrão pode ser explicado devido ao tipo de ocupação da região por uma população ribeirinha, praticante de uma agricultura de subsistência e itinerante, que tem influência positiva na ocorrência de vegetação secundária (Perz e Skole, 2003; Martins, 2005).



Figura 3 - Distribuição da estimativa de vegetação secundária na AML em km²

CÁLCULO DA INCERTEZA DA ESTIMATIVA DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

Conforme discutido no item 5.4 há uma incerteza nessa estimativa devido à sua variância. Usando a soma dos desvios padrões, chegou-se a uma incerteza de 0,84% para as 26 cenas que compõem a amostra e de 18,10% para as cenas em que o modelo preditivo foi aplicado, resultando em uma incerteza total de 18,94%. Convertida em números absolutos tem-se uma incerteza de 24.977 km², ou seja, a estimativa de vegetação secundária estaria entre 106.896 e 156.850 km².

Outra maneira de estimar a incerteza foi empregada utilizando a simulação de Monte Carlo. Foram feitos 4 exercícios de simulação, sendo o primeiro com 1.000 simulações, o segundo com 5.000 simulações, o terceiro com 10.000 simulações e o quarto com 100.000 simulações. Os valores encontrados nas simulações são apresentados na Tabela 6.

Tabela.6 - Resultados das simulações para a estimativa de incerteza na estimativa de vegetação secundária

Nº de simulações	Valor médio	Menor Valor	Maior Valor
1000	133521,62	120635,16	146552,29
5000	133127,29	120863,51	145702,01
10000	133037,32	120629,07	145795,09
100000	133045,52	120722,49	145607,95

Nas quatro simulações o valor médio encontrado foi muito próximo do valor estimado pelo modelo de regressão multilinear (131.873 km²), apresentando diferenças da ordem de 1%. Já os valores dos limites da incerteza da estimativa

apresentaram-se mais próximos da média, conforme se esperava. Este resultado reforça a consistência do modelo preditivo, e conseqüentemente a confiança na sua exatidão e robustez.

Considerando a incerteza do quarto exercício de simulação (100.000 simulações) temos uma incerteza média de 12.443 km². Como a área total desflorestada em 2006 foi de 680.312 km² (INPE, 2008), e considerando o valor encontrado pelo modelo de regressão linear de 131.873 km² e a incerteza média de 12.443 km², foi encontrada uma relação na qual cerca de 19,38 ± 1,83% da área desflorestada apresenta ocorrência de vegetação secundária para o referido ano.

O valor encontrado neste estudo difere dos valores apresentados por Neeff et al. (2006) que encontraram cerca de 161.000 km² para o ano de 2002, Lucas et al. (2000) que estimaram 157.953 km² em 1992 e por Carreiras et al. (2006) que estimaram 140.000 km² em 2000.

As diferenças encontradas podem ser explicadas pelos diferentes tipos de dados, datas e metodologias utilizadas. Nos três trabalhos citados o mapeamento foi realizado para toda a AML, incluindo áreas de formações do tipo Não Floresta (Savanas e Campinaranas, por exemplo), e nos trabalhos de LUCAS et al., (2000) e CARREIRAS et al., (2006) foram utilizadas imagens de baixa resolução espacial, respectivamente imagens do SPOT-Vegetation e do AVHRR-NOAA, ambas com 1 km de resolução.

Outra diferença bastante significativa está no método de amostragem desenvolvido neste estudo, que considera o Índice de Desflorestamento das cenas (ID). Além disso, esse trabalho incluiu um maior número de variáveis para a construção do modelo explicativo da formação de vegetação secundária.

CONCLUSÕES

A técnica de mapeamento da vegetação secundária através da geração de modelo linear de mistura espectral e fatiamento pelo valor do nível de cinza das imagens fração, foi adequado para o mapeamento da vegetação secundária, apresentando um alto índice de acerto (92,11%), conforme pode ser observado no trabalho de validação de campo.

As variáveis testadas apresentaram significativas relações com a formação de vegetação secundária, exceto a variável Índice de Ecorregião Florestada (IEF), que por sua escala de mapeamento com um nível de detalhamento muito pequeno, pode não ter sido adequado a este estudo. A variável Índice de Hidrografia (IH) e a variável Índice de Baixa Concentração Agrária (IBCA) apresentaram relação positiva com a formação de vegetação secundária, já as variáveis Índice de Unidade de Conservação (IUC) e Logaritmo do Índice de Desflorestamento (LID) apresentaram relação negativa com a formação de vegetação secundária. Estas relações confirmaram

o que era esperado para cada uma destas variáveis, mostrando ser possível estimar a extensão da vegetação secundária para a AML, a partir de dados ambientais e sócio-econômicos.

Essas estimativas podem ser de grande contribuição para o cálculo do estoque de vegetação secundária em florestas tropicais.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Aguiar, A. P. D.; Shimabukuro, Y. E. 1999. Use of Synthetic bands derived from mixing models in the multispectral classification of remote sensing images. *International Journal of Remote Sensing*, 20(4):647 – 657.
- Albuquerque P. C. G.; Medeiros, J. S. 2004. *Evaluation Mosaics with Landsat-TM for use in documents mapping at scales smaller than 1:50,000* INPE (in Portuguese).
- Alves, D. S. 2002. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. *International Journal of Remote Sensing*, 23(14):2903-2908.
- Alves, D. S. 2007. Scenarios of cover and land use and human dimensions in the LBA. In: EDUSP (Human Dimensions of Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia). 1. São Paulo, 2007, p. 39 - 64 (in Portuguese).
- Alves, D. S.; Escada, M. I. S.; Pereira, J. L. G.; Linhares, C. A. 2003. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing*, 24(4):899 - 903
- Alves, D. S.; Skole, D. L. 1996. Characterizing land cover dynamics using multi-temporal imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 17(4):835-839.
- Bernardes, S. 1998. *Vegetation indices and fraction values to characterize primary rain forest and succession stages in the area of influence of Tapajós national forest - Para State*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, 117pp (in Portuguese, with abstract in English).
- Brown, S.; Lugo, A. E. Tropical Secondary Forests. 1990. *Journal of Tropical Ecology*, 6(1):1-32.
- Câmara, G.; Valeriano, D. M.; Soares, J. V.; Motta, M. 2006. *Methodology for calculating the annual rate of deforestation in the Brazilian Legal Amazon*. Relatório Técnico. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, 24 pp. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia.pdf> (in Portuguese).
- Carreiras, J. M. B.; Pereira, J. M. C.; Campagnolo, M. L.; Shimabukuro Y. E. 2006. Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data. *Remote Sensing of Environment*, 101(3):283-298.
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling techniques* Editora: Wiley. 3ed. 448pp.
- Costa, W. M. da. 1997. *The State and Territorial Policies in Brazil*. Ed. Contexto. 7ª ed., 83 pp (in Portuguese).

- D'antona, A. O.; Vanwey, L. K.; Hayashi, C. M. 2006. Property size and land cover change in the Brazilian amazon. *Population and Environment*, 27 (5-6):373-396.
- Espírito-Santo, F. D. B.; Shimabukuro, Y. E.; Kuplich, T. M. 2005. Mapping forest successional stages following deforestation in Brazilian Amazonia using multi-temporal Landsat images. *International Journal of Remote Sensing*, 26(3):635-642.
- Fearnside, P. M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management*.80 (1-3):21-34.
- Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19(3):680-688.
- Ferreira, L. V.; Venticinque, E.; Almeida, S. O. 2005. Deforestation in the Amazon and the importance of protected areas. *Estudos Avançados*, 19(53):157-166 (in Portuguese, with abstract in English).
- Hall, F. G.; Shimabukuro, Y. E.; Huemmrich, K. F. 1995. Remote-Sensing of Forest Biophysical Structure Using Mixture Decomposition and Geometric Reflectance Models. *Ecological Applications*. 5(4): 993-1013.
- Hurtienne, T. 2005. Family farmers and sustainable rural development in Amazon. *Novos Cadernos NAEA*, 8(1):019-071 (in Portuguese, with abstract in English).
- IBAMA. 2006. *Braslian Ecoregions*. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/ecoregioes.htm>. Acesso em: 09 set 2008 (in Portuguese).
- IBAMA. 2008. *Map of protected areas*. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/shapes/>. Acesso em: 20 set 2008 (in Portuguese).
- IBGE. 2007. *Map of ZEE of Brazilian Legal Amazon*. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/integrado_zee_amazonia_legal/Amazonia_Estrutura_Agraria.pdf. Acesso em: 22 fev 2007 (in Portuguese).
- INPE. 2008. *Monitoring of the Brazilian Amazonian forest by satellite*. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/>. Acesso em: 08 Sep 2008 (in Portuguese).
- Juo, A. S. R.; Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 58(1):49-60.
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2-3): 109-117.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Fearnside, P. M.; Vasconcelos, S. H. L.; Ferreira, L. V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science*, 304(5674):1109-1109.
- Loveland, T. R.; Merchant, J. M. 2004. Ecoregions and ecoregionalization: Geographical and ecological perspectives. *Environmental Management*, Environmental Management 34(1):S1-S1334.
- Lu, D.; Batistella, M.; Moran, E.; Mausel, P. 2004a. Application of spectral mixture analysis to Amazonian land-use and land-cover classification. *International Journal of Remote Sensing*, 25 (23):5345-5358 .
- Lu, D. S.; Batistella, M.; Moran. Multitemporal spectral mixture analysis for Amazonian land-cover change detection. 2004b. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30(1):87-100.
- Lu, D. S.; Mausel, P.; Brondizio, E.; Moran, E. 2003a. Classification of successional forest stages in the Brazilian Amazon basin. *Forest Ecology and Management*, 181(3): 301-312.
- Lu, D. S.; Moran, E.; Batistella, M. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. 2003b. *Remote Sensing of Environment*, 87(4):456-469.
- Lucas R. M.; Honzak, M.; Curran P. J.; Foody, G. M.; Milne, R.; Brown T.; Amaral, S. 2000. Mapping the regional extent of tropical forest regeneration stages in the Brazilian Legal Amazon using NOAA AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(15):2855-2881
- Martins, P. S. 2005. Evolutionary dynamic in amazonian "Roça de caboclo". *Estudos Avançados*, 19(53):209 -220 (in Portuguese, with abstract in English).
- MCT. 2004. *First Brazilian inventory of anthropogenic greenhouse gas emissions*. 88 p. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0024/24593.pdf. Acesso em: 19 set 2008 (in Portuguese).
- Miguez, S. F.; Fraxe, T. D. J. P.; Witkoski A. C. 2007. *The traditional and the modern in family farmer in amazonian: The introduction of the technology in the lowland of Solimões river, Amazonas State*. In: VII Congresso Brasileiro de Sistemas de Produção, 2007, Fortaleza - CE. Disponível em: http://www.cnpat.embrapa.br/sbsp/anais/Trab_Format_PDF/96.pdf. Acesso em: 16 set 2008 (in Portuguese).
- Moran, E. F.; Brondizio, E.; Mausel, P.; Wu, Y. 1994. Integrating Amazonian Vegetation, Land-Use, and Satellite Data. *Bioscience*, 44(5):329-338.
- Moran, E. F.; Brondizio, E.; Tucker, J. M.; da Silva-Forsberg, M. C.; Mccracken, S.; Falesi, 2000.I. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 139(1-3):93-108.
- NASA. 2008. *Orthorectified Landsat Enhanced Thematic Mapper (ETM+) Compressed Mosaics*. Washington, DC, Disponível em: <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsidl/>. Acesso em: 13 mar 2006.
- Neeff T.; Lucas, R. M.; Dos Santos, J. R.; Brondizio, E. S.; Freitas, C. C. 2006. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978-2002: An empirical estimate. *Ecosystems*, 9(4):609-623.
- Nelson, R. F.; Kimes, D. S.; Salas, W. A.; Routhier, M. 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience*, 50(5): 419-431.
- Neter, J.; Wasserman, W. 1974. *Applied Linear Statistical Models Regression, Analysis of Variance, and Experimental Designs*. Richard D. Irwin, INC, Georgetown, Ontario. 842 pp.
- Nobre, C. A.; Nobre, A. D. 2002. The carbon balance of brazilian amazon. *Estudos Avançados*, 16(45):81-90 (in Portuguese, with abstract in English).
- Nobre, C. A.; Sellers, P. J.; Shukla, J. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. 1991. *Journal of Climate*, 4(10): 957-988.
- Olson, D. M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake E. D.; Burgess N. D.; Powell, G. V. N.; Underwood, E. C.; D'Amico, J. A.; Itoua, I.; Strand, H. E.; Morrison, J. C.; Louks, C. J.; Allnutt T. F.; Ricketts, T.H.; Kura, Y.; Lamoreux, J. F.; Wettengel, W.

- W.; Hedao, P.; Kassem, K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11):933-938
- Odum, E. P. The Strategy of Ecosystem Development 1969. *Science*, 164(3877): 262 - 270.
- Perz, S. G.; Skole, D. L. 2003. Social determinants of secondary forests in the Brazilian Amazon. *Social Science Research*, 32(1):25-60.
- Roberts, D. A.; Numata, I.; Holmes, K.; Batista, G.; Krug, T.; Monteiro, A.; Powell, B.; Chadwick, O. A. 2002. Large area mapping of land-cover change in Rondonia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 107(D20), 8073.
- Shimabukuro, Y. E.; Smith, J. A. 1991. The Least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived from Remote-Sensing Multispectral Data. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 29(1):16-20.
- Spiegel, M. R. 1977. *Statistics*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 580 pp (in Portuguese).
- Steininger, M. K. 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7):139-1157.
- Stouffer, P. C.; Bierregaard R. O.; Strong, C.; Lovejoy, T. E. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. 2006. *Conservation Biology*, 20(4): 1212-1223.
- Szott, L. T.; Palm, C. A.; Buresh, R. J. 1999. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Agroforestry Systems*, 47(1-3):163-196.
- Teixeira, C. O. 2005. Sustainable development in protected areas: The “naturalization” of social . *Revista Brasileira de Ciências Sociais*, 20(59):51- 66 (in Portuguese).

Recebido em 10/11/2008

Aceito em 10/11/2009

