

**Universidade de São Pulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas  
secundárias em Paragominas, Pará**

**Sâmia do Socorro Serra Nunes**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:  
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2011**

**Sâmia do Socorro Serra Nunes**  
**Engenheiro Florestal**

**Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas secundárias  
em Paragominas - Pará**

Orientador:  
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:  
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba**  
**2011**

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, por conseguir vencer mais esta etapa da minha vida.

Aos meus pais, Lúcia e Jananci, e minha irmã Tássia por toda força e amor.

Aos meus orientadores, professor Dr. Hilton Thadeu, professor Dr. Ricardo Rodrigues e Dr. Carlos Souza Jr., por todo apoio durante a pesquisa.

Ao Imazon pelo apoio financeiro e de pesquisa.

À Empresa Cikel Brasil Verde S/A e à Prefeitura de Paragominas pelo apoio logístico durante os trabalhos de campo.

Aos colegas do Imazon, principalmente do CGI, que estiveram sempre presente em minha vida, no trabalho, nos cafés, nos momentos difíceis e de alegria. Especialmente ao Márcio Sales, colega de sala e amigo, por todo apoio estatístico e ao Harley Monteiro por todo o suporte na fase final da pesquisa.

Aos meus amigos do CMQ e de Piracicaba, que me acolheram e se tornaram minha família durante o período do mestrado; por todas as viagens, comilanças, baladas, risadas, trabalhos, etc. Especialmente à Juliana, Marcos e Camila, meus irmãos adotivos inseparáveis, pelo companheirismo e por cuidarem de mim esse tempo.



“A inteligência acadêmica nada tem a ver com a inteligência emocional”

(Daniel Goleman, 1996)

## ERRATA

Páginas	Local	Onde se lê	Leia-se
52, 77, 110	Tabelas 3.3; 4.2; 5.2; última linha	Pasto abandonado	-
116	Parágrafos 4 e 5	Tabela 5.7	Tabela 5.4
120	Parágrafo 4; linha 4	pelo aumento no dossel	pela diminuição no dossel
122	Parágrafo 2; linha 3	idades aproximadamente maiores que 13 anos	floresta primária e secundárias quando estas possuem menos de 13 anos
122	Parágrafo 2; linha 8	um intervalo	uma série histórica

## SUMÁRIO

RESUMO .....	11
ABSTRACT .....	13
1 INTRODUÇÃO GERAL .....	15
1.1 Objetivo geral .....	17
1.2 Objetivos específicos.....	18
Referências .....	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	21
2.1 Mudanças climáticas globais .....	21
2.2 Florestas secundárias e o sequestro de carbono.....	25
2.3 Estimativas de biomassa e carbono.....	27
2.4 Restauração florestal e indicadores ecológicos .....	30
Referências .....	34
3 INDICADORES ECOLÓGICOS PARA FINS DE RESTAURAÇÃO BASEADOS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS EM PARAGOMINAS, PA .....	39
Resumo.....	39
Abstract .....	39
3.1 Introdução.....	40
3.2 Material e Métodos .....	42
3.2.1 Área de estudo.....	42
3.2.2 Identificação da idade das florestas estudadas.....	44
3.2.3 Instalação de parcelas experimentais .....	46
3.2.4 Levantamento florístico-fitossociológico .....	48
3.2.5 Caracterização geral das áreas de interesse .....	51
3.2.6 Análise de dados .....	56
3.2.6.1 Elaboração de indicadores de avaliação .....	56
3.2.6.2 Análise de componentes principais .....	57
3.3 Resultados e Discussão .....	57
3.3.1 Análise de componentes principais .....	57

3.4 Considerações finais.....	63
Referências .....	64
4 ESTIMATIVA DE BIOMASSA E CARBONO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS POR EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS EM PARAGOMINAS, PA.....	67
Resumo.....	67
Abstract .....	67
4.1 Introdução.....	68
4.2 Material e Métodos .....	70
4.2.1 Área de Estudo.....	70
4.2.2 Identificação da idade das florestas estudadas.....	72
4.2.3 Instalação de parcelas experimentais .....	74
4.2.4 Levantamento florístico-fitosociológico .....	75
4.2.5 Caracterização geral das áreas de interesse .....	76
4.2.6 Equações alométricas para estimativa de biomassa .....	81
4.3 Resultados e Discussão .....	83
4.3.1 Florestas quanto às estimativas de biomassa .....	83
4.3.2 Equações alométricas quanto às estimativas de biomassa .....	87
4.4 Considerações finais.....	92
Referências .....	93
5 ANÁLISE ESPECTRAL DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS USANDO IMAGENS LANDSAT EM PARAGOMINAS, PA.....	97
Resumo.....	97
Abstract .....	97
5.1 Introdução.....	98
5.2 Material e Métodos .....	101
5.2.1 Área de estudo.....	101
5.2.3 Base de Dados.....	103
5.2.3.1 Imagens de satélite .....	103
5.2.3.2 Inventário florestal e caracterização das áreas de interesse.....	104
5.2.4 Processamento das imagens de satélite .....	111
5.2.5 Análise espectral dos dados e diferenciação entre as classes .....	114

5.3 Resultados e Discussão .....	115
5.3.1 Análise espectral dos dados e diferenciação entre as classes .....	115
5.3.1.1 Reflectância.....	115
5.3.1.2 Índices de fração e vegetação.....	116
5.3.1.3 Modelo de mistura espectral .....	117
5.4 Considerações finais.....	121
Referências .....	122



## RESUMO

### **Estimativas de biomassa e carbono e indicadores ecológicos para restauração de florestas secundárias em Paragominas, Pará**

Os ecossistemas florestais são considerados reservatórios de carbono e têm sido apontados como alternativas para redução de gases do efeito estufa, principais responsáveis pelas mudanças climáticas globais, devido ao acúmulo de biomassa em seus tecidos durante seu desenvolvimento. Assim, surgiu uma grande demanda por pesquisas que quantifiquem o potencial dos ecossistemas florestais - principalmente as florestas secundárias - em sequestrar carbono da atmosfera e por investimentos em recuperação de áreas degradadas. Desta forma, este estudo tem como objetivo comparar florestas do município de Paragominas, Pará, em seis diferentes estágios de desenvolvimento: uma floresta primária e florestas secundárias com 4, 10, 15, 20 e 25 anos de abandono. A comparação entre as florestas se deu por meio da estimativa de carbono e biomassa, de indicadores ecológicos para fins de restauração florestal e de análises espectrais usando imagens de satélite Landsat. Para isso foi realizado um inventário florestal nas regiões de interesse, utilizando 32 parcelas experimentais. Os dados de DAP e altura coletados no inventário foram utilizados no cálculo de biomassa e carbono por meio de equações alométricas. Dados do inventário também foram utilizados para a elaboração dos indicadores para fins de restauração florestal, baseados nas características funcionais e estruturais das florestas estudadas, como diversidade de espécies, cipós, hábitos de vida, incidência de luz, etc. Após alocação das parcelas nas imagens de satélite Landsat e processamento dos dados, foi possível extrair informações quantitativas para comparar espectralmente as florestas. Para avaliar os indicadores para fins de restauração florestal, foi usada uma análise por componentes principais. Esta análise mostrou uma clara distinção entre as diferentes idades de florestas, sendo que a floresta intacta é mais semelhante às florestas secundárias mais maduras. Para a estimativa de biomassa, as análises mostraram que houve diferença estatística entre a floresta primária e todas as outras classes de floresta secundária quanto à biomassa média por hectare calculada por todas as equações utilizadas no estudo. Além disso, houve um aumento de biomassa com a idade das florestas, para todas as equações, ou seja, quanto mais madura a floresta, maior sua biomassa. As análises estatísticas mostraram que é possível distinguir floresta primária da maioria das classes de idade de floresta secundária utilizando um ou uma combinação de dados espectrais avaliados neste estudo. Imagens-fração, GV and shade, foram mais eficientes em diferenciar as florestas. Os resultados mostraram que é possível usar imagens Landsat para monitorar florestas secundárias e mapear classes de idades.

Palavras-chave: Carbono; Biomassa acima do solo; Restauração florestal; Florestas secundárias; Indicadores ecológicos; Amazônia; Sensoriamento remoto



## ABSTRACT

### **Biomass and carbon estimations and ecological indicators for secondary forest restoration in Paragominas, Pará**

Forest ecosystems are considered carbon sinks and have been pointed as an alternative for reducing the amount of greenhouse gases in the atmosphere, main drivers of global climate changes, due to biomass accumulation in their tissues during growth. Thus, there is great demand for research to quantify the potential of forest ecosystems - especially regrowing secondary forests - in absorbing carbon from the atmosphere and by investments in forest restoration. Therefore, this study aims to compare forests located in Paragominas, Pará, in six different stages: a primary forest and secondary forests with 4, 10, 15, 20 and 25 years of abandonment. The comparison among forests was made by estimating biomass and carbon, ecological indicators for forest restoration and spectral analysis using Landsat satellite imagery. For that purpose, forest inventories were conducted over regions of interest, at 32 experimental plots. The DBH and height data collected in the inventories were used to calculate biomass and carbon using allometric equations. Inventory data were also used to calculate indicators of forest restoration, based on functional and structural characteristics of the studied forests, such as species diversity, lianas, life habits, incidence of light, etc. After allocation of plots in the Landsat imagery and data processing, it was possible to extract quantitative information to compare forests regarding their spectral signature. To assess indicators for restoration purposes, was used a principal component analysis. The results showed a clear distinction among the different ages of forest, in which intact forest is showed more similarity to mature secondary forests than to young secondary forests. For biomass estimation, the analysis showed that there was statistical difference between the primary forest and all other classes of secondary forest considering the average biomass per hectare calculated for all equations used in the study. Furthermore, there was an increase in biomass with age of forests, for all equations, that is, the older the forest, the greater its biomass. The spectral analysis showed that it is possible to distinguish primary forest from most ages of secondary forests using one or a combination of spectral features evaluated in this study. Fraction images, GV and shade, showed more efficient in separating forest types. These results showed that it is possible to use Landsat imagery spectral features to remotely monitor secondary forest and to map age classes.

**Keywords:** Carbon; Aboveground biomass; Forest restoration; Secondary forests; Ecological indicators; Amazon; Remote sensing



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O tema das mudanças climáticas globais e suas consequências sobre a vida das pessoas tem sido amplamente discutido no cenário mundial e tornou-se um grande alvo da preocupação da sociedade. A comunidade internacional começou a se debruçar sobre o problema relacionado à mudança do clima, principalmente a partir da Conferência do Rio em 1992. Foi estabelecido então o Protocolo de Quioto, que define metas para a redução das emissões de gases do efeito estufa - GEE (CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS - CGEE, 2008).

Pesquisas realizadas pelo Painel Intergovernamental de Mudança do Clima - IPCC (IPCC, 2007) indicam um aumento das temperaturas médias globais entre 1,1 e 6,4 °C, até o final do século XXI. Esse aquecimento é causado pelas emissões antrópicas de GEE's, principalmente o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), oriundo da queima de combustíveis fósseis e queimadas oriundas de desmatamento, o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), sobretudo proveniente das atividades agropecuárias (CGEE, 2008).

A Amazônia tem um importante papel no cenário do aquecimento global, pois contém cerca de 60 a 80 bilhões de toneladas de carbono armazenados em suas árvores. Além disso, o desmatamento na Amazônia é o principal responsável pelas emissões de GEE's no Brasil - cerca de 2/3 das emissões (CARVALHO et al., 2004). Estima-se que entre 150 a 250 milhões de toneladas de carbono são emitidas anualmente na Amazônia devido às mudanças no uso e cobertura da terra (HOUGHTON et al., 2000). Desta forma, as florestas são consideradas reservatórios carbono e têm sido apontadas como alternativas para redução de gases do efeito estufa (principalmente CO<sub>2</sub>), por meio da bioacumulação em seus tecidos. Este fato tem gerado grande demanda por pesquisas que quantifiquem o potencial dos ecossistemas florestais em sequestrar carbono da atmosfera (MELO; DURIGAN, 2006) e por investimentos em recuperação de áreas degradadas.

Devido a essas mudanças na cobertura da terra, seja pela ação antrópica ou causas naturais, surgem os processos sucessionais que dão origem às florestas secundárias. Atualmente, estas florestas cobrem mais de 350 milhões de hectares do planeta, sendo 50% desta área localizada em áreas tropicais das Américas do Sul e Central (PUIG, 2005). Durante todo o processo sucessional secundário, a vegetação sofre uma evolução que vai desde a formação de gramas e arbustos, até o estabelecimento de uma floresta em estágios sucessionais mais

avançados, com estrutura e riqueza de espécies semelhantes a de uma floresta primária (PUIG, 2005).

Assim, há um rápido aumento de biomassa ao longo da evolução das florestas secundárias, promovendo o acúmulo de carbono atmosférico em seu lenho, raízes e folhas, com uma produtividade de quase o dobro de uma floresta primária. Desta forma, fica claro a sua contribuição para a contenção dos efeitos do aquecimento global, devido o sequestro de carbono da atmosfera para ser incorporado ao tecido vegetal durante seu crescimento (PUIG, 2005). Daí a necessidade de pesquisas relacionadas à quantificação do carbono estocado na biomassa de espécies em estágio sucessional secundário, bem como de projetos de recuperação de áreas degradadas para a contenção dos efeitos do clima.

Em 2009 foi lançado um estudo, elaborado pela empresa de consultoria internacional McKinsey & Company, que avalia os cenários das emissões dos GEE's no Brasil, especialmente no bioma Amazônia. O relatório, que possui uma metodologia já aplicada em 20 outras regiões do mundo, lista uma série de ações para a redução das emissões e cita os custos relativos a cada ação, de forma a evitar uma elevação da temperatura média global de 2°C (MCKINSEY & COMPANY, 2009).

Segundo este estudo, as maiores ações para a redução dos GEE's no Brasil estão na redução do desmatamento e na recuperação de áreas degradadas. O setor florestal representa 72% das oportunidades de redução das emissões do Brasil até 2030, incluindo a eliminação do desmatamento e incentivos ao reflorestamento de áreas já degradadas. O relatório acrescenta que seria necessário um investimento de €5,7 bilhões/ano (€8/tCO<sub>2</sub>e – toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente) para se evitar os 0,8 GtCO<sub>2</sub>e emitidos anualmente pelo desmatamento no bioma Amazônia; e um custo médio de €9/tCO<sub>2</sub>e para iniciativas de reflorestamento que representam uma oportunidade de 158 MtCO<sub>2</sub>e para sequestro de carbono (MCKINSEY & COMPANY, 2009).

Este número pode ser considerado conservador levando-se em conta o potencial do Brasil em ações de reflorestamento, já que possui mais de 180 milhões de hectares de áreas degradadas, especialmente na região amazônica onde as florestas possuem uma taxa de crescimento superior à média mundial. Estas áreas poderiam ser utilizadas para fins de sequestro de carbono e comercialização de créditos no mercado internacional, tanto em projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL, via Protocolo de Quioto, quanto no mercado voluntário.

Assim, com a expansão do número de trabalhos científicos e técnicas relacionadas à recuperação de diversos ecossistemas do Brasil, houve a necessidade de estabelecer parâmetros para a avaliação dos projetos de recuperação florestal, de forma a verificar se os objetivos propostos foram atingidos. Esses parâmetros, também chamados de indicadores de avaliação e monitoramento, podem ser previamente definidos para servir de base a um determinado projeto e estabelecer quais características uma comunidade restaurada deve ter, para que os resultados sejam considerados satisfatórios (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

Estes parâmetros podem se basear em características funcionais e estruturais (como densidade de espécies, riqueza, dominância, abundância, regeneração natural, etc.) de florestas estudadas previamente (comunidades de referência) e elaborados a partir dos dados coletados no inventário florestal (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

Além dos esforços na área de recuperação de terras degradadas, pesquisadores têm buscado técnicas cada vez mais eficazes para estimar a quantidade de carbono estocado em florestas e o uso do Sensoriamento Remoto tem se mostrado uma importante ferramenta para este propósito (BROWN, 2002). Couto et al. (2008), por meio de videografia digital, estimaram o teor de carbono em florestas implantadas com essências nativas, utilizando para isso o índice de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI de Rouse et al. (1974). Os resultados mostraram que existe uma alta correlação entre o NDVI e o nível de carbono estocado nas florestas plantadas com essências nativas.

Da mesma forma, Monteiro, Souza Júnior e Sales (2007) testaram o grau de correlação entre volume de madeira explorado em áreas de exploração convencional e manejada, com imagens-fração resultando do modelo de mistura espectral - MME de Adams, Smith e Gillespie (1993) - e índices espectrais como o *Normalized Difference Fraction Index* - NDFI de Souza Júnior, Roberts e Cochrane (2005) e NDVI em imagens Landsat. A avaliação mostrou, entre outras coisas, que o volume explorado possui alta correlação com o índice NDFI e as imagens-fração do MME.

## **1.1 Objetivo geral**

Este estudo tem como objetivo avaliar o potencial de sequestro de carbono de florestas em seis diferentes estágios de desenvolvimento, bem como elaborar indicadores de avaliação e

monitoramento para fins de restauração florestal baseados nas características estruturais e funcionais das florestas estudadas.

## 1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste estudo são:

- (i) elaborar indicadores ecológicos para fins de restauração de florestas secundárias em processo de regeneração natural, localizadas em Paragominas, Pa, baseados nas características estruturais e funcionais coletadas no inventário;
- (ii) estimar a biomassa e o carbono da parte aérea dos indivíduos de cada área, por meio de equações alométricas, utilizando o método não-destrutivo; bem como comparar as equações entre si considerando as estimativas de biomassa;
- (iii) avaliar espectralmente diferentes idades de florestas secundárias, utilizando dados de Sensoriamento Remoto, para verificar a possibilidade de diferenciar florestas de diferentes idades por meio de imagens Landsat e saber qual o melhor processamento destas imagens capaz de realizar esta diferenciação.

## Referências

ADAMS, J.B.; SMITH, M.O.; GILLESPIE, A.R. Imaging spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis. In: PIETERS, C.M.; ENGLERT, P.A.J. (Ed.). **Remote geochemical analysis**. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 145-166. (Topics in Remote Sensing, 4).

BROWN, S. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. **Environmental Pollution**, London, v. 116, issue 3, p. 363-372, 2002.

CARVALHO, G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; MATTOS, L.; SANTILLI, M. An Amazon perspective on the forest-climate connection: opportunity for climate mitigation, conservation and development? **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n. 1/2, p. 163-174, Mar. 2004.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de capacitação sobre mudança do clima e projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. Brasília, 2008. 276 p.

COUTO, H.T.Z.; JUSTO, G.C.; POLIZEL, J.L.; SILVA FILHO, D.F. Videografia digital na estimativa de carbono em florestas implantadas com espécies nativas. **Ambiência**: Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, Guarapuava, v. 4, p. 125-135, out. 2008. Edição especial.

HOUGHTON, R.A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWSKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007**: synthesis report. Valência, 2007. 52 p.

MCKINSEY & COMPANY. **Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil**. São Paulo, 2009. 45 p. Disponível em: <[http://www.mckinsey.com.br/sao\\_paulo/carbono.pdf](http://www.mckinsey.com.br/sao_paulo/carbono.pdf)>. Acesso em: 17 mar. 2009.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.

MONTEIRO, A.; SOUZA JÚNIOR, C.; SALES, M. Estimativa de volume de madeira explorada com imagens de satélite: aplicações para o monitoramento de planos de manejo florestal na Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais eletrônicos...** São José dos Campos: INPE, 2007. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.15.24/doc/6843-6850.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2008.

PUIG, C.J. **Carbon sequestration potential of land-cover types in the agricultural landscape of eastern Amazonia, Brazil**. Bonn: Universidade de Bonn, 2005. 75 p. (Ecology and Development Series, 33).

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. cap. 15.1, p. 235-247.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; DEERING, D.W.; SCHELL, J.A.; HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. Greenbelt: NASA/GSFC. Type III Final Report, 1974. 371 p.

SOUZA JÚNIOR, C.; ROBERTS, D.; COCHRANE, M. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 98, p. 329-343, 2005.



## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Mudanças climáticas globais**

De forma simplificada, o termo mudanças climáticas se refere ao aumento da temperatura média global da atmosfera e dos oceanos (aquecimento global), que tem por consequência direta o derretimento acelerado do gelo e a elevação do nível médio do mar (CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS - CGEE, 2008). A definição deste termo utilizada no Artigo 1º da Convenção sobre Mudança do Clima (UNITED NATIONS, 1992) é mais complexa e significa “uma mudança de clima que possa ser direta ou indiretamente atribuída à atividade humana que altere a composição da atmosfera mundial (...)”. Ou seja, é a diferença entre a variação do clima com e sem a interferência humana, que contribua com a variabilidade natural observada ao longo do tempo.

Este último conceito difere do utilizado pelo Painel Intergovernamental de Mudança do Clima (IPCC) que define mudanças climáticas como “uma mudança no estado do clima que pode ser identificada (usando testes estatísticos) por mudanças na média e/ou na variabilidade de suas propriedades e que persistem por um longo período de tempo, normalmente décadas ou mais (...)”. A principal diferença é que a definição do IPCC se refere a qualquer mudança do clima ao longo do tempo, seja devido causas naturais ou antrópicas, enquanto que a das Nações Unidas é atribuída direta ou indiretamente às atividades humanas (IPCC, 2007a).

O tema das mudanças climáticas globais e suas consequências sobre a vida das pessoas tem sido amplamente discutido no cenário mundial e tornou-se um grande alvo da preocupação da sociedade. Assim, considerando a capacidade humana de modificar o meio em que vive, é necessário que haja a combinação de três principais ações para reduzir os efeitos da mudança do clima: inação, adaptação e mitigação. Estas ações envolvem um custo e vários compromissos que devem ser repartidos e discutidos entre os países. Por isso a necessidade de tratados internacionais, para gerenciar a comunidade no problema das mudanças climáticas (CGEE, 2008).

A comunidade internacional começou a se debruçar sobre o problema relacionado à mudança do clima, principalmente a partir da Conferência do Rio em 1992. Porém, as iniciativas nesta área são antigas e incluem os principais eventos e acordos a seguir:

- 1971: Estudo do impacto do homem sobre o clima, organizado pela Academia de ciências da Suécia. O objetivo era influenciar a conferência da ONU no ano seguinte;

- 1972: Conferência de Estocolmo que criou o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), o qual influenciou os países a criarem estruturas executivas para tratar de temas ambientais;
- 1988: Criação do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC), com o propósito de fornecer ao mundo uma visão científica do estado atual da mudança do clima, bem como suas potenciais consequências ambientais e sócio-econômicas. Foram publicados relatórios em 1990, 1995, 2001 e 2007.
- 1990: Resolução da Assembléia Geral da ONU sobre a proteção do clima para as futuras gerações e mandato de negociação de uma Convenção sobre Mudança do Clima.
- 1992: Criação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (*United Nations Framework Convention on Climate Change-UNFCCC*), que entra em vigor em 21 de março de 1994, com o objetivo de estabilizar as concentrações de GEE's na atmosfera reduzindo a interferência antrópica;
- 1992: Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a Rio-92, onde uma série de convenções, tratados e protocolos foram firmados, entre eles, a Agenda 21 que estabeleceu um compromisso entre as nações em busca do desenvolvimento sustentável;
- 1994: UNFCCC entra em vigor;
- 1995: A Conferência das Partes (COP), órgão supremo da Convenção do Clima, se reúne pela primeira vez em Berlim (COP-1). A COP-2 ocorreu em Genebra, em 1996. A COP-3 foi realizada em Quioto, Japão em 1997, onde foi estabelecido o Protocolo de Quioto. COP-6, Hailuoguo, China, 2000. COP-6 BIS, Bonn, Alemanha, 2001 (Acordo de Bonn). COP-7, Marrakesh, 2001 (Acordo de Marrakesh). COP-9, Milão, 2003 (atividades de projetos de florestamento e reflorestamento – A/R- no mecanismo de desenvolvimento limpo - MDL). COP-10, Buenos Aires, 2004 (projetos de pequena escala de A/R). COP-11, Montreal, Canadá, 2005. COP/MOP-1, Montreal, Canadá, 2005 (adoção do caderno de regras do Protocolo de Quioto);
- 2005: Entra em vigor o Protocolo de Quioto que define metas para a redução das emissões de GEE's (para os países do Anexo I) em 5,2% abaixo dos níveis de 1990, entre 2008 e 2012 (primeiro período de compromisso). Define também três mecanismos de flexibilização para reduzir as emissões: comércio internacional de emissões (CIE), mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) e implementação conjunta (IC);

- 2009: COP-15, Copenhague – Acordo de Copenhague: incentivo às ações de Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+), que incluem iniciativas de conservação, manejo florestal e aumento do estoque de carbono em florestas em países em desenvolvimento.
- 2010: COP-16, Cancún - Acordo de Cancún: redução das emissões dos países desenvolvidos de 25% a 40% até 2020, comparado com 1990; limite de aumento de temperatura foi estabelecido oficialmente em 2°C; aprovação oficial do REDD+; criação de um Fundo Verde, destinado aos países em desenvolvimento, com o objetivo de ajudar as nações mais pobres a combater as mudanças climáticas.

O aquecimento global é agravado pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE's) e, segundo relatório do IPCC (IPCC, 2001), as atividades humanas estão contribuindo para o aumento da concentração desses gases na atmosfera desde a era pré-industrial. Apesar do efeito estufa ser um fenômeno natural, o relatório afirma que as ações antrópicas potencializam seus efeitos e existem “novas e fortes evidências” de que a maior parte do aquecimento global observado nos últimos 50 anos é devido às atividades humanas.

Os principais gases do efeito estufa são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), oriundo da queima de combustíveis fósseis e queimadas oriundas de desmatamento, o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), sobretudo proveniente das atividades agropecuárias (CGEE, 2008). As emissões globais desses gases, e também de outros, aumentaram em 70% entre 1970 e 2004, em diferentes taxas: as emissões de CO<sub>2</sub> aumentaram em cerca de 80% nesse período, representando 77% do total das emissões de GEE's em 2004 (IPCC, 2007c).

Pesquisas realizadas pelo Painel Intergovernamental de Mudança do Clima - IPCC (IPCC, 2007a) indicam um aumento das temperaturas médias globais entre 1,1 e 6,4 °C, até o final do século XXI, devido ao aumento das emissões dos GEE's na atmosfera. Os cientistas acreditam que a elevação da temperatura média não deve ultrapassar os 2°C, pois a partir deste limite as consequências do aquecimento global seriam muito sérias (MCKINSEY & COMPANY, 2009). Várias dessas consequências foram discutidas no relatório do IPCC sobre impactos, adaptação e vulnerabilidade (IPCC, 2007b). Da mesma forma o IPCC elaborou um relatório sobre mitigação destes impactos gerados pela mudança do clima (IPCC, 2007c).

Segundo o relatório de impacto, ao longo do século XXI, haverá um aumento na frequência de ondas de calor, com redução de produção na agricultura nas regiões mais quentes e

aumento do perigo de incêndios florestais; substituição gradual da floresta tropical por savana no leste da Amazônia; aumento no número de eventos de precipitação extrema, causando danos às culturas, erosão do solo e incapacidade de cultivo; aumento da atividade intensa de ciclones tropicais, com danos às árvores, culturas e recifes de corais; aumento do nível do mar, com salinização da água para irrigação e redução da disponibilidade de água doce, etc. (IPCC, 2007b).

O IPCC afirma que mesmo com as políticas de mitigação de mudança do clima, as emissões globais de GEE's continuarão aumentando nas próximas décadas. Porém, foi realizado um esforço para listar as principais práticas de mitigação em diferentes setores econômicos com o objetivo de frear a velocidade das emissões em curto-médio prazo (até 2030). No setor de energia, foi citada a melhoria da eficiência na oferta e distribuição, troca de combustíveis (carvão mineral por gás); no transporte, utilização de híbridos e combustíveis; agricultura, melhoria no manejo para aumentar o armazenamento de carbono no solo, manejo da pecuária e do esterco para reduzir as emissões de CH<sub>4</sub>; no setor de florestas, aumentar o florestamento/reflorestamento, manejo florestal, redução do desflorestamento, manejo da exploração de produtos madeireiros, etc. (IPCC, 2007c).

Em 2009 foi lançado um estudo, elaborado pela empresa de consultoria internacional McKinsey & Company, que avalia os cenários das emissões dos GEE's no Brasil, especialmente no bioma Amazônia. O relatório, que possui uma metodologia já aplicada em 20 outras regiões do mundo, lista uma série de ações para a redução das emissões e cita os custos relativos a cada ação, de forma a evitar uma elevação da temperatura média global de 2°C (MCKINSEY & COMPANY, 2009).

Segundo este estudo, as maiores ações para a redução dos GEE's no Brasil estão na redução do desmatamento e na recuperação de áreas degradadas. O setor florestal representa 72% das oportunidades de redução das emissões do Brasil até 2030, incluindo a eliminação do desmatamento e incentivos ao reflorestamento de áreas já degradadas. O relatório acrescenta que seria necessário um investimento de €5,7 bilhões/ano (€8/tCO<sub>2</sub>e – toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente) para se evitar os 0,8 GtCO<sub>2</sub>e emitidos anualmente pelo desmatamento no bioma Amazônia; e um custo médio de €9/tCO<sub>2</sub>e para iniciativas de reflorestamento que representam uma oportunidade de 158 MtCO<sub>2</sub>e para sequestro de carbono (MCKINSEY & COMPANY, 2009).

Este número pode ser considerado conservador levando-se em conta o potencial do Brasil em ações de reflorestamento, já que possui mais de 180 milhões de hectares de áreas degradadas,

especialmente na região amazônica onde as florestas possuem uma taxa de crescimento superior à média mundial. Estas áreas poderiam ser utilizadas para fins de sequestro de carbono e comercialização de créditos no mercado internacional, tanto em projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL, via Protocolo de Quioto, quanto no mercado voluntário.

## **2.2 Florestas secundárias e o sequestro de carbono**

As florestas são consideradas reservatórios carbono e têm sido apontadas como alternativas para redução de gases do efeito estufa (principalmente CO<sub>2</sub>), por meio da bioacumulação em seus tecidos. A Amazônia tem um importante papel no cenário do aquecimento global, pois contém cerca de 60 a 80 bilhões de toneladas de carbono armazenados em suas árvores. Além disso, o desmatamento na Amazônia é o principal responsável pelas emissões de GEE's no Brasil - cerca de 2/3 das emissões brasileiras (CARVALHO et al., 2004). Estima-se que entre 150 a 250 milhões de toneladas de carbono são emitidas anualmente na Amazônia devido às mudanças no uso e cobertura da terra (HOUGHTON et al., 2000).

Devido às mudanças na cobertura do solo, seja pela ação antrópica (desmatamento) ou causas naturais (abertura de clareiras devido queda de árvores), podem surgir processos sucessionais que dão origem às florestas secundárias. Ou seja, a sucessão é a mudança na composição e estrutura da comunidade ao longo do tempo e começa quando um distúrbio é seguido pela colonização, por plantas, da área perturbada. Esta formação vegetal que cresce em seguida ao distúrbio é chamada de vegetação secundária, a qual pode ser definida como um conjunto de sociedades vegetais, em diversos estágios sucessionais, que tendem a alcançar uma comunidade mais complexa, diversa e estável, sendo um meio de renovação das florestas tropicais (ATTANASIO et al., 2006; KAGEYAMA, CASTRO, 1989; KLEIN, 1980).

Durante todo o processo sucessional secundário, a vegetação sofre uma evolução que vai desde a formação de gramas e arbustos, até o estabelecimento de uma floresta em estágios sucessionais mais avançados, com estrutura e riqueza de espécies semelhantes a de uma floresta primária. Há então um rápido aumento de biomassa ao longo da evolução das florestas secundárias, promovendo o acúmulo de carbono atmosférico em seu lenho, raízes e folhas, com uma produtividade de quase o dobro de uma floresta primária (BROWN, LUGO, 1990; PUIG, 2005).

Atualmente, estas florestas cobrem mais de 350 milhões de hectares do planeta, sendo 50% desta área localizada em áreas tropicais das Américas do Sul e Central. Estima-se que 30% das áreas desmatadas na Amazônia estão cobertas por florestas secundárias (FEARNISIDE, GIMARÃES, 1996; HOUGHTON et al., 2000; PUIG, 2005). Até 1990, 47,6% das áreas desmatadas na região eram ocupadas por vegetação secundária com mais de três anos de idade e mais de um terço disso tinha pelo menos 20 anos. Por isso estão sendo consideradas grandes fontes de absorção de carbono da atmosfera (que deve ser quantificado), considerando suas extensões (FEARNISIDE, 1996). Além disso, estas florestas poderiam ser utilizadas para evitar o desmatamento de novas áreas. Usos alternativos seriam o manejo florestal sustentável e a utilização das áreas em projetos de sequestro de carbono (PUIG, 2005).

Segundo Houghton et al. (2000), o fluxo anual de carbono de desmatamento e abandono de áreas sob agricultura na Amazônia representou uma fonte de  $200 \times 10^6 \text{ Mg C ano}^{-1}$ , no período de 1989 a 1998. Este estudo mostrou que áreas abandonadas de agricultura se convertem em florestas que acumulam carbono à taxas proporcionais à floresta original. No caso estudado, as taxas variaram de  $1,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em florestas com biomassa inicial menor que  $100 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para cerca de  $5,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em florestas com biomassa maior que  $190 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . O aumento da biomassa é rápido em florestas mais jovens e declina com a idade.

Durante as décadas de 70 e 80, a maior prática de mudança de cobertura da terra na Amazônia foi a conversão de floresta para pasto, utilizando o sistema de derruba e queima. Ainda hoje o pasto é uso mais comum na região, porém, grande parte dessas áreas têm sido abandonadas com posterior formação de florestas secundárias. Isto porque eles são produtivos por apenas de quatro a oito anos (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988). Após o abandono, a vegetação secundária cresce novamente, os nutrientes do solo são recuperados e há um rápido acúmulo de biomassa. Porém, este acúmulo depende do histórico do uso da terra (KELLER et al., 2004).

O que regula a formação destas florestas ao longo do tempo, em termos de estrutura, composição, acúmulo de biomassa, etc., é a intensidade de uso deste pasto no passado: depreciação dos nutrientes, práticas insustentáveis de manejo, queimas sucessivas e grande intensidade de pastagem. Florestas secundárias em pastos que foram queimados frequentemente e possuíam alta intensidade de pastagem, podem acumular biomassa mais lentamente quando

comparadas a florestas que cresceram em pastos com menor intensidade de uso (KELLER et al., 2004).

Desta forma, fica claro a sua contribuição para a contenção dos efeitos do aquecimento global, devido o sequestro de carbono da atmosfera para ser incorporado ao tecido vegetal durante seu crescimento (PUIG, 2005). Daí a necessidade de pesquisas relacionadas à quantificação do carbono estocado na biomassa de espécies em estágio sucessional secundário, bem como de projetos de recuperação de áreas degradadas.

### **2.3 Estimativas de biomassa e carbono**

Devido à importância das florestas no cenário das mudanças climáticas, tem aumentado a demanda por pesquisas que quantifiquem o potencial dos ecossistemas florestais em sequestrar carbono da atmosfera (MELO; DURIGAN, 2006). Para efeito de clima é extremamente importante que se realize as estimativas de biomassa florestal, pois está diretamente relacionada com os estoques de carbono que, por sua vez, são utilizados para quantificar o gás carbônico liberado na atmosfera durante o processo de degradação florestal (HIGUCHI et al., 1998). Desta forma, quanto maior a precisão da estimativa de biomassa, maior será a consistência da quantificação de carbono estocado e/ou liberado na atmosfera pelos ecossistemas florestais (SANQUETTA, 2002).

Além de sua importância para efeitos de clima, as florestas são usadas para geração de vários produtos essenciais para a vida, como madeira, combustível e alimentos. Estimar biomassa de florestas é um meio importante para quantificar também estes componentes. Avaliar a biomassa total acima do solo, definida como densidade de biomassa quando expressa em peso por unidade de área, é uma forma útil de estimar os recursos disponíveis para usos tradicionais. A biomassa presente nas florestas é o resultado da diferença entre a produção por meio da fotossíntese e o consumo pela respiração e exploração dos recursos. Por isso pode ser considerada uma medida de mudanças na estrutura da floresta (BROWN, 1997).

As metodologias utilizadas hoje pelos pesquisadores para estimativa de biomassa em florestas, podem ser de dois tipos: método direto (ou destrutivo) e método indireto (não destrutivo). No primeiro caso, as árvores precisam ser derrubadas para que seus componentes sejam separados e pesados. Este método demanda muito tempo em campo e possui um alto custo, porém fornece estimativas mais precisas de biomassa para cada árvore. No segundo, as

estimativas são feitas por meio de equações alométricas preexistentes na literatura (desenvolvidas pelo método direto) e utilizam dados coletados no inventário florestal, como DAP, altura, volume, densidade, etc., sem a necessidade de derrubar árvores. Neste caso, a quantificação da biomassa é muito mais rápida e barata, mas sua precisão é inferior (HIGUCHI et al., 1998; NELSON et al., 1999; PARRESOL, 1999; SEGURA, 2005).

Estes dois métodos ainda são bastante discutidos entre os autores, os quais dividem suas opiniões sobre qual a melhor forma de se estimar a biomassa. A literatura mostra que há diferenças nas estimativas até quando se usa o mesmo banco de dados. O único consenso é que é impossível determinar a biomassa de cada árvore pelo método direto. Por isso é necessário realizar as análises de regressão para gerar modelos estatísticos que possam ser aplicados para estimar biomassa em regiões maiores (FEARNSIDE, LEAL FILHO, FERNANDES, 1993; HIGUCHI et al., 1998).

Brown, Gillespie e Lugo (1989) criaram equações de regressão de uso global para estimar biomassa viva acima do solo em florestas tropicais. Eles utilizaram dados de campo de inventários florestais de larga escala realizados anteriormente em quatro países, com três tipos de floresta (secas, úmidas e alagadas). Eles acreditam que as estimativas de biomassa em florestas tropicais podem ser melhoradas quando baseadas em inventários florestais, pois o volume de dados destes inventários é mais abundante e são coletados em grandes áreas quando comparado com estudos que medem biomassa pelo método direto em florestas tropicais. Apesar de recomendarem a utilização destas equações em florestas tropicais como um todo, reconhecem que é necessário ter cautela na sua aplicação em regiões específicas e que elas podem ser melhoradas adicionando mais dados, principalmente em classes de tamanhos maiores.

Nogueira et al. (2008) comparou a equação alométrica desenvolvida em seu estudo com mais três equações existentes na literatura, utilizando o mesmo banco de dados de DAP. Encontrou que houve uma divergência da biomassa por hectare de 6 a 18,7% quando comparado com a biomassa gerada pelas outras equações. Encontrou também que equações desenvolvidas para florestas densas podem resultar em superestimativas de biomassa quando aplicadas em florestas abertas. Portanto, o tipo de floresta também influencia na escolha da equação alométrica a ser utilizada.

Segundo Nelson et al. (1999) a acurácia das estimativas de biomassa em florestas secundárias pode ser comprometida por três fatores. Primeiro, poucas equações foram

desenvolvidas para as espécies mais comuns dessas florestas. Segundo, as equações publicadas para grupos de espécies geralmente derivam de florestas primárias, as quais possuem maior densidades de madeira e diferentes formas de desenvolvimento. Terceiro, mesmo quando a equação é desenvolvida para uma floresta secundária, sua utilização fora do intervalo biométrico para qual foi desenvolvida, pode levar ao aumento de erros nas estimativas.

Este estudo teve por objetivo melhorar as estimativas de carbono em florestas secundárias da Amazônia central, utilizando equações alométricas para o método não-destrutivo. Avaliou a utilização de outras equações já existentes na literatura, comparando com as equações geradas no próprio estudo. Os autores encontraram que dois modelos originalmente baseados em florestas primárias superestimaram a biomassa em 10-60% para DAP entre 5-25 cm para a floresta secundária.

Devido a importância desta estimativa para o clima, pesquisadores têm buscado técnicas cada vez mais eficazes para estimar a quantidade de carbono estocado em florestas e o uso do Sensoriamento Remoto tem se mostrado uma importante ferramenta para este propósito (BROWN, 2002; BROWN, GILLESPIE, LUGO, 1989). Dados coletados remotamente incluem desde imagens de satélite até fotografias aéreas capturadas por sensores aerotransportados, além dos dados de RADAR e LIDAR. Dependendo da tecnologia utilizada, é possível medir até mesmo a altura do dossel, área de copas, densidade de copas, número de fustes por unidade de área, etc. Por este motivo, estes dados representam uma forma muito útil para medir estoques de carbono (BROWN, 2002), diminuindo os custos, tempo de coleta em campo e aumentando a área de abrangência.

Couto et al. (2008), por meio de videografia digital, estimaram o teor carbono em florestas implantadas com essências nativas no interior de São Paulo, utilizando para isso o índice de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI de Rouse et al. (1974). Os resultados mostraram que existe uma alta correlação entre o NDVI e as variáveis biomassa e teor de carbono estocado nas florestas plantadas. Isso mostra que a videografia digital pode ser uma ferramenta importante para estimativa de biomassa e carbono neste tipo de floresta.

Da mesma forma, Monteiro, Souza Júnior e Sales (2007) testaram o grau de correlação entre volume de madeira explorado em áreas de exploração convencional e manejada, com imagens de abundância (vegetação fotossinteticamente inativa - NPV, solo exposto - SOLOS, vegetação - VEG) – geradas a partir do modelo de mistura espectral - MME de Adams, Smith e

Gillespie (1993) - e índices espectrais como o *Normalized Difference Fraction Index* - NDFI de Souza Júnior, Roberts e Cochrane (2005) e NDVI em imagens Landsat. A avaliação mostrou que o volume explorado é diretamente proporcional às imagens NPV e SOLOS, e inversamente proporcional às imagens VEG, NDFI e NDVI. Além disso o estudo mostrou que o volume explorado possui alta correlação com o índice NDFI e as imagens-fração VEG, NPV e SOLOS.

## **2.4 Restauração florestal e indicadores ecológicos**

A recuperação de áreas degradadas é uma prática muito antiga, porém até recentemente não incorporava um embasamento teórico de Ecologia, sendo executada como um mero plantio de mudas para atingir um objetivo específico como controle de erosão, por exemplo. Desde que o homem começou a se preocupar em reparar os danos causados ao meio ambiente, diferentes termos vêm sendo usados para definir esta reparação, os quais geram muita divergência entre os autores sobre qual é o mais adequado para expressar os objetivos do programa de recuperação (ENGEL, PARROTTA, 2008; RODRIGUES, GANDOLFI, 2000).

Antigamente o termo restauração significava o retorno do ecossistema degradado ao seu estado original, com todas as características estruturais da comunidade clímax, o que seria impossível de realizar, principalmente porque a trajetória da sucessão secundária dos ecossistemas nem sempre pode ser prevista. Recentemente este termo incorporou conceitos sobre processos de sucessão envolvidos na dinâmica das formações naturais e passou a ser chamado por alguns de Restauração Ecológica. Neste caso, o objetivo não é mais tentar copiar um ecossistema modelo na natureza ou retornar o ecossistema ao seu estado original, mas sim restaurar processos que levam à formação de um ecossistema funcional, recuperando a estabilidade e integridade da área para que se torne sustentável (ENGEL, PARROTTA, 2008; RODRIGUES, GANDOLFI, 2000).

Baseado nesta nova abordagem, a *Society for Ecological Restoration* define restauração ecológica como “a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade dos ecossistemas, (...) considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”. Outros termos que costumam ser utilizados para o conjunto de ações definidas para a recuperação são reabilitação e redefinição. A reabilitação envolve ações sobre um ecossistema degradado, o qual, sozinho, se manteria em uma condição de degradação irreversível. Com a reabilitação o

ecossistema retornaria a um estado estável alternativo, diferente do original, porém funcional (RODRIGUES, GANDOLFI, 2000).

A redefinição tem o objetivo de converter um ecossistema (degradado ou não) em outro com uso diferente daquele pré-existente. Por exemplo, a transformação de áreas degradadas em áreas agrícolas ou em um reservatório hídrico. O termo “recuperação” é usado de forma mais genérica e pode representar qualquer ação que converta uma área degradada para uma condição não degradada, independente do histórico da degradação e do destino futuro. Por isso, a recuperação envolve todos os termos citados anteriormente (MAJER, 1989; RODRIGUES, GANDOLFI, 2000).

Outros conceitos como reflorestamento e revegetação também podem ser confundidos com restauração florestal, porém são usados para objetivos diferentes e normalmente têm um caráter comercial. A definição usada em projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), no âmbito do Protocolo de Quioto, segundo a decisão 11/CP.7 do Painel Executivo, considera o reflorestamento a conversão de uma área não florestada em outra com floresta, por meio da ação humana, em terras onde não continham floresta em 31 de dezembro de 1989 (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFCCC, 2002).

Segundo IBAMA (1990), a revegetação é a prática principal para se obter a formação de um novo solo, controlar a erosão, evitar a poluição das águas e promover a manutenção da vida selvagem, se for o caso. É considerado um conjunto de alternativas ou procedimentos para estabelecer ou restabelecer a cobertura vegetal em áreas degradadas. Pode incluir desde a fixação localizada de espécies vegetais (herbáceas ou arbóreas) até reflorestamentos extensivos, além de hidrossemeadura, plantio de placas de gramas, etc. É um termo muito utilizado em áreas degradadas por mineração.

Os projetos de restauração de áreas degradadas têm seu fundamento nos processos de sucessão ecológica, nos quais as comunidades evoluem no tempo, se tornando mais complexas, diversificadas e estáveis. Nesta dinâmica ocorre a substituição de espécies ou grupos ecológicos (pioneiras, secundárias, climáticas) ao longo do tempo e no mesmo espaço, como observado na abertura de clareiras. Assim, os pesquisadores começaram a visualizar áreas em restauração sob a perspectiva de dinâmica de clareiras. Os projetos de restauração passaram a escolher espécies de acordo com seu grupo ecológico, priorizando alta diversidade dentro de cada grupo

(ATTANASIO et. al., 2006; BRANCALION, GANDOLFI, RODRIGUES, 2009; ENGEL, PARROTTA, 2008).

Antes, o objetivo da restauração era realizar uma cópia de uma floresta considerada modelo, tentando reproduzir suas características florísticas e estruturais. Esses modelos, também chamados de ecossistemas de referência, eram os melhores fragmentos remanescentes da região e apenas uma comunidade clímax era aceita para cada situação. Esta era uma teoria considerada determinística, pois acreditava-se que a comunidade iria atingir um único clímax, de forma ordenada e previsível. Desta forma, a restauração era conduzida somente pelo plantio de mudas, pois só assim seria possível reproduzir as características da floresta modelo (BRANCALION, GANDOLFI, RODRIGUES, 2009; GANDOLFI, RODRIGUES, 2007).

Numa visão mais moderna, a restauração passou a adotar conceitos estocásticos de sucessão, em que os ecossistemas não mais seguiriam um sentido único nem atingiriam um único clímax, mas sim que haveria diversas possibilidades de trajetórias que levariam a comunidade a diferentes níveis de organização e estrutura. Assim, a cópia de uma floresta madura começou a ser desconsiderada nos projetos de restauração e foi priorizada a restauração de processos ecológicos que ajudariam a estabelecer uma comunidade funcional com elevada diversidade. Desta forma, o plantio de mudas deixou de ser a única metodologia utilizada na restauração, dando espaço para condução da regeneração natural, semeadura direta, transplante de plântulas, enriquecimento, etc. (BRANCALION, GANDOLFI, RODRIGUES, 2009; GANDOLFI, RODRIGUES, 2007).

Outro conceito importante foi inserido nos métodos de restauração, baseado na ecologia das espécies, o de grupos funcionais. O foco da restauração é o conhecimento da ecologia das espécies, porém, quando o número de espécies é muito grande elas podem ser agrupadas segundo seus comportamentos comuns, ou seja, agrupadas em grupos funcionais. Nestes agrupamentos, cada grupo exerce uma função ou grupo de funções específicas, as quais podem ser definidas conforme a necessidade do programa de recuperação. São determinados os processos que se tenha interesse como fixação de nitrogênio, atração de fauna para dispersão de sementes, espécies ornamentais, rápido recobrimento do solo, introdução de outras formas de vida como lianas, etc. (GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009).

Para escolher o melhor método de restauração, deve-se realizar um diagnóstico completo da área e de seu entorno, incluindo histórico e intensidade da degradação. Por exemplo, se o local

apresentou alta capacidade de auto-recuperação, a regeneração natural deve ser estimulada com ações de proteção, indução e condução, sem a necessidade do plantio inicial. Uma avaliação futura permitirá dizer se é necessário realizar ações de enriquecimento e/ou preenchimento usando mudas e/ou sementes. Por outro lado, quando a área apresenta um elevado grau de degradação, impossibilitando a condução da regeneração natural, deve-se introduzir as espécies nativas por meio de plantio de mudas e/ou sementes (ISERNHAGEN et. al., 2009).

Como citado anteriormente, a restauração não busca mais a cópia de uma floresta madura. Porém, é necessário que haja um ecossistema de referência que sirva de modelo para um plano de restauração e que forneça parâmetros para sua avaliação futura. O problema de uma referência simples é que ela representa a fotografia de um único estado dentre vários que ela pode assumir durante o equilíbrio dinâmico de um ecossistema. O mesmo acontece com um ecossistema restaurado, que pode atingir qualquer estado durante seu desenvolvimento. Desta forma, a referência é melhor se houver múltiplas referências e quanto maior for o número de informação coletada (SOCIEDADE INTERNACIONAL PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - SER, 2004).

Em uma restauração bem planejada, deve-se definir quais os objetivos devem ser alcançados durante o desenvolvimento do ecossistema, os quais são baseados em parâmetros coletados do ecossistema de referência. Mesmo que o ecossistema restaurado jamais seja igual ao de referência, este último fornece variáveis importantes para avaliar se as metas da restauração foram cumpridas ou se os objetivos estão sendo atingidos (SER, 2004).

Esses parâmetros, também chamados de indicadores de avaliação e monitoramento, podem ser previamente definidos para servir de base a um determinado projeto de restauração. Pode-se estabelecer quais características uma comunidade restaurada deve ter, para avaliar periodicamente se os resultados do programa de restauração são considerados satisfatórios. Para isso, é necessário que se estabeleça qual estado a comunidade deve alcançar para que seja avaliado o sucesso do programa (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Porém, os indicadores não devem ser necessariamente iguais aos de um ecossistema de referência, mas devem garantir que os valores encontrados nele sejam atingidos durante o processo de restauração. Isto evita que o monitoramento seja interminável (BELLOTTO et al., 2009).

Estes parâmetros podem se basear em características funcionais e estruturais das florestas como densidade de espécies, riqueza, dominância, abundância, regeneração natural, etc. São

baseados em florestas estudadas previamente (comunidades de referência) e coletados a partir do inventário florestal, os quais se tornarão metas a serem alcançada nos ecossistemas restaurados. (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Outros exemplos são presença de formigas e outros invertebrados, características físico-químicas do solo, porcentagem de cobertura do solo por gramíneas exóticas e indivíduos plantados/regenerantes, classificação de espécies em grupos sucessionais e síndromes de dispersão, cobertura de copa, altura, estratificação, etc. (BELLOTTO et. al., 2009).

Entretanto, dada a complexidade e diversidade dos ecossistemas, os autores não recomendam a definição de indicadores universais, ou seja, parâmetros que possam ser generalizados para qualquer região ou situação (GANDOLFI, BELLOTTO, RODRIGUES, 2009; RODRIGUES, GANDOLFI, 2000). Há muitas divergências entre os autores sobre os indicadores mais adequados para avaliação do sucesso da restauração. Porém, o mais importante é que estes parâmetros avaliem não só a recuperação visual da paisagem, mas também os processos ecológicos que são responsáveis por tornar a floresta um ecossistema funcional e sustentável ao longo do tempo (BELLOTTO et. al., 2009).

## Referências

ADAMS, J.B.; SMITH, M.O.; GILLESPIE, A.R. Imaging spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis. In: PIETERS, C.M.; ENGLERT, P.A.J. (Ed.). **Remote geochemical analysis**. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 145-166. (Topics in Remote Sensing, 4).

ATTANASIO, C.M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Adequação ambiental de propriedades rurais**: recuperação de áreas degradadas e restauração de matas ciliares. Piracicaba: ESALQ, Depto. Ciências Florestais, 2006. 66 p. Relatório técnico.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.; NAVE, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 3, p. 128-146.

BRANCALION, P.H.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 2: plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 14-30.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55p. (FAO Forestry Paper, 134).

\_\_\_\_\_. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. **Environmental Pollution**, London, v. 116, issue 3, p. 363-372, 2002.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Washington, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

\_\_\_\_\_. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 1-32, 1990.

CARVALHO, G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; MATTOS, L.; SANTILLI, M. An Amazon perspective on the forest-climate connection: opportunity for climate mitigation, conservation and development? **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n. 1-2, p. 163-174, Mar. 2004.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de capacitação sobre mudança do clima e projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. Brasília – 2008. 276 p. Disponível em: < [www.cgee.org.br/atividades/redirect.php?idProduto=4681](http://www.cgee.org.br/atividades/redirect.php?idProduto=4681)>. Acesso em: 17 mar. 2009.

COUTO, H.T.Z.; JUSTO, G.C.; POLIZEL, J.L.; SILVA FILHO, D.F. Videografia digital na estimativa de carbono em florestas implantadas com espécies nativas. **Ambiência: Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, Guarapuava, v. 4, p. 125-135, out. 2008. Edição especial.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.F.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. São Paulo: IPEF; FEPAF, 2008. cap. 1, p. 1-26.

FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, p. 21-34, 1996.

FEARNSIDE, P.M.; GUIMARÃES, M. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, p. 35-46, 1996.

FEARNSIDE, P.M.; LEAL FILHO, N.; FERNANDES, F.M. Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 98, n. D9, p. 16733-16743, 1993.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo, 2007. cap. 4, p. 109-143.

GANDOLFI, S.; BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Fase 7: inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 62-77.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 28, n. 2, p. 153-166, 1998.

HOUGHTON, R.A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWSKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, 1990. 96 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2001: synthesis report. Summary for policymakers**. 2001. 34 p. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/pdf/climate-changes-2001/synthesis-spm/synthesis-spm-en.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2010.

\_\_\_\_\_. **Climate change 2007: synthesis report**. 2007a. 52 p. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4\\_syr\\_spm.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_spm.pdf)>. Acesso em: 14 abr. 2010.

\_\_\_\_\_. **Mudança do clima 2007: impactos, adaptação e vulnerabilidade**. 2007b. 30 p. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg2/en/contents.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/contents.html)>. Acesso em: 14 abr. 2010.

\_\_\_\_\_. **Mudança do clima 2007: mitigação da mudança do clima**. 2007c. 42 p. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg3/en/contents.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg3/en/contents.html)>. Acesso em: 14 abr. 2010.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Fase 4: abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 31-37.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies nativas. **IPEF**, Piracicaba, n.41/42, p. 83-93, 1989.

KELLER, M.; ALENCAR, A.; ASNER, G. P.; BRASWELL, B.; BUSTAMENTE, M.; DAVIDSON, E.; FELDPAUSCH, T.; FERNÁNDES, E.; GOULDEN, M.; KABAT, P.; KRUIJT, B.; LUIZAO, F.; MILLER, S.; MARKEWITZ, D.; NOBRE, A. D.; NOBRE, C. A.; PRIANTE FILHO, N.; ROCHA, H.; SILVA DIAS, P.; VON RANDOW, C. AND VOURLITIS, G. L. Ecological research in the large-scale biosphere-atmosphere experiment in Amazonia: early results. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 3-16, 2004.

KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Florianópolis, n. 32, p. 165-389, 1980.

MAJER, J.D. Fauna studies and land reclamation technology: a review of the history and need for such studies. In: MAJER, J.D. (Coord.). **Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands**. London: Cambridge University Press. 1989. p. 3-33.

MCKINSEY & COMPANY. **Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil**. São Paulo, 2009. 45 p. Disponível em: <[http://www.mckinsey.com.br/sao\\_paulo/carbono.pdf](http://www.mckinsey.com.br/sao_paulo/carbono.pdf)>. Acesso em: 17 mar. 2009.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.

MONTEIRO, A.; SOUZA JÚNIOR, C.; SALES, M. Estimativa de volume de madeira explorada com imagens de satélite: aplicações para o monitoramento de planos de manejo florestal na Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais eletrônicos...** São José dos Campos: INPE, 2007. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.15.24/doc/6843-6850.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2008.

NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.; SOUZA, S.G.; BATISTA, G.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate off secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 117, p. 149-167, 1999.

NOGUEIRA, E.M.; FEARNSIDE, P.M.; NELSON, B.; BARBOSA, R.; KEIZER, E.W. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 256, p. 1853-1867, 2008.

PARRESOL, B.R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Forest Science**, Washington, n. 45, p. 573-593, 1999.

PUIG, C.J. **Carbon sequestration potential of land-cover types in the agricultural landscape of eastern Amazonia, Brazil**. Bonn: Universidade de Bonn, 2005. 75 p. (Ecology and Development Series, 33).

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. cap. 15.1, p. 235-247.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; DEERING, D.W.; SCHELL, J.A.; HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation.** Greenbelt: NASA/GSFC. Type III Final Report, 1974. 371 p.

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.M.; ZILIOOTTO, M.A.B.; GOMES, F.S. (Ed.). **As florestas e o carbono.** Curitiba: UFPR, 2002. p. 119-140.

SEGURA, M. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 1, p. 2-8, 2005.

SOCIEDADE INTERNACIONAL PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA. **Fundamentos de restauração ecológica.** 2004. 17 p. Disponível em: <[http://www.efraim.com.br/SER\\_Primer3\\_em\\_portugues.pdf](http://www.efraim.com.br/SER_Primer3_em_portugues.pdf)>. Acesso em: 14 jul. 2010.

SOUZA JÚNIOR, C.; ROBERTS, D.; COCHRANE, M. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 98, p. 329-343, 2005.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E.A. Abandoned pasture in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

UNITED NATIONS. **United Nations framework convention on climate change.** 1992. 25 p. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2010.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 october to 10 november 2001.** 2002. 68 p. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13.pdf>>. Acesso em: 09 jun. 2010.

### **3 INDICADORES ECOLÓGICOS PARA FINS DE RESTAURAÇÃO BASEADOS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS EM PARAGOMINAS, PA**

#### **Resumo**

O abandono de áreas destinadas ao uso da terra pode levar a formação de florestas secundárias. Um mapeamento de larga escala realizado pelo INPE apontou que 18,4% das áreas desmatadas na Amazônia Legal, já estão em processo de regeneração. Por isso a importância da recuperação de florestas degradadas considerando, por exemplo, seu papel nas mudanças climáticas globais com o acúmulo de carbono em seus tecidos durante o crescimento. Porém, em um projeto de restauração florestal bem planejado é necessário a definição de parâmetros (indicadores) que servirão para avaliar se as metas da restauração foram cumpridas ou se os objetivos estão sendo atingidos. Desta forma, o objetivo deste estudo é comparar florestas secundárias por meio de indicadores ecológicos elaborados a partir de suas características estruturais e funcionais e responder às seguintes perguntas: (i) a análise dos indicadores confirma a hipótese de que quanto mais antiga a floresta maior sua semelhança com a floresta primária de referência? E (ii) é possível diferenciar as florestas utilizando estes indicadores? Para isso foram selecionados dez indicadores para comparar seis tipos de floresta localizadas no município de Paragominas, Pará. São elas: uma floresta primária e cinco florestas secundárias de 4, 10, 15, 20 e 25 anos de idade. A análise de componentes principais mostrou uma clara distinção entre as diferentes idades de florestas com relação aos indicadores. A análise de componentes principais mostrou uma clara distinção entre as diferentes idades de florestas com relação aos indicadores. O comportamento dos indicadores mostra que a floresta intacta possui maior semelhança com as florestas secundárias mais maduras e, conseqüentemente, está mais distante das florestas mais jovens.

Palavras-chave: Florestas secundárias; Restauração florestal; Indicadores ecológicos; Paragominas; Amazônia

#### **Abstract**

Abandonment of areas designed for land use may lead to the formation of secondary forests. A large-scale mapping carried out by INPE showed that 18.4% of deforested areas in the Amazon are already in regeneration. Hence their importance for forest restoration considering, for example, their role in global climate changes by the accumulation of carbon in their tissues during growth. However, in a well-planned forest restoration project it is necessary to define parameters (indicators) that will assess whether the goals of restoration have been accomplished or if its objectives are being achieved. Thus, the purpose of this study is to compare secondary forests by ecological indicators developed from their structural and functional characteristics and answer the following questions: (i) does the analysis of indicators confirm the hypothesis that the older the forest the greater its resemblance with the reference primary forest? And (ii) is it possible to distinguish secondary forest ages using these indicators? For that purpose, ten indicators were selected to compare six forest ages in Paragominas, Pará. They are: a primary

forest and five secondary forests with 4, 10, 15, 20 and 25 years of abandonment. Principal component analysis showed a clear distinction between the different ages of forests with respect to the indicators. The behavior of the indicators shows that the intact forest is more similar to mature secondary forests and, more distant from younger secondary forests.

Keywords: Secondary forest; Forest restoration; Ecological indicators; Paragominas; Amazon

### 3.1 Introdução

Devido às mudanças na cobertura do solo, seja pela ação antrópica (desmatamento) ou causas naturais (abertura de clareiras devido queda de árvores), podem surgir processos sucessionais que dão origem às florestas secundárias. A sucessão é a mudança na composição e estrutura da comunidade ao longo do tempo e começa quando um distúrbio é seguido pela colonização, por plantas, da área perturbada. Esta formação vegetal que cresce em seguida ao distúrbio é chamada de vegetação secundária, consideradas um meio de renovação das florestas tropicais (ATTANASIO et al., 2006; KAGEYAMA, CASTRO, 1989; KLEIN, 1980).

Recentemente, um mapeamento realizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) apontou que 18,4% das áreas desmatadas na Amazônia Legal, detectadas pelo PRODES-2007 (Sistema de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal), já estão em processo de regeneração. O estudo ressalta que somente o estado do Pará corresponde a 40% de toda a área de floresta secundária mapeada, seguido do Mato Grosso (18%) e Maranhão (11,8%) (ALMEIDA et al., 2009).

Segundo um estudo realizado pela empresa de consultoria McKinsey & Company (2009), as maiores ações para a redução dos GEE's no Brasil estão na redução do desmatamento e na recuperação de áreas degradadas. O setor florestal representa 72% das oportunidades de redução das emissões do Brasil até 2030, incluindo a eliminação do desmatamento e incentivos ao reflorestamento de áreas já degradadas. O relatório acrescenta que seria necessário um custo médio de  $\text{€}/\text{tCO}_2\text{e}$  para iniciativas de reflorestamento que representam uma oportunidade de 158  $\text{MtCO}_2\text{e}$  para sequestro de carbono.

Este número pode ser considerado conservador levando-se em conta o potencial do Brasil em ações de reflorestamento, especialmente na região amazônica onde as florestas possuem uma taxa de crescimento superior à média mundial. Desta forma, fica claro a contribuição de florestas secundárias para a contenção dos efeitos do aquecimento global, devido o sequestro de carbono da atmosfera para ser incorporado ao tecido vegetal durante seu crescimento (PUIG, 2005). Daí a

necessidade de pesquisas e investimentos em projetos de restauração de áreas já degradadas, sempre aproveitando o potencial de regeneração da área se possível.

Em uma restauração bem planejada, deve-se definir quais os objetivos devem ser alcançados durante o desenvolvimento do ecossistema, os quais são baseados em parâmetros coletados do ecossistema de referência. Mesmo que o ecossistema restaurado jamais seja igual ao de referência, este último fornece variáveis importantes para avaliar se as metas da restauração foram cumpridas ou se os objetivos estão sendo atingidos (SER, 2004).

Esses parâmetros, também chamados de indicadores de avaliação e monitoramento, podem ser previamente definidos para servir de base a um determinado projeto de restauração. Pode-se estabelecer quais características uma comunidade restaurada deve ter, para avaliar periodicamente se os resultados do programa de restauração são considerados satisfatórios. Para isso, é necessário que se estabeleça qual estado a comunidade deve alcançar para que seja avaliado o sucesso do programa (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Porém, os indicadores não devem ser necessariamente iguais aos de um ecossistema de referência, mas devem garantir que os valores encontrados nele sejam atingidos durante o processo de restauração. Isto evita que o monitoramento seja interminável (BELLOTTO et al., 2009).

Estes parâmetros podem se basear em características funcionais e estruturais das florestas como densidade de espécies, riqueza, dominância, abundância, regeneração natural, etc. São baseados em florestas estudadas previamente (comunidades de referência) e coletados a partir do inventário florestal, os quais se tornarão metas a serem alcançada nos ecossistemas restaurados. (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

As florestas secundárias, assim como os ecossistemas restaurados, apresentam modificações ao longo do tempo devido aos processos de sucessão. Considerando as características estruturais das florestas, variáveis como biomassa, volume, área basal, diâmetro e altura são apontados como os principais responsáveis pelas mudanças das florestas durante o processo sucessional (AID et al., 2000; STEININGER, 2000). Assim, é possível analisar parâmetros estruturais como estes para detectar diferenças entre idades de florestas durante a sucessão, visando, por exemplo, nortear planos de restauração florestal (LIEBSHC; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

Desta forma, o objetivo deste capítulo é comparar florestas secundárias por meio de indicadores ecológicos elaborados a partir de suas características estruturais e funcionais. Estes

indicadores são baseados na regeneração natural das florestas, já que todas elas são pastos abandonados em diferentes idades. Com isso, será possível responder às seguintes perguntas: (i) a análise dos indicadores confirma a hipótese de que quanto mais antiga a floresta, maior sua semelhança com a floresta primária de referência? E (ii) é possível diferenciar as florestas utilizando estes indicadores?

## **3.2 Material e Métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

A Figura 3.1 mostra a localização das seis áreas de interesse deste estudo onde foram coletados os dados do inventário florestal. São cinco diferentes idades de florestas secundárias e uma floresta primária. O estudo foi conduzido no município de Paragominas, a nordeste do Estado do Pará, leste da Amazônia Brasileira, a 320 km da cidade de Belém. A sede municipal está situada entre as coordenadas 3°00'00''S e 47°21'30''W. O município pertence à Mesorregião Sudeste Paraense e à Microrregião de Paragominas e possui uma área de 19.309,9 km<sup>2</sup> (PARÁ, 2008). Foi fundado em 1965 e em 2007 possuía uma população de 90.819 habitantes (IBGE, 2007). Em 2006, o PIB do município era de aproximadamente R\$ 572 mil, com uma renda per capita de R\$ 6.472 mil e o Índice de Desenvolvimento Humano era de 0,792 (IBGE, 2006).

Os solos da região são predominantemente do tipo latossolo amarelo, ricos em argila e fertilidade muito baixa. O clima é do tipo mesotérmico e úmido. A temperatura média anual é de 25°C e a umidade relativa do ar gira em torno de 85%. Nessa região o relevo é plano a suavemente ondulado, com altitude média de 20 metros em relação ao nível do mar. O regime pluviométrico é de 2.250mm a 2.500mm anuais e durante o período chuvoso (dezembro a junho) a região recebe cerca de 80% das chuvas do ano todo – 1700 a 1800 mm/ano. A estação seca ocorre no período de julho a novembro (PARÁ, 2008).

O município possui vários rios importantes. No sentido Sudeste-Nordeste está o rio Gurupi, que separa o Pará do Maranhão. Na direção oposta está o rio Surubiju, afluente mais importante do rio Capim, que limita o município de Paragominas com Rondon do Pará. O rio Capim serve de limite entre Paragominas e São Domingos do Capim. O rio Uraim banha a sede do município a noroeste (PARÁ, 2008).

O município de Paragominas faz parte da fronteira de ocupação antiga da Amazônia. Passou por vários ciclos de ocupação: agricultura de corte e queima, seguido da pecuária e depois pela atividade madeireira (ALMEIDA; UHL, 1998). Atualmente, possui uma economia diversificada com base na agropecuária (em parte intensiva), setor madeireiro (com expressiva área sob manejo florestal), além da mineração (bauxita) e atividades de reflorestamento (exóticas e nativas) (PINTO et al., 2009).

A vegetação original da região era composta principalmente por florestas tropicais densas de terra firme e perenes, porém, devido o avanço do desmatamento na região provocado pela agropecuária, grandes áreas de floresta original foram substituídas por florestas secundárias, em diversos estágios de desenvolvimento (PARÁ, 2008). Este histórico econômico resultou em uma área desmatada de 748 mil hectares e 130 mil hectares de florestas degradadas até 2008, representando 45% da área total do município (PINTO et al., 2009).

Por isso, em 2007, Paragominas foi incluído na lista dos 36 municípios que mais desmatam na Amazônia (BRASIL, 2008). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), seria necessário atender dois critérios para retirar o município da lista: reduzir o desmatamento para menos de 40 km<sup>2</sup> em um ano e realizar o CAR (cadastro ambiental rural) das propriedades rurais. E devido à política de combate e controle do desmatamento e à cooperação entre Prefeitura de Paragominas, secretaria de Meio Ambiente do Estado do Pará (SEMA-PA) e diversas organizações como o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e The Nature Conservancy (TNC), em março de 2010, o município foi retirado da lista após ter cumprido as metas.

As áreas de interesse específicas para este estudo foram selecionadas a partir de duas regiões localizadas em Paragominas. A primeira é o complexo Fazenda Rio-Capim, pertencente à Empresa Cikel Brasil Verde S/A (Figura 3.1). Com uma área total de 208 mil ha, é considerada uma das maiores exportadoras de madeira tropical do Brasil. Esta área é predominantemente florestal, sendo parte dela (108.241 mil ha) certificada pelo *Scientific Certification System/Forest Stewardship Council* – SCS/FSC. Em 2001 recebeu os Certificados de Floresta Bem Manejada e de Cadeia de Custódia (SCS, 2004).

A segunda região é a bacia hidrográfica do Rio Uraim, com 492,7 mil ha, que ocupa cerca de 20% da área total de Paragominas (Figura 3.1). O rio nasce e tem a foz no município, constituindo um símbolo e a principal fonte de abastecimento de água para região, tendo vinte e

sete rios que deságuam no seu leito. O rio é responsável por cerca de 50% do abastecimento de água de Paragominas <sup>1</sup> (informação pessoal), além de ser frequentado para atividades de lazer. Porém, grande parte das áreas de preservação permanente da bacia do Uraim já está desmatada: 59% (2.908 km<sup>2</sup>) segundo dados do programa do INPE de monitoramento do desmatamento na Amazônia (PRODES, 2009).

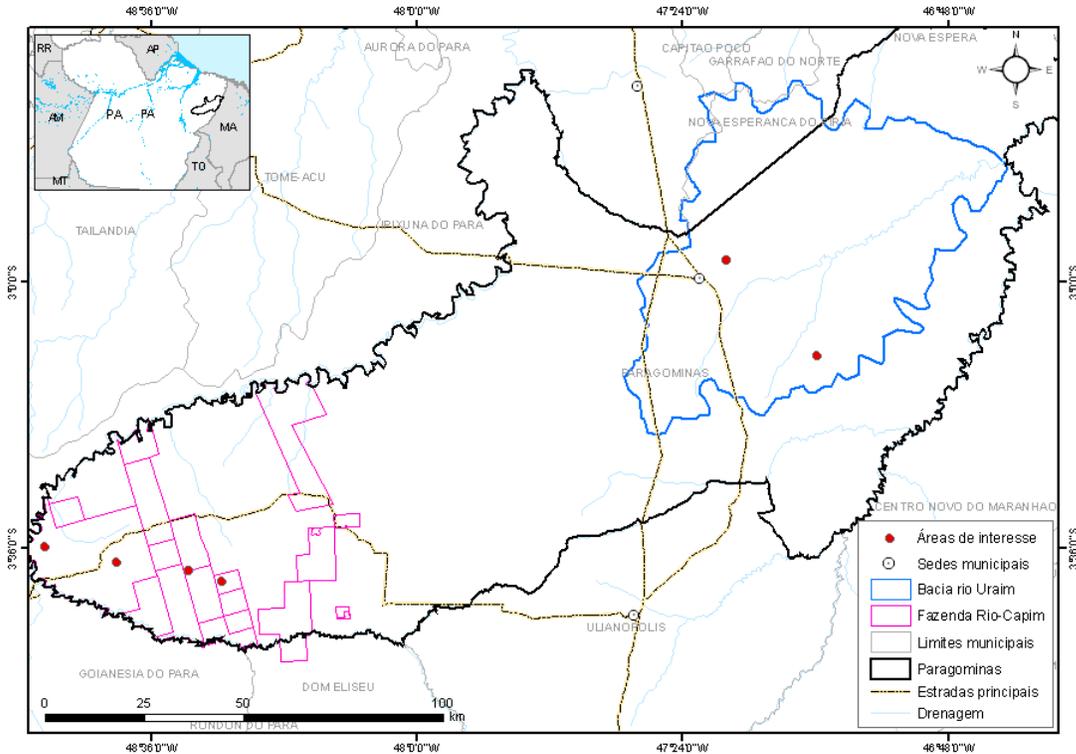


Figura 3.1 - Área de estudo mostrando a localização das florestas estudadas, onde foi realizado o inventário florestal. Paragominas, PA

### 3.2.2 Identificação da idade das florestas estudadas

As áreas de interesse do estudo são cinco idades diferentes de florestas secundárias (4, 10, 15, 20 e 25 anos) e uma área de floresta primária. Para a seleção das florestas secundárias, foi necessário que a área estivesse abandonada, sem atividades humanas, o que caracteriza seu estado de regeneração natural. No caso da floresta primária, não pode ter ocorrido nenhuma intervenção humana ao longo do tempo.

A identificação destas áreas foi realizada em duas fases. A primeira no escritório, por meio da avaliação de uma série temporal de 21 anos de imagens do satélite Landsat (TM e

<sup>1</sup> MARCIEL, H. A. Agência de Saneamento de Paragominas, 2010.

ETM+) (Tabela 3.1), utilizando o *software* ENVI 4.3. Foi identificado o último ano em que houve degradação florestal ou desmatamento, causados por atividade humana, visível na imagem de satélite. A partir desta informação foi possível estimar a idade das florestas secundárias e selecionar áreas potenciais para checagem em campo.

A segunda etapa consistiu na visita em campo e entrevistas com moradores e trabalhadores locais para a seleção final das áreas de interesse. Nesta última etapa foi feita, especialmente, a verificação das condições de acesso às áreas e a confirmação de que as áreas foram realmente abandonadas, sem nenhuma intervenção humana após o último dano verificado nas imagens de satélite. A identificação da floresta primária foi feita principalmente nesta fase, já que a série histórica das imagens Landsat não é grande o suficiente para este propósito.

Tabela 3.1 – Imagens Landsat utilizadas para identificação da idade das florestas estudadas

Ano	223/62		223/63		222/62	
	Data	Sensor	Data	Sensor	Data	Sensor
<b>1987</b>	17/5/1987 e					
	6/9/1987	TM	06/09/87	TM	26/05/87	TM
<b>1988</b>	22/07/88	TM	22/07/88	TM	31/07/88	TM
<b>1989</b>	10/08/89	TM	27/09/89	TM	20/09/89	TM
<b>1990</b>	28/07/90	TM	25/05/90	TM	-	-
<b>1991</b>	16/08/91	TM	31/07/91	TM	24/07/91	TM
<b>1992</b>	02/08/92	TM	02/08/92	TM	-	-
<b>1993</b>	02/06/93	TM	05/08/93	TM	-	-
<b>1994</b>	23/07/94	TM	07/07/94	TM	18/09/94	TM
<b>1995</b>	08/06/95	TM	08/06/95	TM	-	-
<b>1996</b>	25/05/96	TM	10/06/96	TM	05/07/96	TM
<b>1997</b>	15/07/97	TM	28/05/97	TM	-	-
<b>1998</b>	-	-	19/08/98	-	28/08/98	TM
<b>1999</b>	13/07/99	ETM	22/08/99	TM	14/07/99	TM
<b>2000</b>	31/07/00	ETM	31/07/00	ETM	06/06/00	ETM
<b>2001</b>	03/08/01	ETM	03/08/01	ETM	04/08/01	TM
<b>2002</b>	07/09/02	ETM	07/09/02	ETM	28/06/02	ETM
<b>2003</b>	16/07/03	TM	16/07/03	TM	-	-
<b>2004</b>	15/05/04	TM	15/05/04	TM	15/10/04	TM
<b>2005</b>	06/08/05	TM	06/08/05	TM	31/08/05	TM
<b>2006</b>	09/08/06	TM	09/08/06	TM	15/06/06	TM
<b>2007</b>	13/09/07	TM	25/06/07	TM	-	-
<b>2008</b>	14/08/08	TM	13/07/08	TM	20/06/08	TM

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Nota: Sinal convencional utilizado:

- Dado numérico igual a zero não resultante de arredondamento

### 3.2.3 Instalação de parcelas experimentais

Após a identificação das áreas de floresta em campo, foi realizada a demarcação de parcelas experimentais com base na metodologia de amostragem aleatória. Foram instaladas 48 parcelas, sendo 32 no complexo Fazenda Rio Capim e 16 na bacia do Rio Uraim (8 parcelas para cada diferente idade de floresta).

O tamanho destas parcelas é de 10m x 150m (1500m<sup>2</sup>), adaptado de Higuchi, Santos e Jardim (1982), delimitadas com auxílio de trena e estaca nos vértices. A cada 10 metros, as estacas foram enumeradas para facilitar a identificação das subparcelas (Figura 3.2). O ângulo de 90° dos vértices foi delimitado com auxílio de bússola. As parcelas foram subdivididas em 15 subparcelas de 10x10m. Em 7 subparcelas alternadas foi instalada uma subparcela de 2x10m (subparcela de regeneração) para medir a regeneração natural (Figura 3.3).



Figura 3.2 – Foto ilustrando a marcação das estacas para facilitar a identificação das subparcelas

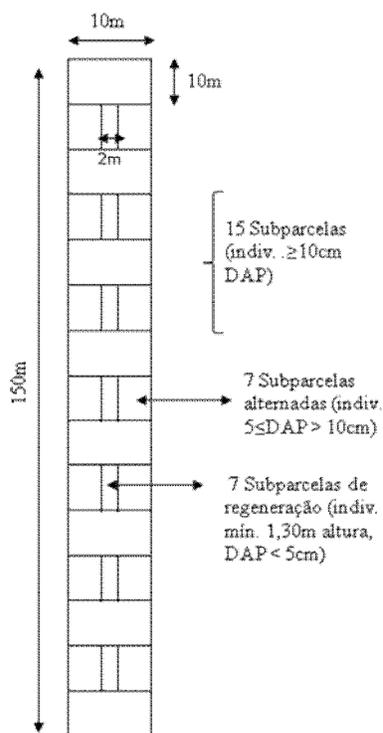


Figura 3.3 - Desenho esquemático ilustrando a subdivisão das parcelas experimentais (desenho fora de escala)

No mapa de cada área, as parcelas foram distribuídas em quadrantes de 5 x 5 segundos (5''), por meio de coordenadas geográficas, utilizando o *software* ArcGis 9.1. O vértice de cada parcela (vértice superior direito) foi enumerado e depois houve um sorteio de 8 vértices dentro de cada área para a alocação das 8 parcelas, como ilustra a Figura 3.4. As parcelas foram alocadas a partir dos vértices de cada quadrante, no sentido Norte-Sul (150m) e Leste-Oeste (10m), desde que estivessem completamente inseridas nas áreas de interesse.

As coordenadas geográficas de cada vértice sorteado foram inseridas em um GPS Garmim modelo GPSMAP<sup>®</sup> 76CSx, com precisão de 5 a 10 metros, para localizar em campo as parcelas a serem instaladas. Após a delimitação em campo, foram coletados 4 pontos por parcela, sendo um em cada vértice. Esses pontos foram alocados sobre as imagens de satélite, utilizando o *software* ArcGis 9.1, para delimitação das parcelas nas imagens.

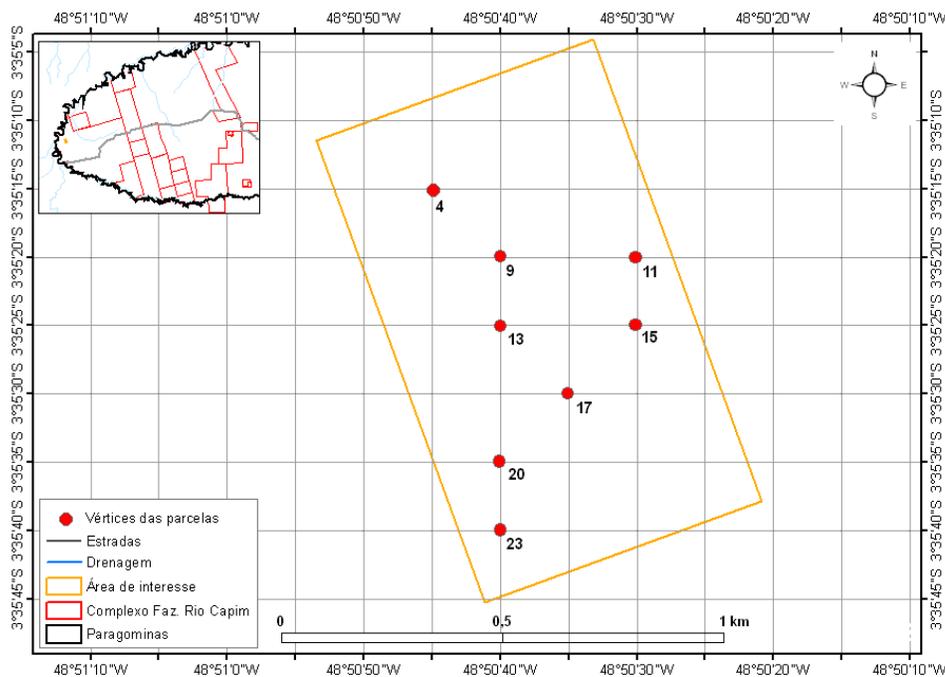


Figura 3.4 – Ilustração da distribuição aleatória das parcelas nas áreas de interesse

### 3.2.4 Levantamento florístico-fitosociológico

O levantamento florístico foi realizado para indivíduos dos estratos inferior e superior para posterior análise fitossociológica. Nas 15 subparcelas foram identificados o nome vulgar, estimada a altura comercial e medido o DAP<sup>2</sup> (com trena) de todos os indivíduos (arbustivo-arbóreos, palmeiras e cipós), vivos e mortos em pé, com DAP igual ou superior a 10 cm. Nas 7 subparcelas alternadas foram medidos também os indivíduos com DAP entre 5 e inferior a 10 cm.

Em cada subparcela de regeneração, foram medidos o DAP e estimadas as alturas totais dos indivíduos (arbustivo-arbóreos, palmeiras e cipós) maiores que 1,30m de altura, inferiores a 5 cm de DAP (Figura 3.3). As alturas dos indivíduos foram estimadas pelo identificador botânico e os DAP's foram medidos com auxílio de paquímetro (Figura 3.5).

Cada indivíduo identificado, exceto os da regeneração natural, recebeu uma placa de alumínio de 3 x 6 cm com ajuda de martelo e pregos. As placas foram enumeradas e os indivíduos receberam a numeração na sequência em que foram encontrados na parcela (Figura 3.6). Além dos dados de DAP e altura, também foi estimada presença de cipós em cada

<sup>2</sup> Em campo, foi medido o CAP (centímetro a altura do peito). Posteriormente foi realizada a conversão para DAP por meio da relação  $DAP = CAP / \pi$ .

indivíduo, bem como a luz incidente, sendo que para cada classificação, foi atribuído um código de acordo com a Tabela 3.2.

A identificação dos indivíduos por nomes científicos se deu por meio de listas de espécies fornecidas por outras instituições, como resultado de inventários florestais realizados anteriormente na área da fazenda Rio Capim. As listas utilizadas continham os nomes vulgares e respectivos nomes científicos dos indivíduos inventariados. São elas: (i) utilizada pela empresa Cikel Brasil Verde S.A, para identificação dos indivíduos a serem explorados<sup>3</sup> (informação pessoal), (ii) da Embrapa Amazônia Oriental<sup>4</sup>, como parte do Projeto Peteco, uma parceria entre Embrapa e CNPq (informação pessoal), (iii) utilizada pelo Instituto Floresta Tropical – IFT<sup>5</sup> em seus inventários florestais (informação pessoal) e (iv) tabela de indivíduos identificados para a tese de doutorado de SILVA<sup>6</sup> (informação pessoal).

Os autores de cada espécie foram identificados pelo *site* do *Missouri Botanical Garden – Mobot*, disponível em <http://www.tropicos.org/>. As famílias foram identificadas segundo a classificação sistemática de Souza e Lorenzi (2008).



Figura 3.5 - Fotos ilustrando a estimativa da altura e medição do DAP dos indivíduos

<sup>3</sup> FERREIRA, J. E. R. Cikel Brasil Verde S.A, 2009.

<sup>4</sup> CARVALHO, J. O. P. Embrapa Amazônia Oriental, 2009.

<sup>5</sup> PINHEIRO, C. Instituto Floresta Tropical, 2009.

<sup>6</sup> SILVA, E. J. V. da. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2009.



Figura 3.6 – Fotos ilustrando a demarcação dos indivíduos com placas de alumínio enumeradas

Tabela 3.2 - Classificação dos indivíduos inventariados de acordo com a presença de cipós e incidência de luz

Código	Cipós	Luz
1	ausência	luz total (em toda a copa)
2	poucos cipós	luz parcial (em um dos lados)
3	indivíduo coberto por cipós	luz difusa (sem luz direta)

Para que as árvores de bordadura fossem incluídas, o eixo da árvore deveria estar dentro da parcela. Caso o eixo estivesse no limite, seria incluída alternadamente (uma sim outra não). Os dados verificados em campo foram anotados em uma ficha de campo, como na Figura 3.7 para as sub-parcelas e na Figura 3.8 para as sub-parcelas de regeneração.

<b>DATA:</b>				<b>ÁREA:</b>		
<b>EQUIPE:</b>				<b>PARCELA:</b>		
<b>Descrição geral:</b>				<b>SUB-PARCELA:</b>		
Nº placa.	ESPÉCIE (nome vulgar)	CAP (cm)	Altura comerc. (m)	CIPÓS (1 - 3)	Luz (1-3)	OBS

Figura 3.7 - Modelo da ficha de campo para os dados coletados nas sub-parcelas

DATA:				ÁREA:		
EQUIPE:				PARCELA:		SUB-PARCELA:
Descrição geral:				SUB-PARCELA REGEN.:		
Nº ind.	ESPÉCIE (nome vulgar)	DAP (cm)	Altura total (m)	CIPÓS (1 - 3)	Luz (1-3)	OBS

Figura 3.8 - Modelo da ficha de campo para os dados coletados nas sub-parcelas de regeneração

### 3.2.5 Caracterização geral das áreas de interesse

Após a identificação das áreas em campo e instalação das parcelas experimentais, foi aplicado um questionário com moradores e trabalhadores locais para se obter informações principalmente sobre o histórico de degradação das áreas. A Tabela 3.3 apresenta dados coletados tanto com a comunidade local quanto em observações de campo. As informações referem-se ao tipo de uso anterior, características do entorno da área e da própria área estudada com o objetivo de inferir seu nível de degradação.

A Tabela 3.4 apresenta informações obtidas em entrevistas com a comunidade, baseadas na classificação de intensidade de uso de pastagens elaborada por Uhl, Buschbacher e Serrao (1988). Inclui informações sobre intensidade de degradação da área, obtidas por meio do tipo de preparo e manejo do pasto que havia no local anteriormente. Estes dados foram coletados também com o objetivo de estimar o nível de degradação das áreas de interesse.

O entorno das áreas a serem restauradas são de grande importância para este processo, pois contribuem com a diversidade da regeneração natural colonizadora, ou seja, aquela oriunda do entorno. Além disso, áreas restauradas são sistemas abertos, que interagem com seu entorno, recebendo polens e sementes de outros indivíduos, possibilitando a troca de material genético. Áreas sem vegetação ao redor, dependem somente do plantio de espécies e não apresentam agentes polinizadores, dispersores de sementes e não podem contar com a chuva de sementes. O processo de sucessão e o potencial de regeneração natural da área dependem, entre outras coisas, do histórico de ocupação da área (se eliminou a regeneração natural) e do entorno imediato dela (se permite chegar os propágulos das espécies) (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Todas as áreas de floresta secundária foram usadas como pasto e depois abandonadas, dando início à regeneração natural no local. O entorno das áreas localizadas na Fazenda Rio-

Capim foi o mais conservado, pois é constituído principalmente de florestas secundárias antigas ou floresta primária. Já o entorno da Bacia do Uraim era bastante degradado, formado principalmente por pastagem e florestas secundárias jovens. A floresta secundária de 4 anos foi a que apresentou o entorno mais perturbado (100% pasto). A floresta intacta, ao contrário, possui seu entorno formado por floresta antiga sob exploração manejada (Tabela 3.3). As fotos ilustrativas de cada área estão representadas nas Figuras 3.9 a 3.14.

Dependendo de seu histórico de degradação, pastos abandonados podem não se tornar florestas, mas sim uma formação de arbustos. O histórico de uso do pasto influencia diretamente nos processos de sucessão após abandono da área. Em Paragominas, o manejo de pastos normalmente ocorre de três formas: usos leve, moderado e intensivo. Esta classificação depende principalmente do tipo de preparo da área (mecanizado ou não), frequência de queimas, tempo de uso, intensidade da pastagem e tempo de abandono (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

A Tabela 3.4 mostra a classificação das florestas secundárias segundo a intensidade de uso do pasto que existia anteriormente. A floresta de 20 anos apresentou a maior intensidade (moderada-intensa) devido ao tempo de uso do pasto (10 a 12 anos) e à frequência de queima que foi superior às outras florestas, consideradas de uso leve.

Tabela 3.3 – Caracterização geral das áreas de interesse

Floresta	Local	Histórico	Entorno	Características gerais
4 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	100% pasto	algumas árvores de pequeno porte, predominância de capim, muitos cipós, ausência de palmeiras.
10 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	50% flor. secundária antiga; 25% flor. secundária recente; 25% pasto	predominância de árvores de pequeno-médio porte, muitos cipós e capim, poucas palmeiras.
15 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 15 anos; 25% plantio recente (<1ano)	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós e capim, poucas palmeiras.
20 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	50% flor. secundária com exploração predatória; 25% pasto; 25% milho	predominância de árvores de médio porte, muitos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
25 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 25 anos; 25% flor. antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
Intacta	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	100% floresta antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.

Tabela 3.4 – Classificação da intensidade de uso das pastagens

Floresta	Local	Desmatamento	Preparo da área	Frequência de queima	Tempo de uso do pasto	Intensidade de pastagem	Intensidade de uso
4 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 a 3 anos	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
10 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
15 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
20 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 vez por ano	10 a 12 anos	baixa (menos de 1 animal/há)	Moderado-intenso
25 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve



Figura 3.9 – Floresta secundária com 4 anos de abandono



Figura 3.10 – Floresta secundária com 10 anos de abandono



Figura 3.11 – Floresta secundária com 15 anos de abandono



Figura 3.12 – Floresta secundária com 20 anos de abandono



Figura 3.13 – Floresta secundária com 25 anos de abandono



Figura 3.14 – Floresta intacta

### 3.2.6 Análise de dados

#### 3.2.6.1 Elaboração de indicadores de avaliação

Foram elaborados dez indicadores os quais foram calculados para cada tipo de floresta, com o objetivo de realizar a comparação entre elas quanto a estes indicadores. Os indicadores foram baseados principalmente nas características estruturais e funcionais das florestas observadas durante o inventário florestal.

Para cada área foram calculados (i) altura média; (ii) DAP médio; (iii) hábitos de vida existentes (número de árvores, palmeiras e cipós); (iv) cobertura de cipós, o qual pode apresentar três níveis de acordo com sua quantidade em cada indivíduo (Tabela 3.2); (v) incidência de luz que também se apresenta em três níveis de acordo com a porção da copa que atinge (Tabela 3.2); (vi) índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), que combina número de espécies e distribuição de indivíduos entre espécies, para avaliar a diversidade da comunidade estudada (MARRUGAN, 1988) e (vii) parâmetros florísticos como número de espécies, de famílias, de gêneros e indivíduos.

O índice de Shannon foi calculado utilizando-se o programa SAS 9.1 para os indivíduos amostrados tanto nas subparcelas quanto nas subparcelas de regeneração. A eq. (3.1) mostra o cálculo do índice de diversidade de Shannon.

$$H' = -\sum Pi \log Pi \quad (3.1)$$

onde,  $H'$  é o índice de diversidade de Shannon e  $Pi$  é a proporção dos indivíduos pertencentes à  $i$ -ésima espécie.

### 3.2.6.2 Análise de componentes principais

Para avaliar se as florestas se separam em grupos distintos quanto às variáveis selecionadas no estudo (indicadores para as áreas totais), foi realizada uma análise de componentes principais (PCA do inglês *principal component analysis*) com o *software* R 2.10. Nesta análise, os valores das variáveis são rotacionados na direção de maior variabilidade, resultando em variáveis independentes chamadas de Componentes Principais (PC, do inglês *principal components*) (MARDIA; KENT; BIBBY, 1980).

A PCA é um método exploratório que tem por objetivo reduzir a dimensionalidade do banco de dados, capturando num pequeno número de PCs a maior parte da variação das variáveis originais. Essa redução de dimensionalidade facilita a interpretação de dados multivariados, principalmente na sua visualização (MARDIA; KENT; BIBBY, 1980).

Entretanto, como parte da variação dos dados é perdida, é necessário cautela na escolha do número de variáveis a ser retida para minimizar a perda de informação. Normalmente, as PCs selecionadas para compor o gráfico da PCA, são aquelas que explicam a maior parte da variância dos dados. PCA é um método clássico, usado em inúmeras aplicações e pode ser encontrada facilmente na literatura (MARDIA; KENT; BIBBY, 1980).

## 3.3 Resultados e Discussão

### 3.3.1 Análise de componentes principais

Os valores originais das variáveis utilizados nas PCAs encontram-se descritos na Tabela 3.5 (para as subparcelas) e Tabela 3.6 (para as subparcelas de regeneração). Para DAP e altura foram calculadas as médias por parcela dentro de cada área. Para os outros indicadores, foram apresentados os valores absolutos por parcela, por área. O resultado das PCAs encontra-se na Figura 3.15 (para as subparcelas) e na Figura 3.16 (para as subparcelas de regeneração).

Tabela 3.5 – Indicadores calculados por parcela em cada tipo de floresta para as subparcelas

Área	Parcela	n° Indiv.	n° Famílias	n° Gêneros	n° Espécies	H'	DAP (cm)	Altura (m)	Cipós			Luz			Hábitos de vida		
									1	2	3	1	2	3	árvores	cipós	palmeiras
For. Intacta	A9V8	152	20	34	42	1,46	15,72	9,61	3	2	0	2	3	0	5	0	0
	A9V3	144	17	31	43	1,44	14,40	6,76	1	10	0	10	1	0	11	0	0
	A9V13	136	29	43	52	1,53	16,55	9,55	8	7	2	14	1	2	17	0	0
	A9V10	130	24	44	52	1,56	15,70	8,41	4	13	1	17	0	1	18	0	0
	A9V27	126	20	35	44	1,48	15,77	7,03	11	13	3	18	9	0	27	0	0
	A9V2	121	16	30	40	1,45	16,61	7,57	22	9	0	23	8	0	31	0	0
	A9V22	120	19	37	43	1,39	17,56	9,81	5	23	3	13	17	1	31	0	0
	A9V11	119	21	41	48	1,53	17,52	9,13	11	13	15	22	6	11	39	0	0
For. 25 anos	A1V38	175	20	30	31	1,23	12,42	6,15	4	28	20	11	32	9	52	0	0
	A1V3	165	20	26	28	1,24	12,36	5,47	7	41	5	13	32	8	53	0	0
	A1V21	159	19	29	31	1,20	12,64	6,39	8	44	4	24	29	3	56	0	0
	A1V9	159	23	31	32	1,08	10,86	5,74	11	61	20	19	54	19	92	0	0
	A1V43	153	21	26	28	1,12	11,90	6,16	11	41	55	14	37	56	107	0	0
	A1V72	153	20	27	28	1,20	14,00	6,16	4	43	69	18	44	54	116	0	0
	A1V74	152	18	26	29	1,10	12,48	5,97	21	77	20	68	44	6	118	0	0
	A1V17	136	22	30	31	1,26	12,32	5,15	6	58	57	20	54	47	122	0	0
For. 20 anos	A10V8	155	18	21	24	1,12	11,55	10,08	6	48	70	18	49	57	125	0	0
	A10V10	141	10	14	17	0,82	12,16	10,09	31	41	64	83	36	17	136	0	0
	A10V11	125	15	17	20	1,05	9,94	7,80	60	68	25	87	48	18	153	0	0
	A10V12	122	18	18	21	1,05	10,87	8,20	93	36	24	87	47	19	153	0	0
	A10V15	122	15	17	20	1,10	10,60	7,37	20	64	71	28	47	80	155	0	0
	A10V7	116	15	17	19	1,08	11,19	8,78	32	96	30	85	42	31	158	0	0
	A10V9	109	22	30	33	1,24	16,14	9,20	57	69	33	66	68	25	159	0	0
	A10V17	107	17	19	32	1,05	8,75	6,94	50	40	74	94	63	7	165	0	0
Flor. 15 anos	A2V23	185	16	21	24	1,14	12,04	7,35	102	38	35	105	45	25	175	0	0
	A2V17	162	19	26	30	1,11	13,63	7,22	8	46	29	18	36	29	82	1	0
	A2V9	158	21	26	27	1,20	13,33	6,85	31	60	17	18	67	24	108	1	0
	A2V15	146	19	28	30	1,04	13,46	7,09	30	66	32	68	29	31	128	1	0
	A2V20	138	19	23	26	1,12	14,29	7,24	53	116	15	102	61	21	184	1	0
	A2V4	129	15	20	21	1,12	13,68	7,19	90	47	22	101	42	16	156	3	0
	A2V11	123	22	31	33	1,19	14,10	7,44	57	83	0	7	47	86	140	4	0
	A2V13	118	20	25	25	1,04	12,96	6,36	58	56	1	6	40	69	115	6	0
Flor. 10 anos	A4V15	153	18	24	28	1,22	12,90	12,90	51	68	4	9	27	87	124	12	0
	A4V38	131	13	16	17	1,04	10,70	4,17	40	93	1	14	36	84	135	17	0
	A4V3	94	17	20	22	1,23	10,34	4,76	21	83	19	70	43	10	122	0	1
	A4V17	92	15	19	21	1,17	11,16	6,33	24	98	16	75	52	11	137	0	1
	A4V19	83	16	20	21	1,18	10,26	3,66	28	72	41	17	68	56	140	0	1
	A4V30	53	11	13	13	1,03	8,48	3,50	28	89	27	93	25	26	143	2	1
	A4V29	52	12	19	20	1,20	9,95	3,97	61	48	42	91	41	20	148	3	1
	A4V25	31	8	9	11	0,95	8,09	3,46	41	110	8	91	54	14	158	3	1
Flor. 4 anos	A12V11	56	13	13	14	0,95	9,00	7,64	55	55	4	13	30	71	113	6	1
	A12V9	39	10	10	10	0,83	7,67	6,70	61	57	0	7	40	71	117	8	1
	A12V2	31	5	5	5	0,68	6,17	3,33	52	59	0	9	22	80	109	9	1
	A12V21	27	8	8	8	0,85	7,30	4,43	30	73	18	9	36	76	120	9	1
	A12V7	18	7	7	7	0,78	5,56	4,03	13	51	58	23	54	45	120	0	2
	A12V22	17	4	4	4	0,46	6,35	4,06	13	61	79	42	56	55	145	6	2
	A12V12	11	3	3	3	0,26	6,34	3,00	11	43	40	24	49	21	87	0	7
	A12V17	5	4	4	4	0,58	6,24	4,80	30	81	19	24	67	39	120	0	11

Tabela 3.6 – Indicadores calculados por parcela em cada tipo de floresta para as subparcelas de regeneração

Área	Parcela	nº	nº	nº	nº	H'	DAP (cm)	Altura (m)	Cipós			Luz			Hábitos de vida		
		Indiv	Famílias	Gêneros	Espécies				1	2	3	1	2	3	árvores	cipós	palmeiras
For. Intacta	A9V22	94	17	23	26	1,21	1,50	2,52	92	2	0	0	12	82	94	0	0
	A9V2	86	18	25	28	1,30	1,60	3,23	79	7	0	16	28	42	82	0	4
	A9V10	81	15	20	24	1,20	1,61	2,89	80	1	0	0	2	79	80	0	1
	A9V8	71	16	21	27	1,32	1,51	2,70	68	3	0	0	1	70	71	0	0
	A9V3	70	16	21	26	1,30	1,93	3,66	68	1	1	0	10	60	66	0	4
	A9V13	68	16	21	24	1,25	1,70	2,84	66	1	1	0	4	64	68	0	0
	A9V27	68	16	20	23	1,12	1,35	2,60	68	0	0	0	6	62	68	0	0
	A9V11	65	19	25	28	1,33	1,75	2,85	64	0	1	0	1	64	64	0	1
For. 25 anos	A1V38	73	14	17	17	1,12	2,06	2,53	62	8	2	9	26	38	72	0	1
	A1V3	50	15	19	20	1,15	2,22	2,53	39	9	1	2	21	26	48	0	2
	A1V43	49	14	18	19	1,18	2,21	2,70	41	8	0	5	35	9	49	0	0
	A1V17	48	11	15	17	1,03	1,84	2,40	41	4	3	5	20	23	48	0	0
	A1V21	43	9	11	13	0,95	1,63	2,23	35	8	0	9	22	12	41	0	2
	A1V74	42	13	15	16	1,05	2,15	2,31	37	2	3	2	27	13	40	0	2
	A1V72	37	9	12	12	0,95	1,86	2,35	35	1	1	7	16	14	36	0	1
	A1V9	31	12	13	13	0,94	2,26	4,00	27	3	1	0	9	22	30	0	1
For. 20 anos	A10V17	79	15	20	21	1,14	2,37	4,25	15	43	17	1	6	72	73	6	0
	A10V12	74	15	16	17	1,08	2,31	4,17	19	37	3	1	10	63	61	13	0
	A10V9	71	19	26	28	1,37	2,09	3,60	28	36	2	0	33	38	64	5	2
	A10V11	65	9	10	12	0,95	1,98	3,56	6	30	12	0	1	63	47	18	0
	A10V15	55	15	16	16	1,09	2,56	3,77	8	34	11	0	8	50	48	4	3
	A10V7	55	11	11	13	0,86	2,06	3,52	8	27	1	0	3	52	35	19	1
	A10V8	55	13	18	19	1,15	2,11	3,50	12	27	6	1	0	54	45	10	0
	A10V10	43	12	12	15	1,01	1,62	3,40	11	24	6	1	1	41	41	2	0
Flor. 15 anos	A2V17	67	12	16	17	0,97	1,80	2,80	50	16	0	2	35	29	66	1	0
	A2V11	58	10	15	16	1,03	1,74	2,45	37	20	1	20	18	20	58	0	0
	A2V20	56	11	14	18	1,10	1,68	2,26	41	10	0	5	21	25	51	5	0
	A2V23	53	13	19	22	1,24	1,64	2,57	46	7	0	3	19	31	52	0	1
	A2V15	46	8	11	11	0,78	1,78	2,74	39	7	0	2	12	32	46	0	0
	A2V4	44	8	10	11	0,97	2,08	2,44	26	16	0	1	13	28	43	1	0
	A2V13	43	11	13	14	0,91	2,09	2,50	33	6	0	9	13	17	39	4	0
	A2V9	30	11	16	16	1,16	1,48	2,61	25	5	0	9	12	9	30	0	0
Flor. 10 anos	A4V19	90	10	13	14	0,92	2,08	3,00	17	62	11	0	23	67	90	0	0
	A4V30	73	9	10	10	0,64	2,00	2,77	27	45	1	2	42	29	73	0	0
	A4V38	73	13	14	16	1,02	2,15	3,00	16	54	3	0	17	56	69	0	4
	A4V17	70	9	13	13	0,83	1,89	3,51	21	45	4	0	20	50	70	0	0
	A4V25	69	6	10	11	0,75	1,97	2,64	26	42	1	11	38	20	69	0	0
	A4V3	53	10	11	12	0,85	2,03	3,48	16	30	7	2	21	30	51	2	0
	A4V15	48	12	14	15	0,97	2,11	4,38	16	27	5	2	5	41	48	0	0
	A4V29	32	6	6	6	0,66	1,95	2,74	4	26	2	2	12	18	30	0	2
Flor. 4 anos	A12V7	133	12	13	14	0,85	1,86	2,95	36	85	6	37	61	34	128	5	0
	A12V11	118	12	12	12	0,90	2,04	3,17	26	71	17	11	35	72	114	4	0
	A12V2	115	9	11	10	0,83	1,89	2,33	85	29	1	60	30	25	115	0	0
	A12V9	105	13	14	14	1,00	2,19	3,26	22	61	13	25	32	48	94	9	2
	A12V12	89	8	9	9	0,79	1,9	2,38	22	66	1	32	23	34	89	0	0
	A12V17	84	11	11	11	0,76	1,9	2,93	21	51	5	40	13	31	77	7	0
	A12V21	81	7	9	10	0,88	2,17	2,71	49	31	1	30	14	37	81	0	0
	A12V22	67	11	11	12	0,88	1,71	2,29	48	16	3	39	20	8	67	0	0

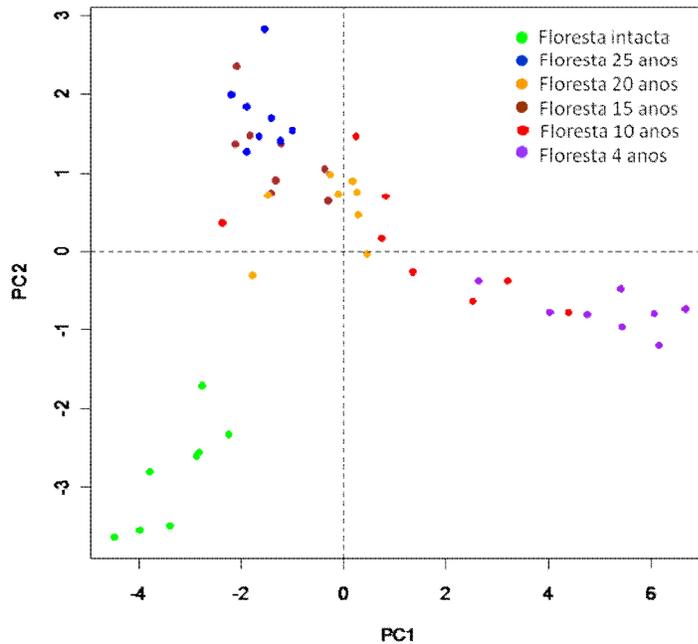


Figura 3.15 - Ordenação através da PCA dos seis tipos de floresta estudados, nas subparcelas, baseada no número de indivíduos, famílias, gêneros, espécies, índice de Shannon, DAP médio, altura média, intensidade de cobertura de cipós, incidência de luz e hábitos de vida das espécies

Para esta PCA, a PC1 representou 54% da variação total das observações, enquanto que a PC2 explicou 16% da variação. Os coeficientes da PC1 foram todos negativos e de magnitude aproximadamente igual (Tabela 3.7), o que sugere que a PC1 representou quase que uniformemente todas as variáveis. Na Figura 3.15 é possível observar, no sentido da PC1 (horizontal), a separação entre as florestas em grupos distintos, formando um gradiente que começa com a floresta intacta, passando pelas florestas secundárias de 25 anos, 15 anos, 20 anos, 10 e 4 anos, nesta ordem.

O esperado era que a floresta de 20 anos estivesse mais próxima à floresta de 25 anos, porém, a floresta de 15 anos foi a que mais se aproximou (Figura 3.15). Isto pode ter ocorrido devido às características do entorno das áreas e o histórico de uso da pastagem, que influenciaram os processos de colonização. O entorno da área de 20 anos é formado por 50% de pasto e plantação de milho (Tabela 3.3) e a intensidade de uso do solo foi classificada como moderada-intensa (Tabela 3.4). Na floresta de 15 anos, seu entorno era mais preservado e a intensidade de uso do pasto foi classificada como leve. Mesmo em campo foi possível observar que a floresta de 15 anos parecia mais madura que a de 20 anos.

A PC2 apresentou um resultado mais complexo, pois os coeficientes apresentaram valores de magnitude e sinais diferentes (Tabela 3.7). No sentido da PC2 (vertical), observa-se uma grande diferença entre a floresta intacta das demais. Na PC2, as variáveis com coeficientes negativos tiveram maior magnitude e, então, maior importância. As variáveis com coeficientes negativos para PC2 foram as variáveis de diversidade (número de gêneros, espécies, índice de diversidade de Shannon), DAP, altura, luz difusa (luz-3) e espécies de cipós. Isso significa que os pontos na parte inferior do gráfico possuem maiores valores para essas variáveis, que foi o caso da floresta intacta.

Tabela 3.7 – Coeficientes da PC1 e PC2, as quais representaram a maior parte da variação das observações para as subparcelas

Indicadores	PC1	PC2
nº Indiv.	-0,3102	0,2355
nº Famílias	-0,3126	0,0402
nº Gêneros	-0,3161	-0,1334
nº Espécies	-0,3122	-0,1969
H'	-0,2976	-0,1520
DAP	-0,3137	-0,1315
Altura	-0,2328	-0,1084
Cipó1	-0,2208	0,0686
Cipó2	-0,2587	0,1146
Cipó3	-0,0814	0,3556
Luz1	-0,1206	0,4651
Luz2	-0,2246	0,3186
Luz3	-0,2286	-0,3071
nº de Árvores	-0,3015	0,2713
nº de Cipós	-0,1913	-0,4442
nº de Palmeiras	-0,0216	0,0828

Nota: Cipó1 = ausência de cipós; Cipó2 = poucos cipós; Cipó3 = indivíduo coberto por cipós; Luz1 = luz direta em toda copa; Luz2 = luz direta em um dos lados; Luz3 = luz difusa

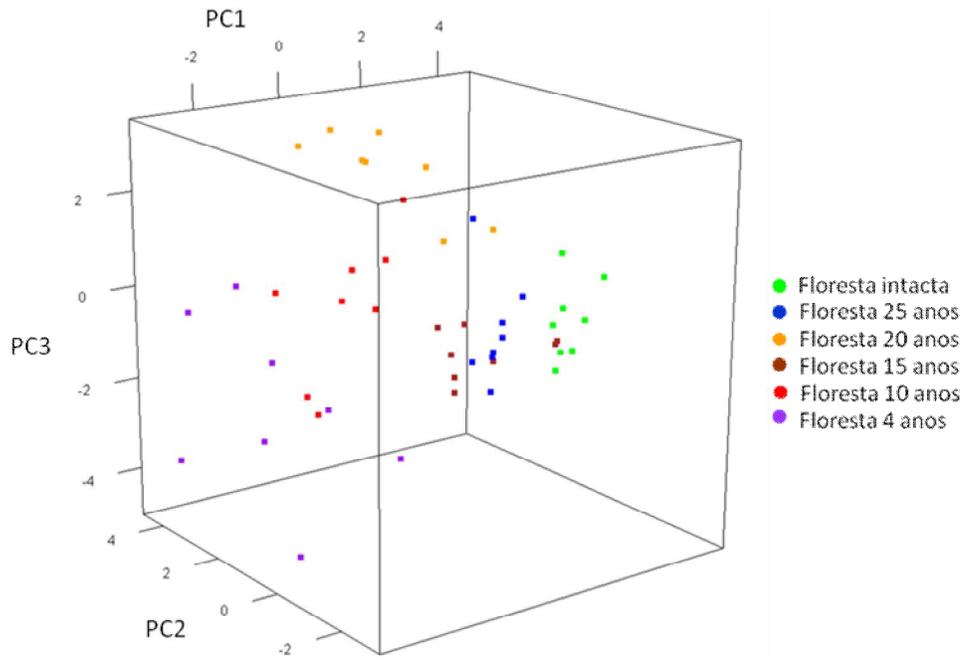


Figura 3.16 - Ordenação através da PCA dos seis tipos de floresta estudados, nas subparcelas de regeneração, baseada no número de indivíduos, famílias, gêneros, espécies, índice de Shannon, DAP médio, altura média, intensidade de cobertura de cipós, incidência de luz e hábitos de vida das espécies

Para as subparcelas de regeneração a maior parte da variação das observações foi explicada pela PC1 (32%), PC2 (22%) e PC3 (20%). De maneira geral, as três PCs apresentaram um resultado mais complexo, pois os coeficientes apresentaram valores de magnitude e sinais diferentes. Por isso a separação entre os grupos não ocorreu de maneira bem definida como nas subparcelas (Tabela 3.8).

Diferente das subparcelas, a PCA das subparcelas de regeneração não apresentou os grupos bem definidos de florestas, exceto o grupo da floresta intacta, e não apresentaram diferenças de forma gradativa da mais jovem para a mais antiga ou vice-versa (Figura 3.16). Esta ausência de um padrão evidencia a complexidade dos processos de sucessão da regeneração natural que ocorrem nas florestas tropicais (LIEBSHC; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

Porém, consegue-se perceber uma tendência de proximidade: analisando o espaço tridimensional formado pelas três PCs, percebe-se que o grupo que mais se diferenciou foi da floresta intacta, sendo que o grupo das florestas mais jovens (10 e 4 anos) foram os mais

afastados da intacta e o grupo da floresta de 25 anos foi o que mais se aproximou dela. Os outros grupos ficaram localizados na região intermediária do gráfico (Figura 3.16).

Tabela 3.8 – Coeficientes da PC1, PC2 e PC3, as quais representaram a maior parte da variação das observações para as subparcelas de regeneração

Indicadores	PC1	PC2	PC3
n° Indiv.	-0,0384	0,4400	-0,3073
n° Família	0,3825	0,1946	0,0343
n° Gênero	0,4128	0,1220	-0,0200
n° Espécie	0,4252	0,0999	-0,0193
H'	0,4087	0,0586	0,0430
DAP	-0,1610	0,1685	0,2932
Altura	0,0258	0,2792	0,3863
Cipó1	0,2797	-0,0321	-0,3862
Cipó2	-0,2817	0,3687	-0,0181
Cipó3	-0,1354	0,3733	0,2076
Luz1	-0,1959	0,0907	-0,3684
Luz2	-0,1647	0,1073	-0,3162
Luz3	0,1911	0,3654	0,1044
n° de Árvores	-0,0286	0,3952	-0,3700
n° de Cipós	-0,0859	0,2171	0,2890
n° de Palmeiras	0,1456	0,0311	0,0839

Nota: Cipó1 = ausência de cipós; Cipó2 = poucos cipós; Cipó3 = indivíduo coberto por cipós; Luz1 = luz direta em toda copa; Luz2 = luz direta em um dos lados; Luz3 = luz difusa

### 3.4 Considerações finais

Os resultados mostram que foi possível diferenciar as florestas considerando os indicadores selecionados neste estudo. Além disso, mostraram que as florestas secundárias mais maduras ficaram mais próximas da floresta de referência (primária) do que as florestas mais jovens. Desta forma, estes parâmetros poderiam ser indicados para fins restauração florestal, para avaliar se os objetivos da restauração estão sendo alcançados, considerando realidades próximas àquelas da área de estudo.

Porém, para uma pesquisa mais ampla, recomenda-se inserir outros indicadores a nível de espécies, como frequência, abundância, dominância, índice de valor de importância, análise de espécies exclusivas e comuns em cada área, etc. Além disso, é importante a utilização do conceito de grupos funcionais na seleção dos indicadores, baseado na ecologia das espécies.

Desta forma, pode-se agrupar espécies que possuam a mesma função ecológica como, por exemplo, fixação de nitrogênio ou atração de fauna para dispersão de sementes.

Além disso, os indicadores não precisam ser iguais ao do ecossistema de referência, pois o objetivo não é reproduzir as características estruturais e florísticas deste ecossistema, mas sim alcançar um ecossistema ecologicamente funcional. Mesmo que o ecossistema restaurado jamais seja igual ao de referência, os indicadores são parâmetros importantes para avaliar se as metas estão sendo alcançadas no projeto de restauração.

Porém, deve-se ter cuidado na utilização dos indicadores em outras regiões distantes de onde foram estabelecidos. Os autores não recomendam a definição de indicadores universais, ou seja, parâmetros que possam ser generalizados para qualquer região ou situação devido à complexidade dos ecossistemas. Desta forma, os indicadores estabelecidos neste estudo são mais bem aplicados para florestas secundárias, considerando a realidade do município de Paragominas, Pa.

Outra recomendação é a seleção de mais de um ecossistema de referência. Uma única referência representa a fotografia de um único estado dentre vários que ela pode assumir durante o equilíbrio dinâmico de um ecossistema. A escolha de múltiplas referências aumenta o número de informações coletadas e aumenta a confiabilidade do programa de restauração.

## Referências

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, n. 8, p. 328-338, 2000.

ALMEIDA, O.T.; UHL, C. **Planejamento do uso do solo do município de Paragominas utilizando dados econômicos e ecológicos**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1998. 46 p. (Série Amazônia, 9).

BRANCALION, P.H.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 5: incorporação do conceito da atividade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 37-54.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA n. 28, de 24 de janeiro de 2008. Dispõe sobre os municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento ilegal.** Disponível em: <[http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu\\_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria\\_mds\\_no33\\_2008\\_demo2007\\_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008\(\\*\)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br](http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria_mds_no33_2008_demo2007_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008(*)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F.C.S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais na Amazônia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 93-103, 1982.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades: Paragominas, Pará.** Contagem da população 2007. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 27 ago. 2009.

\_\_\_\_\_. **Cidades: Paragominas, Pará.** Informações estatísticas: síntese das informações: produto interno bruto dos municípios 2006. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 27 ago. 2009.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007.

MAGURRAN, E.A. **Ecological diversity and its measurement.** Princeton: Princeton University Press. 1987. 179 p.

MARDIA, K.; KENT, J.; BIBBY, J. **Multivariate analysis.** London: Academic Press, 1980. 518 p.

PARÁ (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. **Estatísticas Municipais. Mesorregião Sudeste Paraense. Paragominas.** 2008. Disponível em: <[http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS\\_MUNICIPAIS/Mesorr\\_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf](http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS_MUNICIPAIS/Mesorr_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf)>. Acesso em: 12 mar. 2009.

PINTO, A.; AMARAL, P.; SOUZA JR., C.; VERÍSSIMO, A.; SALOMÃO, R.; GOMES, G.; BALIEIRO, C. **Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas.** Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2009. 65 p. Relatório Técnico. Disponível em <<http://www.imazon.org.br/novo2008/arquivosdb/Diagnostico-PGM.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2010.

PRODES. **Prodes digital 2009.** Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

SCIENTIFIC CERTIFICATION SYSTEMS. **Avaliação de certificação do manejo florestal das florestas naturais da Cikel Brasil Verde S.A.:** fazenda jutaituba na região de Portel no estado do Pará, Brasil. Canadá, 2004. 110 p. Disponível em: <[http://www.scscertified.com/nrc/certificates/forest\\_cikel-martins\\_port.pdf](http://www.scscertified.com/nrc/certificates/forest_cikel-martins_port.pdf)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**. 2. ed. São Paulo: Instituto Plantarum, 2008. 704 p.

STEININGER, M.K. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 689-708, 2000.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

## 4 ESTIMATIVA DE BIOMASSA E CARBONO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS POR EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS EM PARAGOMINAS, PA

### Resumo

As florestas são consideradas reservatórios carbono e têm sido apontadas como alternativas para redução de gases do efeito estufa (principalmente CO<sub>2</sub>) por meio do acúmulo de biomassa em seus tecidos durante seu desenvolvimento. Um mapeamento de larga escala realizado pelo INPE apontou que 18,4% das áreas desmatadas na Amazônia Legal, já estão em processo de regeneração, ou seja, há o crescimento de florestas secundárias. Por isso, qualquer estimativa de biomassa e carbono confiável na Amazônia precisa incluir florestas secundárias, considerando sua ampla extensão na região. Desta forma, o objetivo deste estudo é estimar a biomassa e o carbono acima do solo de cada área de interesse, por meio de equações alométricas, um método não-destrutivo, e responder às seguintes perguntas: (i) o acúmulo de biomassa varia com o aumento da idade das florestas? (ii) qual a diferença entre as equações alométricas utilizadas no estudo quanto às estimativas de biomassa? Para isso foram selecionadas nove equações alométricas para comparar a biomassa e carbono de seis tipos de floresta localizadas no município de Paragominas, Pará. São elas: uma floresta primária e cinco florestas secundárias de 4, 10, 15, 20 e 25 anos de abandono. As análises mostraram que houve diferença estatística entre a floresta primária e todas as outras classes de floresta secundária quanto à biomassa média por hectare calculada por todas as equações utilizadas no estudo. A variação da biomassa média por floresta mostrou um aumento de biomassa com a idade das florestas, para todas as equações, ou seja, quanto mais madura a floresta, maior sua biomassa. A equação de referência, de Uhl et al. (1988), apresentou o segundo menor valor de biomassa para todas as equações. A diferença mais acentuada entre os modelos foi observada para a floresta intacta. Porém, todos os modelos apresentaram comportamento semelhante para todas as florestas.

Palavras-chave: Carbono; Biomassa; Florestas secundárias; Amazônia

### Abstract

Forests are considered carbon sinks and have been suggested as alternative for reducing greenhouse gases (especially CO<sub>2</sub>), main responsible for global climate changes, due to biomass accumulation in their tissues during growth. A large-scale mapping carried out by INPE showed that 18.4% of deforested areas in the Amazon are already in regeneration, i.e., there is secondary forest regrowth. Therefore, biomass and carbon estimation for the Amazon need to include secondary forests, considering its wide abundance in the region. Thus, the purpose of this study is to estimate carbon and aboveground biomass in each region of interest, by using allometric equations and answer the following questions: (i) does the biomass accumulation vary with the increase of secondary forest ages? And (ii) what is the difference among the allometric equations used in this study considering biomass estimates? For that purpose, nine allometric equations were selected to compare biomass and carbon of six forest types in Paragominas, Pará. They are: a primary forest and five secondary forests with 4, 10, 15, 20 and 25 years of abandonment. The analysis showed that there was statistical difference among the primary forest and all other classes of secondary forest considering the average biomass per hectare calculated for all

equations used in the study. The variation of average biomass per secondary forest age showed an increase in biomass with age for all equations, i.e., the older the forest, the greater its biomass. The reference equation, from Uhl et al. (1988), showed the second lowest value of biomass for all equations. The greatest difference between the models was observed for the intact forest. However, all models showed a similar behavior for all forest classes.

Keywords: Carbon; Biomass; Secondary forest; Amazon

#### 4.1 Introdução

As florestas são consideradas reservatórios carbono e têm sido apontadas como alternativas para redução de gases do efeito estufa (principalmente CO<sub>2</sub>), por meio do acúmulo de carbono em seus tecidos. A Amazônia tem um importante papel no cenário do aquecimento global, pois contém cerca de 60 a 80 bilhões de toneladas de carbono armazenados em suas árvores. Além disso, o desmatamento na Amazônia é o principal responsável pelas emissões de GEE's no Brasil - cerca de 2/3 das emissões brasileiras (CARVALHO et al., 2004). Estima-se que entre 150 a 250 milhões de toneladas de carbono são emitidas anualmente na Amazônia devido às mudanças no uso e cobertura da terra (HOUGHTON et al., 2000).

Devido às mudanças na cobertura do solo, seja pela ação antrópica (desmatamento) ou causas naturais (abertura de clareiras devido queda de árvores), podem surgir processos sucessionais que dão origem às florestas secundárias. Durante todo o processo sucessional secundário, a vegetação sofre uma evolução que vai desde a formação de gramas e arbustos, até o estabelecimento de uma floresta em estágios sucessionais mais avançados, com estrutura e riqueza de espécies semelhantes a de uma floresta primária. Há então um rápido aumento de biomassa ao longo da evolução das florestas secundárias, promovendo o acúmulo de carbono atmosférico em seu lenho, raízes e folhas, com uma produtividade de quase o dobro de uma floresta primária (BROWN, LUGO, 1990; PUIG, 2005).

Recentemente, um mapeamento de larga escala realizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) apontou que 18,4% das áreas desmatadas na Amazônia Legal, detectadas pelo PRODES-2007 (Sistema de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal), já estão em processo de regeneração (ALMEIDA et al., 2009). Por isso, qualquer estimativa de biomassa e carbono confiável na Amazônia precisa incluir florestas secundárias, considerando sua ampla extensão na região (NELSON et al., 2000).

Devido à importância das florestas no cenário das mudanças climáticas, tem aumentado a demanda por pesquisas que quantifiquem o potencial dos ecossistemas florestais em sequestrar carbono da atmosfera (MELO; DURIGAN, 2006). Para efeito de clima é extremamente importante que se realize as estimativas de biomassa florestal, pois está diretamente relacionada com os estoques de carbono que, por sua vez, são utilizados para quantificar o gás carbônico liberado na atmosfera durante o processo de degradação florestal (HIGUCHI et al., 1998). Desta forma, quanto maior a precisão da estimativa de biomassa, maior será a consistência da quantificação de carbono estocado e/ou liberado na atmosfera pelos ecossistemas florestais (SANQUETTA, 2002).

As metodologias utilizadas hoje pelos pesquisadores para estimativa de biomassa em florestas podem ser de dois tipos: método direto (ou destrutivo) e método indireto (não destrutivo). No primeiro caso, as árvores precisam ser derrubadas para que seus componentes sejam separados e pesados. No segundo, as estimativas são feitas por meio de equações alométricas preexistentes na literatura (desenvolvidas pelo método direto) e utilizam dados coletados no inventário florestal, como DAP, altura, volume, densidade, etc., sem a necessidade de derrubar árvores (HIGUCHI et al., 1998; NELSON et al., 1999; PARRESOL, 1999; SEGURA, 2005).

Estes dois métodos ainda são bastante discutidos entre os autores, os quais dividem suas opiniões sobre qual a melhor forma de se estimar a biomassa. A literatura mostra que há diferenças nas estimativas até quando se usa o mesmo banco de dados. O único consenso é que é impossível determinar a biomassa de cada árvore pelo método direto. Por isso é necessário realizar as análises de regressão para gerar modelos estatísticos que possam ser aplicados para estimar biomassa em regiões maiores (FEARNSIDE, LEAL FILHO, FERNANDES, 1993; HIGUCHI et al., 1998).

Segundo Nelson et al. (1999), é possível melhorar as estimativas de carbono seqüestrado por florestas secundárias utilizando equações alométricas preexistentes na literatura. Porém, estas equações precisam ser aplicadas corretamente, considerando, por exemplo, o mesmo tipo de floresta de onde foram originadas (e.g. primárias ou secundárias) e parâmetros biométricos dentro do intervalo daqueles usados para desenvolver a equação (e. g. amplitude de DAP e altura). O estudo mostrou que quando critérios como estes não são respeitados, as estimativas de biomassa por equações alométricas podem gerar erros de até 60% em relação ao valor esperado.

Nogueira et al. (2008) comparou a equação alométrica desenvolvida em seu estudo com mais três equações existentes na literatura, utilizando o mesmo banco de dados de DAP. Encontrou que houve uma divergência da biomassa por hectare de 6 a 18,7% quando comparado com a biomassa gerada pelas outras equações. Encontrou também que equações desenvolvidas para florestas densas podem resultar em superestimativas de biomassa quando aplicadas em florestas abertas. Portanto, o tipo de floresta também influencia na escolha da equação alométrica a ser utilizada.

Desta forma, o objetivo deste capítulo é estimar a biomassa e o carbono da parte aérea (acima do solo) dos indivíduos de cada área, por meio de equações alométricas, utilizando o método não-destrutivo e responder às seguintes perguntas: (i) o acúmulo de biomassa varia com o aumento da idade das florestas? (ii) qual a diferença entre as equações alométricas utilizadas no estudo quanto às estimativas de biomassa?

## **4.2 Material e Métodos**

### **4.2.1 Área de Estudo**

A Figura 4.1 mostra a localização das seis áreas de interesse deste estudo onde foram coletados os dados do inventário florestal. São cinco diferentes idades de florestas secundárias e uma floresta primária. O estudo foi conduzido no município de Paragominas, a nordeste do Estado do Pará, leste da Amazônia Brasileira, a 320 km da cidade de Belém. A sede municipal está situada entre as coordenadas 3°00'00''S e 47°21'30''W. O município pertence à Mesorregião Sudeste Paraense e à Microrregião de Paragominas e possui uma área de 19.309,9 km<sup>2</sup> (PARÁ, 2008).

Os solos da região são predominantemente do tipo latossolo amarelo, ricos em argila e fertilidade muito baixa. O clima é do tipo mesotérmico e úmido. A temperatura média anual é de 25°C e a umidade relativa do ar gira em torno de 85%. Nessa região o relevo é plano a suavemente ondulado, com altitude média de 20 metros em relação ao nível do mar. O regime pluviométrico é de 2.250mm a 2.500mm anuais e durante o período chuvoso (dezembro a junho) a região recebe cerca de 80% das chuvas do ano todo – 1700 a 1800 mm/ano. A estação seca ocorre no período de julho a novembro (PARÁ, 2008).

O município possui vários rios importantes. No sentido Sudeste-Nordeste está o rio Gurupi, que separa o Pará do Maranhão. Na direção oposta está o rio Surubiju, afluente mais

importante do rio Capim, que limita o município de Paragominas com Rondon do Pará. O rio Capim serve de limite entre Paragominas e São Domingos do Capim. O rio Uraim banha a sede do município a noroeste (PARÁ, 2008).

O município de Paragominas faz parte da fronteira de ocupação antiga da Amazônia. Passou por vários ciclos de ocupação: agricultura de corte e queima, seguido da pecuária e depois pela atividade madeireira (ALMEIDA; UHL, 1998). Atualmente, possui uma economia diversificada com base na agropecuária (em parte intensiva), setor madeireiro (com expressiva área sob manejo florestal), além da mineração (bauxita) e atividades de reflorestamento (exóticas e nativas) (PINTO et al., 2009).

A vegetação original da região era composta principalmente por florestas tropicais densas de terra firme e perenes, porém, devido o avanço do desmatamento na região provocado pela agropecuária, grandes áreas de floresta original foram substituídas por florestas secundárias, em diversos estágios de desenvolvimento (PARÁ, 2008). Este histórico econômico resultou em uma área desmatada de 748 mil hectares e 130 mil hectares de florestas degradadas até 2008, representando 45% da área total do município (PINTO et al., 2009).

Por isso, em 2007, Paragominas foi incluído na lista dos 36 municípios que mais desmatam na Amazônia (BRASIL, 2008). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), seria necessário atender dois critérios para retirar o município da lista: reduzir o desmatamento para menos de 40 km<sup>2</sup> em um ano e realizar o CAR (cadastro ambiental rural) das propriedades rurais. E devido à política de combate e controle do desmatamento e à cooperação entre Prefeitura de Paragominas, secretaria de Meio Ambiente do Estado do Pará (SEMA-PA) e diversas organizações como o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e The Nature Conservancy (TNC), em março de 2010, o município foi retirado da lista após ter cumprido as metas.

As áreas de interesse específicas para este estudo foram selecionadas a partir de duas regiões localizadas em Paragominas. A primeira é o complexo Fazenda Rio-Capim, pertencente à Empresa Cikel Brasil Verde S/A (Figura 4.1). Com uma área total de 208 mil ha, é considerada uma das maiores exportadoras de madeira tropical do Brasil. Esta área é predominantemente florestal, sendo parte dela (108.241 mil ha) certificada pelo *Scientific Certification System/Forest Stewardship Council* – SCS/FSC. Em 2001 recebeu os Certificados de Floresta Bem Manejada e de Cadeia de Custódia (SCS, 2004).

A segunda região é a bacia hidrográfica do Rio Uraim, com 492,7 mil ha, que ocupa cerca de 20% da área total de Paragominas (Figura 4.1). O rio nasce e tem a foz no município, constituindo um símbolo e a principal fonte de abastecimento de água para região, tendo vinte e sete rios que deságuam no seu leito. O rio é responsável por cerca de 50% do abastecimento de água de Paragominas <sup>7</sup> (informação pessoal), além de ser frequentado para atividades de lazer. Porém, grande parte das áreas de preservação permanente da bacia do Uraim já está desmatada: 59% (2.908 km<sup>2</sup>) segundo dados do programa do INPE de monitoramento do desmatamento na Amazônia (PRODES, 2009).

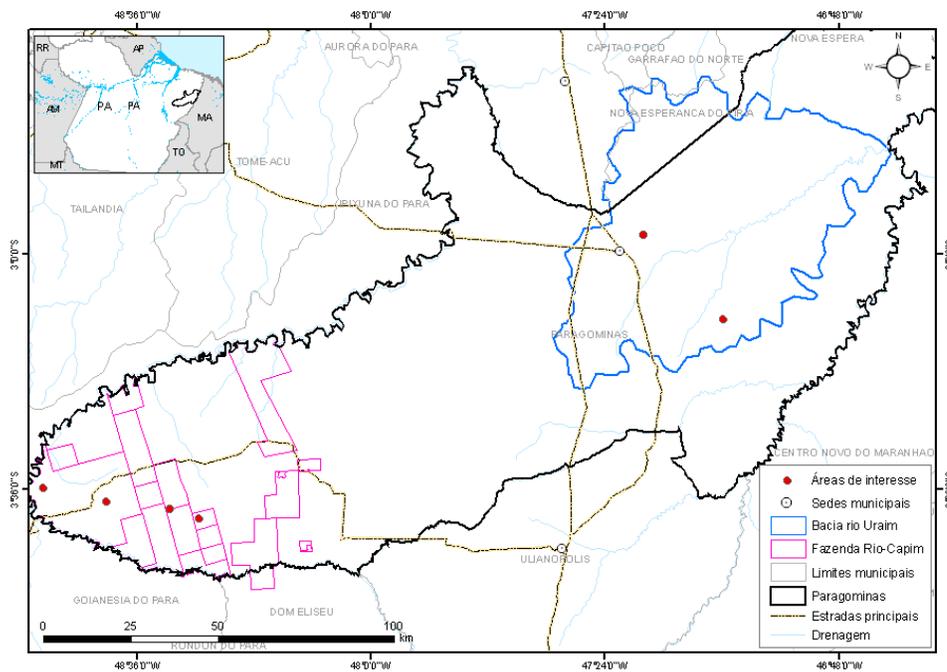


Figura 4.1 - Área de estudo mostrando a localização das florestas estudadas, onde foi realizado o inventário florestal. Paragominas, PA

#### 4.2.2 Identificação da idade das florestas estudadas

As áreas de interesse do estudo são cinco idades diferentes de florestas secundárias (4, 10, 15, 20 e 25 anos) e uma área de floresta primária. Para a seleção das florestas secundárias, foi necessário que a área estivesse abandonada, sem atividades humanas, o que caracteriza seu estado de regeneração natural. No caso da floresta primária, não pode ter ocorrido nenhuma intervenção humana ao longo do tempo.

<sup>7</sup> MARCIEL, H. A. Agência de Saneamento de Paragominas, 2010.

A identificação destas áreas foi realizada em duas fases. A primeira no escritório, por meio da avaliação de uma série temporal de 21 anos de imagens do satélite Landsat (TM e ETM+) (Tabela 4.1), utilizando o *software* ENVI 4.3. Foi identificado o último ano em que houve degradação florestal ou desmatamento, causados por atividade humana, visível na imagem de satélite. A partir desta informação foi possível estimar a idade das florestas secundárias e selecionar áreas potenciais para checagem em campo.

A segunda etapa consistiu na visita em campo e entrevistas com moradores e trabalhadores locais para a seleção final das áreas de interesse. Nesta última etapa foi feita, especialmente, a verificação das condições de acesso às áreas e a confirmação de que as áreas foram realmente abandonadas, sem nenhuma intervenção humana após o último dano verificado nas imagens de satélite. A identificação da floresta primária foi feita principalmente nesta fase, já que a série histórica das imagens Landsat não é grande o suficiente para este propósito.

Tabela 4.1 – Imagens Landsat utilizadas para identificação da idade das florestas estudadas

Ano	223/62		223/63		222/62	
	Data	Sensor	Data	Sensor	Data	Sensor
1987	17/5/1987 e 6/9/1987	TM	06/09/87	TM	26/05/87	TM
1988	22/07/88	TM	22/07/88	TM	31/07/88	TM
1989	10/08/89	TM	27/09/89	TM	20/09/89	TM
1990	28/07/90	TM	25/05/90	TM	-	-
1991	16/08/91	TM	31/07/91	TM	24/07/91	TM
1992	02/08/92	TM	02/08/92	TM	-	-
1993	02/06/93	TM	05/08/93	TM	-	-
1994	23/07/94	TM	07/07/94	TM	18/09/94	TM
1995	08/06/95	TM	08/06/95	TM	-	-
1996	25/05/96	TM	10/06/96	TM	05/07/96	TM
1997	15/07/97	TM	28/05/97	TM	-	-
1998	-	-	19/08/98	-	28/08/98	TM
1999	13/07/99	ETM	22/08/99	TM	14/07/99	TM
2000	31/07/00	ETM	31/07/00	ETM	06/06/00	ETM
2001	03/08/01	ETM	03/08/01	ETM	04/08/01	TM
2002	07/09/02	ETM	07/09/02	ETM	28/06/02	ETM
2003	16/07/03	TM	16/07/03	TM	-	-
2004	15/05/04	TM	15/05/04	TM	15/10/04	TM
2005	06/08/05	TM	06/08/05	TM	31/08/05	TM
2006	09/08/06	TM	09/08/06	TM	15/06/06	TM
2007	13/09/07	TM	25/06/07	TM	-	-
2008	14/08/08	TM	13/07/08	TM	20/06/08	TM

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE

Nota: Sinal convencional utilizado:

- Dado numérico igual a zero não resultante de arredondamento

### 4.2.3 Instalação de parcelas experimentais

Após a identificação das áreas de floresta em campo, foi realizada a demarcação de parcelas experimentais com base na metodologia de amostragem aleatória. Foram instaladas 48 parcelas, sendo 32 no complexo Fazenda Rio Capim e 16 na bacia do Rio Uraim (8 parcelas para cada diferente idade de floresta).

O tamanho destas parcelas é de 10m x 150m (1500m<sup>2</sup>), adaptado de Higuchi, Santos e Jardim (1982), delimitadas com auxílio de trena e estaca nos vértices. A cada 10 metros, as estacas foram enumeradas para facilitar a identificação das subparcelas. O ângulo de 90° dos vértices foi delimitado com auxílio de bússola. As parcelas foram subdivididas em 15 subparcelas de 10x10m. Em 7 subparcelas alternadas foi instalada uma subparcela de 2x10m (subparcela de regeneração) para medir a regeneração natural (Figura 4.2).

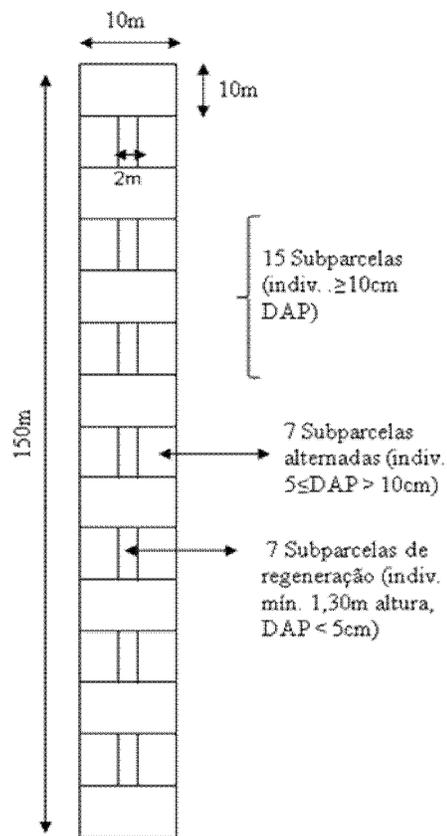


Figura 4.2 - Desenho esquemático ilustrando a subdivisão das parcelas experimentais (desenho fora de escala)

No mapa de cada área, as parcelas foram distribuídas em quadrantes de 5 x 5 segundos (5''), por meio de coordenadas geográficas, utilizando o *software* ArcGis 9.1. O vértice de cada parcela (vértice superior direito) foi enumerado e depois houve um sorteio de 8 vértices dentro de

cada área para a alocação das 8 parcelas, como ilustra a Figura 4.3. As parcelas foram alocadas a partir dos vértices de cada quadrante, no sentido Norte-Sul (150m) e Leste-Oeste (10m), desde que estivessem completamente inseridas nas áreas de interesse.

As coordenadas geográficas de cada vértice sorteado foram inseridas em um GPS Garmim modelo GPSMAP<sup>®</sup> 76CSx, com precisão de 5 a 10 metros, para localizar em campo as parcelas a serem instaladas. Após a delimitação em campo, foram coletados 4 pontos por parcela, sendo um em cada vértice. Esses pontos foram alocados sobre as imagens de satélite, utilizando o *software* ArcGis 9.1, para delimitação das parcelas nas imagens.

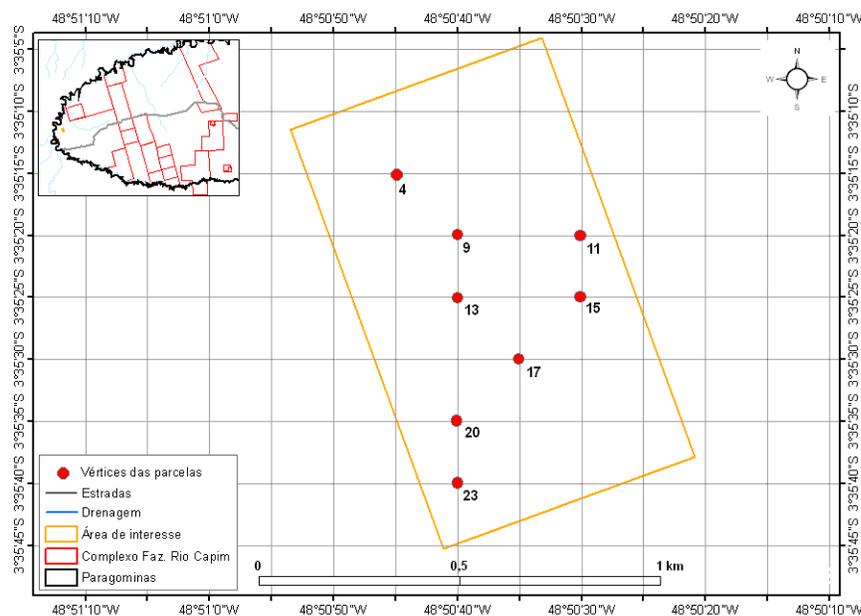


Figura 4.3 – Ilustração da distribuição aleatória das parcelas nas áreas de interesse

#### 4.2.4 Levantamento florístico-fitosociológico

O levantamento florístico foi realizado para indivíduos dos estratos inferior e superior para posterior análise fitossociológica. Nas 15 subparcelas foram identificados o nome vulgar, estimada a altura comercial e medido o DAP<sup>8</sup> (com trena) de todos os indivíduos (arbustivo-arbóreos, palmeiras e cipós), vivos e mortos em pé, com DAP igual ou superior a 10 cm. Nas 7 subparcelas alternadas foram medidos também os indivíduos com DAP entre 5 e inferior a 10 cm.

<sup>8</sup> Em campo, foi medido o CAP (centímetro a altura do peito). Posteriormente foi realizada a conversão para DAP por meio da relação  $DAP = CAP / \pi$ .

Para que as árvores de bordadura fossem incluídas, o eixo da árvore deveria estar dentro da parcela. Caso o eixo estivesse no limite, seria incluída alternadamente (uma sim outra não).

Em cada subparcela de regeneração, foram medidos o DAP e estimadas as alturas totais dos indivíduos (arbustivo-arbóreos, palmeiras e cipós) maiores que 1,30m de altura, inferiores a 5 cm de DAP. As alturas dos indivíduos foram estimadas pelo identificador botânico e os DAP's foram medidos com auxílio de paquímetro. Cada indivíduo identificado, exceto os da regeneração natural, recebeu uma placa de alumínio de 3 x 6 cm com ajuda de martelo e pregos. As placas foram enumeradas e os indivíduos receberam a numeração na sequência em que foram encontrados na parcela.

#### **4.2.5 Caracterização geral das áreas de interesse**

Após a identificação das áreas em campo e instalação das parcelas experimentais, foi aplicado um questionário com moradores e trabalhadores locais para se obter informações principalmente sobre o histórico de degradação das áreas. A Tabela 4.2 apresenta dados coletados tanto com a comunidade local quanto em observações de campo. As informações referem-se ao tipo de uso anterior, características do entorno da área e da própria área estudada com o objetivo de inferir seu nível de degradação.

Todas as áreas de floresta secundária foram usadas como pasto e depois abandonadas, dando início à regeneração natural no local. O entorno das áreas localizadas na Fazenda Rio-Capim foi o mais conservado, pois é constituído principalmente de florestas secundárias antigas ou floresta primária. Já o entorno da Bacia do Uraim era bastante degradado, formado principalmente por pastagem e florestas secundárias jovens. A floresta secundária de 4 anos foi a que apresentou o entorno mais perturbado (100% pasto). A floresta intacta, ao contrário, possui seu entorno formado por floresta antiga sob exploração manejada (Tabela 4.2). As fotos ilustrativas de cada área estão representadas nas Figuras 4.4 a 4.9.

A Tabela 4.3 apresenta informações obtidas em entrevistas com a comunidade, baseadas na classificação de intensidade de uso de pastagens elaborada por Uhl, Buschbacher e Serrao (1988). Inclui informações sobre intensidade de degradação da área, obtidas por meio do tipo de preparo e manejo do pasto que havia no local anteriormente. Estes dados foram coletados também com o objetivo de estimar o nível de degradação das áreas de interesse. A floresta de 20

anos apresentou a maior intensidade (moderada-intensa) devido ao tempo de uso do pasto (10 a 12 anos) e à frequência de queima que foi superior às outras florestas, consideradas de uso leve.

Tabela 4.2 – Caracterização geral das áreas de interesse

Floresta	Local	Histórico	Entorno	Características gerais
4 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	100% pasto	algumas árvores de pequeno porte, predominância de capim, muitos cipós, ausência de palmeiras.
10 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	50% flor. secundária antiga; 25% flor. secundária recente; 25% pasto	predominância de árvores de pequeno-médio porte, muitos cipós e capim, poucas palmeiras.
15 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 15 anos; 25% plantio recente (<1ano)	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós e capim, poucas palmeiras.
20 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	50% flor. secundária com exploração predatória; 25% pasto; 25% milho	predominância de árvores de médio porte, muitos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
25 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 25 anos; 25% flor. antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
Intacta	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	100% floresta antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.

Tabela 4.3 – Classificação da intensidade de uso das pastagens

Floresta	Local	Desmatamento	Preparo da área	Frequência de queima	Tempo de uso do pasto	Intensidade de pastagem	Intensidade de uso
4 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 a 3 anos	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
10 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
15 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
20 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 vez por ano	10 a 12 anos	baixa (menos de 1 animal/há)	Moderado-intenso
25 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve



Figura 4.4 – Floresta secundária com 4 anos de abandono



Figura 4.5 – Floresta secundária com 10 anos de abandono



Figura 4.6 – Floresta secundária com 15 anos de abandono



Figura 4.7 – Floresta secundária com 20 anos de abandono



Figura 4.8 – Floresta secundária com 25 anos de abandono



Figura 4.9 - Floresta intacta

#### **4.2.6 Equações alométricas para estimativa de biomassa**

A partir dos dados de DAP e altura coletados no inventário, foi possível estimar a biomassa aérea (acima do solo) presente nas parcelas inventariadas. Esta estimativa foi realizada por meio de equações alométricas de biomassa, pelo método não-destrutivo, no qual as árvores não precisam ser derrubadas. As equações foram selecionadas na literatura considerando aquelas que mais se aproximam da realidade da área de estudo, como o tipo de floresta e local onde foi desenvolvida a equação e classes de DAP e altura dentro do intervalo daqueles usados para desenvolver a equação (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – Equações alométricas utilizadas para estimar biomassa aérea das florestas secundárias estudadas

ID	Equações alométricas	Unidades	R <sup>2</sup> (ajus.)	Intervalo recomendado (cm)	Tipo de floresta	Local	Autores	Especificações
1	$B_{tot}=21,297 - 6,953(DAP) + 0,740(DAP^2)$	B=kg/árv. D=cm	0,92	DAP 4-112	tropical úmida	Ásia, América e África	Brown (1997)	biom. aérea; peso seco; utilizada pelo IPCC
2a	$\ln PF = -1,754 + 2,665 \times \ln(D)$		0,92	DAP 5-20				peso fresco; biom. aérea
2b	$\ln PF = -0,151 + 2,17 \times \ln(D)$	B=kg/árv. H=m D=cm	0,90	DAP ≥20	tropical úmida densa de terra-firme	Amazônia central brasileira - Manaus	Higuchi et al. (1998)	peso fresco; biom. aérea
3a	$PF = 0,0336 * D^{2,171} * H^{1,038}$		0,94	DAP 5-20				peso fresco; biom. aérea
3b	$PF = 0,0009 * D^{1,585} * H^{2,651}$		0,92	DAP ≥20				peso fresco; biom. aérea
4	$PF = 0,5521 * DAP^{1,6629} * Ht^{0,7224}$	B=kg/árv. H=m D=cm	0,95	DAP 4,5 - 120	recomendado para qualquer sitio na Amazônia	Amazônia central - Manaus	Silva (2007)	peso fresco; biom. total (aérea+raízes)
5	$\ln B = -2,17 + 1,02 \ln(DAP)^2 + 0,39 \ln H$	B=kg/árv. H=m D=cm	0,96	altura ≥2m	tropical/secundária/ pasto abandonado	Leste da Amazônia brasileira - Paragominas	Uhl et al. (1988)	peso seco; madeira total (galhos e tronco)
6	$\ln(DW) = -1,9968 + 2,4128 \ln(DAP)$	B=kg/árv. H=m D=cm	0,984	DAP 1,2 - 28,6	tropical/secundárias (7 espécies)	Amazônia central - Manaus	Nelson et al. (1999)	peso seco; biom. aérea
7	$\ln(DW) = -2,5202 + 2,1400 \ln(DAP) + 0,4644(H)$		0,986					

Nota: B é a biomassa; PF é o peso fresco; DW é o peso seco, do Inglês *Dry Weight*; R<sup>2</sup> é o coeficiente de correlação; DAP ou D é o diâmetro a altura do peito; H é a altura

A equação 5 de Uhl et al. (1988) foi selecionada como referência em termos de valores de biomassa, pois foi desenvolvida na mesma região de estudo, Paragominas, para florestas secundárias originadas a partir do abandono de pastagens. Estas condições são semelhantes àquelas encontradas na região de estudo deste trabalho.

Considerando os intervalos de DAP e altura recomendados, as equações 1, 4 e 5 foram aplicadas para todos os indivíduos das subparcelas (maiores que 5 cm de diâmetro); as equações 2a e 3a foram calculadas apenas para os indivíduos menores de 20cm de DAP; e as equações 2b e 3b foram aplicadas para os indivíduos maiores ou iguais a 20cm de DAP. Para os indivíduos medidos nas subparcelas de regeneração natural, foram utilizadas as equações 5, 6 e 7. As alturas que não foram coletadas, como as dos cipós, por exemplo, foram estimadas por uma relação hipsométrica.

Utilizando o *software* SAS 9.1, foi realizada uma análise de variância para comparar os modelos alométricos e os tipos de floresta quanto à estimativa de biomassa. Para verificar se

houve diferença estatística entre as estimativas, foi aplicado o teste Tukey (para dados com distribuição normal), com 95% de intervalo de confiança ( $P < 0,05$ ), comparando as médias de biomassa por hectare entre os modelos e entre as florestas. Para os valores sem distribuição normal, foram realizadas transformações exponenciais com diferentes parâmetros indicados pelo Box-Cox, com o objetivo de converter os dados para uma distribuição normal. Só então foi aplicado o teste Tuckey.

## 4.3 Resultados e Discussão

### 4.3.1 Florestas quanto às estimativas de biomassa

Foram selecionadas cinco classes de florestas secundárias (4, 10, 15, 20 e 25 anos) e uma classe de floresta primária (intacta) para serem comparadas quanto à biomassa aérea (acima do solo) medida por cada equação alométrica. As Tabelas 4.5 e 4.6 e as Figuras 4.10 e 4.11 abaixo mostram os resultados da análise estatística para comparação entre as classes de floresta quanto à biomassa.

Tabela 4.5 - Médias e desvio padrão da biomassa aérea (ton/ha) das florestas estudadas. Números fora dos parênteses representam as médias e dentro, desvio padrão. As letras após as médias representam o teste estatístico para diferenciar as florestas quanto à biomassa aérea em cada equação alométrica utilizadas para as subparcelas

Área	Eq. 1	Eq. 2 (a+b)	Eq. 3 (a+b)	Eq. 4	Eq. 5
Flor. 4 anos	2,81D (3,69)	4,86D (6,28)	2,26D (3,36)	6,17C (7,99)	2,77D (3,51)
Flor. 10 anos	30,44CD (25,04)	51,40CD (42,33)	13,59CD (13,92)	41,85C (40,13)	22,07CD (19,51)
Flor. 15 anos	86,71B (13,60)	144,90B (21,89)	34,68B (6,04)	110,36B (16,00)	59,76B (8,87)
Flor. 20 anos	59,50BC (45,58)	98,71BC (72,38)	31,79BC (14,51)	89,80B (44,84)	45,55BC (28,21)
Flor. 25 anos	81,35B (17,21)	136,81B (28,88)	26,73BC (3,90)	98,62B (17,31)	54,88B (10,25)
Flor. Intacta	225,85A (36,72)	364,26A (59,46)	65,82A (20,24)	230,44A (41,28)	144,46A (25,66)

Nota: Valores da mesma coluna com letras diferentes, são estatisticamente diferentes entre si. Valores na mesma coluna com letras iguais não diferem entre si

As análises mostraram que houve diferença estatística entre a floresta primária e todas as outras classes de floresta secundária quanto à biomassa média por hectare calculada por todas as equações utilizadas no estudo. A floresta de 4 anos se igualou a floresta de 10 anos para todas as equações, porém se diferenciou das demais classes. De forma geral, não houve diferença estatística entre as classes intermediárias de floresta secundária (entre 10 e 25 anos) (Tabela 4.5).

O elevado desvio padrão relacionado às médias de biomassa, deve-se a grande variabilidade de biomassa entre as parcelas dentro de cada área, calculada por cada equação. Em geral, para uma mesma área, quanto maior a biomassa, maior o desvio padrão, ou seja, maior a variabilidade entre as parcelas (Tabela 4.5, Figura 4.10).

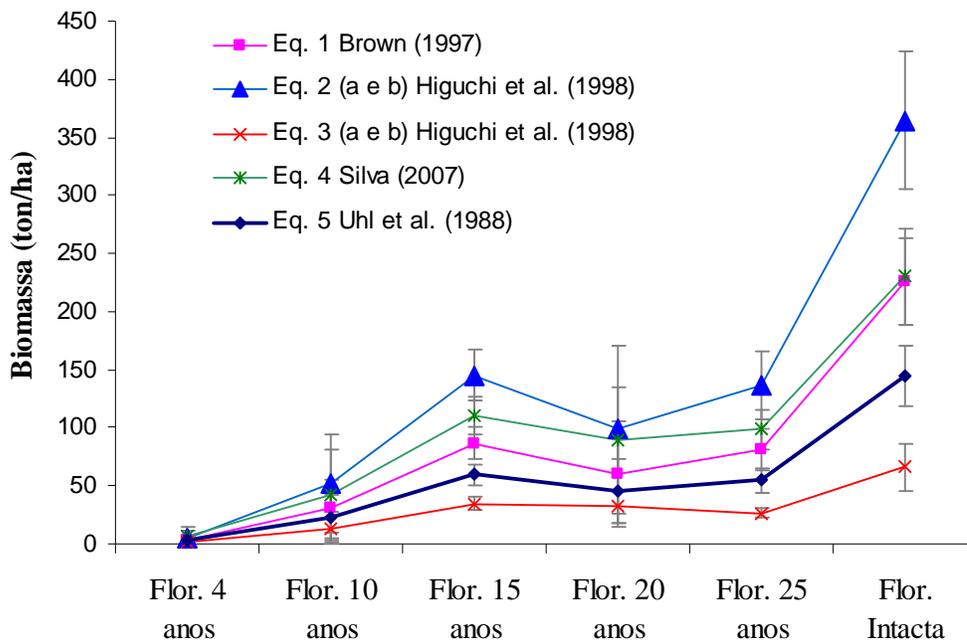


Figura 4.10 - Gráfico da biomassa média em toneladas por hectare e desvio padrão em cada floresta de acordo com as equações alométricas utilizadas para as subparcelas

De maneira geral, a análise gráfica do comportamento da biomassa média por floresta, mostrou um aumento de biomassa com a idade das florestas, para todas as equações, ou seja, quanto mais madura a floresta, maior sua biomassa (Tabela 4.5, Figura 4.10). Este comportamento era esperado, pois com o amadurecimento da floresta, considerando as características estruturais, há o aumento de volume, área basal, diâmetro e altura (STEININGER,

2000; AIDE et al., 2000). Estas são as principais mudanças durante o processo sucessional, as quais devem ter influenciado no aumento de biomassa.

A única exceção ocorreu com a floresta de 20 anos, a qual apresentou um decréscimo de biomassa em relação a de 15 anos (Figura 4.10). Isto pode ter ocorrido devido às características do entorno da área e o histórico de uso da pastagem, que prejudicaram os processos de colonização. O entorno da área de 20 anos é formado por 50% de pasto e plantação de milho (Tabela 4.2) e seu histórico de uso do solo foi classificado como a maior intensidade de pasto das seis áreas estudadas (moderada-intensa) (Tabela 4.3). Na floresta de 15 anos, seu entorno era mais preservado e a intensidade de uso do pasto foi classificada como leve. Mesmo em campo foi possível observar que a floresta de 15 anos parecia mais madura que a de 20 anos.

Isso porque o processo de sucessão e o potencial de regeneração natural da área dependem, entre outras coisas, do entorno imediato dela, que permite chegar os propágulos das espécies, contribuindo com diversidade da regeneração natural colonizadora (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). O histórico de uso do pasto também influencia diretamente nos processos de sucessão após abandono da área. Dependendo de seu histórico degradação, pastos abandonados podem não se tornar florestas, mas sim uma formação de arbustos (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

Tabela 4.6 - Médias e desvio padrão da biomassa aérea (ton/ha) das florestas estudadas. Números fora dos parênteses representam as médias e dentro, desvio padrão. As letras após as médias representam o teste estatístico para diferenciar as florestas quanto à biomassa aérea em cada equação alométrica utilizadas para as subparcelas de regeneração

Área	Eq. 5	Eq. 6	Eq. 7
Flor. 4 anos	16,91A (3,43)	36,46A (8,44)	37,77A (8,81)
Flor. 10 anos	12,12BC (1,89)	26,06ABC (4,97)	28,96AB (5,05)
Flor. 15 anos	7,48C (4,25)	17,18C (11,29)	16,77B (14,32)
Flor. 20 anos	11,27AB (2,29)	30,36AB (6,02)	30,16A (5,47)
Flor. 25 anos	8,01C (4,52)	19,81BC (10,47)	18,87B (12,61)
Flor. Intacta	11,04BC (1,89)	20,23BC (4,29)	21,79B (5,83)

Nota: Valores da mesma coluna com letras diferentes, são estatisticamente diferentes entre si. Valores na mesma coluna com letras iguais não diferem entre si

Para as subparcelas de regeneração, as análises estatísticas mostraram que não houve um padrão como para as árvores maiores nas subparcelas. A floresta intacta se diferenciou estatisticamente somente da floresta secundária de 4 anos quanto à biomassa média por hectare calculada por todas as equações utilizadas no estudo. Porém, de maneira geral não houve diferença estatística entre as classes de floresta secundária e delas com a floresta intacta (Tabela 4.6).

Ao contrário do que ocorreu nas subparcelas (indivíduos de maior de DAP), houve uma tendência de diminuição da biomassa com a idade das florestas. A maior biomassa para as subparcelas de regeneração (indivíduos menores que 1,30m de altura, com DAP menor que 5m) está nas classes mais jovens de florestas. Este comportamento já era esperado, considerando a distribuição diamétrica das florestas tropicais, representada por uma curva exponencial com forma de “J invertido” (distribuição de Poison). Isso significa que a maior frequência dos indivíduos está nas menores classes diamétricas, indicando que as populações podem estar na fase inicial de estabelecimento (CARVALHO, 1982). Esta maior frequência pode ter

influenciado diretamente na maior biomassa das florestas secundárias mais jovens (Tabela 4.6, Figura 4.11).

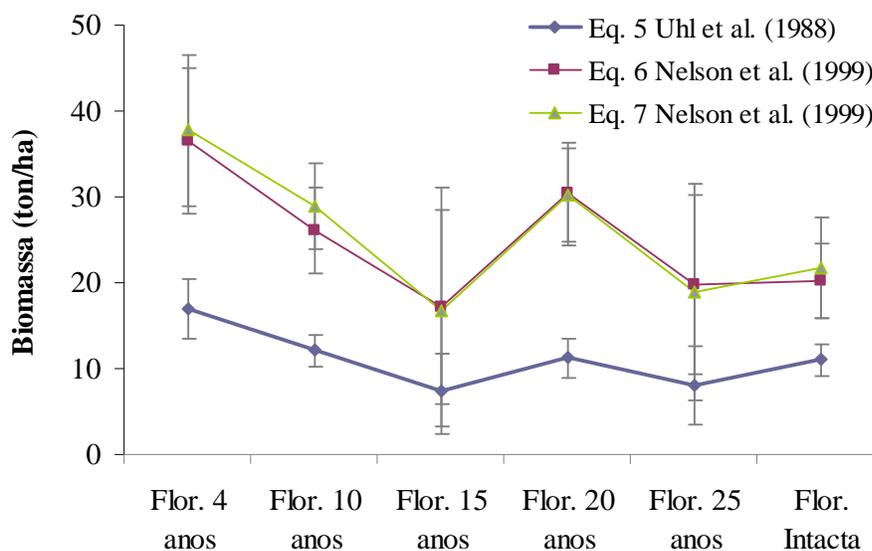


Figura 4.11 - Gráfico da biomassa média em toneladas por hectare em cada floresta de acordo com as equações alométricas utilizadas para as subparcelas de regeneração

Apesar de não haver diferença estatística entre as florestas secundárias de maneira geral quanto à biomassa média por hectare, na análise gráfica foi observada uma tendência de diminuição da biomassa, quanto maior a idade da floresta, para as três equações utilizadas. O aumento de biomassa dos indivíduos jovens observado na floresta de 20 anos, pode ser devido às características do entorno da área (elevada degradação) e a intensidade de uso da pastagem (moderada-intensa), que podem ter prejudicado o estabelecimento da floresta, havendo ainda predomínio de indivíduos jovens nesta área em relação à floresta de 15 anos.

#### 4.3.2 Equações alométricas quanto às estimativas de biomassa

Neste caso, os valores médios de biomassa aérea (acima do solo), são os mesmos utilizados anteriormente para a comparação entre as florestas. A diferença é que os testes estatísticos foram aplicados para comparar as equações alométricas quanto a biomassa medida por cada uma delas em cada floresta. A Tabela 4.7 mostra a comparação entre as equações para as subparcelas e a Tabela 4.8, para a regeneração.

Tabela 4.7 - Médias e desvio padrão da biomassa aérea (ton/ha) das florestas estudadas. Números fora dos parênteses representam as médias e dentro, desvio padrão. As letras após as médias representam o teste estatístico para diferenciar as equações alométricas quanto à biomassa aérea em cada floresta estudada para as subparcelas

Equações	Flor. 4 anos	Flor. 10 anos	Flor. 15 anos	Flor. 20 anos	Flor. 25 anos	Flor. Intacta
Eq. 1	2,81A (3,69)	30,44A (25,04)	86,71CD (13,60)	59,50A (45,58)	81,35DE (17,21)	225,85B (36,72)
Eq. 2 (a+b)	4,86A (6,28)	51,40A (42,33)	144,90A (21,89)	98,71A (72,38)	136,81A (28,88)	364,26A (59,46)
Eq. 3 (a+b)	2,26A (3,36)	13,59A (13,92)	34,68E (6,04)	31,79A (14,51)	26,73B (3,90)	65,82C (20,24)
Eq. 4	6,17A (7,99)	41,85A (40,13)	110,36BC (16,00)	89,80A (44,84)	98,62CD (17,31)	230,44B (41,28)
Eq. 5	2,77A (3,51)	22,07A (19,51)	59,76DE (8,87)	45,55A (28,21)	54,88EB (10,25)	144,46BC (25,66)

Nota: Valores da mesma coluna com letras diferentes, são estatisticamente diferentes entre si. Valores na mesma coluna com letras iguais não diferem entre si

Para as florestas de 4, 10 e 20 anos, não houve diferença estatística entre todos os modelos quanto a biomassa calculada por cada um deles. Para as florestas de 15, 25 anos e intacta, houve alguma separação entre os modelos, mas de forma geral houve uma mistura entre eles. A diferença mais acentuada entre os modelos foi observada para a floresta intacta, o que pode ser visualizado mais claramente na Figura 4.10. A equação de referência, Eq. 5 de Uhl et al. (1988), apresentou o segundo menor valor de biomassa para todas as equações. Apesar de algumas diferenças de biomassa entre os modelos, todos apresentaram comportamento semelhante para todas as florestas, o que pode ser melhor observado na análise gráfica (Tabela 4.7, Figura 4.10).

Tabela 4.8 – Diferença em percentual da equação 5, referência, em relação às outras equações utilizadas para calcular biomassa aérea nas subparcelas. A diferença foi calculada subtraindo os valores de biomassa média da equação 5 pelos valores de cada equação

Áreas	Eq. 1	Eq. 2 (a+b)	Eq. 3 (a+b)	Eq. 4
Flor. 4 anos	-0,04%	-2,09%	0,51%	-3,40%
Flor. 10 anos	-8,37%	-29,33%	8,48%	-19,78%
Flor. 15 anos	-26,95%	-85,14%	25,08%	-50,60%
Flor. 20 anos	-13,95%	-53,16%	13,76%	-44,25%
Flor. 25 anos	-26,47%	-81,93%	28,15%	-43,74%
Flor. Intacta	-81,34%	-219,80%	78,64%	-85,98%

Para verificar a diferença percentual entre os modelos em relação à equação de referência (Eq. 5), foi feita a subtração da biomassa média calculada na equação 5, pelos valores de biomassa média calculada pelos outros modelos. Os valores negativos significam que a biomassa calculada por aquela equação é superior àquela calculada pelo modelo de referência (Tabela 4.8). Somente a equação 3 apresentou valores de biomassa inferiores àquelas calculados pela equação 5 (Tabela 4.8, Figura 4.10).

As menores diferenças foram observadas para a floresta de quatro anos em todas as equações, enquanto que a maior diferença foi encontrada na floresta intacta também para todas as equações. A equação 2 foi a que apresentou maior diferença em relação à equação 5, variando de -2,09% na floresta de 4 anos para -219,8% para a floresta intacta. A equação 1 foi a que mais se aproximou do modelo 5, com variação entre 0,04% e -81,34% (Tabela 4.8).

Uma hipótese que poderia explicar a alta variabilidade encontrada na floresta primária, é que a equação 5 foi desenvolvida para florestas secundárias e quando aplicada em florestas primárias pode resultar em grandes diferenças nas estimativas de biomassa. Esta hipótese é discutida em trabalhos como o de Nelson et al. (1999). Os autores mostram que é possível melhorar as estimativas de biomassa utilizando equações alométricas preexistentes na literatura. Porém, estas equações precisam ser aplicadas corretamente, considerando, por exemplo, o mesmo tipo de floresta de onde foram originadas (e.g. primárias ou secundárias) e parâmetros biométricos dentro do intervalo daqueles usados para desenvolver a equação (e. g. amplitude de DAP e altura). Caso contrário, pode haver altos erros nas estimativas de biomassa.

Tabela 4.9 - Médias e desvio padrão da biomassa aérea (ton/ha) das florestas estudadas. Números fora dos parênteses representam as médias e dentro, desvio padrão. As letras após as médias representam o teste estatístico para diferenciar as equações alométricas quanto à biomassa aérea em cada floresta estudada para as subparcelas de regeneração

Equações	Flor. 4 anos	Flor. 10 anos	Flor. 15 anos	Flor. 20 anos	Flor. 25 anos	Flor. Intacta
Eq. 5	16,91A (3,43)	12,12A (1,89)	7,48A (4,25)	11,27A (2,29)	8,01A (4,52)	11,04A (1,89)
Eq. 6	36,46B (8,44)	26,06B (4,97)	17,18B (11,29)	30,36B (6,02)	19,81B (10,47)	20,23B (4,29)
Eq. 7	37,77B (8,81)	28,96B (5,05)	16,77B (14,32)	30,16B (5,47)	18,87B (12,61)	21,79B (5,83)

Nota: Valores da mesma coluna com letras diferentes, são estatisticamente diferentes entre si. Valores na mesma coluna com letras iguais não diferem entre si

Para os indivíduos das subparcelas de regeneração, os modelos 6 e 7 se igualaram para todas as florestas, se diferenciando do modelo 5 (referência) também para todas as florestas. Esta diferença é evidente também na análise gráfica observada na Figura 4.11 que mostra as equações 6 e 7 assumindo valores muito próximos de biomassa, enquanto que o modelo 5, apesar de ter um comportamento semelhante, apresenta valores bem menores em relação às duas primeiras (Tabela 4.9, Figura 4.11).

Tabela 4.10 – Diferença em percentual da equação 5, referência, em relação às outras equações utilizadas para calcular biomassa aérea nas subparcelas de regeneração. A diferença foi calculada subtraindo os valores de biomassa média da equação 5 pelos valores de cada equação

Área	Eq. 6	Eq. 7
Flor. 4 anos	-19,55%	-20,86%
Flor. 10 anos	-13,94%	-16,84%
Flor. 15 anos	-9,70%	-9,29%
Flor. 20 anos	-19,09%	-18,89%
Flor. 25 anos	-11,80%	-10,86%
Flor. Intacta	-9,19%	-10,75%

Nas subparcelas de regeneração, foi também verificada a diferença percentual entre os modelos em relação à equação de referência (Eq. 5). Foi feita a subtração da biomassa média calculada na equação 5, pelos valores de biomassa média calculada pelos outros modelos. Os valores negativos significam que a biomassa calculada por aquela equação é superior àquela calculada pelo modelo de referência (Tabela 4.10). Todas as equações apresentaram valores de biomassa superiores àqueles calculados pela equação 5 (Tabela 4.10, Figura 4.11).

No geral, a variação entre os modelos não seguiu um padrão como para as subparcelas (indivíduos maiores). As menores diferenças foram observadas nas florestas de 15 anos e intacta. As outras florestas apresentaram valores similares (Tabela 4.10). A diferença entre o modelo de referência e os outros modelos pode ser devido à baixa representatividade de indivíduos nas equações 6 e 7 de Nelson et al. (1999). Eles foram ajustados para apenas 7 espécies de florestas secundárias e foram amostrados apenas 36 indivíduos na classe de DAP entre 0 e 4,9 (o mesmo intervalo de DAP medido nas subparcelas de regeneração deste estudo).

Além da diferença de florestas e espécies entre as equações alométricas citada anteriormente para as subparcelas e para a regeneração, outro fator que pode ter influenciado para acentuar a diferença entre modelos é a amplitude de DAP. Cada equação possui suas limitações de amplitude (e.g. Eq. 4 tem amplitude de DAP de 4-112 cm) e quanto maior o número de indivíduos fora deste limite, menos precisa é a estimativa.

Para calcular o estoque de carbono nestas áreas, é necessário utilizar um fator de conversão de biomassa em carbono que pode variar entre autores. Neste estudo foi adotado o fator utilizado pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) de 0,47, ou seja, considera que quase metade da biomassa é composta de carbono (IPCC, 2006). As Tabelas 4.11 e 4.12 mostram a quantidade de carbono em toneladas por hectare por equação em cada floresta, sendo a primeira para as subparcelas e a segunda para a regeneração. Como todos os valores de biomassa foram convertidos para carbono utilizando o mesmo fator, então a variação de carbono entre as florestas e entre as equações se comportou da mesma forma que a biomassa.

Tabela 4.11 – Estoque de carbono em toneladas por hectare para as subparcelas

Área	Eq. 1	Eq. 2	Eq. 3	Eq. 4	Eq. 5
Flor. 4 anos	1,32	2,28	1,06	2,90	1,30
Flor. 10 anos	14,31	24,16	6,39	19,67	10,37
Flor. 15 anos	40,75	68,10	16,30	51,87	28,09
Flor. 20 anos	27,96	46,40	14,94	42,20	21,41
Flor. 25 anos	38,23	64,30	12,56	46,35	25,79
Flor. Intacta	106,15	171,20	30,94	108,31	67,90

Tabela 4.12 – Estoque de carbono em toneladas por hectare para as subparcelas de regeneração

Área	Eq. 5	Eq. 6	Eq. 7
Flor. 4 anos	7,95	17,14	17,75
Flor. 10 anos	5,70	12,25	13,61
Flor. 15 anos	3,51	8,08	7,88
Flor. 20 anos	5,30	14,27	14,18
Flor. 25 anos	3,76	9,31	8,87
Flor. Intacta	5,19	9,51	10,24

#### 4.4 Considerações finais

Os resultados deste estudo mostraram que pode haver elevadas diferenças nas estimativas de biomassa tanto entre idades de florestas para um mesmo modelo alométrico, quanto entre modelos para uma mesma floresta. Isto significa que, para aumentar a acurácia das estimativas de biomassa, a escolha do modelo deve ser muito criteriosa. Além disso, este modelo deve ser aplicado para florestas com características biofísicas mais próximas daquelas para as quais foi desenvolvido, respeitando limites de DAP, altura, volume, tipos de florestas, etc.

A acurácia com a qual a biomassa é estimada é de extrema importância, pois está diretamente relacionada com o carbono estocado nas florestas e que pode atingir a atmosfera durante os processos de mudança de uso e cobertura do solo (BROWN; LUGO, 1992). Durante todo o processo sucessional secundário há um rápido aumento de biomassa, promovendo o acúmulo de carbono atmosférico em seu lenho, raízes e folhas (PUIG, 2005). Desta forma, quanto mais precisa for a estimativa de biomassa, mais confiável é a estimativa de carbono estocado nas florestas.

Além do tipo de floresta e limites de DAP e altura estabelecidos por cada equação, outro fator que influencia nas estimativas de biomassa é o número e tamanho das parcelas onde é

realizado o inventário. Neste estudo foram utilizadas 8 parcelas de 0,15 ha para cada área. Segundo Brown e Lugo (1992) a utilização de poucas parcelas pequenas (cerca de 0,1 a 1ha) normalmente gera superestimativas de biomassa. Isto ocorre porque quando árvores com grande DAPs caem dentro das parcelas, aumenta o valor de biomassa média por hectare. Os autores mostram que poucas parcelas pequenas podem ser utilizadas para inferir biomassa em pequenas escalas, mas não são úteis para estimativas de biomassa em escalas maiores. Por isso recomenda-se aumentar o número e o tamanho das parcelas (em relação a este estudo) quando a área de abrangência for maior.

Vale ressaltar que a equação de Uhl et al. (1988) foi escolhida como referência devido às características das florestas onde foi ajustada serem semelhantes às aquelas encontradas neste estudo. Porém, isto não significa que os valores de biomassa obtidos por esta equação são necessariamente os mais corretos. Para verificar esta informação, as equações deveriam ser comparadas com valores de biomassa obtidas pelo método destrutivo, para saber qual delas realmente possui os valores de biomassa mais próximos da realidade.

## Referências

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, n. 8, p. 328-338, 2000.

ALMEIDA, A.; PINHEIRO, T.; BARBOSA, T.; ABREU, M. R.; LOBO, F.; SILVA, M.; GOMES, A.; SADECK, L.; MEDEIROS, L.; NEVES, M.; SILVA, L.; TAMASAUSKAS, P. **Metodologia para mapeamento de vegetação secundária na Amazônia Legal**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. 32 p. (INPE-16621-RPQ/839). Disponível em: <<http://mtc-m19.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m19%4080/2009/11.23.17.06/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2010.

ALMEIDA, O.T.; UHL, C. **Planejamento do uso do solo do município de Paragominas utilizando dados econômicos e ecológicos**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1998. 46 p. (Série Amazônia, 9).

BRANCALION, P.H.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 5: incorporação do conceito da atividade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 37-54.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA n. 28, de 24 de janeiro de 2008. Dispõe sobre os municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento ilegal.** Disponível em: <[http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu\\_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria\\_mds\\_no33\\_2008\\_demo2007\\_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008\(\\*\)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br](http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria_mds_no33_2008_demo2007_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008(*)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J.; LUGO, A. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 1-32, 1990.

\_\_\_\_\_. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v. 17, n. 1, p. 8-18, 1992.

CARVALHO, G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; MATTOS, L.; SANTILLI, M. An Amazon perspective on the forest-climate connection: opportunity for climate mitigation, conservation and development? **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n. 1/2, p. 163-174, Mar. 2004.

CARVALHO, J.O.P. **Análise estrutural de regeneração natural em floresta tropical densa na região do tapajós no Estado do Pará.** 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982.

FEARNSIDE, P.M.; LEAL FILHO, N.; FERNANDES, F.M. Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 98, n. D9, p. 16733-16743, 1993.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. ; JARDIM, F.C.S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais na Amazônia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 93-103, 1982.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 28, n. 2, p. 153-166, 1998.

HOUGHTON, R.A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWSKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories.** Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. 2006. 83 p. Disponível em: <[http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\\_Volume4/V4\\_04\\_Ch4\\_Forest\\_Land.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf)>. Acesso em: 01 dez. 2010.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.

NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.; SOUZA, S.G.; BATISTA, G.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate off secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 117, p. 149-167, 1999.

NELSON, R.F.; KIMES, D.; SALAS, W.; ROUTHIER, M. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 5, p. 419-431, 2000.

NOGUEIRA, E.M.; FEARNSTIDE, P.M.; NELSON, B.; BARBOSA, R.; KEIZER, E.W. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 256, p. 1853-1867, 2008.

PARÁ (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. **Estatísticas Municipais. Mesorregião Sudeste Paraense. Paragominas**. 2008. Disponível em: <[http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS\\_MUNICIPAIS/Mesorr\\_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf](http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS_MUNICIPAIS/Mesorr_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf)>. Acesso em: 12 mar. 2009.

PARRESOL, B.R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Forest Science**, Washington, v. 45, p. 573-593, 1999.

PINTO, A.; AMARAL, P.; SOUZA JR., C.; VERÍSSIMO, A.; SALOMÃO, R.; GOMES, G.; BALIEIRO, C. **Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2009. 65 p. Relatório Técnico. Disponível em <<http://www.imazon.org.br/novo2008/arquivosdb/Diagnostico-PGM.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2010.

PRODES. **Prodes digital 2009**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

PUIG, C.J. **Carbon sequestration potential of land-cover types in the agricultural landscape of eastern Amazonia, Brazil**. Bonn: Universidade de Bonn, 2005. 75 p. (Ecology and Development Series, 33).

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.M.; ZILIOOTTO, M.A.B.; GOMES, F.S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR, 2002. p. 119-140.

SCIENTIFIC CERTIFICATION SYSTEMS. **Avaliação de certificação do manejo florestal das florestas naturais da Cikel Brasil Verde S.A.**: fazenda jutaituba na região de Portel no estado do Pará, Brasil. Canadá, 2004. 110 p. Disponível em: <[http://www.sscertified.com/nrc/certificates/forest\\_cikel-martins\\_port.pdf](http://www.sscertified.com/nrc/certificates/forest_cikel-martins_port.pdf)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

SEGURA, M. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 1, p. 2-8, 2005.

STEININGER, M.K. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 689-708, 2000.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E.A. Abandoned pasture in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

## 5 ANÁLISE ESPECTRAL DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS USANDO IMAGENS LANDSAT EM PARAGOMINAS, PA

### Resumo

O abandono de áreas destinadas ao uso da terra pode levar a formação de florestas secundárias. Estimativas recentes na Amazônia mostram que florestas secundárias cobrem 18,4% da área total desmatada na região. Apesar da sua importância em fornecer benefícios ecológicos, como produção de biomassa e fornecimento de abrigo e alimento para animais e plantas, principalmente quando é permitido crescimento em longo prazo, as florestas secundárias ainda não estão caracterizadas em termos de ocorrência, extensão e dinâmicas de sucessão na Amazônia. Técnicas de sensoriamento remoto têm sido aplicadas apenas localmente para detectar e quantificar a dinâmica das florestas secundárias. Imagens Landsat têm sido as mais utilizadas para este propósito devido suas resolução espacial moderada (30 metros) e disponibilidade histórica dos dados (desde a década de setenta). Entretanto, pouco estudo tem avaliado as características espectrais das florestas secundárias usando cronosequência longa (> 25 anos) combinada com inventário florestal e rigorosas análises estatísticas. Os objetivos deste estudo são: (i) avaliar se é possível diferenciar classes de idades de florestas secundárias usando imagens Landsat e (ii) definir o melhor conjunto de dados espectrais que permitem a discriminação entre essas classes. Para isso, foram utilizados testes estatísticos para comparar imagens em reflectância, imagens-fração do modelo de mistura espectral (vegetação - GV, NPV, solos e sombra) e índices de fração (NDFI) e vegetação (NDVI). As análises estatísticas mostraram que é possível distinguir floresta primária da maioria das classes de idade de floresta secundária utilizando um ou uma combinação de dados espectrais avaliados neste estudo. As imagens-fração GV e sombra apresentaram maior eficiência em separar floresta primária das classes de florestas secundárias. As florestas apresentaram diferenças significativas a partir de 20 anos de diferença entre elas, considerando sua assinatura espectral. Desta forma, foi possível observar a importância de cronosequências longas para o mapeamento de florestas secundárias. Os resultados mostraram que é possível usar imagens Landsat para caracterizar propriedades biofísicas de florestas secundárias e mapear classes de idades. Uma importante aplicação deste método seria a estimativa de biomassa e carbono combinando sensoriamento remoto a dados coletados em campo durante o inventário florestal.

Palavras-chave: Florestas secundárias; Sensoriamento remoto; Landsat; Amazônia

### Abstract

Abandonment of areas designed for land use may lead to the formation of secondary forests. Current estimates for the Brazilian Amazon, shows that secondary forests cover 18,4% of the total deforested areas. Despite its importance for providing ecological benefits, such as biomass production and providing new habitats and food to animals and plants, especially when long-term growth is allowed, secondary forest are not characterized in terms of its occurrence, extension and succession dynamics in the Amazon. Remote sensing techniques have been applied only locally to detect and quantify the dynamic of secondary forests. Landsat imagery has been largely used for that purpose due to its spatial resolution of 30-meter-pixel, and historic

availability (since 70 decade). However, few studies have assessed the spectral characteristics of secondary forests using a long chronosequence (i.e., > 25 years) combined with forest transects and rigorous statistical analysis. The objectives of this study are: i) to evaluate whether secondary forests age classes can be discriminated in Landsat images and ii) to define the best set of spectral features that allow the discrimination of secondary growth. To do that, we used statistical tests to compare reflectance images, fraction images from spectral mixture analysis (green vegetation - GV, NPV, shade and soil) and the vegetation and fraction indexes (NDVI, NDFI). The statistical analysis showed that it was possible distinguish primary forest from most age classes of secondary forest using one or a combination of spectral features evaluated in this study. Fraction images, GV and shade, showed the best efficiency in separating primary from secondary forest classes. Forests with at least 20 years of difference in age showed significant differences regarding spectral signatures. So, it was possible to observe the importance of long chronosequence to map secondary forest. These results showed that it is possible to use Landsat imagery spectral features to characterize biophysical properties of secondary forest, and to map age classes. An important application of this method is the estimation of biomass and carbon stocks combining remote sensing data with field data.

Keywords: Secondary forests; Remote sensing; Landsat; Amazon

## 5.1 Introdução

O abandono de áreas destinadas ao uso da terra pode gerar processos sucessionais que dão origem às florestas secundárias. Isso pode acontecer também em florestas após sofrerem distúrbios naturais (queda de árvores pela ação de ventos). A sucessão é a mudança na composição e estrutura da comunidade ao longo do tempo e começa quando um distúrbio é seguido pela colonização, por plantas, da área perturbada. Esta formação vegetal que cresce em seguida ao distúrbio é chamada de floresta secundária, a qual pode ser definida como um conjunto de sociedades vegetais, em diversos estágios sucessionais, que tendem a alcançar uma comunidade mais complexa, diversa e estável, sendo um meio de renovação das florestas tropicais (ATTANASIO et al., 2006; KAGEYAMA, CASTRO, 1989; KLEIN, 1980).

Durante as décadas de 70 e 80, a maior prática de mudança de cobertura da terra na Amazônia foi a conversão de floresta para pasto, utilizando o sistema de derruba e queima. Ainda hoje o pasto é uso mais comum na região, porém, grande parte dessas áreas tem sido abandonadas com posterior formação de florestas secundárias. Isto porque eles são produtivos por apenas de quatro a oito anos (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988). Após o abandono, a floresta secundária cresce, os nutrientes do solo são recuperados e há um rápido acúmulo de biomassa. Porém, este acúmulo depende do histórico do uso da terra (KELLER et al., 2004).

As florestas secundárias estão crescendo rapidamente nos trópicos, sendo responsáveis por diversos benefícios ecológicos, principalmente quando é possível a regeneração em longo prazo, como: acúmulo de biomassa (ZARIM et al., 2001; BROWN, LUGO, 1990) e servindo de corredores ecológicos para o fluxo de fauna e flora e aumentando a conectividade entre fragmentos florestais (ATTANASIO, 2008; ATTANASIO et al., 2006; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Portanto, A caracterização das florestas secundárias através de inventários de campo e sensoriamento remoto tornou-se relevante.

Atualmente, estas florestas cobrem mais de 350 milhões de hectares do planeta, sendo 50% desta área localizada em áreas tropicais das Américas do Sul e Central (FEARNISIDE, GIMARÃES, 1996; HOUGHTON et al., 2000; PUIG, 2005). Recentemente, um mapeamento de larga escala realizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) apontou que 18,4% das áreas desmatadas na Amazônia Legal, detectadas pelo PRODES-2007 (Sistema de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal), já estão em processo de regeneração.

O estudo ressalta que somente o estado do Pará corresponde a 40% de toda a área de floresta secundária mapeada na Amazônia (ALMEIDA et al., 2009). Porém, este trabalho não considera as diferentes idades de florestas. Esta informação é importante, pois a taxa com a qual o carbono é sequestrado varia amplamente com a idade da floresta. Além da idade, fatores como diferentes trajetórias no uso do solo e histórico de uso (e. g. número de cortes rasos) influenciam diretamente no acúmulo de biomassa e carbono por florestas secundárias. Por isso a necessidade de se analisar um ampla cronosequência dos dados (NELSON et al., 2000).

Técnicas de sensoriamento remoto têm sido aplicadas apenas localmente para detectar e quantificar a dinâmica das florestas secundárias. Utilizando estas técnicas é possível estimar as características das florestas, medidas pela reflectância espectral e índices resultantes da interação entre a superfície da terra e o sensor (STEININGER, 1996), além de contribuir para a redução dos custos e tempo investidos em trabalhos de campo. Imagens Landsat, por apresentarem resolução espacial adequada (30m) e alta disponibilidade de dados históricos, têm sido amplamente utilizadas no monitoramento de florestas secundárias na Amazônia.

Neste contexto, metodologias têm sido desenvolvidas para monitorar e quantificar florestas secundárias utilizando imagens de satélite (ALMEIDA et al., 2009; CARREIRAS et al., 2006; FOODY et al., 1996; KIMES et al., 1998; NELSON et al., 2000; ROBERTS et al., 2002; STEININGER, 1996). Porém, a maioria dos estudos na Amazônia, baseados em sensoriamento

remoto, são localizados. Além disso, as florestas secundárias ainda não estão caracterizadas em termos de ocorrência e extensão, ou seja, há falta de mapas com a localização e área ocupada por florestas secundárias, além do estudo de dinâmicas de sucessão na Amazônia.

Um exemplo de estudo em escala local é o de Steininger (1996) que utilizou quatro imagens Landsat com o objetivo de estimar idade, área e mudanças em florestas secundárias em Manaus usando o Landsat-TM. Da mesma forma, Nelson et. al. (2000) utilizaram classificação supervisionada em uma série histórica de sete imagens Landsat-TM para estimar biomassa, idade e histórico de uso da terra em florestas secundárias de Rondônia. No estudo de Roberts et al., foi mapeada a mudança na cobertura do solo, incluindo florestas secundárias, em um período de 24 anos para três municípios de Rondônia. Os autores utilizaram modelo de mistura espectral e classificação por árvore de decisão em imagens Landsat para realizar o mapeamento.

O estudo de Houghton et al. (2000) determinou o fluxo anual de carbono utilizando um modelo chamado "bookkeeping" que estima a emissão e absorção de carbono resultantes da conversão de florestas para agricultura e do crescimento de florestas secundárias em terras abandonadas destinadas à agricultura na Amazônia Legal. Porém, uma limitação do modelo é que ele assume taxas constantes de perda de floresta para estimar a taxa anual de abandono de terras e, conseqüentemente, de crescimento de florestas secundárias nestas áreas. Isto compromete as estimativas sobre a extensão e localização destas florestas.

Alves et al. (2009) identificaram padrões e trajetórias de mudanças no uso e cobertura do solo na Amazônia. Esta caracterização incluiu a formação de florestas secundárias, por meio de imagens Landsat e dados de campo, especialmente nos municípios de Ji-Paraná e Ariquemes em Rondônia. Porém, além de ser um estudo localizado, também não traz informações sobre localização e extensão de florestas secundárias na Amazônia, apresentando resultados não espacializados sobre como ocorre os processos de transição entre pasto, floresta secundária e floresta primária naqueles municípios.

Além disso, poucos estudos têm avaliado as características espectrais de florestas secundárias usando ampla cronosequência (e. g. > 25 anos) combinada com inventário florestal e análises estatísticas rigorosas. Desta forma, os objetivos deste estudo são: (i) avaliar se é possível diferenciar classes de idades de florestas secundárias usando imagens Landsat na região leste do Pará, no município de Paragominas e (ii) definir o melhor conjunto de dados espectrais que permitem a discriminação entre as classes. Para responder estas perguntas foram avaliadas

mudanças na reflectância, modelo de mistura espectral e índices de vegetação entre uma floresta primária e cinco classes de floresta secundárias.

## **5.2 Material e Métodos**

### **5.2.1 Área de estudo**

A Figura 5.1 mostra a localização das seis áreas de interesse deste estudo onde foram coletados os dados do inventário florestal. São cinco diferentes idades de florestas secundárias e uma floresta primária. O estudo foi conduzido no município de Paragominas, a nordeste do Estado do Pará, leste da Amazônia Brasileira, a 320 km da cidade de Belém. A sede municipal está situada entre as coordenadas 3°00'00''S e 47°21'30''W. O município pertence à Mesorregião Sudeste Paraense e à Microrregião de Paragominas e possui uma área de 19.309,9 km<sup>2</sup> (PARÁ, 2008). Foi fundado em 1965 e em 2007 possuía uma população de 90.819 habitantes (IBGE, 2007). Em 2006, o PIB do município era de aproximadamente R\$ 572 mil, com uma renda per capita de R\$ 6.472 mil e o Índice de Desenvolvimento Humano era de 0,792 (IBGE, 2006).

Os solos da região são predominantemente do tipo latossolo amarelo, ricos em argila e fertilidade muito baixa. O clima é do tipo mesotérmico e úmido. A temperatura média anual é de 25°C e a umidade relativa do ar gira em torno de 85%. Nessa região o relevo é plano a suavemente ondulado, com altitude média de 20 metros em relação ao nível do mar. O regime pluviométrico é de 2.250mm a 2.500mm anuais e durante o período chuvoso (dezembro a junho) a região recebe cerca de 80% das chuvas do ano todo – 1700 a 1800 mm/ano. A estação seca ocorre no período de julho a novembro (PARÁ, 2008).

O município possui vários rios importantes. No sentido Sudeste-Nordeste está o rio Gurupi, que separa o Pará do Maranhão. Na direção oposta está o rio Surubiju, afluente mais importante do rio Capim, que limita o município de Paragominas com Rondon do Pará. O rio Capim serve de limite entre Paragominas e São Domingos do Capim. O rio Uraim banha a sede do município a noroeste (PARÁ, 2008).

O município de Paragominas faz parte da fronteira de ocupação antiga da Amazônia. Passou por vários ciclos de ocupação: agricultura de corte e queima, seguido da pecuária e depois pela atividade madeireira (ALMEIDA; UHL, 1998). Atualmente, possui uma economia diversificada com base na agropecuária (em parte intensiva), setor madeireiro (com expressiva

área sob manejo florestal), além da mineração (bauxita) e atividades de reflorestamento (exóticas e nativas) (PINTO et al., 2009).

A vegetação original da região era composta principalmente por florestas tropicais densas de terra firme e perenes, porém, devido o avanço do desmatamento na região provocado pela agropecuária, grandes áreas de floresta original foram substituídas por florestas secundárias, em diversos estágios de desenvolvimento (PARÁ, 2008). Este histórico econômico resultou em uma área desmatada de 748 mil hectares e 130 mil hectares de florestas degradadas até 2008, representando 45% da área total do município (PINTO et al., 2009).

Por isso, em 2007, Paragominas foi incluído na lista dos 36 municípios que mais desmatam na Amazônia (BRASIL, 2008). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), seria necessário atender dois critérios para retirar o município da lista: reduzir o desmatamento para menos de 40 km<sup>2</sup> em um ano e realizar o CAR (cadastro ambiental rural) das propriedades rurais. E devido à política de combate e controle do desmatamento e à cooperação entre Prefeitura de Paragominas, secretaria de Meio Ambiente do Estado do Pará (SEMA-PA) e diversas organizações como o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e The Nature Conservancy (TNC), em março de 2010, o município foi retirado da lista após ter cumprido as metas.

As áreas de interesse específicas para este estudo foram selecionadas a partir de duas regiões localizadas em Paragominas. A primeira é o complexo Fazenda Rio-Capim, pertencente à Empresa Cikel Brasil Verde S/A (Figura 5.1). Com uma área total de 208 mil ha, é considerada uma das maiores exportadoras de madeira tropical do Brasil. Esta área é predominantemente florestal, sendo parte dela (108.241 mil ha) certificada pelo *Scientific Certification System/Forest Stewardship Council* – SCS/FSC. Em 2001 recebeu os Certificados de Floresta Bem Manejada e de Cadeia de Custódia (SCS, 2004).

A segunda região é a bacia hidrográfica do Rio Uraim, com 492,7 mil ha, que ocupa cerca de 20% da área total de Paragominas (Figura 5.1). O rio nasce e tem a foz no município, constituindo um símbolo e a principal fonte de abastecimento de água para região, tendo vinte e sete rios que deságuam no seu leito. O rio é responsável por cerca de 50% do abastecimento de água de Paragominas<sup>9</sup> (informação pessoal), além de ser frequentado para atividades de lazer. Porém, grande parte das áreas de preservação permanente da bacia do Uraim já está desmatada:

---

<sup>9</sup> MARCIEL, H. A. Agência de Saneamento de Paragominas, 2010.

59% (2.908 km<sup>2</sup>) segundo dados do programa do INPE de monitoramento do desmatamento na Amazônia (PRODES, 2009).

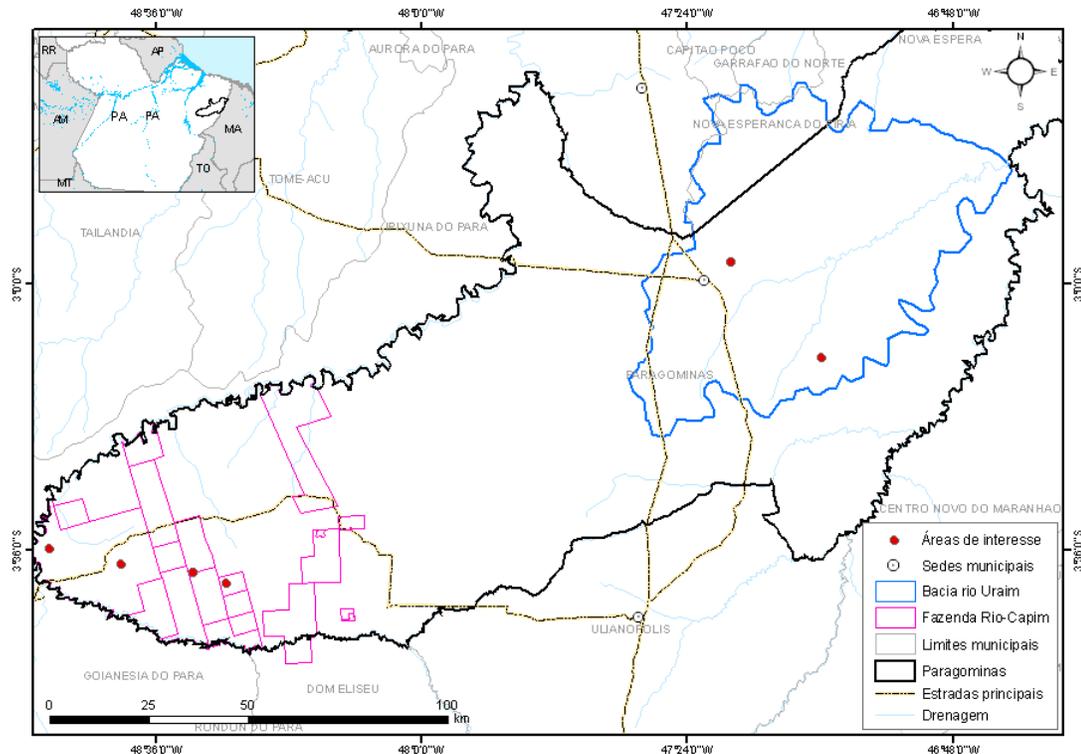


Figura 5.1 - Área de estudo mostrando a localização das florestas estudadas, onde foi realizado o inventário florestal. Paragominas, PA

## 5.2.3 Base de Dados

### 5.2.3.1 Imagens de satélite

Neste estudo, foram utilizadas imagens de satélite dos sensores *Landsat Thematic Mapper - TM* e *Landsat Enhanced Thematic Mapper - ETM* (30 metros de resolução espacial) fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. A Tabela 5.1 mostra uma série temporal de 21 anos, entre 1987 e 2008, das imagens Landsat utilizadas. O complexo Fazenda Rio Capim é coberto pelas órbitas-ponto 223/62 e 223/63, enquanto que a bacia do rio Uraim é coberta pela órbita-ponto 222/62.

Tabela 5.1- Imagens Landsat utilizadas na região de estudo

Ano	223/62		223/63		222/62	
	Data	Sensor	Data	Sensor	Data	Sensor
1987	17/5/1987 e 6/9/1987	TM	06/09/87	TM	26/05/87	TM
1988	22/07/88	TM	22/07/88	TM	31/07/88	TM
1989	10/08/89	TM	27/09/89	TM	20/09/89	TM
1990	28/07/90	TM	25/05/90	TM	-	-
1991	16/08/91	TM	31/07/91	TM	24/07/91	TM
1992	02/08/92	TM	02/08/92	TM	-	-
1993	02/06/93	TM	05/08/93	TM	-	-
1994	23/07/94	TM	07/07/94	TM	18/09/94	TM
1995	08/06/95	TM	08/06/95	TM	-	-
1996	25/05/96	TM	10/06/96	TM	05/07/96	TM
1997	15/07/97	TM	28/05/97	TM	-	-
1998	-	-	19/08/98	-	28/08/98	TM
1999	13/07/99	ETM	22/08/99	TM	14/07/99	TM
2000	31/07/00	ETM	31/07/00	ETM	06/06/00	ETM
2001	03/08/01	ETM	03/08/01	ETM	04/08/01	TM
2002	07/09/02	ETM	07/09/02	ETM	28/06/02	ETM
2003	16/07/03	TM	16/07/03	TM	-	-
2004	15/05/04	TM	15/05/04	TM	15/10/04	TM
2005	06/08/05	TM	06/08/05	TM	31/08/05	TM
2006	09/08/06	TM	09/08/06	TM	15/06/06	TM
2007	13/09/07	TM	25/06/07	TM	-	-
2008	14/08/08	TM	13/07/08	TM	20/06/08	TM

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE

Nota: Sinal convencional utilizado:

- Dado numérico igual a zero não resultante de arredondamento

### 5.2.3.2 Inventário florestal e caracterização das áreas de interesse

Após a análise temporal das imagens Landsat e da verificação das áreas em campo, foi possível identificar a idade das florestas estudadas. Foram selecionados seis tipos de floresta: florestas secundárias de 4, 10, 15, 20 e 25 anos de idade, mais uma floresta primária. Após esta identificação, foi realizada a demarcação de parcelas experimentais, embasado na metodologia de amostragem aleatória, para o inventário florestal. Foram instaladas 48 parcelas, sendo 32 no complexo Fazenda Rio Capim e 16 na bacia do Rio Uraim (8 parcelas para cada diferente idade de floresta).

O tamanho destas parcelas foi de 10m x 150m (1500m<sup>2</sup>), adaptado de Higuchi, Santos e Jardim (1982). Após a delimitação em campo, foram coletadas as coordenadas geográficas dos quatro vértices de cada parcela. Essas coordenadas foram inseridas em um GPS Garmim modelo

GPSMAP<sup>®</sup> 76CSx e alocados sobre a imagem de satélite de 2008, utilizando o *software* ArcGis 9.1 (Figuras 5.2, 5.3, 5.4, 5.5, 5.6, 5.7).

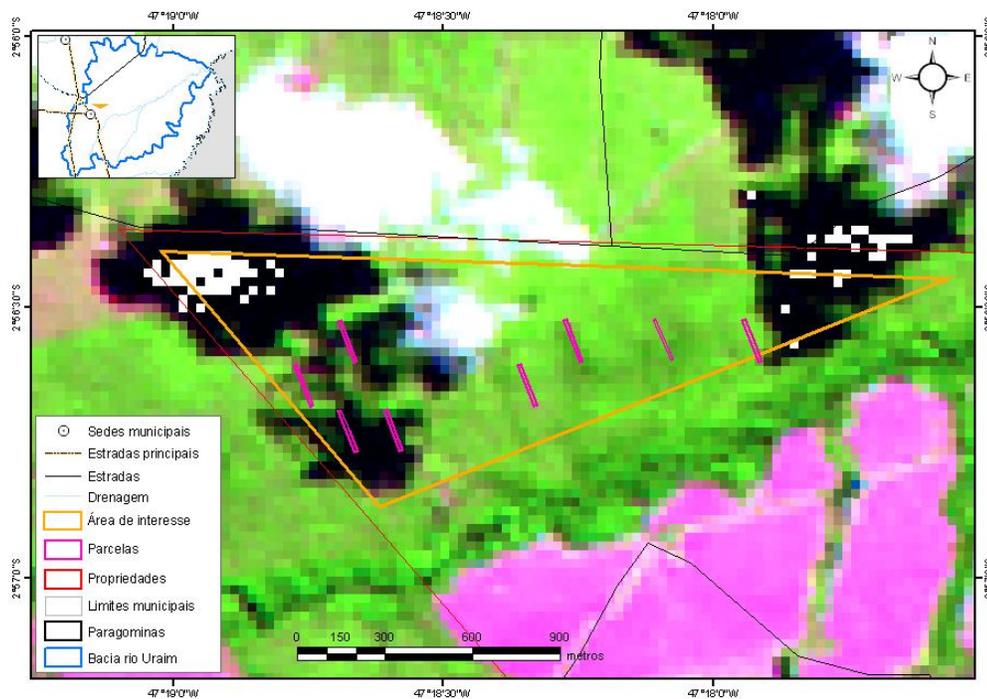


Figura 5.2 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta secundária com 4 anos de idade. Bacia do rio Uraim. Imagem Landsat de 2008

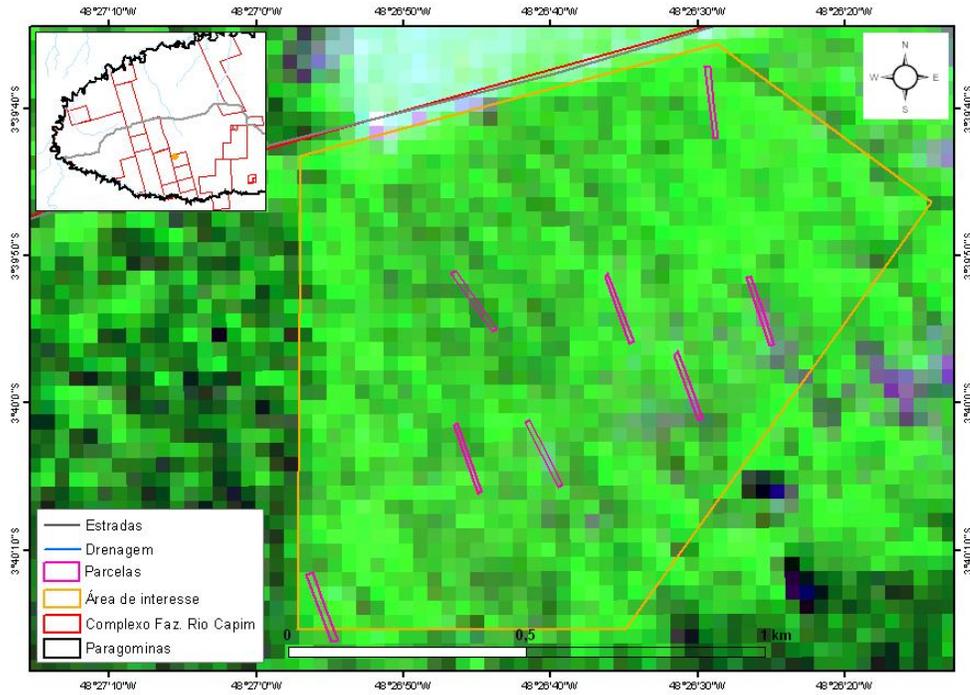


Figura 5.3 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta secundária com 10 anos de idade. Complexo Fazenda Rio Capim. Imagem Landsat de 2008

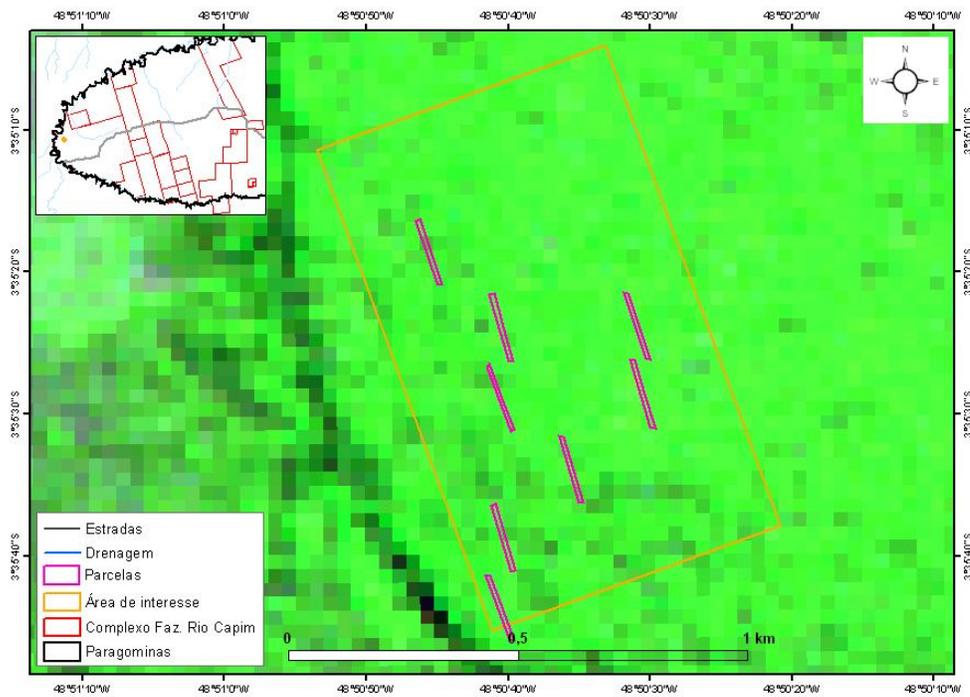


Figura 5.4 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta secundária com 15 anos de idade. Complexo Fazenda Rio Capim. Imagem Landsat de 2008

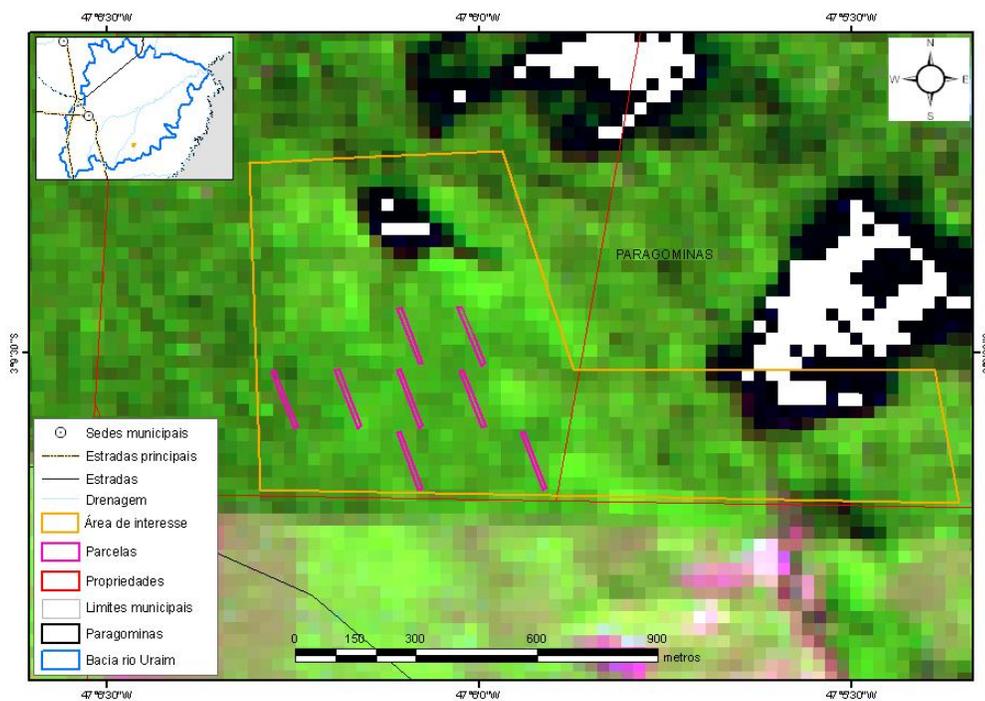


Figura 5.5 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta secundária com 20 anos de idade. Bacia do rio Uraim. Imagem Landsat de 2008

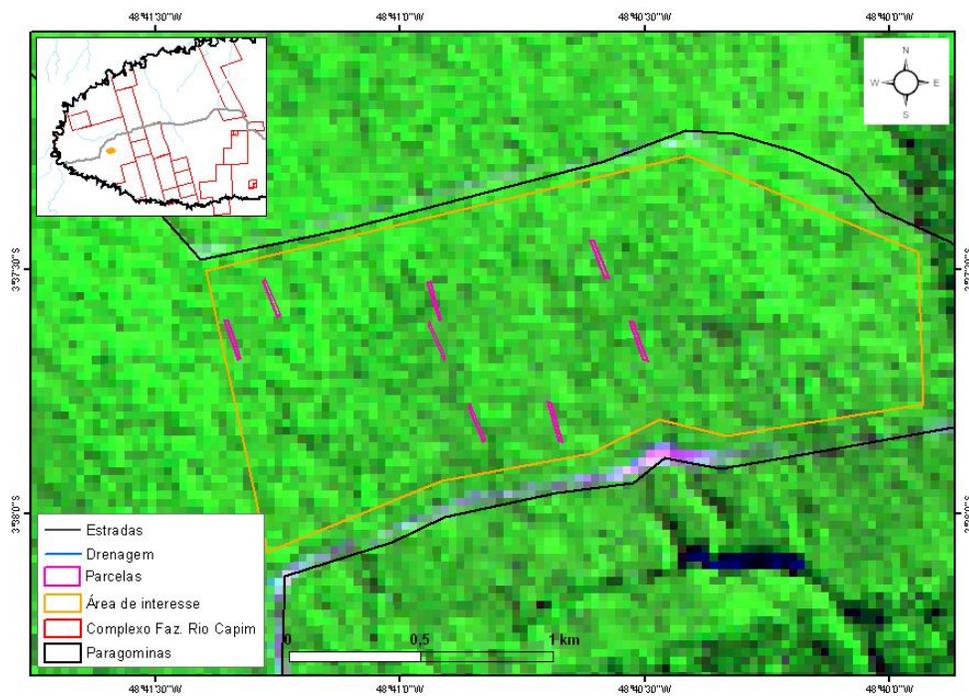


Figura 5.6 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta secundária com 25 anos de idade. Complexo Fazenda Rio capim. Imagem Landsat de 2008

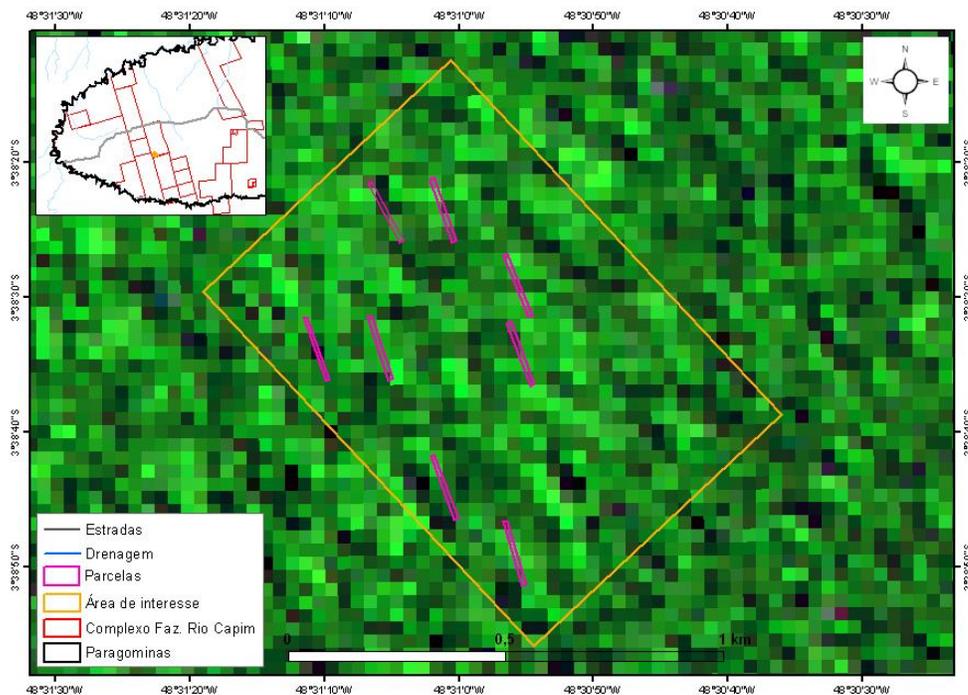


Figura 5.7 – Localização das parcelas experimentais na área de floresta intacta. Complexo Fazenda Rio Capim. Imagem Landsat de 2008

Após a identificação das áreas em campo e instalação das parcelas experimentais, foi aplicado um questionário com moradores e trabalhadores locais para se obter informações principalmente sobre o histórico de degradação das áreas. A Tabela 5.2 apresenta dados coletados tanto com a comunidade local quanto em observações de campo. As informações referem-se ao tipo de uso anterior, características do entorno da área e da própria área estudada com o objetivo de inferir seu nível de degradação.

A Tabela 5.3 apresenta informações obtidas em entrevistas com a comunidade, baseadas na classificação de intensidade de uso de pastagens elaborada por Uhl, Buschbacher e Serrao (1988). Inclui informações sobre intensidade de degradação da área, obtidas por meio do tipo de preparo e manejo do pasto que havia no local anteriormente. Estes dados foram coletados também com o objetivo de estimar o nível de degradação das áreas de interesse.

O entorno das áreas a serem restauradas são de grande importância para este processo, pois contribuem com a diversidade da regeneração natural colonizadora, ou seja, aquela oriunda do entorno. Além disso, áreas restauradas são sistemas abertos, que interagem com seu entorno, recebendo polens e sementes de outros indivíduos, possibilitando a troca de material genético.

Áreas sem vegetação ao redor, dependem somente do plantio de espécies e não apresentam agentes polinizadores, dispersores de sementes e não podem contar com a chuva de sementes. O processo de sucessão e o potencial de regeneração natural da área dependem, entre outras coisas, do histórico de ocupação da área (se eliminou a regeneração natural) e do entorno imediato dela (se permite chegar os propágulos das espécies) (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Todas as áreas de floresta secundária foram usadas como pasto e depois abandonadas, dando início à regeneração natural no local. O entorno das áreas localizadas na Fazenda Rio-Capim foi o mais conservado, pois é constituído principalmente de florestas secundárias antigas ou floresta primária. Já o entorno da Bacia do Uraim era bastante degradado, formado principalmente por pastagem e florestas secundárias jovens. A floresta secundária de 4 anos foi a que apresentou o entorno mais perturbado (100% pasto). A floresta intacta, ao contrário, possui seu entorno formado por floresta antiga sob exploração manejada (Tabela 5.2).

Dependendo de seu histórico degradação, pastos abandonados podem não se tornar florestas, mas sim uma formação de arbustos. O histórico de uso do pasto influencia diretamente nos processos de sucessão após abandono da área. Em Paragominas, o manejo de pastos normalmente ocorre de três formas: usos leve, moderado e intensivo. Esta classificação depende principalmente do tipo de preparo da área (mecanizado ou não), frequência de queimas, tempo de uso, intensidade da pastagem e tempo de abandono (UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

A Tabela 5.3 mostra a classificação das florestas secundárias segundo a intensidade de uso do pasto que existia anteriormente. A floresta de 20 anos apresentou a maior intensidade (moderada-intensa) devido ao tempo de uso do pasto (10 a 12 anos) e à frequência de queima que foi superior às outras florestas, consideradas de uso leve.

Tabela 5.2 – Caracterização geral das áreas de interesse

Floresta	Local	Histórico	Entorno	Características gerais
4 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	100% pasto	algumas árvores de pequeno porte, predominância de capim, muitos cipós, ausência de palmeiras.
10 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	50% flor. secundária antiga; 25% flor. secundária recente; 25% pasto	predominância de árvores de pequeno-médio porte, muitos cipós e capim, poucas palmeiras.
15 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 15 anos; 25% plantio recente (<1ano)	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós e capim, poucas palmeiras.
20 anos	Bacia do Rio Uraim	Pasto abandonado	50% flor. secundária com exploração predatória; 25% pasto; 25% milho	predominância de árvores de médio porte, muitos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
25 anos	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	75% flor. secundária de 25 anos; 25% flor. antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande-médio porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.
Intacta	Faz. Rio Capim	Pasto abandonado	100% floresta antiga com exploração manejada	predominância de árvores de grande porte, poucos cipós, ausência de capim, poucas palmeiras.

Tabela 5.3 – Classificação da intensidade de uso das pastagens

Floresta	Local	Desmatamento	Preparo da área	Frequência de queima	Tempo de uso do pasto	Intensidade de pastagem	Intensidade de uso
4 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 a 3 anos	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
10 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
15 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve
20 anos	Bacia do Rio Uraim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	1 vez por ano	10 a 12 anos	baixa (menos de 1 animal/há)	Moderado-intenso
25 anos	Faz. Rio Capim	com motosserra e queima	semeadura direta (manual)	2 vezes ao todo	abandono logo após a formação do pasto (0 a 4 anos)	baixa (menos de 1 animal/há)	Leve

#### 5.2.4 Processamento das imagens de satélite

As imagens passaram por processamentos digitais para facilitar a identificação da idade das florestas secundárias e para extrair as informações quantitativas necessárias para a comparação espectral entre as diferentes idades. As classes de florestas estudadas foram: florestas secundárias com 4, 10, 15, 20 e 25 anos de idade e uma área de floresta primária. A sequência de processamento das imagens encontra-se descrita abaixo:

**a) Registro e Georreferenciamento:** as imagens Landsat ETM+ adquiridas em 2000 foram georreferenciadas à imagem *GeoCover* 2000 da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), disponível no site <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/mrsid.pl>. Após o georreferenciamento, as outras imagens da série temporal foram registradas tendo como base a imagem georreferenciada. O georreferenciamento e o registro foram importantes para a detecção de mudança das florestas ao longo do tempo, permitindo a identificação da idade das mesmas. No georreferenciamento e no registro foi utilizado o método de reamostragem por vizinhança mais próxima, disponível no *software Environment for Visualizing Images* - ENVI 4.3. Foram

coletados, no mínimo, 40 pontos de controle em cada imagem e o erro (*Root-Mean-Squared-Error* – RMSE) máximo aceitável foi de 0,5 pixel.

**b)** Correção de neblina e fumaça: em seguida, todas as imagens passaram por um processo de correção de neblina e fumaça, usando o método proposto por Carlotto (1999) e implementado em IDL (*Interactive Data Language*) por Souza Júnior<sup>10</sup> (informação pessoal). Este método corrige as bandas espectrais da região do visível (1, 2 e 3) que são as mais afetadas pela neblina e fumaça, a partir das bandas que não sofrem interferência deste efeito (4, 5 e 7).

**c)** Correção atmosférica: as imagens de 2008 das órbitas-ponto 223/62 e 222/62 foram radiometricamente corrigidas, utilizando os valores de calibração (*gains* e *offsets*) do sensor ETM+ disponíveis no site <http://landsat7.usgs.gov/cpf/cpf.php>. Posteriormente, as imagens em radiância foram convertidas para reflectância absoluta, utilizando o programa ACORN (*Atmospheric Correction Now*) 4.0. Os parâmetros de visibilidade e vapor d'água na atmosfera foram estimados a partir da reflectância de alvos com valores de reflectância conhecidos (água e vegetação). O valor vapor de água utilizado foi de 45 km e de visibilidade atmosférica, 45 mm.

**d)** Modelo de Mistura Espectral (MME): o próximo passo foi estimar a abundância de componentes puros (pixels puros de vegetação - GV, solo exposto e vegetação fotossinteticamente inativa - NPV) em cada pixel, aplicando o modelo de mistura espectral na imagem de 2008 em reflectância (ADAMS; SMITH; GILLESPIE, 1993). O MME estima a fração de componentes puros na imagem com a reflectância de cada pixel sendo modelada por uma combinação linear do produto da reflectância dos N componentes puros pelas suas respectivas frações, como mostra a eq. (5.1):

$$R_b = \sum_{i=1}^N F_i R_{i,b} + \varepsilon_b, \quad \text{para} \quad \sum_{i=1}^N F_i = 1 \quad (5.1)$$

Onde,  $R_b$  é a reflectância medida na banda  $b$ ;  $F_i$  é a fração do componente  $i$ ;  $R_{i,b}$  é a reflectância medida para o componente  $i$  na banda  $b$ ;  $\varepsilon_b$  é o erro residual para cada banda, que

---

<sup>10</sup> SOUZA JÚNIOR, C. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2006.

indica as porções do espectro que não foram modeladas, e  $n$  o número de bandas (ROBERTS et al., 1998). O erro do MME é determinado pela eq. (5.2):

$$RMS = \left( \sum_{b=1}^N \varepsilon_b^2 / n \right)^{1/2} \quad (5.2)$$

Os componentes puros de GV, NPV e solo exposto utilizados para gerar o MME, foram obtidos de Souza Júnior, Roberts e Cochrane (2005) (componentes puros genéricos) e os algoritmos do modelo de mistura foram implementados em IDL por Souza Júnior<sup>11</sup> (informação pessoal).

e) NDFI: a partir das frações obtidas pelo MME, foi gerado o NDFI (*Normalized Difference Fraction Index*) para a imagem de 2008, criado por Souza Júnior, Roberts e Cochrane (2005) para realçar os sinais da degradação florestal causados pela exploração madeireira e queimadas. Este índice foi implementado em IDL e pode ser calculado pelas eq. (5.3) e (5.4):

$$NDFI = \frac{GV_{sombra} - (NPV + Solos)}{GV_{sombra} + NPV + Solos} \quad (5.3)$$

$$GV_{sombra} = \frac{GV}{100 - Sombra} \quad (5.4)$$

Onde,  $GV_{sombra}$  é a fração de vegetação normalizada para sobre;  $NPV$  é a vegetação fotossinteticamente inativa e  $Solos$  é o solo exposto. Este índice varia de -1 a +1 e quanto maior o valor, menos degradada é a floresta.

f) NDVI: além do mapeamento da vegetação, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), proposto por Rouse et al. (1974), mede também a quantidade e a condição da vegetação em um determinado local. Assim, pode ser utilizado no estudo de mudanças na cobertura vegetal, balanço de carbono, detecção de mudanças climáticas, detecção de desmatamento, etc. (BRASIL, 2008). Pode ser obtido pela eq. (5.5):

$$NDVI = \frac{IPV - V}{IPV + V} \quad (5.5)$$

---

<sup>11</sup> SOUZA JÚNIOR, C. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2005.

Onde,  $IPV$  é a banda espectral relativa à região do infravermelho próximo e  $V$  é a banda do vermelho. Este índice varia de -1 a +1; valores mais altos de NDVI são associados com o maior vigor e densidade da cobertura vegetal (LOURENÇO; LANDIM, 2004).

### 5.2.5 Análise espectral dos dados e diferenciação entre as classes

Após o processamento foram extraídos os valores de reflectância, GV, NPV, solos, sombra, NDFI e NDVI para cada área, usando 40 pixels selecionados das imagens (5 pixels de cada parcela; 8 parcelas). Então, foi calculada a média e o desvio padrão dos 40 pixels por área de interesse, sendo cinco pixels por parcela, utilizando o *software* ENVI 4.3. Desta forma, o valor representativo das imagens para cada área foi a média dos valores encontrados nestes 40 pixels. Estes valores foram utilizados para verificar se há diferença estatística entre as classes de florestas observadas, ou seja, para avaliar se a floresta intacta e as florestas secundárias poderiam ser diferenciadas.

Para a floresta secundária de 4 anos, foram excluídas da análise 4 parcelas (20 pixels), pois ficaram localizadas em áreas na imagem com sombra de nuvem, o que poderia influenciar nas análises e na interpretação dos resultados. Desta forma, os testes estatísticos descritos abaixo foram realizados somente para os 20 pixels não contaminados da floresta de 4 anos.

O cálculo da média e desvio padrão foi feito para as imagens Landsat de 2008 das órbitas-ponto 223/62 e 222/62. Para verificar se houve diferença estatística entre as classes, os valores dos pixels foram analisados por meio do programa SAS 9.1, aplicando-se o teste Tukey (para dados com distribuição normal), com 95% de intervalo de confiança ( $P < 0,05$ ), para comparar as médias entre as populações (classes de floresta). Para os valores sem distribuição normal, foram realizadas transformações exponenciais com diferentes parâmetros ( $\lambda$ ) indicados pelo Box-Cox, com o objetivo de converter os dados para uma distribuição normal.

Mesmo após a transformação, se não houve distribuição normal dos dados, foi realizada uma análise de variância não paramétrica (Testes de Kruskal-Wallis e Wilcoxon), os quais são utilizados para dados sem distribuição normal. Os testes estatísticos utilizados no estudo permitem a comparação entre as classes de florestas nas diferentes imagens analisadas, possibilitando identificar em qual banda espectral ou imagem é possível diferenciar estas classes.

Foram comparados, para as seis classes de floresta observadas, a reflectância, imagens fração do MME (GV, NPV, solos e sombra) e os índices de vegetação NDFI e NDVI.

### 5.3 Resultados e Discussão

#### 5.3.1 Análise espectral dos dados e diferenciação entre as classes

Foram selecionadas cinco classes de florestas secundárias (4, 10, 15, 20 e 25 anos) e uma classe de floresta primária (intacta). Foram comparados reflectância, GV, NPV, solos, sombra, NDFI e NDVI entre todas as classes. A Tabela 5.4 e a Figura 5.8 abaixo mostram os resultados da análise estatística para a separação entre as classes.

Tabela 5.4 - Médias e desvio padrão das frações, reflectância e índices de vegetação da floresta intacta e das cinco classes de floresta secundária. Números fora e dentro dos parênteses representam média e desvio padrão, respectivamente. B1, B2, B3, B4, B5 e B7 são as bandas espectrais da imagem de reflectância

GV (%)	NPV (%)	Solos (%)	Sombra (%)	B1 (%)	B2 (%)	B3 (%)	B4 (%)	B5 (%)	B7 (%)	NDFI	NDVI
(a) Floresta Intacta											
43,88D (5,47)	0,45A (1,01)	1,93BC (1,00)	53,75D (5,24)	1,13D (0,10)	2,91C (0,23)	1,77D (0,16)	28,77D (3,01)	11,43D (0,92)	4,11D (0,52)	0,94AB (0,02)	0,69A (0,02)
(b) Floresta Secundária - 25 anos											
46,73CD (3,38)	0,38A (0,63)	2,48A (0,93)	50,4CD (2,97)	1,34ABC (0,11)	3,29B (0,14)	2,10BC (0,17)	31,16C (1,74)	13,45C (0,67)	4,95BC (0,46)	0,93ACD (0,02)	0,69A (0,02)
(c) Floresta Secundária - 20 anos											
52,30B (3,72)	0,10B (0,38)	2,00AC (1,22)	45,6B (3,72)	1,25C (0,14)	3,31B (0,28)	2,00C (0,22)	34,06B (2,09)	13,48BC (0,64)	4,68C (0,58)	0,95B (0,02)	0,70A (0,02)
(d) Floresta Secundária - 15 anos											
54,10AB (3,67)	0,08B (0,27)	2,43A (0,78)	43,40B (3,73)	1,38A (0,11)	3,46B (0,23)	2,23BC (0,16)	35,34B (2,06)	14,15B (0,63)	5,03BC (0,38)	0,94AB (0,01)	0,71B (0,01)
(e) Floresta Secundária - 10 anos											
48,13C (4,08)	0,38AB (1,05)	2,90A (1,5)	48,60C (3,33)	1,38AB (0,21)	3,40B (0,40)	2,29AB (0,49)	32,22C (2,06)	13,93BC (1,18)	5,23B (0,89)	0,92CD (0,04)	0,69A (0,03)
(f) Floresta Secundária - 4 anos											
55,60A (4,73)	0,50AB (1,19)	3,05A (1,28)	40,8A (4,32)	1,27BC (0,33)	4,00A (0,70)	2,49A (0,57)	37,02A (2,80)	16,04A (1,63)	5,91A (0,80)	0,92D (0,04)	0,69A (0,03)

Nota: Valores da mesma coluna com letras diferentes, são estatisticamente diferentes entre si. Valores na mesma coluna com letras iguais não diferem entre si

#### 5.3.1.1 Reflectância

Para a imagem de reflectância (B1 a B7), as análises estatísticas revelaram que houve diferença espectral entre a floresta intacta e todas as classes de floresta secundária. As bandas B1, B3, B5 e B7 igualaram de forma geral as florestas secundárias entre si. A B2 igualou as

secundárias entre 25 e 10 anos, além de diferenciar a floresta de 4 anos das demais classes. Apesar da B4 ter diferenciado intacta das demais florestas, não houve diferença entre a de 25 e 10 anos e entre a de 20 e 15 anos (Tabela 5.4).

Foi observada uma tendência de aumento da reflectância média na região do visível do espectro (B1, B2 e B3) com o aumento da degradação<sup>12</sup>, ou seja, quanto mais jovem a área, maior sua reflectância. Este comportamento era esperado, pois há uma diminuição da sombra do dossel quando a floresta é degradada, aumentando a reflectância nesta faixa do espectro. A região do infravermelho próximo (B4) também mostrou esta tendência, apresentando um aumento na reflectância com o aumento da degradação. Da mesma forma ocorreu com a região do infravermelho de ondas curtas (B5 e B7) (Tabela 5.4, Figura 5.8a).

A reflectância espectral média e o desvio padrão foram plotados para todas as classes de floresta na Figura 5.8a. Uma avaliação qualitativa destas curvas indicou alta sobreposição entre as bandas para todas as classes, dificultando uma separação visual entre elas. Porém, a banda 4 ainda mostrou alguma separação visual entre as classes, principalmente entre as classes de floresta intacta e secundária de 4 anos.

### 5.3.1.2 Índices de fração e vegetação

O índice de fração NDFI apresentou os resultados mais consistentes. Os testes estatísticos mostraram que houve diferença espectral entre a floresta intacta e a de 10 e 4 anos. Porém, não houve separação de forma geral entre as outras classes de floresta secundária. O NDVI, por sua vez, diferenciou somente a secundária de 15 anos do restante das florestas, as quais não apresentaram diferença entre si (Tabela 5.7).

Como esperado, os índices apresentaram uma tendência geral de diminuição em função do aumento da degradação, com um decréscimo um pouco mais acentuado no NDFI para floresta secundária de 4 anos (Tabela 5.7, Figura 5.8c). Porém a diferença entre as florestas para os dois índices foi muito pequena.

Os índices variam de -1 a 1 e estão associados com o maior vigor e densidade da cobertura vegetal, de forma que quanto maior o valor do índice, menos degradada (ou mais jovem) seria a floresta. Por isso esperava-se valores mais baixos para as florestas mais jovens. Na

---

<sup>12</sup> Neste capítulo, o termo degradação está relacionado com a idade das florestas, ou seja, quanto mais jovem a floresta, maior a degradação.

análise gráfica, os dois índices apresentaram alta sobreposição entre todas as classes, dificultando sua separação visual (Figura 5.8).

### 5.3.1.3 Modelo de mistura espectral

No modelo de mistura espectral (MME), o GV diferenciou floresta intacta de secundária com 20, 15, 10 e 4 anos. O resultado esperado era que houvesse um aumento de GV com a redução das idades das florestas, devido o aumento da reflectância. Os valores aumentaram até a secundária de 15 anos e depois houve um decréscimo para as secundárias de 10, com o maior valor para 4 anos. Esta redução para a secundária de 10 pode ser devido à localização das parcelas em grotas, o que diminuiu a reflectância devido o efeito da topografia (Tabela 5.4, Figura 5.8b).

No NPV, não houve diferença entre as classes intacta, secundárias de 25 e 4 anos. As florestas de 20, 15 e 10 também foram igualadas estatisticamente. Esperava-se uma tendência de aumento do NPV com o aumento da degradação, devido o aumento de vegetação fotossinteticamente inativa nas áreas mais jovens. Porém os valores tiveram um decréscimo até a floresta de 15 anos e depois voltaram a aumentar para as florestas de 10 e 4 anos, com um pico na secundária de 4 anos (Tabela 5.4, Figura 5.8b).

Em solos a floresta intacta apresentou diferença estatística da secundária de 15, 10 e 4 anos. As classes floresta secundária não se diferenciaram entre si. Como esperado, houve uma tendência de aumento dos valores de solos em função da degradação, pois a exposição solo fica mais evidente. Para sombra, a floresta intacta e secundária de 25 anos (iguais entre si) foram diferenciadas das secundárias de 4 anos. Esperava-se uma diminuição dos valores de sombra com o aumento da degradação, devido à abertura do dossel. Houve esta tendência, porém com um pico na floresta de 10 anos (Tabela 5.4, Figura 5.8b). Provavelmente isto se deve a grotas secas identificadas nas áreas (efeito da topografia), o que diminuiu a reflectância, aumentando o valor de sombra. (Tabela 5.4, Figura 5.3).

Uma análise qualitativa do modelo de mistura espectral representada na Figura 5.8b mostrou sobreposição principalmente entre as classes de solos e NPV, com variações mais acentuadas em GV e sombra. Porém, de forma geral, as classes do MME seguiram a tendência esperada para os tipos de florestas estudadas, com exceção do NPV que não diferenciou intacta da secundária de 4 anos.

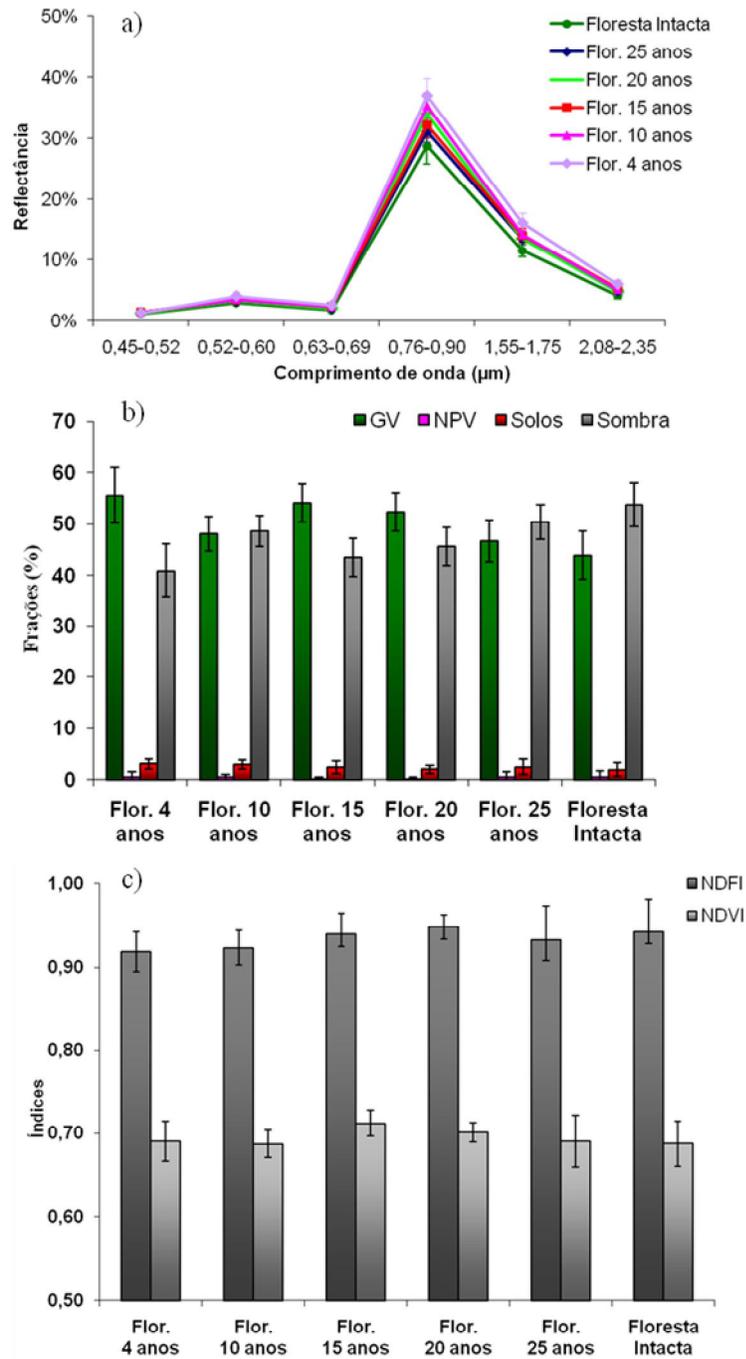


Figura 5.8 - Média e desvio padrão (barras verticais) da floresta intacta e das três classes de florestas secundárias, medidos a partir das bandas de imagens Landsat. (a) curvas espectrais de reflectância; (b) imagens fração do modelo de mistura espectral e (c) índices de vegetação

Foram plotadas as curvas da diferença entre as classes de floresta secundária e a floresta intacta, subtraindo as médias da segunda pelas primeiras, para detectar as mudanças nas imagens em função da idade das florestas (e.g.: Mudança = Secundária – Intacta) (Figura 5.9).

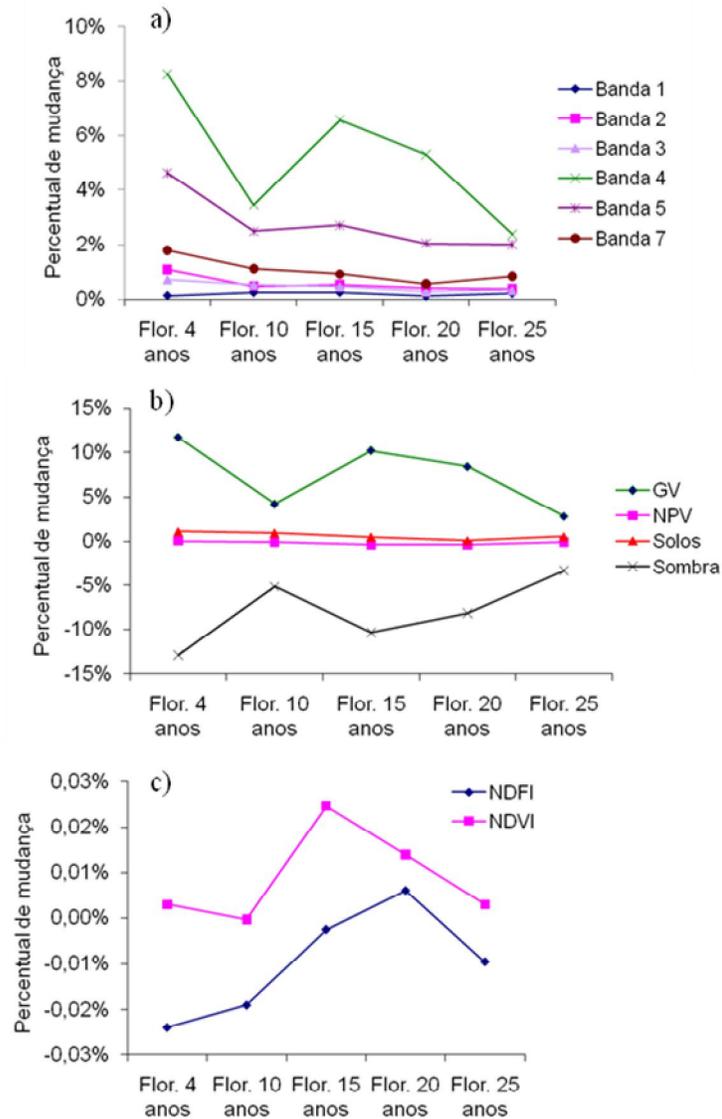


Figura 5.9 – Variação de mudança da (a) reflectância, (b) modelo de mistura espectral e (c) índices de vegetação, calculada pela subtração da média dos valores de floresta intacta das médias dos valores de cada floresta secundária

Para a reflectância, as bandas B1, B2, B3 e B7 apresentaram uma diferença de aproximadamente 1% em função da diminuição da idade das florestas, comparadas à floresta intacta. Para a B5, a menor variação em relação à intacta foi a de 25 anos, com 2% de diferença,

enquanto que a floresta de 4 anos apresentou uma variação positiva de 4%. A B4 apresentou a maior variação entre a floresta intacta e todas as outras classes de floresta secundária. A maior diferença foi apresentada pela floresta de 4 anos, um aumento de 8%, porém com uma diminuição de 3% para a floresta de 10 anos. Esta diminuição pode ser devido à topografia desta área, com relevos mais baixos devido à presença de grotas secas (Tabela 5.4, Figura 5.9a).

No modelo de mistura espectral, sombra sofreu uma redução (como esperado) entre a floresta intacta e a classe mais jovem de secundária, devido à abertura do dossel. A menor variação negativa foi de 3% para floresta de 25 anos e a maior foi de 13% para de 4 anos. Solos e NPV apresentaram variação de apenas 0-1% entre a floresta intacta e as outras idades. GV, onde já se esperava os maiores valores para as florestas mais jovens, houve um aumento de 12% entre a floresta intacta e a secundária de 4 anos, enquanto que a menor variação foi da floresta de 25 anos (3%). Tanto o aumento de sombra quanto à diminuição de GV identificados para floresta de 10 anos, podem estar relacionados ao efeito da topografia observada no local, devido à presença de grotas (Tabela 5.4, Figura 5.9b).

Os dois índices apresentaram uma tendência geral de redução em função da diminuição da idade das florestas. Porém, a diferença entre as florestas secundárias e a primária foi muito pequena para todas as florestas, na ordem de -0,02% a 0,02% apenas, para os dois índices. O NDFI obteve uma redução mais acentuada (0,02%) com seu menor valor para a floresta de 4 anos, enquanto que para o NDVI, praticamente não houve redução entre a floresta intacta e a secundária de 4 anos (Tabela 5.4, Figura 5.9c).

As imagens fração do modelo de mistura espectral, sombra e GV, mostraram a maior variação absoluta entre floresta intacta e as florestas secundárias quando comparadas às mudanças detectadas pela imagem em reflectância e índices de vegetação. Na escala de campo, esta diminuição do valor de sombra e aumento no valor de GV pode ser explicada pelo aumento no dossel da floresta, reduzindo a quantidade de sombra, aumentando a reflectância da floresta.

Souza Jr., Roberts e Monteiro (2005) realizaram uma análise multitemporal de imagens Landsat para diferenciar floresta intacta de outros quatro níveis de degradação florestal ao sul da Amazônia Brasileira. Da mesma forma como neste estudo, os autores encontraram que as imagens-fração do MME apresentaram maiores vantagens em diferenciar floresta primária das outras classes de degradação, quando comparadas às bandas de reflectância e índices de vegetação e fração.

As análises estatísticas mostraram que é possível distinguir floresta primária da maioria das classes de idade de floresta secundária utilizando os dados espectrais avaliados neste estudo. Todos os dados utilizados (exceto NPV) conseguiram diferenciar espectralmente a floresta primária da floresta secundária mais jovem (4 anos). Além disso, sete dos doze dados utilizados, puderam diferenciar também a floresta de 25 anos da floresta de 4 anos. Porém, de forma geral, houve mistura entre as classes intermediárias de secundárias, principalmente entre 20 e 15 anos.

O estudo de Steininger (1996), comparou algumas idades de floresta secundária com florestas primárias. O autor encontrou que é possível distinguir florestas secundárias de até 13 anos de idade de florestas primárias, utilizando imagens Landsat. De forma geral, os resultados deste estudo mostraram que as florestas começam a apresentar diferenças significativas a partir de 20 anos de diferença entre elas. Daí a importância da utilização de cronosequências longas para o mapeamento de florestas secundárias.

Da mesma forma, Nelson et. al. (2000) utilizaram uma série temporal de sete imagens Landsat para estimar biomassa e carbono em diferentes tipos de floresta. Além disso, numa abordagem similar ao presente estudo, utilizaram a imagem mais recente para verificar se uma única imagem de satélite seria capaz de estimar a idade e o histórico de uso de florestas secundárias. Os autores encontraram que, apesar de não ser possível prever qual a idade da floresta e seu histórico de uso com uma imagem Landsat, é possível diferenciar florestas primárias de florestas secundárias (assim como demonstrado neste estudo), principalmente aquelas que foram mais intensamente utilizadas.

#### **5.4 Considerações finais**

Devido à importância das florestas para o clima, cientistas vêm utilizando diversas ferramentas para auxiliar no mapeamento e quantificação destes ecossistemas no planeta. Um exemplo disto é a utilização do Sensoriamento Remoto para redução de custos e tempo de campo para estimativas de biomassa e carbono em florestas tropicais. Neste estudo, encontramos que é possível a utilização de imagens Landsat para diferenciar floresta primária e florestas secundárias antigas ( $\geq 25$  anos) de florestas secundária mais jovens, com pelo menos 15 anos de diferença. Esta separação entre as classes de florestas se deu principalmente utilizando imagens-fração (GV e sombra) resultantes do modelo de mistura espectral aplicado na imagem Landsat.

Este resultado mostra que há um potencial para utilizar dados do Landsat para monitoramento e quantificação de florestas secundárias tropicais. Uma aplicação importante seria a estimativa de biomassa e carbono destas florestas através da calibração de dados de sensoriamento remoto utilizando informações coletadas no inventário florestal. Isto porque qualquer estimativa confiável na Amazônia precisa incluir florestas secundárias, considerando sua ampla extensão na região. A quantificação biomassa e carbono deveriam, se possível, considerar a idade destas florestas, visto que o carbono capturado por elas varia amplamente com a idade: florestas secundárias mais jovens acumulam biomassa em taxas bem maiores do que florestas mais maduras. Além disso, a inclusão destes grupos de floresta poderia minimizar os erros relacionados ao estoque de carbono e biomassa.

Neste estudo foi utilizado uma única imagem Landsat (a mais recente da série temporal) para avaliar espectralmente as idades de florestas. Embora resultados como o de Steininger (1996) mostrem que somente é possível a separação entre idades aproximadamente maiores que 13 anos, recomenda-se uma análise multitemporal das classes de floresta secundária, como realizado por Souza Jr., Roberts e Monteiro (2005). Esta análise poderia prever com maior acurácia, a partir de qual idade é possível diferenciar as florestas, utilizando o processamento adequado das imagens. Apesar de Nelson et. al. (2000) terem encontrado não ser possível a discriminação das idades de florestas secundárias, por outro lado eles utilizaram um intervalo de apenas 7 anos de idade e avaliaram espectralmente os dados brutos das imagens (números digitais), sem um nível de processamento.

Há, porém, grandes desafios para se obter bons dados de sensoriamento remoto a serem aplicados para os diversos fins. No caso de imagens Landsat, devido sua resolução temporal e alta cobertura de nuvens na região amazônica, é comum encontrarmos somente uma ou nenhuma imagem livre de nuvens ou fumaça. Além disso, o processamento destas imagens, incluindo correção atmosférica e modelo de mistura espectral, por exemplo, não são tarefas triviais e exigem treinamento dos usuários para que os resultados sejam satisfatórios.

## Referências

ADAMS, J.B.; SMITH, M.O.; GILLESPIE, A.R. Imaging spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis. In: PIETERS, C.M.; ENGLERT, P.A.J. (Ed.). **Remote geochemical analysis**. Cambridge: Cambridge University Press, 1993. p. 145-166. (Topics in Remote Sensing, 4).

ALMEIDA, A.; PINHEIRO, T.; BARBOSA, T.; ABREU, M.R.; LOBO, F.; SILVA, M.; GOMES, A.; SADECK, L.; MEDEIROS, L.; NEVES, M.; SILVA, L.; TAMASAUSKAS, P. **Metodologia para mapeamento de vegetação secundária na Amazônia Legal**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. 32 p. (INPE-16621-RPQ/839). Disponível em: <<http://mtc-m19.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m19%4080/2009/11.23.17.06/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2010.

ALMEIDA, O.T.; UHL, C. **Planejamento do uso do solo do município de Paragominas utilizando dados econômicos e ecológicos**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1998. 46 p. (Série Amazônia, 9).

ATTANASIO, C.M. **Manual técnico: restauração e monitoramento da mata ciliar e da reserva legal para a certificação agrícola. Conservação da biodiversidade na cafeicultura**. Piracicaba: Imaflora, 2008. 60 p.

ATTANASIO, C.M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Adequação ambiental de propriedades rurais: recuperação de áreas degradadas e restauração de matas ciliares**. Piracicaba: ESALQ, Depto. Ciências Florestais, 2006. 66 p. Relatório técnico.

BROWN, S.; LUGO, A. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 1-32, 1990.

BRANCALION, P.H.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 5: incorporação do conceito da atividade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. cap. 1, p. 37-54.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA n. 28, de 24 de janeiro de 2008. Dispõe sobre os municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle do desmatamento ilegal**. Disponível em: <[http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu\\_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria\\_mds\\_no33\\_2008\\_demo2007\\_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008\(\\*\)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br](http://docs.google.com/gview?a=v&q=cache:PiAoW9t6DhcJ:www.mds.gov.br/suas/menu_superior/legislacao-/portarias/2008/portaria_mds_no33_2008_demo2007_pa2008.pdf+PORTARIA+N%C2%BA+28,+DE+24+DE+JANEIRO+DE+2008(*)+Disp%C3%B5e+sobre+os+munic%C3%ADpios+situados&hl=pt-BR&gl=br)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

CARLOTTO, M.J. Reducing the effects of space-varying wavelength-dependent scattering in multispectral imagery. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 20, n. 17, p. 3333-3344, 1999.

CARREIRAS, J.M.; PEREIRA, J.M.; CAMPAGNOLO, M.L.; SHIMABUKURO, Y.E. Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 101, p. 283-298, 2006.

FEARNSIDE, P.M.; GUIMARÃES, M. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, p. 35-46, 1996.

FOODY, G.M.; PALUBINSKAS, G.; LUCAS, R.M.; CURRAN, P.J.; HONZAK, M. Identifying terrestrial carbon sinks: classification of successional stages in regeneration tropical forest from Landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 55, p. 205-216, 1996.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F.C.S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais na Amazônia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 93-103, 1982.

HOUGHTON, R.A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T.; CHOMENTOWSKI, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades: Paragominas, Pará**. Contagem da população 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 27 ago. 2009.

\_\_\_\_\_. **Cidades: Paragominas, Pará**. Informações estatísticas: síntese das informações: produto interno bruto dos municípios 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 27 ago. 2009.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies nativas. **IPEF**, Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

KELLER, M.; ALENCAR, A.; ASNER, G. P.; BRASWELL, B.; BUSTAMENTE, M.; DAVIDSON, E.; FELDPAUSCH, T.; FERNÁNDES, E.; GOULDEN, M.; KABAT, P.; KRUIJT, B.; LUIZAO, F.; MILLER, S.; MARKEWITZ, D.; NOBRE, A. D.; NOBRE, C. A.; PRIANTE FILHO, N.; ROCHA, H.; SILVA DIAS, P.; VON RANDOW, C, AND VOURLITIS, G. L. Ecological research in the large-scale biosphere-atmosphere experiment in Amazonia: early results. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 3-16, 2004.

KIMES, D.S.; NELSON, R.F.; STOLE, D.L.; SALAS, W.A. Accuracies in mapping secondary tropical forest age from sequential satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 65, p. 112-120, 1998.

KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Florianópolis, n. 32, p. 165-389, 1980.

LOURENÇO, R.W.; LANDIM, P.M.B. Estudo da variabilidade do “índice de vegetação por diferença normalizada/NDVI” utilizando krigagem indicativa. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 4, n. 1, p. 38-35, 2004.

NELSON, R.F.; KIMES, D.; SALAS, W.; ROUTHIER, M. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 5, p. 419-431, 2000.

PARÁ (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. **Estatísticas Municipais. Mesorregião Sudeste Paraense. Paragominas**. 2008. Disponível em:

<[http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS\\_MUNICIPAIS/Mesorr\\_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf](http://www.sepof.pa.gov.br/estatistica/ESTATISTICAS_MUNICIPAIS/Mesorr_Sudeste/Paragominas/Paragominas.pdf)>. Acesso em: 12 mar. 2009.

PINTO, A.; AMARAL, P.; SOUZA JR., C.; VERÍSSIMO, A.; SALOMÃO, R.; GOMES, G.; BALIEIRO, C. **Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas**. Belém, PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2009. 65 p. Relatório Técnico. Disponível em <<http://www.imazon.org.br/novo2008/arquivosdb/Diagnostico-PGM.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2010.

PRODES. Prodes digital 2009. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

PUIG, C.J. **Carbon sequestration potential of land-cover types in the agricultural landscape of eastern Amazonia, Brazil**. Bonn: Universidade de Bonn, 2005. 75 p. (Ecology and Development Series, 33).

ROBERTS, D.A.; NUMATA, I.; HOLMES, K.; BATISTA, G.; KRUG, T.; MONTEIRO, A.; POWELL, B.; CHADWICK, O.A. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, n. D20, p. 1-8, 2002.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. cap. 15.1, p. 235-247.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; DEERING, D.W.; SCHELL, J.A.; HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. Greenbelt: NASA/GSFC. Type III Final Report, 1974. 371 p.

SCIENTIFIC CERTIFICATION SYSTEMS. **Avaliação de certificação do manejo florestal das florestas naturais da Cikel Brasil Verde S.A.**: fazenda jutaituba na região de Portel no estado do Pará, Brasil. Canadá, 2004. 110 p. Disponível em: <[http://www.scs-certified.com/nrc/certificates/forest\\_cikel-martins\\_port.pdf](http://www.scs-certified.com/nrc/certificates/forest_cikel-martins_port.pdf)>. Acesso em: 31 ago. 2009.

SOUZA JÚNIOR, C.; ROBERTS, D.; COCHRANE, M. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 98, p. 329-343, 2005.

SOUZA JÚNIOR, C.; ROBERTS, D.; MONTEIRO, A. Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. **Earth Interactions**, Washington, v. 19, n. 9, p. 1-25, 2005.

STEININGER, M.K. Tropical secondary forest regrowth in the Amazon: age, area and change estimation with thematic mapper data. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 17, n. 1, p. 9-27, 1996.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

ZARIN, D.; DUCEY, M.J.; TUCKER, J.M.; SALAS, W.A. Potential biomass accumulation in amazonian regrowth forests. **Ecosystems**, New York, v. 4, p. 658-668, 2001.