



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/03.01.17.12-TDI

ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL NO MEGALEQUE VIRUÁ, NORTE DA AMAZÔNIA

Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Dilce de Fátima Rossetti, aprovada em 29 de março de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3L9BU6B>>

INPE
São José dos Campos
2016

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@inpe.br

COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):

Presidente:

Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)

Membros:

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (CTE)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação de Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/03.01.17.12-TDI

ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL NO MEGALEQUE VIRUÁ, NORTE DA AMAZÔNIA

Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Dilce de Fátima Rossetti, aprovada em 29 de março de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3L9BU6B>>

INPE
São José dos Campos
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Cordeiro, Carlos Leandro de Oliveira.

C811a Análise da cobertura vegetal no megaleque Viruá, norte da Amazônia / Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro. – São José dos Campos : INPE, 2016.

xxiv + 151 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/03.01.17.12-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

Orientadora : Drs. Dilce de Fátima Rossetti.

1. Megaleque. 2. Campinarana. 3. Amazônia. 4. Processos sedimentares. I.Título.

CDU 528.8:502.2(811.3)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

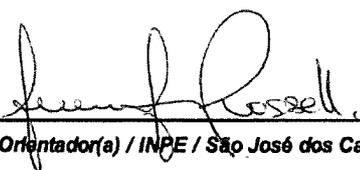
Aluno (a): **Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro**

Título: "ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL NO MEGALEQUE VIRUÁ, NORTE DA AMAZÔNIA".

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em

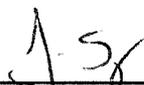
Sensoriamento Remoto

Dra. Dilce de Fátima Rossetti



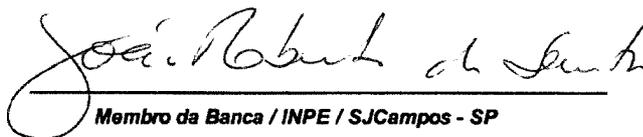
Presidente / Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Lênio Soares Galvão



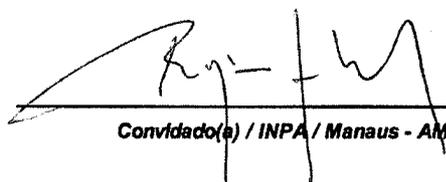
Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. João Roberto dos Santos



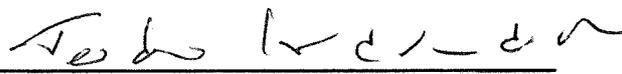
Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Rogério Gribel



Convidado(a) / INPA / Manaus - AM

Dr. Teodoro Isnard Ribeiro de Almeida



Convidado(a) / USP / São Paulo - SP

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

(x) unanimidade

São José dos Campos, 29 de Março de 2016

“Um homem precisa viajar. Por sua conta, não por meio de histórias, imagens, livros ou TV. Precisa viajar por si, com seus olhos e pés, para entender o que é seu. Para um dia plantar as suas próprias árvores e dar-lhes valor. Conhecer o frio para desfrutar o calor.

E o oposto. Sentir a distância e o desabrigo para estar bem sob o próprio teto. Um homem precisa viajar para lugares que não conhece para quebrar essa arrogância que nos faz ver o mundo como o imaginamos, e não simplesmente como é ou pode ser. Que nos faz professores e doutores do que não vimos, quando deveríamos ser alunos, e simplesmente ir ver”

Amyr Klink

AGRADECIMENTOS

Esse doutoramento foi possível pela cabeça, mãos e coração de muitas pessoas. Quero agradecer a todos que direta ou indiretamente me ajudaram.

À Dra. Dilce Rossetti pela orientação, paciência e dedicação a minha formação. Obrigado pelos ensinamentos, conselhos e estímulos para enfrentar os momentos de desesperos. Obrigado pela positividade por me permitir ver a ciência e a biologia de outra forma.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pela infraestrutura e serviços oferecido nesses 4 anos. Aos professores pelos ensinamentos. À Vera, Tamara e Valéria por toda ajuda e dúvidas sanadas. Aos coordenadores da Pós, Camilo Daleles e Elisabeth, e em especial ao Flávio Ponsonni, que me fez bater na porta certa para essa história começar.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de doutorado; à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro do projeto (projetos# 2010/09484-2 e #13/50475-5); e ao Programa Ciência Sem Fronteira pela concessão de bolsa sanduíche para realização de estágio na Universidade de Turku – Finlândia.

À “família” do Parque Nacional do Viruá e o Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio). Há 10 anos vocês vêm me recebendo e permitindo aprender cada vez mais sobre a Amazônia. Obrigado Antônio Lisboa, Beatriz Lisboa, Iran, Thiago Orsi, Bruno, Miúdo e Branco, por todo apoio. Agradeço também ao Bebe, Chico, Gabriel Damasco, Edmilson, Gurgel pela ajuda nas coletas em campo e pelas animadas conversas.

Ao Gabriel Damasco, Dr. Dário Amaral pela identificação das espécies de plantas de campinarana. Ao Laboratório de radiocarbono (CENA/USP) em Piracicaba, Dr. Pessenda e a Dra. Liz pelo auxílio nas análises isotópicas.

Ao Dr. Rogério Gribel pelo disponibilização dos dados florestais, pela disponibilidade em discutir os dados e pela participação na banca avaliadora do doutorado.

Aos professores Dr. Lênio e João Roberto que me apoiaram desde o começo do doutorado, participando dos processos de avaliação. Obrigado pelas dicas e sugestões.

À Dra. Hanna Tuomisto pelas sugestões e análises dos dados florísticos. *Kiitos* por me permitir conhecer um pouco da cultura desse país incrível que é a Finlândia.

Aos colegas de turma no INPE, em especial aos amigos Leandro, Luiz, Rafa, Renato, Camila, Karinne, Yhasmin, Ricardo, Andressa, Silvinha, Vero, Dani, Clódis e Taissa e seus respectivos cônjuges. Obrigado por todos os momentos barulhentos e divertidos.

Aos meus amigos BIO2005 agradeço pelo inexplicável. “Até segunda!”.

À família Zezinhos, Berô e Juninho, Patrícia e agora Livinha. Beijo na alma.

Ao Marcelo, Luiz, Xico, Clódis, Ricardo, Gabriel e Péricles pelas vivências.

Ao Gabriel Moulatlet pela recepção e momentos divertidos divididos no frio congelante da Finlândia e no calor fervente do Brasil. Valeu vagabundo!

À Gabi Zuquim, Mari, Maria, Luca, Eva, Nelson, Bea, Laassè, Nelly, Jasper, Kalle e Glenda. *Kiitos* pela recepção e carinho que recebi nesses meses em Turku.

Ao Eduardo Arraut e à Izabel dos Reis “biscoito” que me incentivaram muito a tentar o doutorado no INPE. Ajudaram-me com conselhos e dicas.

À Letícia, por todo amor, amizade e companheirismo. Pela paciência e pela dedicação em todos os momentos. Por dividir sonhos comigo!

As minhas tias e tios, Bira, Lourdinha, Regina, Ana, Ricardo, Cris, Izabel, Ezio, Careca e Sandra. Muito obrigado pela torcida, dedicação e amor.

Aos meus primos e primas, impossível nomear todos, obrigado por serem meus irmãos e irmãs. Por me apoiarem, sacanearem e me divertirem ao longo dos anos.

A minha Vó Lili por me passar sábios conselhos e pelo exemplo de força.

Aos meus sobrinhos Carlinhos e Benício pela alegria e o amor simples de criança.

A minha querida mãe, Ana Maria, pelo exemplo que é, pelo amor conferido a mim, por apoiar minhas decisões. Esse doutorado é da senhora também.

A meu pai, José Carlos, pelo apoio e amor ao longo desses anos.

Àquela enigmática e forte, que me apaixona. Amazônia!

RESUMO

A maior parte das campinaranas amazônicas está concentrada no Pantanal Setentrional, que corresponde a uma bacia sedimentar quaternária do interflúvio dos rios Negro e Branco. Estudos recentes registraram a associação dessa vegetação com depósitos sedimentares de sistemas de megaleques. O megaleque mais investigado até o momento é o do Viruá, situado na margem esquerda do rio Branco, sudeste de Roraima. O objetivo principal desta tese foi avaliar como a formação do megaleque Viruá influenciou na distribuição da biodiversidade florestal. Os objetivos específicos foram: mapear em detalhe o mosaico ambiental da área de estudo com técnica de classificação orientada a objeto (OBIA) e mineração de dados (MD); avaliar a influência do megaleque na diversidade local e regional com base em inventários de campo e dados de sensoriamento remoto; avaliar o potencial de dados LiDAR portátil terrestre nas estimativas de parâmetros fitoestruturais de campinaranas florestadas; e integrar técnicas de sensoriamento remoto com dados de isótopos de carbono no mapeamento de os tipos de gramíneas sobre o megaleque. O estudo revelou que os dados óticos e de radar são importantes no mapeamento do mosaico ambiental de megaleques, possibilitando precisão global de até 88%. O levantamento florístico mostrou alta diversidade com 362 espécies documentadas. Porém, apenas 3,3% dessas espécies são compartilhadas entre o interior e o exterior do megaleque, indicando que a floresta ombrófila do entorno não é fonte principal das espécies florestais registradas no megaleque. O LIDAR portátil mostrou ser um método rápido e barato na previsão de parâmetros fitoestruturais de campinaranas, como altura de árvores, diâmetro à altura do peito (DAP) e biomassa. O mapeamento integrando imagens Landsat e isótopos de carbono mostrou domínio de gramíneas C₃ no megaleque. O contexto geológico e a morfologia do megaleque Viruá foram os principais parâmetros para o surgimento e a manutenção de sua cobertura vegetal de campinaranas. Os ambientes estressantes impostos por depósitos arenosos inundados dos megaleques são barreiras para a ocorrência de espécies da floresta ombrófila, e favorecem a colonização por espécies não comuns na região, aumentando a diversidade de espécies. Internamente aos megaleques, morfologias locais representativas de subambientes deposicionais, tais como canais, diques, leques de transbordamento, barras e dunas, explicam a distribuição dos vários tipos de campinaranas.

PALAVRAS CHAVE: Megaleque. Campinarana. Amazônia. Processos sedimentares.

VEGETATION COVER ANALYSIS IN THE VIRUÁ MEGAFAN (NORTH OF AMAZONIA)

ABSTRACT

Most of the Amazonian *campinarana* is concentrated in the *Pantanal Setentrional*, which corresponds to a Quaternary sedimentary basin in the the interfluvium of the Negro and Branco Rivers. Recent studies recorded the association of this vegetation with sedimentary deposits representative of a megafan system. The megafan currently most investigated so far is the Viruá megafan, located at the left margin of the Branco River, southeast of the state of Roraima. The main objective of this thesis was to evaluate how the formation of the Viruá megafan influenced the distribution of forest biodiversity. Specific objectives were: to map in detail the environmental mosaic of the study area applying object-based image analysis (OBIA) and data mining (DM); to evaluate the influence of the megafan in the local and regional diversity based on field inventories and remote sensing data; to evaluate the potential of terrestrial portable LIDAR system data on estimates of vegetation structure parameters of forest *campinaranas*; and to integrate remote sensing with carbon isotope data in order to map grassland types on the megafan. The study revealed that optical and radar data are important for mapping the environmental mosaic of megafans, enabling overall accuracy of up to 88%. The floristic survey showed high diversity, with 362 species being documented. However, only 3.3% of species shared between the inner and outer megafan, indicating that the ombrophilous forest is not the main source of the forest species recorded in the megafan. The portable LIDAR proved to be a quick and inexpensive method in predicting vegetation structure parameters of *campinarana* vegetation, such as tree height, diameter at breast height (DBH) and biomass. Mapping integrating Landsat images and carbon isotopes showed domain of C₃ grasses in megafan. The geological and morphological contexts of the Viruá megafan were main parameters for establishment and maintenance of its *campinarana* vegetation cover. The stressful environments imposed by the megafan flooded sandy deposits constitute barriers to the occurrence of ombrophilous forest species, and favor colonization by species not common in the region, increasing species diversity. Internally to megafans, local morphologies representative of depositional sub-environments, such as channels, dikes, overbank sand sheets, bars and dunes, explain the distribution of various *campinarana* types.

KEYWORDS: Megafan. *Campinarana*. Amazonia. Depositional processes.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 2.1. Sistemas de drenagens distributária (A) e tributária (B)..... | 7 |
| Figura 2.2. Ambiente físico propício ao desenvolvimento de megaleques, com bacia de captação ampla em áreas elevadas, sob essa condição geomorfológica torna-se propício a erosão e transporte contínuo de um volume significativo de sedimentos para uma ampla área deposicional de relevo suave. Nessa área, os sedimentos são acumulados, em geral, pela criação de espaço de acomodação resultante de subsidência tectônica suave. Drenagem distributária é uma das características principais para a formação de megaleques, cuja geometria deriva do desconfinamento frequente do fluxo em áreas terminais e de planícies de inundação entre distributários. | 8 |
| Figura 2.3. Localização dos megaleques no Pantanal Setentrional, norte da Amazônia brasileira | 9 |
| Figura 2.4. Área de ocorrência de campinarana no território brasileiro..... | 10 |
| Figura 2.5. Retornos parciais do feixe laser do Lidar Terrestre. | 22 |
| Figura 2.6. (A) Sistema LiDAR terrestre portátil contendo estrutura de alumínio de apoio à bateria de 12v e estrutura frontal, com um sistema balanceador de movimento para apoio. (B) Operadores do sistema, no qual um maneja o computador de mão (à esquerda), gravando os arquivos a cada 10 m, e outro opera o LiDAR, caminhando ao longo do transecto..... | 22 |
| Figura 2.7. Lâmina mostrando anatomia foliar de plantas graminóides <i>C₃ Panicum pygmaeum</i> (A); e <i>C₄ Alloteropsis semialata</i> (B). Áreas amareladas indicam os cloroplastos..... | 24 |
| Figura 2.8. Curvas de espectro de reflectância média das graminóides <i>festuca costata</i> (<i>c₃</i>) e <i>themedra triandra</i> (<i>c₄</i>) na África do Sul (n = 110 para cada espécie)..... | 27 |
| Figura 2.9. Mosaico ambiental encontrado no megaleque Viruá, onde é possível observar a presença das ilhas de campinaranas florestadas e arbóreas em meio aquelas de formação graminóides..... | 29 |
| Figura 3.1. Localização da área de estudo no centro-sul do estado de Roraima (A), que contém o megaleque Viruá (B,C)..... | 31 |
| Figura 3.2. (A) Localização do megaleque no Parque Nacional Viruá, centro-leste do estado de Roraima. (B) perfil topográfico derivado do DEM-SRTM ao longo de um transecto longitudinal do megaleque A-B, localizado na figura A..... | 32 |

| | |
|---|----|
| Figura 3.3. Localização do Pantanal Setentrional, onde se concentra o conjunto de megaleques amazônicos. Fonte: Adaptado de Cremon (2012) e Rossetti et al., (2014b)..... | 33 |
| Figura 3.4. Exemplo do mosaico ambiental encontrado ao longo do megaleque Viruá. (A, B) Manchas de campinarana florestada em meio a campinarana graminosa; (C) campinarana arbustiva e áreas alagáveis; e (D) manchas de campinarana arbóreas ou sobre dunas de areias. | 34 |
| Fotos: ICMBio..... | 34 |
| Figura 3.5. Mosaico ambiental encontrado no interior do megaleque Viruá representado pelas campinaranas florestada (C.F.), arbórea (C.A), arbustiva (C.Ar) e graminosa (C.G.)..... | 36 |
| Figura 3.6. Limite abrupto entre o megaleque Viruá e a floresta ombrófila do entorno..... | 36 |
| Figura 4.1. Tipos de vegetação na área do megaleque Viruá. (A) Floresta Ombrófila, (B) campinarana florestada (ao fundo), (C) campinarana arbórea, (D) campinarana arbustiva (E) campinarana graminosa, e (F) buritizal. | 40 |
| Figura 4.2. Fluxograma para a confecção do mapa da vegetação na região do megaleque Viruá. O modelo linear de mistura espectral foi baseado apenas nas imagens Landsat 5. | 40 |
| Figura 4.3. (A) Imagem ASTER de composição RGB (123) ilustrando o megaleque Viruá. Note que o megaleque é colonizado principalmente por campinarana (tons verde-azulados) e as adjacências colonizadas por floresta ombrófila (tons avermelhados). (B) Máscara aplicada para a separação entre vegetação aberta (preto) e floresta ombrófila (cinza). | 44 |
| Figura 4.4. Localização do megaleque Viruá (linha tracejada) em imagem ASTER (Banda 1) com a localização dos pontos de validação a partir de diferentes fontes de dados. | 47 |
| Figura 4.5. Resultados da segmentação a partir dos melhores parâmetros selecionados para floresta ombrófila e campinaranas. Pequenos objetos produzidos no processo de segmentação para as classes de vegetação aberta (campinarana e buritizal) dentro do megaleque (A) e os respectivos objetos classificados (B). Segmentação com objetos maiores de floresta ombrófila, onde o dossel contínuo e denso produz grandes segmentos (C). Classificação da mesma área (D). | 49 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.6. Árvore de decisão utilizada para distinguir as classes de floresta ombrófila. O MDE (em metros), a banda 3 da imagem ASTER e a fração vegetação foram os parâmetros utilizados para a separação das classes de terra firme, floresta aluvial, várzea e igapó. | 51 |
| Figura 4.7. Árvore de decisão utilizada na distinção das classes de campinarana e bunitzal. O NDVI, a banda 1 do ASTER 1, a fração vegetação do MLME, bem como as polarizações HH e HV das imagens ALOS/PALSAR do ano de 2008 foram selecionados na distinção das vegetações no interior do megaleque..... | 52 |
| Figura 4.8. Mapa temático final que descreve as classes de vegetação na área do megaleque Viruá. Note que as classes de campinarana, particularmente a graminosa, dominam a superfície desta paleoforma e delineiam a morfologia do megaleque (as setas localizam a serra do Preto)..... | 57 |
| Figura 5.1. Mapa da vegetação sobre a banda 1 (0,52 – 0,60 μm) do sensor ASTER, com as 26 parcelas de vegetação amostrada em campo. | 64 |
| Figura 5.2. Modelagem com a distribuição de altura estimada do dossel (em m) ao longo do megaleque Viruá, resultante de modelo de regressão linear com base em dados de NDVI. | 67 |
| Figura 5.3. Classificação de 6 parcelas de 1 ha no exterior do megaleque Viruá e vinte parcelas de 0,1 ha em seu interior. A classificação foi baseada na análise UPGMA utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, com dados de presença e ausência. P1 a P10 = números de parcelas em cada tipo de tipo de vegetação; TF = terra firme; V = várzea; I = igapó; W = campinarana arbórea; e F = campinarana floresta. | 68 |
| Figura 5.4. Similaridade florística entre parcelas com base apenas nas espécies de árvores no interior e exterior do megaleque. Diagramas de ordenação dos dois primeiros eixos do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para a presente análise, considerando que esses dois eixos apresentaram a maior variação (primeiro eixo = 50,6% e segundo eixo = 27,2%). Os valores do DEM (A) e do NDVI (B) são representados pelo tamanho dos círculos, onde cada círculo corresponde a uma parcela; o tamanho do círculo representa os valores de NDVI e do MDE; cada cor representa os grupos resultantes da classificação UPGMA (cinza claro = campinarana floresta; cinza escuro = campinarana arbórea e preto = floresta ombrófila). Os gráficos demonstram a variação nas distribuições dos valores do MDE (C) e do NDVI (D) entre as três classes de vegetação analisadas. | 70 |

| | |
|--|----|
| Figura 5.5. Espécies compartilhadas entre o interior e exterior do megaleque Viruá (total de 331 espécies de árvores com DAP ≥ 10 cm)..... | 73 |
| Figura 5.6. Distribuições da abundância proporcional de espécies nas classes de campinarana florestada, floresta de várzea, floresta de igapó e floresta de terra firme no megaleque Viruá. As espécies mais abundantes (abundância proporcional ≥ 0.10) são identificadas no gráfico. | 74 |
| Figura 5.7. Valores de DAP (A) e altura do dossel (B) para campinarana florestada e floresta ombrófila. Caixas = 1º e 3º quartis; linha horizontal = valor mínimo e máximo..... | 76 |
| Figura 5.8. Distribuição das manchas de campinarana florestada no megaleque Viruá. A) Mapa das manchas a partir do mapeamento apresentado no capítulo 4. B) Mapa de densidade. C) Mapa de densidade de área pelo número de manchas (mapas B e C baseados no método de estimativa de densidade de Kernel)..... | 76 |
| Figura 6.1. (A) Detalhe do megaleque (retângulo = localização das parcelas de amostragem). (B) Localização das parcelas amostrais da campinarana florestada (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9) e das parcelas de campinarana florestadas contínuas localizadas ao norte do megaleque (10, 11, 12, 13 e 14). | 87 |
| Figura 6.2. Densidade de valores dos pulsos de retorno do LiDAR portátil terrestre ao longo de um transecto de 50 m no interior de uma mancha de campinarana florestada (preto = maior valor do pulso de retorno; cinza claro = menor valor de retorno do pulso). | 88 |
| Figura 6.3. Relação de parâmetros estruturais comparando dados LiDAR e de campo. A) DAP e altura do sinal mais forte do primeiro retorno (MASF1). B). DAP e média das alturas dos sinais mais fortes do segundo retorno (MASF2). C) Densidade de árvores e total de sinais de retorno. D) Altura dominante das árvores e mediana da altura máxima do dossel (MeMAD2)..... | 92 |
| Figura 6.4. Relações dos parâmetros estruturais comparando dados LiDAR e de campo. A) Biomassa tronco 2 e média das alturas dos sinais mais fortes do primeiro retorno (MASF1). B) Biomassa total 2 e MASF1. C) Biomassa tronco 2 e média das alturas dos sinais mais fortes do último retorno (MASF2). D) Biomassa total 2 e MASF2. | 93 |
| Figura 6.5. Relação entre abertura de dossel da campinarana florestada e (A) mediana das máximas alturas do dossel do segundo retorno (MeMAD2); e (B) média das máximas alturas do dossel do último retorno (MMAD2)..... | 94 |

| | |
|--|-----|
| Figura 6.6. Estratificação das alturas da floresta e da densidade do sinal de retorno LiDAR ao longo dos transectos analisados nas manchas de campinarana florestada.... | 95 |
| Figura 7.1. Localização das 19 parcelas amostrais em campinarana graminosa. Localização das parcelas no interior do megaleque Viruá. | 100 |
| Figura 7.2. Método de amostragem de cobertura de graminóides por <i>quadrats</i> composto por quadrados de 0,25 m ² com 25 subdivisões. O valor de cada parcela foi composto pelas estimativas de 4 <i>quadrats</i> distribuídos nas quatro extremidades da parcela de 100 m de lado. | 101 |
| Figura 7.3. Ensaio de mapeamento com classificação não supervisionada ISODATA a partir de dados de NDVI para a distribuição de cobertura de graminóides em parte do megaleque Viruá com classes $C_3 > e < 50\%$ | 103 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 4.1. Características das imagens de sensoriamento remoto utilizadas no mapeamento da vegetação do megaleque Viruá e de seus entornos. | 41 |
| Tabela 4.2. Resultado final com os melhores parâmetros utilizados na segmentação de floresta ombrófila e áreas abertas na área de estudo. | 48 |
| Tabela 4.3. Número de segmentos (Nº seg.), área (ha) e distribuição de classes (Dist %) de vegetação no interior e no exterior do megaleque Viruá. | 50 |
| Tabela 4.4. Matriz de confusão para o mapeamento gerado por OBIA e MD baseado em 224 amostras aleatórias amostrada. | 54 |
| Tabela 4.5. Matriz da discordância de alocação e quantidade para o mapa gerado pelo OBIA e MD com base em 224 amostras. | 55 |
| Tabela 5.1. Número de indivíduos (N) e valor de importância (VI) das cinco espécies mais importantes no interior e exterior do megaleque. Foram consideradas apenas árvores com $DAP \geq 10$ cm. | 71 |
| Tabela 5.2. Número de indivíduos (N), área basal (Ab) e número de espécies (Ne) para árvores com $DAP \geq 10$ cm. | 72 |
| Tabela 5.3. Famílias e espécies de árvores com $DAP \geq 10$ cm compartilhadas nas parcelas no interior e exterior do megaleque Viruá. | 73 |
| Tabela 5.4. Modelo de regressão linear para a altura do dossel e indicação da força de relação entre essa variável (R^2) com NDVI ou DEM, e ambos (P =teste P ; AIC=critério de informação de Akaike). | 75 |
| Tabela 6.1. Equações alométricas utilizadas para o cálculo de biomassa (t/ha) dos diferentes compartimentos florestais (baseado em Woortmann, 2010), onde PF=peso da massa fresca e Adom =altura dominante. | 86 |
| Tabela 6.2. Siglas dos parâmetros dos primeiros e últimos sinais de retorno do LiDAR adotadas neste trabalho. | 88 |
| Tabela 6.3. Parâmetros fitoestruturais encontrados nas 9 parcelas de campinarana florestada. Densidade é número de indivíduos por hectare, Adom em metros, DAP em centímetros e Biomassa em tonelada por hectare. | 90 |
| Tabela 6.4. Correlações de Pearson entre parâmetros de fitoestruturas. | 91 |
| Tabela 7.1. Relação das famílias e espécies de campinaranas graminóides amostradas no interior do megaleque Viruá, com porcentagem de cobertura, valores de $\delta^{13}C$ (em ‰) | |

e mecanismo fotossintético correspondente. Na coluna $\delta^{13}\text{C}$ (em ‰), a variação está relacionada à medida de mais de uma amostra para a mesma espécie..... 105

Tabela 7.2. Cobertura, número de indivíduos e porcentagens dos tipos de graminóides que ocorrem na área de amostragem. O %C₃ relativo refere-se à porcentagem de cobertura de graminóides C₃ relativo à cobertura total de vegetação na parcela. 106

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 5 |
| 2.1. Influência da geologia na diversidade florística da Amazônia..... | 5 |
| 2.2. Sistemas deposicionais de megaleques | 6 |
| 2.3. Campinaranas na Amazônia | 9 |
| 2.4. Sensoriamento remoto aplicado à análise florística na Amazônia | 12 |
| 2.4.1. Imagens ópticas | 13 |
| 2.4.2. Imagens de radar..... | 14 |
| 2.4.3. Modelo digital de elevação..... | 16 |
| 2.4.4. Técnicas de classificação de vegetação | 17 |
| 2.4.5. LiDAR (<i>light detection and ranging</i>) aplicado à vegetação..... | 20 |
| 2.5. Plantas gramíneas C ₃ e C ₄ | 23 |
| 3. ÁREA DE ESTUDO | 31 |
| 3.1. Localização..... | 31 |
| 3.2. Clima | 32 |
| 3.3. Relevo..... | 32 |
| 3.4. Geologia | 33 |
| 3.5. Vegetação | 34 |
| 4. MAPA DE VEGETAÇÃO DO MEGALEQUE VIRUÁ UTILIZANDO ANÁLISE ORIENTADA A OBJETOS E ÁRVORES DE DECISÃO | 39 |
| 4.1. Material e métodos | 39 |
| 4.1.1. Definição das classes | 39 |
| 4.1.2. Imagens de sensoriamento remoto | 40 |
| 4.1.3. Pré-processamento e transformações..... | 42 |
| 4.1.4. Segmentação por multiresolution segmentation..... | 44 |
| 4.1.5. Treinamento e mineração de dados | 45 |
| 4.1.6. Classificação e validação do mapa temático | 46 |
| 4.2. Resultados..... | 48 |
| 4.2.1. Processo de segmentação..... | 48 |
| 4.2.2. Mineração de dados | 50 |
| 4.2.3. Descrição dos padrões nas árvores de decisão | 51 |
| 4.2.4. Classificação | 53 |

| | |
|---|-----|
| 4.3. Discussão..... | 58 |
| 4.3.1. Influência dos atributos na separação das classes | 58 |
| 4.3.2. Comparação com outras classificações em zonas úmidas..... | 60 |
| 5. IMPACTO DO MEGALEQUE VIRUÁ NA ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO DA VEGETAÇÃO DE CAMPINARANA..... | 63 |
| 5.1. Material e métodos | 63 |
| 5.1.1. Coleta de dados florísticos..... | 63 |
| 5.1.2. Análises florísticas..... | 65 |
| 5.1.3. Modelagem com dados de sensoriamento remoto..... | 66 |
| 5.2. Resultados..... | 68 |
| 5.2.1. Composição florestal e fitossociologia..... | 68 |
| 5.2.2. Estrutura florestal | 74 |
| 5.2.3. Relação entre manchas de campinarana florestada e geomorfologia | 76 |
| 5.3. Discussão..... | 77 |
| 5.3.1. Relação da distribuição florística com a geomorfologia do megaleque..... | 77 |
| 5.3.2. Composição florística e fitossociologia..... | 79 |
| 5.3.3. Manchas de campinarana florestada..... | 83 |
| 6. ESTIMATIVAS FITOESTRUTURAIS DA CAMPINARANA A PARTIR DE DADOS DO LIDAR PORTÁTIL | 85 |
| 6.1. Material e métodos | 85 |
| 6.1.1. Levantamento florestal | 85 |
| 6.1.2. Abertura de dossel | 86 |
| 6.1.3. LiDAR terrestre | 87 |
| 6.2. Resultados..... | 89 |
| 6.3. Discussão..... | 95 |
| 7. ANÁLISE EXPLORATÓRIA DA DISTRIBUIÇÃO DA COBERTURA GRAMINÓIDE C ₃ E C ₄ NO MEGALEQUE | 99 |
| 7.1. Material e métodos | 99 |
| 7.1.1. Obtenção do mapa de campinaranas graminóides..... | 99 |
| 7.1.1.1. Classificação não supervisionada | 99 |
| 7.1.2. Validação | 100 |
| 7.1.2.1. Coleta de amostras de espécies graminóides..... | 100 |
| 7.1.2.2. Análise isotópica | 101 |
| 7.2. Resultados..... | 102 |

| | |
|---|-----|
| 7.2.1. Mapa de distribuição de campinaranas graminóides..... | 102 |
| 7.2.2. Dados de campo e laboratório utilizados no teste de validação do mapa..... | 103 |
| 7.2.3. Validação do mapa | 107 |
| 7.3. Discussão..... | 107 |
| 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 111 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 115 |
| APÊNDICE A | 143 |

1. INTRODUÇÃO

A floresta amazônica é o maior reservatório da diversidade vegetal do planeta, e a heterogeneidade natural deste ecossistema e sua importância têm sido reportadas em diversos estudos (p.e, ANDERSON, 1981; TUOMISTO et al., 2003; TER STEEGE et al., 2006; HIGGINS et al., 2011; MOULATLET et al., 2014; GUITET et al., 2015). A diversidade de ambientes florestais tem um contingente florístico rico e variado, muitas vezes exclusivo, resultando em um conjunto de ecossistemas complexos e ecologicamente frágeis (OLIVEIRA; AMARAL, 2004).

Uma parte considerável do ecossistema amazônico (i.e., cerca de 5% de sua superfície) contém vegetação naturalmente aberta (ADENEY et al., 2016), parte conhecida como campinarana (ANDERSON et al., 1975; IBGE, 2012). Campinaranas são estruturalmente adaptadas a extremos de excesso e falta de água, com espécies de folhas coriáceas, pilosas e cutículas espessas. Sua área de ocorrência é peculiar, ocupando extensas áreas em contraste brusco com a floresta tropical densa. De acordo com o IBGE (2012) campinaranas amazônicas são de quatro tipos: graminosas, arbustivas, arbóreas e florestais, que formam um mosaico ambiental com alta diversidade taxonômica (SCHAEFER et al., 2009; BACCARO et al., 2011; PESSOA; ALVES, 2012).

A origem de áreas abertas de campinarana em meio à vastidão da floresta densa característica da região Amazônica permanece sem consenso na comunidade científica. Propriedades do solo (ANDERSON, 1981), resquícios do clima seco do último período glacial (PESSENDA et al., 2001) e fogo intencional decorrente de atividades humanas nativas (LISBOA, 1975), tem sido hipóteses propostas para explicar tais ocorrências. Entretanto, um aspecto importante para o entendimento da gênese dessas formações vegetais é a constatação de sua ocorrência em associação a sistemas deposicionais de megaleques (CREMON, 2012; ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013). Megaleques são caracterizados como sistemas deposicionais sedimentares de geometria triangular e litologia predominantemente arenosa, que se formam em áreas de gradientes topográficos suaves e drenagem tipicamente distributária (LEIER et al., 2005). Na Amazônia, esses sistemas deposicionais foram reconhecidos em imagens de sensoriamento remoto por morfologias em leque, representativos de depósitos sedimentares residuais, associadas

às maiores áreas alagadas da região conhecida como Pantanal Setentrional, em grande parte representativo das bacias dos rios Negro e Branco (ROSSETTI et al., 2013).

Produtos de sensoriamento remoto auxiliam no mapeamento de forma rápida e caracterização de grupos vegetacionais e em grandes áreas (NAGENDRA, 2001). Diferentes técnicas de processamento de imagens contribuem para a detecção das mudanças dos padrões vegetacionais no tempo e no espaço, o que é fundamental para se discutir os fatores que atuam no controle dessas mudanças. A partir das técnicas de sensoriamento remoto, o estudo das campinaranas nos megaleques pode contribuir nas discussões sobre o papel da geologia e da geomorfologia no processo natural de sucessão florestal em áreas abertas da Amazônia.

O megaleque Viruá, localizado no centro sul de Roraima, é caracterizado por um mosaico constituído de diferentes feições de campinaranas, desde aquela de estrutura herbácea até florestada. Publicações prévias propuseram que a diferenciação entre esses tipos de campinaranas decorre de propriedades físico-químicas, com influência da hidrologia e de nutrientes do solo, evidenciando a importância do substrato em no seu estabelecimento (SCHAEFER et al., 2009; DAMASCO et al., 2013; MENDONÇA et al., 2014). Publicação recente têm proposto que a distribuição dos diversos tipos de campinaranas no megaleque Viruá está ligada principalmente a fatores morfológicos e hidrológicos decorrentes de sua evolução sedimentar (ZANI; ROSSETTI, 2012). Com base nesse estudo, levantou-se a hipótese de que as morfologias representativas de diferentes subambientes desse megaleque possam ter proporcionado nichos ecológicos para as mais variadas espécies vegetais.

O principal objetivo desta tese foi avaliar como a formação do megaleque Viruá afetou a distribuição da vegetação nessa porção da Amazônia. Aspecto prioritário abordado foi como processos de sedimentação ao longo do megaleque afetaram gradientes morfológicos e hidrológicos que possam ter influenciado na capacidade de colonização das espécies e nos processos sucessionais que resultaram na distribuição dos padrões vegetacionais atuais. Além disto, este trabalho aborda especificamente quatro objetivos:

- 1] aplicar a técnica de classificação orientada a objeto (OBIA) e a mineração de dados (MD), integrando dados de imagens de radar com dados ópticos, na

geração de mapa representativo do mosaico ambiental sobre o megaleque Viruá e sobre a floresta ombrófila de seu entorno;

2] avaliar o papel do megaleque no estabelecimento de campinaranas florestadas com base na integração de dados de inventários de campo e de sensoriamento remoto, comparando os componentes florísticos-estruturais de seu interior e exterior;

3] avaliar o potencial de dados LiDAR portátil em estimativas de parâmetros fitoestruturais de campinaranas florestadas; e

4] integrar técnicas de sensoriamento remoto, baseados em classificação utilizando imagens óticas, com dados de isótopos de carbono para mapear a distribuição de graminóides sobre o megaleque Viruá.

Esses quatro objetivos serão apresentados nos capítulos 4, 5, 6 e 7 desta tese.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Influência da geologia na diversidade florística da Amazônia

Estudos ecológicos têm demonstrado que a morfologia do relevo é uma condicionante na ocorrência de alguns grupos biológicos, uma vez que determina a distribuição não aleatória de muitas espécies (GENTRY, 1981; TUOMISTO et al., 1995). Em particular, em regiões planas e úmidas, a distribuição de espécies de plantas é, muitas vezes, controlada principalmente por variações hidrológicas (PINDER; ROSSO, 1998; MCCARTHY et al., 2005). Nessas áreas, a comunidade vegetal pode ser extremamente sensível a pequenas variações de topografia (ELLERY et al., 1993), que podem refletir frequências de inundações e profundidades da água (MCCARTHY et al., 2005).

Informações geológicas e geomorfológicas têm sido utilizadas para explicar a distribuição atual de alguns grupos biológicos na região amazônica (ALEIXO; ROSSETTI, 2007; HIGGINS et al., 2011; AMARAL et al., 2011). Processos geológicos pretéritos estão relacionados com as características do relevo, nutrientes do solo e umidade do solo (IBGE, 2009). Desta forma, o conhecimento geomorfológico permite entender a dinâmica natural da evolução do terreno que, por sua vez, está diretamente ligada aos processos ecológicos atuais. A caracterização da morfologia do relevo e de sua gênese, bem como a dinâmica de processos erosivos e deposicionais, ajudam a compreender a distribuição espacial da diversidade biológica e os mecanismos que a sustentam.

A similaridade florística entre regiões muitas vezes indica a associação da vegetação com a topografia e suas características edáficas (GENTRY, 1988). Em algumas regiões da Amazônia são encontradas extensas áreas de vegetação aberta em contraste com floresta densa (ROSSETTI et al., 2012a), onde a similaridade florística entre os dois ambientes é visivelmente baixa. Essa diferença de composição florística pode ser associada a uma resposta às características específicas do substrato (AMARAL et al., 2011). Especialmente na Amazônia, estudos de áreas naturalmente abertas auxiliam na discussão sobre a origem dessas tipologias vegetais e sua eventual ligação com a topografia, nutrientes do solo (ANDERSON et al., 1975; PRANCE; SCHUBART, 1978; SANAIOTTI et al., 2002), variações climáticas pretéritas (PESSENDA et al., 1996, 2001; LEDRU et al., 2006), ação antrópica (PRANCE; SCHUBART, 1978) ou fatores geológicos (ROSSETTI et al., 2010; ROSSETTI et al., 2012a).

Estudos sobre a geologia da Amazônia têm demonstrado que fatores históricos relacionados com a evolução sedimentar influenciaram padrões de distribuição da biodiversidade atual (ROSSETTI et al., 2005; HIGGINS et al., 2011). Por exemplo, vegetação naturalmente aberta em contraste brusco com áreas de floresta densa (ROSSETTI et al., 2013) do Pantanal Setentrional (ROSSETTI et al., 2014b) respondem a características topográficas, hidrológicas, litológicas e pedológicas determinadas diretamente pela dinâmica sedimentar associada à evolução de megaleques no final do Quaternário (ROSSETTI et al., 2013, ZANI, 2013; CREMON, 2012; ZANI; ROSSETTI 2012, ROSSETTI et al. 2014b). Publicações referentes a outros megaleques documentam que, durante o final do Quaternário, a dinâmica sedimentar nesse sistema deposicional afetou diretamente a biodiversidade associada, dado o potencial deste ambiente de diversificar e distribuir organismos na sua área de ocorrência (ELLERY et al., 1993; WILKINSON et al., 2006).

2.2. Sistemas deposicionais de megaleques

Megaleque é a denominação para uma variação de sistemas de leques aluviais que ocorrem em áreas em geral planas que excedem 1000 km² (GOHAIN; PARKASH, 1990; STANISTREET; MCCARTHY, 1993). Diferentemente de leques aluviais, que ocorrem em encostas montanhosas onde processos subaéreos são os mais importantes, megaleques são formados principalmente subaquosamente em bacia de drenagem caracterizada por múltiplos canais do tipo distributário (HARTLEY et al., 2010) (Figura 2.1). Uma característica morfológica importante de depósitos sedimentares produzidos em megaleques inclui a geometria tipicamente triangular ou em leque, produzida pelo desconfinamento do fluxo e da carga sedimentar em leques terminais e em áreas de planícies de inundação sob forma de lençóis arenosos.

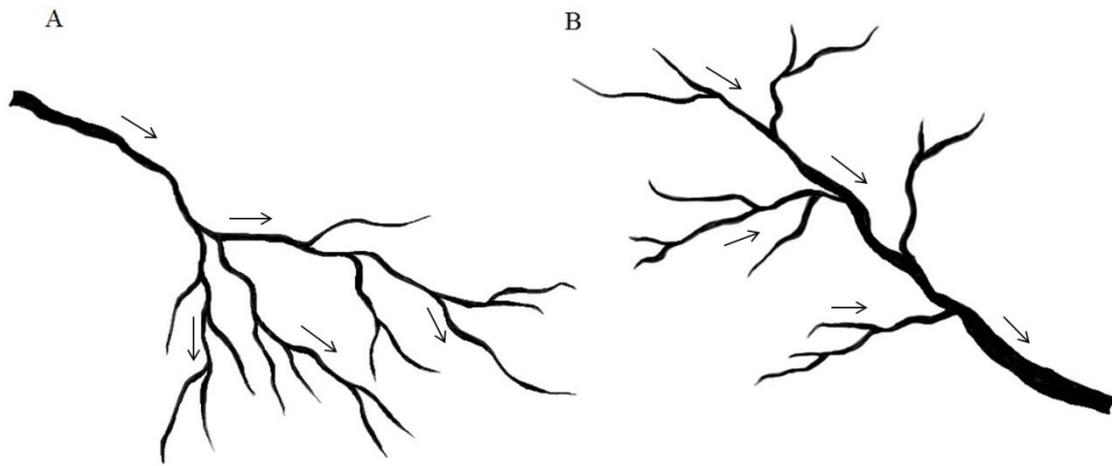


Figura 2.1. Sistemas de drenagens distributária (A) e tributária (B).

Na literatura internacional a definição do sistema deposicional de megaleques está ainda em evolução, não existindo consenso sobre sua terminologia, condições de formação, tipos de produtos sedimentares ou critérios para seu reconhecimento no registro geológico (NICHOLS; FISHER, 2007; FIELDING et al., 2012). Estudos disponíveis atualmente (BULL, 1977; BLAIR; MCPHERSON, 1994; LEIER et al., 2005) têm salientado que são necessárias condições ambientais específicas para a formação de megaleques, tais como bacias capazes de acomodar grandes volumes de sedimentos, mudança do nível de base condicionando erosão e deposição, e amplas bacias de drenagem à montante do leque para fornecer sedimentos e fluxo aquoso capaz de movimentar grandes volumes de sedimentos (Figura 2.2).

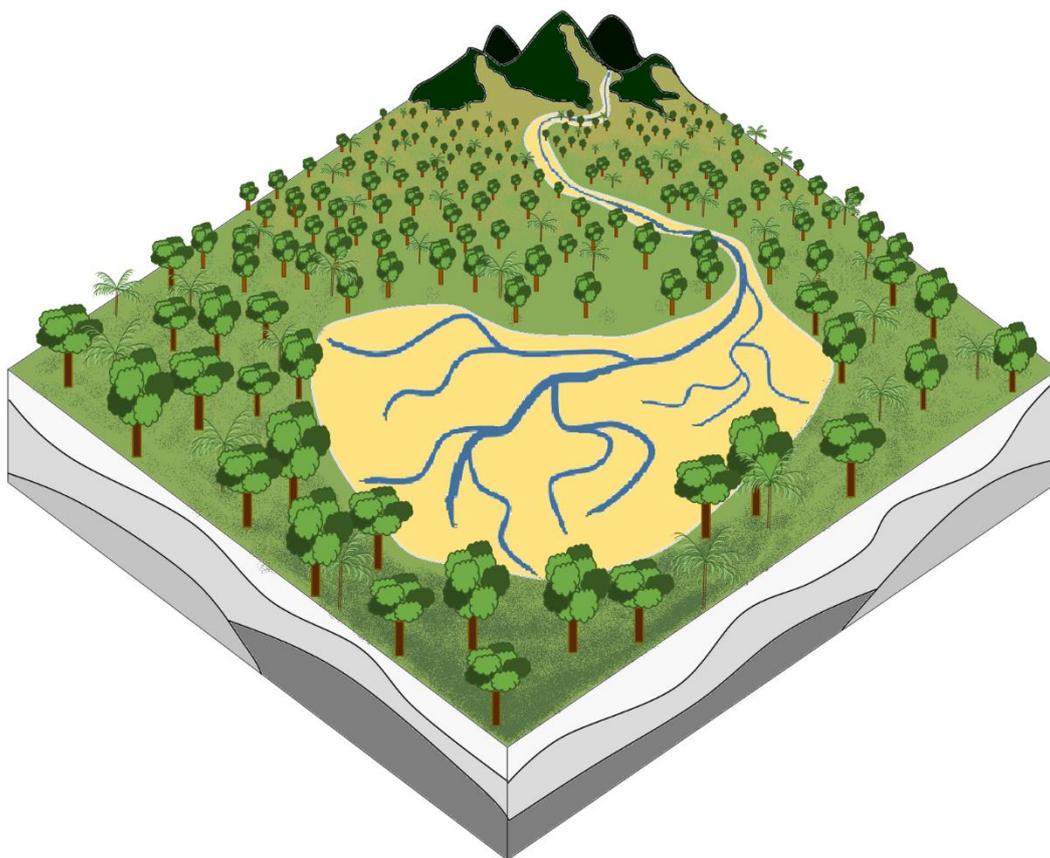


Figura 2.2. Ambiente físico propício ao desenvolvimento de megaleques, com bacia de captação ampla em áreas elevadas, sob essa condição geomorfológica torna-se propício a erosão e transporte contínuo de um volume significativo de sedimentos para uma ampla área deposicional de relevo suave. Nessa área, os sedimentos são acumulados, em geral, pela criação de espaço de acomodação resultante de subsidência tectônica suave. Drenagem distributária é uma das características principais para a formação de megaleques, cuja geometria deriva do desconfinamento frequente do fluxo em áreas terminais e de planícies de inundação entre distributários.

A origem dos megaleques tem sido tema amplamente debatido na literatura ao longo dos últimos anos, sendo a influência tectônica proposta por vários autores (MIALL, 1996; ASSINE, 2005; WEISSMANN et al., 2010; ZANI; ROSSETTI, 2012). Muitos megaleques foram formados em tempo geologicamente recente (LEIER et al., 2005), onde canais ativos ainda podem ser encontrados (MCCARTHY et al., 2005).

No Brasil, Assine e Soares (2004) descreveram o Pantanal Matogrossense caracterizado por sistemas deposicionais de megaleques. Megaleques também foram descritos em alguns locais no norte da Amazônia (ROSSETTI et al., 2012b). Cremon (2012) descreveu o megaleque Demini no norte do Estado do Amazonas. No centro sul de Roraima, Zani e Rossetti (2012) descreveram o megaleque Viruá. Esses autores

discutem como o desenvolvimento de lobos deposicionais impactou a distribuição florística a eles associados.

Grande parte dos sistemas de megaleques da Amazônia está localizada no Pantanal Setentrional (ROSSETTI et al., 2014b). Esta região tem sido descrita como uma bacia sedimentar continental originada, provavelmente, no Pleistoceno e preenchida por sedimentos fluviais provenientes de sistemas deposicionais distributários do Quaternário tardio (SANTOS et al., 1993; ROSSETTI et al., 2013; 2014b). Poucos estudos foram realizados no Pantanal Setentrional, porém vários megaleques foram ali identificados com base em dados de sensoriamento remoto (Figura 2.3) (ROSSETTI et al., 2014b). ROSSETTI et al. (2012b) demonstraram que megaleques estiveram em formação nessa região pelo menos até o Holoceno médio, quando a drenagem foi modificada para os sistemas fluviais tributários que compõem a bacia amazônica atual.

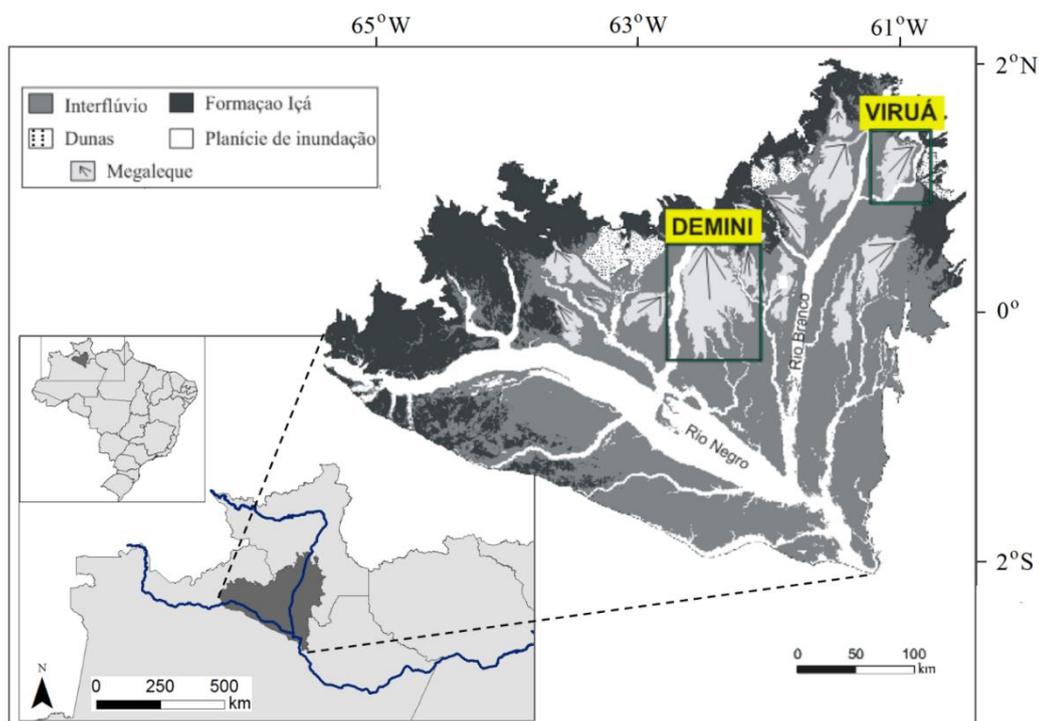


Figura 2.3. Localização dos megaleques no Pantanal Setentrional, norte da Amazônia brasileira

Fonte: Modificado de Rossetti et al. (2014b).

2.3. Campinaranas na Amazônia

Campinaranas são distribuídas em extensas áreas de solo arenoso da Amazônia (Figura 2.4) (ADENEY et al., 2016). Sob o ponto biogeográfico, estas áreas se espalham pela Amazônia de forma disjunta, desde o alto Rio Negro até a região de Vaupés e Caquetá

na Colômbia, ao sul da Venezuela e em manchas no sudoeste da Amazônia (IBGE, 2012; OLIVEIRA et al., 2001; POLETO; ALEIXO, 2005; ADENEY et al., 2016). Normalmente, campinaranas formam manchas isoladas em meio à floresta ombrófila (FERREIRA, 2009), que tem similaridade florística com a vegetação dos escudos das Guianas e do Brasil Central (HUBER, 1988; PIRES O'BRIEN, 1992; VICENTINI, 2004; FERREIRA, 2009). Esse tipo vegetacional, que ocupa cerca de 7% da Amazônia brasileira (DALY; PRANCE 1989), varia desde gramíneas a florestas, sendo caracterizado por esclerofilia, baixa diversidade e alto endemismo (ANDERSON, 1981), tendo grande importância em interações biológicas (NAKA et al., 2006).



Figura 2.4. Área de ocorrência de campinarana no território brasileiro.

Fonte: Modificado de ICMBIO (2014).

A origem e o fator que limita a distribuição de campinaranas têm tido significativo espaço nas discussões científicas (LLERAS; KIRKBRIDE, 1978; ANDERSON, 1978; PRANCE; SCHUBART, 1978; ANDERSON, 1981; FERREIRA, 2009). Dentre as várias hipóteses para sua formação, ANDERSON (1981), SANAIOTTI et al. (2002), COCHRANE; COCHRANE (2010) apontam propriedades do solo; HAFFER (1982) e PRANCE (1987) citam a herança de climas secos glaciais pretéritos; enquanto LISBOA

(1975), o fogo intencional por atividades humanas. Os autores relatam que as campinaranas são invariavelmente restritas a solos de areia branca, resultante do processo de lixiviação que retira Al, Fe e matéria orgânica em subsuperfície durante podzolização, mantendo apenas a porção quartzosa do solo (LUNDSTRÖM et al., 2000; DAMASCO et al., 2013; MENDONÇA et al., 2014).

Têm sido propostos que o alagamento e a composição dos nutrientes do solo são fatores preponderantes na distribuição dos diferentes tipos de campinaranas (PRANCE, 1975; RIBEIRO; SANTOS, 1975; GRIBEL et al., 2009; DAMASCO et al., 2013). De acordo com esses autores, a distribuição das classes de campinarana muda por influência do nível do lençol freático, temperatura do solo e umidade, sendo campinaranas florestadas substituídas por campinaranas abertas (arbórea, arbustiva e gramínea) quanto mais aumenta o tempo de alagamento e diminuem os nutrientes do solo.

Por outro lado, um número crescente de pesquisas tem demonstrado que campinaranas não são distribuídas aleatoriamente, mas estão sistematicamente confinadas a regiões com deposição de sedimentos durante o Pleistoceno Tardio e Holoceno (ROSSETTI et al, 2012a, b; 2014a, b). Estes resultados corroboram que padrões modernos de distribuição de campinaranas amazônicas refletem características topográficas, hidrológicas, litológicas e pedológicas, determinadas diretamente pela dinâmica sedimentar ligados a eventos geológicos recentes.

Grande parte das campinaranas do Pantanal setentrional mostra íntima associação com megaleques (ZANI; ROSSETTI, 2012; ROSSETTI et al, 2014b; ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013; CREMON, 2012). O Pantanal Setentrional, maior área inundada da Amazônia, é caracterizado por um solo mal drenado contendo vegetação naturalmente aberta (SANTOS et al., 1993; BEZERRA, 2003). Nessa região ocorrem as maiores áreas contínuas de campinaranas da Amazônia brasileira. Estudos prévios demonstraram a íntima associação desse tipo vegetacional com sistemas deposicionais de megaleques (ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013; CREMON, 2012). ZANI; ROSSETTI (2012) discutem como o desenvolvimento de lobos deposicionais do megaleque Viruá impactou o desenvolvimento de áreas alagadas e a distribuição florística a eles associados. Estes estudos sugerem que as mudanças provocadas pela dinâmica deposicional do megaleque é o principal fator para a formação do grande mosaico ambiental local e regional encontrado nessa área, sendo de grande importância para a

distribuição da biodiversidade. O efeito da dinâmica sedimentar do final do Quaternário na dissimilaridade florística, presente em grande escala na Amazônia, é uma nova abordagem que ainda necessita de investigações mais aprofundadas (ROSSETTI et al., 2012a).

2.4. Sensoriamento remoto aplicado à análise florística na Amazônia

Um passo importante para a análise dos fatores determinantes da distribuição florística atual em áreas amazônicas é o fornecimento de mapas de vegetação tematicamente mais detalhados e de maior acurácia. Em florestas tropicais, onde a diversidade florística é grande, técnicas de sensoriamento remoto têm auxiliado a análise da influência ambiental nas fitofisionomias (TUOMISTO et al., 1995; SHIMABUKURO et al., 2007). O estudo da dinâmica florestal pode ser inviabilizado por dificuldades de acesso em muitas regiões amazônicas, sendo o sensoriamento remoto uma ferramenta útil para obter informações de escala local e regional (TUOMISTO et al., 2003). Dados de sensoriamento remoto podem ser relacionados aos padrões de ocorrência de espécies e auxiliar em análises de distribuição de grupos florísticos em grandes áreas (NAGENDRA, 2001).

As propriedades vegetais são parâmetros fundamentais para o mapeamento de florestas e a escolha dos tipos de sensores utilizados deve ser criteriosa para um resultado acurado de distinção de classes (JENSEN, 2009). NOVO (2010) apontou dois grupos principais de sensores aplicados a estudos da vegetação. Sensores óticos que operam nas faixas do visível e infravermelho informam sobre a bioquímica e arquitetura do dossel, enquanto radares operam na faixa das microondas e informam essencialmente sobre a arquitetura do dossel e da estrutura das coberturas vegetais. A integração de dados de radar e óticos fornece informações complementares que permitem o mapeamento da vegetação amazônica (SHIMABUKURO et al., 2007). Isto porque as diferentes formas de interpretação e manipulação desses dados permitem diferenciar os tipos de vegetação presentes em uma área. Com diversas técnicas de processamento de imagens é possível aumentar o conhecimento sobre as distribuições e as mudanças de biodiversidade ao longo do tempo e do espaço na floresta amazônica.

2.4.1. Imagens ópticas

A interpretação e a classificação de imagens são, frequentemente, dificultadas pela heterogeneidade ambiental causada pela diversidade de espécies em florestas tropicais (FREITAS; SHIMABUKURO, 2007). Na Amazônia, a heterogeneidade florestal refletida nos comportamentos espectrais dos alvos pode produzir dados insatisfatórios no mapeamento da vegetação, sendo a seleção de bandas espectrais uma etapa importante para minimizar esse efeito. A partir dessa seleção é possível determinar a distribuição da vegetação utilizando diferentes composições de bandas (NOVO, 2010).

Alguns sensores ópticos foram projetados para avaliar parâmetros florísticos (JENSEN, 2009) e suas imagens têm sido utilizadas em estudos de padrões florestais na Amazônia (TUOMISTO et al., 2003, HIGGINS et al., 2011). Os sensores multiespectrais adquirem imagens em múltiplas bandas e a resolução espacial normalmente possibilita uma abordagem regional de baixo custo, com distribuição de imagens gratuitas por programas espaciais (p.e., United States Geological Survey – USGS e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE). As diferentes resoluções (temporais, espaciais, espectrais e radiométricas) dos sensores atuais permitem aplicações em escalas distintas de estudo na Amazônia. Por exemplo, a alta resolução temporal e ampla faixa de imageamento de dados MODIS e AVHRR tem permitido estudos multitemporais considerando a floresta amazônica como um todo (XIAO et al., 2006; ASNER; TOWNSEND, 2000). Estudos de menor escala espacial requerem resoluções espaciais maiores, porém sensores como os da série Landsat (TM e ETM+) e ASTER na faixa do visível, com 30 e 15 m de resolução espacial respectivamente, têm o tempo de revisita de 16 dias (NOVO, 2010). Portanto, diferentes limitações são encontradas nos vários sensores multiespectrais e a aplicação de um ou outro sensor depende do objetivo do estudo.

Classificações temáticas utilizando imagens dos sensores multiespectrais apresentam incertezas que afetam a determinação da distribuição vegetal devido ao número limitado de bandas espectrais. Uma das técnicas aproveita a alta resolução temporal oferecida por alguns desses sensores para superar a limitação espectral a partir de uma abordagem multitemporal de discriminação de alvos ao longo do tempo. Esta técnica favorece a aquisição deste tipo de dado para observação da dinâmica vegetal. Outras técnicas de classificação baseiam-se em índices de vegetação (IVs) para modelar parâmetros

biofísicos particulares da vegetação (JENSEN, 2009). O princípio dos IVs é combinar duas ou mais bandas espectrais para: melhorar o sinal da vegetação; minimizar os efeitos dos outros componentes presentes no pixel; e relacionar os parâmetros biofísicos da cobertura vegetal às imagens, como biomassa e índice de área foliar (PONZONI; SHIMABUKURO, 2010). Alguns IVs combinam linearmente as bandas, como o índice de vegetação perpendicular (PVI). Outros são mais complexos e exigem, também, a derivação de fatores de correção do solo, como o índice de vegetação ajustado modificado (MSAVI) (CHEN, 1996; JENSEN, 2009). Diversos IVs têm sido propostos na literatura, mas o mais comum é o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), que explora a diferença de reflectância entre a banda do vermelho (alta absorção pelas clorofilas) e do infravermelho próximo (alto retroespalhamento pela estrutura foliar).

2.4.2. Imagens de radar

Sensores de microondas (Radio Detection And Ranging - RADAR) adquirem dados em qualquer tipo de condições atmosféricas (FOODY; HILL, 1996; VAN DER SANDEN, 1997). Por isso, seu uso tem se tornado frequente em estudos de florestas tropicais (FOODY; HILL, 1996; HENDERSON; LEWIS, 2008). A partir da última década, houve um aumento significativo nas pesquisas sobre o desenvolvimento do uso de radares de abertura sintética (SAR) (KASISCHKE et al., 1997). Nos últimos anos, estimativas florestais têm sido realizadas a partir de dados do retroespalhamento produzido pela interação de microondas e estruturas físicas da vegetação. A estrutura e a arquitetura florestal controlam o comportamento do retroespalhamento para todas as frequências, polarizações e ângulos de incidência (GLOBESAR-2, 1997). Esses parâmetros têm sido utilizados para as estimativas de variáveis biofísicas da vegetação (SANTOS et al., 2003; NARVAES, 2010), que auxiliam na identificação de feições nas imagens.

Em uma floresta, o volume do dossel, os espalhamentos da REM direto de troncos e da superfície do solo, o espalhamento do solo-tronco e tronco-solo e o espalhamento copa-solo e solo-copa, são fontes dominantes de retroespalhamento que compõem as imagens SAR (GLOBESAR-2, 1997). Segundo Van Der Sanden (1997), o retroespalhamento ocorre em função das propriedades elétricas nos componentes florestais e sua quantificação é dada de acordo com a constante dielétrica influenciada pela umidade do

meio. Além da influência dos constituintes florestais no sinal recebido pelo radar, a sua frequência de operação determina a identificação e a interpretação dos dados (VAN DER SANDEN, 1997; KASISCHKE et al., 1997). Isto ocorre porque cada banda de radar tem penetrabilidade distinta nas florestas e o tipo de informação de interesse depende dessas características. Bem como, a polarização de incidência e retorno, apresentam respostas distintas de respostas nos mecanismos de espalhamento na interação da radiação com os componentes estruturais da cobertura florestal.

O conhecimento da frequência de operação do radar e a capacidade de penetração do sinal no dossel da floresta, sua interação com troncos, galhos e folhas são fundamentais em estudos florestais (KASISCHKE et al., 1997). As bandas de microondas mais utilizadas nesses estudos são: bandas L (23 cm) e P (65 cm), de comprimentos maiores, que fornecem dados das condições de umidade, da estrutura da vegetação e da densidade florestal; banda C (5,6 cm), que interage com o dossel e é utilizada na investigação de partes superiores da floresta, como folhas, galhos e ramos secundários; e banda X (3,0 cm), com pequeno comprimento de onda, que não penetra no dossel e seu retroespalhamento é superficial, interagindo apenas com folhas localizadas no estrato superiores da floresta (VAN DER SANDEN, 1997; NOVO, 2010).

A banda L tem maior penetrabilidade comparada as bandas X e C, e pode interagir com os componentes florestais e o solo (ALBERT et al., 2008; HOEKMAN; QUIÑONES, 2000; FREITAS et al., 2008). O *Phased Array type L band Synthetic Aperture Radar* (PALSAR) a bordo do satélite *Advanced Land Observing Satellite* (ALOS), opera com resolução espacial que varia de 10 a 100 m e quatro opções de polarimetria: HH, VV, HV e VH. Em florestas alagadas com presença de agrupamentos de palmeiras, ocorre geralmente mecanismos de espalhamento *double bounce* que caracterizam tais tipos de formações (HAMILTON et al., 2007; ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2006).

No contexto das campinaranas, o uso de radar pode auxiliar no mapeamento de alguns grupos vegetais, como buritizais ou veredas. Essa fitofisionomia é apontada como formação pioneira de comunidade aluvial dominada por buriti (*Mauritia* sp.) associada as herbáceas (VELOSO et al., 1991). No megaleque Viruá, elas ocorrem ao longo dos cursos de água (buritizal linearizado) ou em depressões alagadas (buritizal não-linearizado). Estão geralmente associadas a outras espécies como *Mauritiella aculeata* (Kunth) Burret, *Euterpe precatoria* Mart., *Calophyllum brasiliense* Cambess., e *Virola*

sp. (GRIBEL et al., 2009). Por estar provavelmente associada à dinâmica de inundação do megaleque Viruá, o mapeamento dessa vegetação pode auxiliar na caracterização geomorfológica do mesmo, favorecendo o reconhecimento de antigos cursos d'água e lagos. Nos buritizais, os troncos eretos e as poucas folhagens, inseridos sobre superfície plana de vegetação rasteira ou alagada, tendem a retornar um sinal forte e com a mesma polarização do sinal emitido, devido ao *double-bounce* (HADA et al., 2013). As imagens do ALOS-PALSAR podem auxiliar na identificação e caracterização dos buritizais no megaleque Viruá. Como essa tipologia vegetal está associada a áreas como lagos e rios, a adição de dados SAR na classificação pode agregar importantes informações sobre a relação da geomorfologia e o processo sucessional da vegetação ao longo do megaleque.

2.4.3. Modelo digital de elevação

O modelo digital de elevação (MDE) fornece informações sobre dados topográficos, importantes em estudos da paisagem. Os MDEs são caracterizados por grades regulares, com valores numéricos que representam a topografia em formato *raster* (VALERIANO; ALBUQUERQUE, 2010). MDEs obtidos a partir de pares estereoscópicos de imagens de radar de abertura sintética (InSAR) (MURA, 2000) são amplamente utilizados nas áreas de geologia, biodiversidade e hidrologia (p.e. RENNÓ et al., 2008; HIGGINS et al., 2011). O MDE é um atributo importante para estudos de vegetação em áreas que sofrem inundação, pois a topografia que expressa pode refletir a existência de água em determinadas áreas, atributo que interfere na distribuição da vegetação.

Os dados topográficos são comumente aplicados em estudos ambientais que visam caracterizar a paisagem com base em variáveis morfológicas. Isto porque a topografia tem impactos sobre a hidrologia, geomorfologia e os processos biológicos ativos na paisagem (MOORE et al., 1991). MDEs gerados a partir de dados de sensoriamento remoto têm auxiliado na caracterização geomorfológica de algumas regiões da Amazônia, fornecendo informações sobre a origem de áreas com vegetação naturalmente aberta (ROSSETTI et al., 2010; AMARAL et al., 2011).

Em áreas de vegetação esparsas na Amazônia, como as encontradas no megaleque Viruá, dados de MDE-SRTM integrados a imagens óticas tem sido importantes para a classificação da vegetação (BERTANI, 2011). O mesmo autor apontou que os contrastes altitudinais a partir do MDE-SRTM ampliaram significativamente a

visualização das savanas em áreas de domínio florestal, promovendo melhor separabilidade e classificação dessa vegetação. Neste nosso trabalho, dados topográficos a partir de MDE-SRTM se constituíram em um atributo de classificação importante na separação dos tipos de campinaranas.

2.4.4. Técnicas de classificação de vegetação

O mapeamento de vegetação sobre os megaleques requer escalas de resoluções finas, sendo que publicações anteriores nesse tema compreenderam apenas pequenas frações de megaleques, e resultaram em classificações com precisão média a moderada (RINGROSE et al., 2003, 2005; GUMBRICHT et al., 2004; TEDDER et al., 2013). No caso da Amazônia, sua elevada dimensão e o difícil acesso inviabilizam a caracterização da vegetação de forma detalhada e rápida. As análises convencionalmente utilizadas para classificação e mapeamento da vegetação a partir de imagens ópticas geralmente se baseiam em métodos pixel a pixel (STONE et al., 1994; FULLER et al., 1998; KOKALY et al., 2003; CINGOLANI et al., 2004). Porém, para áreas úmidas da Amazônia, a aplicação de tal técnica é rara (p. ex. MERTES et al., 1995; NOVO; SHIMABUKURO, 1997) devido à alta complexidade deste ecossistema (MERTES et al., 1993; OZESMI; BAUER, 2002). Essa complexidade produz interferência de classes de solo dentro de uma variedade de subambientes, o que causa mistura espectral e reduz a precisão da classificação (OLESON et al., 1995; Busetto et al., 2008; SHANMUGAM et al., 2006; ADAM et al., 2010), independente do produto ou da técnica empregada.

A classificação de imagens digitais automatiza o processo de extração de informações, minimizando a subjetividade da interpretação humana (MENESES; SANO, 2012). É um processo que atribui significado ao *pixel* em função de suas propriedades numéricas, como um rótulo em função de suas características espectrais e/ou espaciais (NOVO, 2010). O resultado é um mapa de *pixels* classificados que representam, em polígonos, os padrões homogêneos de classes de alvos (MENESES; SANO, 2012). A partir das classes delimitadas no mapa temático é possível reconhecer padrões importantes para interpretação e análise das variações vegetacionais que compõem a paisagem investigada. A classificação permite, também, extrair informações quantitativas das imagens espectrais, o que possibilita mensurar a área de ocorrência, modelar certa

parâmetros biofísicos e comparar estatisticamente os tipos de alvos, a fim de encontrar padrões espectrais que representem a realidade terrestre a ser investigada.

Os métodos de classificação podem ser por *pixels* ou regiões. O primeiro utiliza apenas informações espectrais para encontrar regiões homogêneas. O segundo utiliza as informações espectrais do *pixel* e de sua vizinhança para o agrupamento de classes. A classificação pode ser, também, não supervisionada, na qual os classificadores requerem pouca ou nenhuma participação do analista, ou supervisionada, onde é necessário o reconhecimento prévio das classes dos alvos e o treinamento das classes supervisionada pelo analista (MENESES; SANO, 2012). Um método recentemente empregado na distinção de vegetação com baixa separabilidade em imagens espectrais é a classificação orientada a objeto (OBIA) (HAY; CASTILLA, 2008; BERTANI, 2011; MOFFETT; GORELICK; 2013). Na OBIA, o analista tem um papel fundamental na definição de regras de classificação baseadas em características espectrais e relações espaciais (DARWISH et al., 2003), sendo seu conhecimento fundamental para a qualidade do mapa final.

Na abordagem da OBIA, a existência das classes de nível inferior depende daquelas de nível superior. A rede hierárquica é organizada a partir de objetos com características em comum, agrupados em classes, onde as classes de um nível inferior (subclasses) herdam as características da classe do nível superior (superclasse) (PINHO, 2005). Características intrínsecas dos objetos e suas inter-relações são levadas em consideração (BENZ et al., 2004). Esses objetos são os segmentos gerados a partir de um processo de segmentação, que agrupam, dentro de sua definição, atributos (tamanho, cor, tipo etc.) e a relação existente entre os objetos (YOURDON, 1994; DEFINIENS, 2003). A segmentação agrupa *pixels* a partir de critérios de similaridade, onde a diferença dos valores dos atributos entre duas regiões é calculada e testada em relação a um limiar máximo de similaridade fornecido pelo usuário; se o valor verificado for menor que o limiar estabelecido, as regiões são agrupadas (PINHO, 2005). Além disso, o tamanho mínimo desses objetos é estabelecido pelo analista. Depois da segmentação e da rede hierárquica montada, a classificação é realizada por meio de regras de decisão a partir dos atributos que serão utilizados para separar as classes e o tipo de regra de decisão adotada por classe.

A rede semântica para análise OBIA é muitas vezes difícil de ser construída, visto que o analista pode não saber exatamente quais os melhores atributos dos objetos a serem utilizados na classificação (WITTEN; FRANK 2005). Desta forma, a mineração de dados (MD) pode automatizar essa seleção de atributos e construir regras de classificação dos objetos com base em árvores de decisão (AD) (HAN; KAMBER 2006). Estas são diagramas de fluxo onde os nós e as folhas permitem distinguir classes com base em atributos de dados de entrada, dividindo-os em grupos mutuamente exclusivos, agrupando objetos mais homogêneos (BREIMAN et al., 1984). AD tem várias vantagens (FRIEDL; BRODLEY 1997), pois é eficiente na previsão de classes, mesmo com frequentes relações não lineares observadas entre as classes e os dados de sensoriamento remoto (FRIEDL; BRODLEY 1997). Ela também não requer hipóteses sobre a distribuição dos dados de entrada ou a falta de valores, além de ser ainda de rápida execução (FRIEDL; BRODLEY 1997; PAL; MATHER, 2003).

A abordagem OBIA permite utilizar técnicas e explorar simultaneamente o processo de classificação, utilizando atributos como textura, propriedades espectrais, morfológicas, conectividade e semelhança entre objetos (BLASCHKE, 2010). Isto a partir de diferentes tipos de dados de entrada, como imagens óticas, MDE, IVs, modelo linear de mistura espectral e vetores (LU; WENG, 2007; HAY; CASTILLA, 2008). Para regiões como a Amazônia, essa integração de diferentes fontes de dados é importante, porque o uso das imagens óticas é limitada pela alta frequência de nuvens e fumaças de incêndios florestais (KAUFMAN et al., 1997; ASNER, 2001). Por outro lado, imagens SAR de cobertura regional e com altas resoluções contribuem para melhorar o mapeamento da vegetação nas áreas úmidas da Amazônia (SAATCHI et al., 2000; PRIGENT et al., 2001; HESS et al., 2003; SOUZA-FILHO et al., 2011; FERREIRA-FERREIRA et al., 2015). A OBIA permite que as informações adicionais relacionadas às propriedades espectrais nos segmentos sejam utilizadas para melhor determinação dos objetos (BLASCHKE, 2010). Segundo Burnett e Blaschke (2003), a integração entre esses dados com diferentes características e resoluções espaciais permite a percepção de objetos em múltiplas escalas, aumentando assim a precisão da classificação. A metodologia empregadas as técnicas OBIA e mineração de dados (MD) nos megaleques podem gerar classificações capazes de separar os tipos de ambientes que compõem seu mosaico ambiental.

2.4.5. LiDAR (*light detection and ranging*) aplicado à vegetação

Estudos recentes indicam a importância de campinaranas na diversidade biológica local e regional, onde a associação de algumas espécies está relacionada ao seu padrão estrutural (GUILHERME; BORGES, 2011; ICMBIO, 2014). Nos últimos anos, houve um aumento de interesse sobre as associações de organismos com as campinaranas (ICMBIO, 2014). Esse tipo de abordagem pode se beneficiar do emprego de métodos mais eficientes de coleta de dados fitoestruturais.

Os parâmetros florísticos e de estrutura da vegetação são utilizados como indicadores ecológicos e são importantes fatores em análises de estudos florestais. A altura do dossel e porcentagem de abertura do dossel, diâmetro à altura do peito (DAP), densidade de indivíduos e biomassa são alguns dos indicadores em estudos florestais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; BREUGEL et al., 2006). Essas métricas da vegetação permitem quantificar estruturalmente os compartimentos florestais, extrair informações sobre as condições de um determinado local e comparar diferentes ambientes. Por serem indicadores de nichos ecológicos, de heterogeneidade espacial e de dinâmica florestal, esses parâmetros são também utilizados em diversas investigações ecológicas (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; DE WALT et al., 2003).

Apesar de ser uma importante ferramenta de caracterização florestal, as métricas da estrutura da vegetação se constituem em dados secundários em alguns estudos onde não há necessidade de maiores detalhamentos florestais (BARLOW et al., 2002). Já estudos que objetivam relacionar a distribuição de algumas espécies a um tipo florestal requerem muito de recursos na aquisição de dados fitoestruturais pela necessidade de medir individualmente grande quantidade de árvores. Nesse contexto, métodos de sensoriamento remoto têm possibilitado extrair informações acuradas e de forma rápida.

O LiDAR (*Laser Detection and Ranging*) é uma tecnologia que vem sendo utilizada na obtenção de variáveis biofísicas de diferentes tipos florestais (MAGNUSSEN; BOUDEWYN, 1998; HOPKINSON et al., 2004). Seu funcionamento é baseado em um sistema ativo que utiliza a frequência entre o pulso de transmissão e recepção dos raios laser (LEFSKY et al., 2002). Ao multiplicar este intervalo de tempo, de emissão e retorno do sinal ao aparelho, pela velocidade da luz e dividindo o resultado por dois, é possível estimar a distância entre o sensor e o alvo (BACHMAN, 1979). Essas métricas

possibilitam fazer estimativas fitoestruturais (NILSSON, 1996; CHASMER et al. 2004) e físicas do terreno (BATER; COOPS, 2009).

O LiDAR tem o funcionamento similar ao RADAR, porém emite radiação em comprimento de ondas curtas que variam de 1 a 10 μm , emitindo milhares de pulsos por segundo (LEFSKY et al., 2002; ANDERSON et al., 2006). A desvantagem de utilizar esse intervalo de comprimentos de onda é a alta absorção por nuvens, que impede a utilização destes dispositivos durante condições nubladas (LEFSKY et al., 2002). Existem diversos tipos de sensores e sistemas LiDAR e as principais diferenças estão relacionadas aos comprimentos de onda, à energia, à duração do pulso do laser e da taxa de repetição, ao tamanho do feixe, ao ângulo de divergência, às especificidades do mecanismo de varredura (se houver) e às informações registradas para cada pulso refletido (LEFSKY et al., 2002). Estas diferenças nos sistemas permitem variadas aplicações, como geração de MDE (HODGSON et al., 2005; BATER; COOPS, 2009) e estimativas de diferentes parâmetros florestais (DUBAYAH et al., 2000; POPESCU et al., 2011).

Em especial, para parâmetros fitoestruturais, o sistema LiDAR aerotransportado é o mais utilizado por apresentar facilidades de uso e acurácia nos resultados (p.e., ROBERTS et al., 2005; ANDERSON et al., 2006; DEAN et al., 2009). A estimativa da altura florestal é uma das principais aplicações do LiDAR devido a esta variável ser a base para a estimativa com mais acurácia de atributos volumétricos e de biomassa florestal (p.e., NILSSON, 1996; MEANS et al., 2000; LEFSKY et al., 2002; YU, 2008). Nos LiDAR aerotransportados, a altura do dossel é estimada a partir da relação do primeiro sinal com o último sinal de retorno, utilizando análises matemáticas simples, visto que o primeiro corresponde aos pontos mais altos das copas das árvores e o último aos mais próximos da superfície do terreno (LIM et al., 2001; GIONGO et al., 2010). O mesmo princípio de funcionamento é encontrado no LiDAR terrestre portátil, porém o primeiro retorno está relacionado com o ponto mais baixo do extrato florestal e o segundo com o ponto mais alto (figura 2.5). Na Amazônia, grande parte dos trabalhos com LiDAR utilizam esse princípio para extrair os dados fitoestruturais em diferentes tipos de florestas com resultados rápidos e com estimativas precisas (D'OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2014).

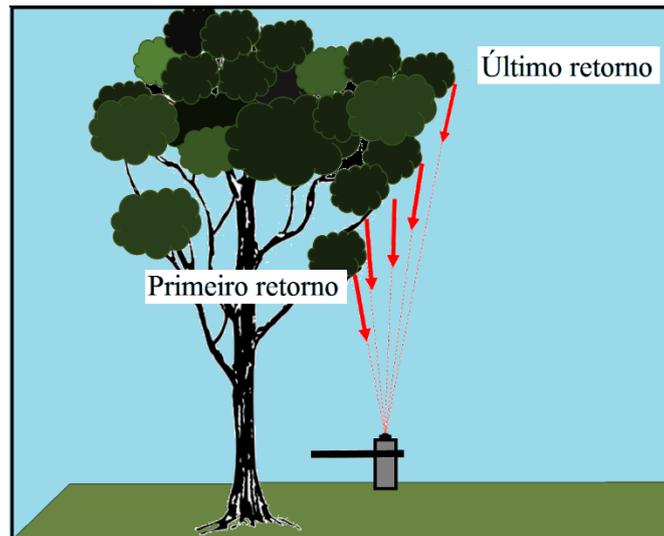


Figura 2.5. Retornos parciais do feixe laser do Lidar Terrestre.

O LiDAR de solo ou LiDAR terrestre portátil (Figura 2.6) é um sistema ainda pouco utilizado, mesmo sendo uma ferramenta promissora que permite um escaneamento vertical da floresta, fornecendo um perfil preciso dos extratos florestais (LINGNAU et al., 2007; 2009). Sua tecnologia é do tipo *range finder*, que mede o tempo entre a emissão e o retorno do sinal ao percorrer a distância entre o aparelho e o anteparo (LEFSKY et al., 2002). É um sistema barato quando comparado ao sistema aerotransportado (PARKER et al., 2004b), que produz um perfil unidimensional vertical do dossel ao longo de um transecto linear (PARKER; RUSS 2004).



Figura 2.6. (A) Sistema LiDAR terrestre portátil contendo estrutura de alumínio de apoio à bateria de 12v e estrutura frontal, com um sistema balanceador de movimento para apoio. (B) Operadores do sistema, no qual um maneja o computador de mão (à esquerda), gravando os arquivos a cada 10 m, e outro opera o LiDAR, caminhando ao longo do transecto.

Poucos são os estudos que utilizaram o LiDAR terrestre na floresta amazônica. Almeida et al., (2014), utilizando o LiDAR terrestre em florestas no Estado do Amazonas, verificaram que igapós tem maior abertura de dossel, menor altura de árvores e menor densidade de sub-bosque que florestas de terra firme. Schietti (2013) encontrou forte relação entre as médias e os valores máximos das alturas das árvores coletadas em campo e os dados LiDAR na Reserva Ducke, ao norte de Manaus, e no interflúvio Purus-Madeira, ao sul do Rio Amazonas. Estudos com essa ferramenta ainda são incipientes, embora resultados desses poucos trabalhos na Amazônia indiquem o potencial do LiDAR terrestre portátil em estimativas fitoestruturais nessa região.

2.5. Plantas graminóides C₃ e C₄

As áreas de vegetações naturalmente abertas, dominadas por plantas graminóides, auxiliam na interpretação de como os eventos históricos e atuais influenciam a evolução da paisagem em algumas regiões. Esses ecossistemas estão amplamente distribuídos e cobrem cerca de 26% do mundo (FAO, 2008), sendo importantes à sobrevivência de muitos seres vivos (IKEDA et al., 1999) por regularem os estoques de carbono, protegerem bacias hidrográficas, conservarem recursos genéticos e por serem fontes de espécies cultiváveis (FAO, 2008). Atualmente, as espécies graminóides, que naturalmente ocorrem nas áreas abertas, são utilizadas em estudos sobre influência das mudanças globais em comunidades vegetais (ADJORLOLO et al., 2012).

Espécies de plantas graminóides são usadas como ferramentas em estudos da dinâmica vegetal, por serem indicadoras de possíveis mudanças do meio ambiente por causas naturais ou antrópicas (ADJORLOLO et al., 2012). As plantas graminóides são classificadas de acordo com o mecanismo fotossintético em C₃ e C₄. Estes tipos funcionais respondem diferentemente a fatores ambientais como luz, temperatura, nutrientes do solo, água e topografia (OWENSBY et al., 1993; GOODIN; HENEBRY, 1997; MORRIS et al., 1993; GHANNOUM et al., 2000; DAVIDSON; CSILLAG, 2001). Por apresentarem tolerâncias ambientais distintas, seus padrões de distribuições regionais podem ser relacionados aos requerimentos ecológicos de cada tipo (PETERSON; SORENG, 2007).

Em geral, plantas C₃ e C₄ recebem essa classificação por apresentarem respectivamente três e quatro moléculas de carbono no primeiro produto de fixação do CO₂. Nas plantas graminóides C₃, o primeiro produto estável da fotossíntese é o ácido fosfoglicerato (três

átomos de carbono) proveniente da fixação do dióxido de carbono (CO_2) através da enzima Ribulose Bifosfato Carboxilase (RuBP) no Ciclo de Calvin-Benson (LAMBERS et al., 2008; PETERSON; SORENG, 2007). Nessas plantas graminóides, esse processo e a síntese de glicose ocorrem nos cloroplastos das células mesofílicas das folhas. Outra particularidade desse tipo de gramínea é que os pigmentos não estão presentes nas células da bainha do feixe (Figura 2.7A). Como a RuBP tem baixa afinidade ao CO_2 , as células do mesofilo nas plantas C_3 são empilhadas de forma a garantir grande quantidade de RuBP e altas taxas de assimilação do carbono (RICKLEFS, 2003). A anatomia foliar dessas plantas graminóides apresentam maiores proporções de mesofilo e menores de esclerênquima, tecido vascular (veio) e de epiderme do que espécies C_4 (WILSON et al., 1983).

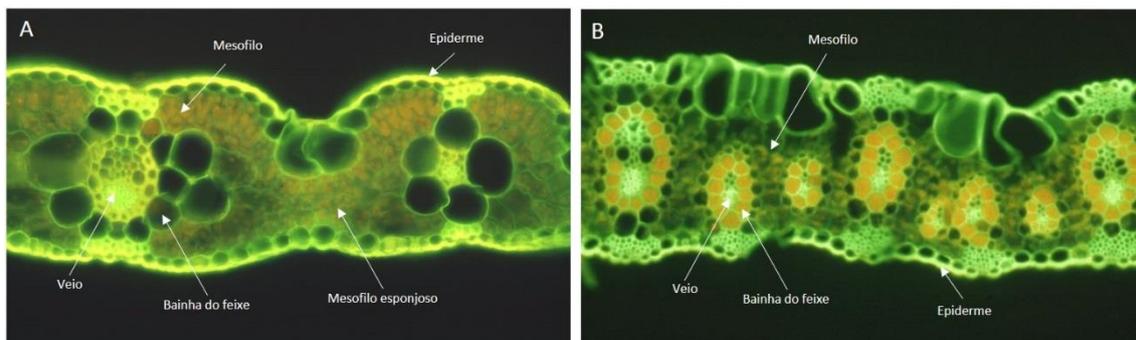


Figura 2.7. Lâmina mostrando anatomia foliar de plantas graminóides C_3 *Panicum pygmaeum* (A); e C_4 *Alloteropsis semialata* (B). Áreas amareladas indicam os cloroplastos.

Fonte: Modificado de Watson; Dallwitz (1992).

Nas plantas graminóides C_4 , o primeiro produto estável apresenta quatro carbonos (malato ou o aspartato) e é fixado pela fosfoenolpiruvato, com alta afinidade pelo CO_2 . O composto de quatro carbonos é processado e seu subproduto (CO_2) entra no ciclo de Calvin (RICKLEFS, 2003). O sistema assegura abundante aporte de CO_2 para o ciclo de Calvin, funcionando como uma bomba, que permite constante produção de energia (PETERSON; SORENG, 2007). Anatomicamente, as plantas C_4 , em relação às C_3 , são facilmente reconhecidas com o corte transversal da folha, principalmente nos tecidos assimilatórios. As plantas graminóides C_4 apresentam uma ou duas bainhas desenvolvidas ao redor do veio, contém grande quantidade de cloroplastos sintetizadores de amido e contam com células do mesofilo dispostas radialmente ao redor dos feixes vasculares (veio) (Figura 2.7B) (RAVEN et al., 1992). Essas

características morfológicas e fisiológicas permitem o acúmulo de CO₂, sem a abertura excessiva dos estômatos, que evita a perda de água quando expostas a altas temperaturas (SAGE; MONSON, 1999).

Em relação às C₃, as plantas graminóides C₄ são geralmente mais tolerantes a ambientes com alta intensidade de luz, alta temperatura e baixa concentração de CO₂ (GHANNOUM et al., 2000). Além disso, a eficiência no uso de nutrientes e na manutenção hídrica permite que espécies C₄ desenvolvam-se mais que as C₃ em ambientes hipersalinos, áridos e perturbados por fogo (SCHULZE et al., 1996; KEELEY; RUNDEL, 2005). Pelo grau de tolerância às características ambientais, alguns estudos classificam as espécies de plantas graminóides C₃ como de clima temperado (*cold-season grassland*, CSG) e C₄ como clima tropical (*warm-season grassland*; WSG) (GOODIN; HENEERY, 1997; DAVIDSON; CSILLAG, 2001; FOODY; DASH, 2010). Por serem extremamente sensíveis a alterações ambientais e temporais, as coberturas de C₃ e C₄ podem refletir a condição dos ecossistemas (DAVIDSON; CSILLAG, 2001). Assim, as características dos padrões de distribuição dos tipos de graminóides podem auxiliar em estudos ecológicos e de caracterização de paisagem (DAVIDSON; CSILLAG 2001; SALA, 2001).

Por apresentarem fisiologias distintas, as espécies normalmente apresentam morfoestruturas características do tipo funcional, o que possibilita distingui-las. Uma das formas de identificação do tipo funcional de fotossínteses é pela composição de isótopo de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) da vegetação, onde o $\delta^{13}\text{C}$ das plantas C₃ varia entre -32 e -20 ‰, enquanto que o $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C₄ varia de -17 ‰ para -9 ‰ (VICTORIA et al., 1995; WILSON et al., 2005a,b).

Por apresentarem estratégias ecológicas para ocuparem nichos distintos, alguns trabalhos de sensoriamento remoto mapeiam as mudanças nas distribuições dos tipos de graminóides e relacionam a eventos ambientais e/ou antrópicos (EHLERINGER; MONSON, 1993; DAVIDSON; CSILLAG, 2001; FOODY; DASH, 2007). As pesquisas têm abordado as aplicações multitemporais dos índices de vegetação (IV) a partir de dados espectrais relacionados às atividades fenológicas assíncronas desses tipos de graminóides (DAVIDSON; CSILLAG, 2003). Porém, a maioria dos estudos se concentram em áreas de atividades agrícolas de zonas temperadas (GUAN et al., 2012; FOODY; DASH 2007; FOODY; DASH, 2010).

As respostas à REM de cada tipo de plantas graminóides são diferentes ao longo do espectro. Isto porque a interação da REM está relacionada às características físico-químicas das plantas, como a distribuição dos tecidos celulares, a quantidade e tipos de pigmentos, a umidade e as formas das folhas (GATES et al., 1965). Essas características afetam as bandas de absorção que são utilizadas na determinação do comportamento espectral da planta. As plantas graminóides C₄ apresentam menor espalhamento da radiação eletromagnética (REM) na interface ar-água quando comparadas com as C₃, devido às células do mesófilo serem mais compactas, com maior proporção de tecidos vasculares, menor espaço com ar inter e intracelular e menos água (LEE et al., 1990; DENGLER et al., 1994; UENO et al., 2006). Essa atenuação da radiação, ligada a suas estruturas internas, resultam em diferentes reflectâncias entre as graminóides C₃ e C₄ (Figura 2.8), possibilitando a discriminação entre elas (ADJORLOLO et al., 2012). Adjorlolo et al. (2012) demonstraram que duas espécies de graminóides (uma C₃ e outra C₄), nas mesmas condições de campo, apresentaram picos de reflexão e absorção bem distintos. Gamon et al., (1997) propuseram que o intervalo de 531 a 570 nm pode ser utilizado na estimativa da eficiência fotossintética e na discriminação de graminóides C₃ e C₄. Sendo assim, as características dos tecidos foliares desses dois tipos de graminóides, quando interagem com a REM, ocasionam respostas diferentes no espectro de reflectância.

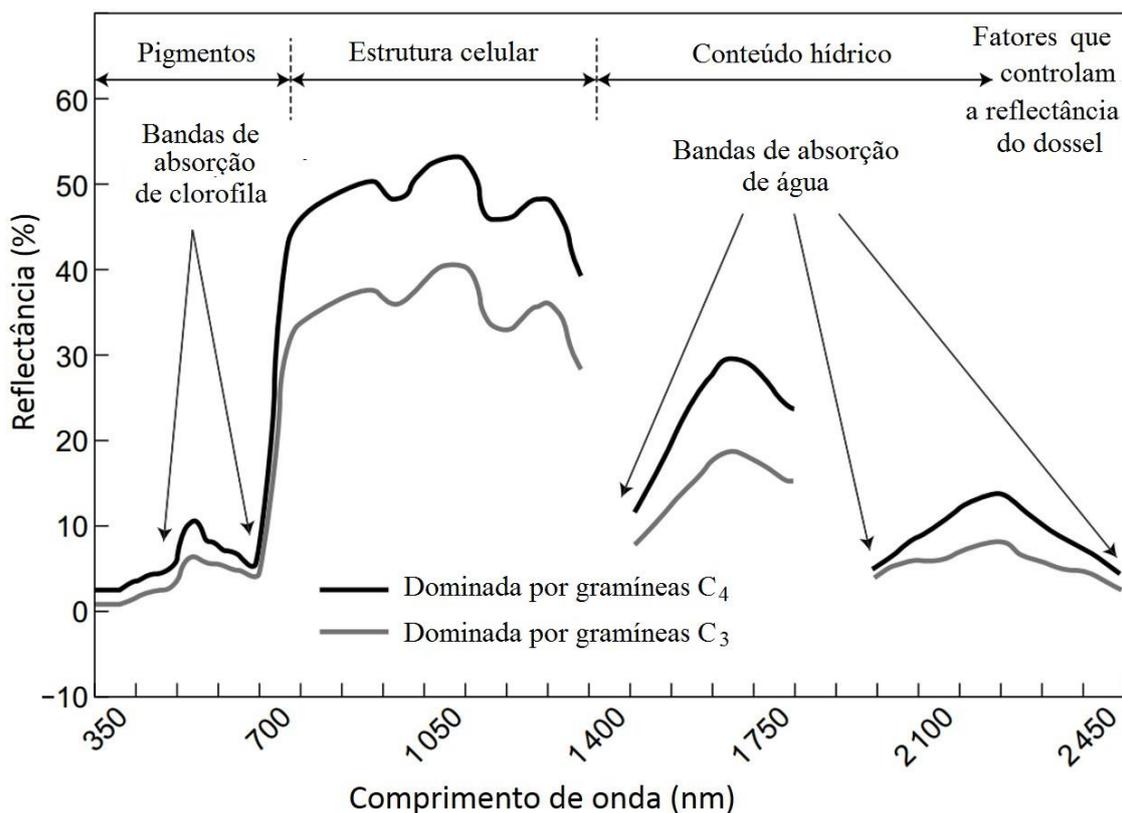


Figura 2.8. Curvas de espectro de reflectância média das graminóides *festuca costata* (c_3) e *themeda triandra* (c_4) na África do Sul ($n = 110$ para cada espécie).

Fonte: Modificado de Adjorlolo et al. (2012).

Dados de sensoriamento remoto agregam informações importantes em estudos de mapeamentos de plantas graminóides (ADJORLOLO et al., 2012). Diferentes sensores têm sido utilizados na detecção dos padrões de distribuições de plantas graminóides C_3 e C_4 em vastas áreas (DAVIDSON; CSILLAG, 2003, FOODY; DASH, 2007). Muitos desses estudos têm se concentrado principalmente em regiões temperadas da América do Norte (FOODY; DASH, 2007; TIESZEN et al., 1997) e tropicais da África (ADJORLOLO et al., 2013) e Ásia (GUAN et al., 2012; WITTMER et al., 2012), havendo apenas um artigo sobre a América do Sul (IRISARRI et al., 2009). No Brasil, não existem estudos desse gênero.

No Brasil, as espécies de graminóides dominam os ambientes savânicos, como o cerrado e os pampas (BURMAN, 1985), sendo a família mais representativa (Poaceae) apontada como uma das mais ricas do Brasil, com 1.414 espécies classificadas em 210 gêneros (FILGUEIRAS et al., 2012). Apesar dessa representatividade na biodiversidade nacional, poucos estudos investigaram as diferenças biofísicas e de distribuição das

graminóides, principalmente no que tange à diferenciação dos tipos C₃ e C₄ (KLINK, 1986; KLINK; JOLY, 1989; MOZETO et al., 1996; COSTA, 2003). Na Amazônia brasileira, apesar de aproximadamente 200.000 km² (5%) serem ocupados por áreas naturalmente abertas dominadas por plantas graminóides (BARBOSA; CAMPOS, 2011), poucos são os trabalhos com esse grupo e pouco se conhece sobre a importância dessas espécies na diversidade da região (VIANA; FILGUEIRAS, 2008).

A composição florística da campinarana graminosa é formada principalmente pelas famílias Poaceae, Cyperaceae, Amarylidaceae, Xyridaceae e Orchidaceae, que são adaptadas a climas desfavoráveis (GRIBEL et al., 2009; IBGE, 2012), como os encontrados no interior do megaleque Viruá. Pela alta diversidade florística, é provável que ocorram diferenciações de distribuição ao longo do megaleque, determinada pela tolerância ambiental e distribuição de recursos. Como a dinâmica geomorfológica pode ser um dos condicionantes para a formação de diferentes ambientes, proporcionando nichos ecológicos distintos para as mais variadas espécies, o mapeamento dos tipos de graminóides pode refletir as características geomorfológicas do megaleque.

O megaleque Viruá mostra a partir do estudo do mapeamento das plantas graminóides pela sua dinâmica geomorfológica, caracterizar um mosaico ambiental (Figura 2.9) a partir das condições ecológicas e de estabelecimento das espécies vegetais. O processo de deposição serve como um dos condicionantes para a formação de diferentes ambientes, proporcionando nichos ecológicos específicos para cada tipo de gramínea. Como cada tipo de gramínea está associado às características ambientais que conseguem tolerar, assume-se que a distribuição das graminóides C₃ e C₄ acompanhe o mosaico ambiental, impulsionado principalmente pela diferença de regime hidrológico, ligado à gradientes de topografia, que ocorre ao longo do megaleque. Essa possibilidade de mapear as plantas graminóides pode auxiliar nos estudos geomorfológicos, biogeográficos e na discussão sobre o quanto a dinâmica sedimentar no megaleque influenciou os padrões vegetacionais atuais. Recentemente alguns estudos têm abordado esse tema, onde discutem como padrões florestais atuais são afetados pela geologia regional (ROSSETTI et al., 2005; HIGGINS et al., 2011) e a abordagem com plantas graminóides pode ser mais uma ferramenta para essa discussão.



Figura 2.9. Mosaico ambiental encontrado no megaleque Viruá, onde é possível observar a presença das ilhas de campinaranas florestadas e arbóreas em meio aquelas de formação graminóides.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1. Localização

O megaleque Viruá está localizado a sudeste da cidade de Caracaraí, no centro-sul do Estado de Roraima ($01^{\circ} 46'34''$ N, $61^{\circ} 02'06''$ W), norte da Amazônia brasileira e distante 190 km de Boa Vista. Grande parte desse megaleque está localizado no Parque Nacional Viruá (PNV), atualmente a segunda unidade de conservação mais estudada da Amazônia (ICMBIO, 2014). O PNV representa uma das unidades de conservação com campinaranas mais extensas do Brasil, com ampla faixa de transição de ecossistemas florestados e não florestados (SCHAEFER et al., 2009). O acesso ao PNV pode ser realizado pela rodovia federal BR-174 e trechos de estradas não asfaltadas permitem acessar boa parte do megaleque Viruá somente em épocas de seca (Figura 3.1). O megaleque Viruá abrange uma área com cerca de 1.000 km^2 localizada na margem esquerda do rio Branco (ROSSETTI et al., 2012b). Os principais rios que banham o megaleque são o Iruá a oeste, o Barauana a leste e o Anauá a sul, sendo o rio Branco a principal bacia de drenagem na área. A principal orientação do megaleque é nordeste/sudoeste e seu ápice está localizado a nordeste, onde termina abruptamente em rochas pré-cambrianas do escudo das Guianas (ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013).

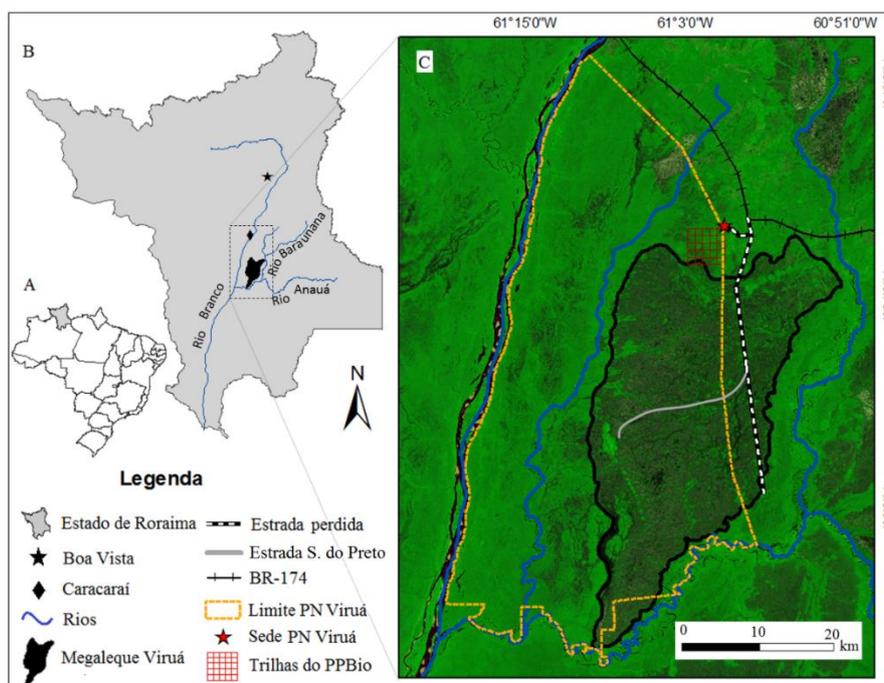


Figura 3.1. Localização da área de estudo no centro-sul do estado de Roraima (A), que contém o megaleque Viruá (B,C).

3.2. Clima

O clima da região é tropical, com uma estação seca bem definida (Aw). As temperaturas médias anuais variam de 26 a 33°C (RADAMBRASIL, 1976). O clima é modulado por mudanças sazonais da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (LATRUBESSE; RAMONEL, 1994). A precipitação média anual é de 1.800 mm, com estação seca ocorrendo no inverno boreal (pico em dezembro a março) e estação chuvosa no verão boreal (pico em junho a setembro).

3.3. Relevo

O relevo do megaleque Viruá é extremamente plano e a altitude média é de 47 m, variando entre 53 m no ápice e 43 m na franja do megaleque (Figura 3.2) (ROSSETTI et al., 2012a; ZANI, 2013). Este se caracteriza por ser um depósito sedimentar de geometria planimétrica cônica e perfil longitudinal ligeiramente côncavo com inclinação média de 20 cm/km (ZANI, 2013). O megaleque tem forma triangular, com comprimento máximo de 45 km e largura máxima de 25 km, sendo caracterizado por rede de drenagem divergente no sentido do fluxo (ZANI; ROSSETTI, 2012). A sudoeste, os sedimentos do megaleque foram desviados para sul pela Serra do Preto, que é formada por um conjunto de colinas de rochas pré-cambrianas (*inselbergs*) de até 200 m de altura (ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013).

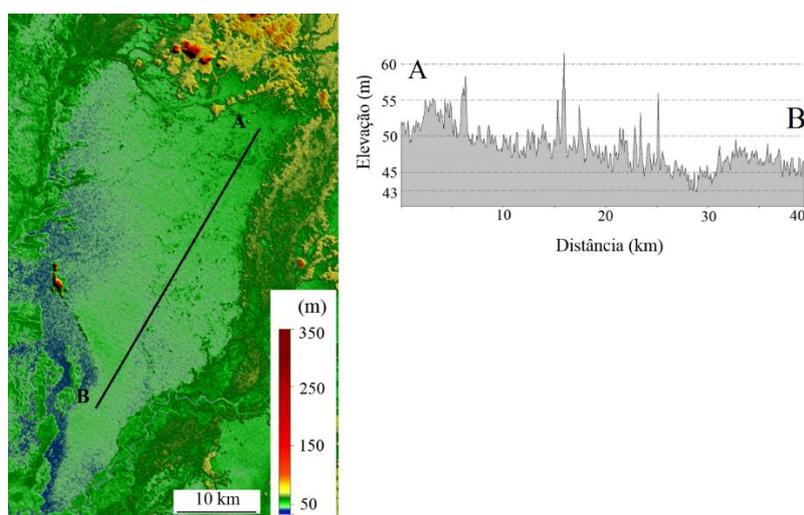


Figura 3.2. (A) Localização do megaleque no Parque Nacional Viruá, centro-leste do estado de Roraima. (B) perfil topográfico derivado do DEM-SRTM ao longo de um transecto longitudinal do megaleque A-B, localizado na figura A.

3.4. Geologia

O megaleque Viruá localiza-se no norte da Bacia do Solimões, que abrange cerca de 500.000 km², ocupando um *rift* intracraftônico desenvolvido em rochas ígneas e vulcânicas do Cráton Amazônico (TASSINARI; MACAMBIRA, 1999). Essa área tem sido também mais recentemente referenciada como Pantanal Setentrional, interpretado como correspondente a uma bacia sedimentar quaternária com 134.500 km² de extensão (ROSSETTI et al., 2014b) que engloba principalmente o interflúvio dos rios Negro e Branco (ZANI; ROSSETTI, 2012; ROSSETTI et al. 2014b). A deposição quaternária nesse pantanal foi relacionada predominantemente a sedimentos plio-pleistocênicos provindos de sistemas fluviais (SANTOS et al., 1993). Entretanto, mais recentemente, depósitos dessa idade nessa área foram atribuídos a um conjunto de megaleques (ROSSETTI et al., 2005; ROSSETTI et al., 2012b; ROSSETTI et al., 2014b) (Figura 3.3).

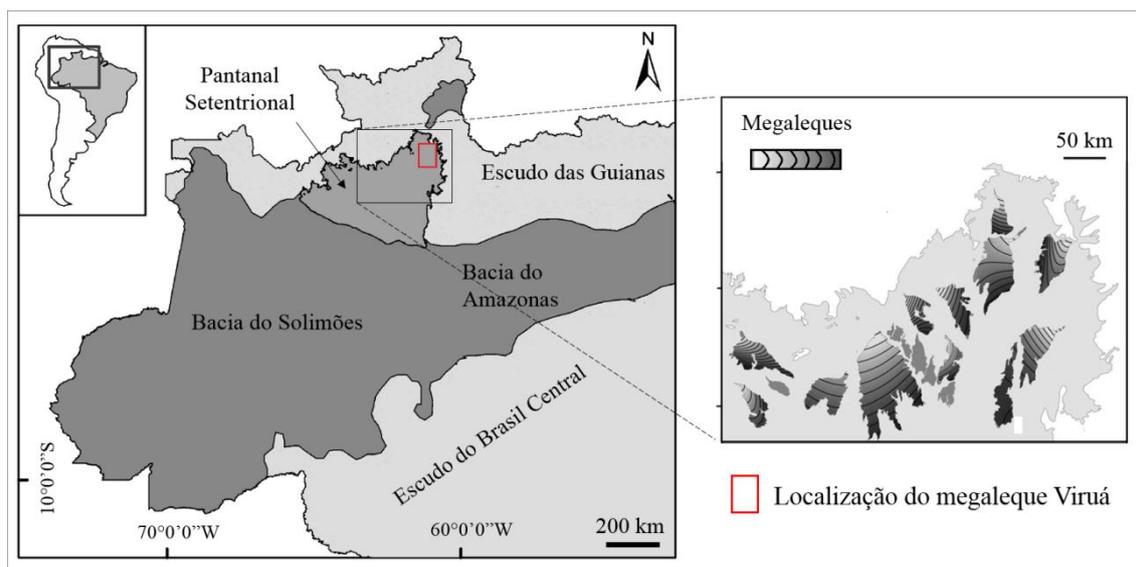


Figura 3.3. Localização do Pantanal Setentrional, onde se concentra o conjunto de megaleques amazônicos. Fonte: Adaptado de Cremon (2012) e Rossetti et al., (2014b).

Os sistemas deposicionais de megaleques são constituídos principalmente de areia quartzosa, moderadamente bem selecionada, cujas granulometrias variam de muito fina a média, ocorrendo também areias grossas e, subordinadamente, argilas. A fonte desses sedimentos são rochas pré-cambrianas da Província Maroni-Itacaiunas, que representa a parcela mais antiga do Escudo da Guiana no Cráton Amazônico (TASSINARI; MACAMBIRA, 1999). Durante o processo de deposição, o megaleque foi dominado

por canais rasos e instáveis (ROSSETTI et al., 2012b; ZANI, 2013). A datação por radiocarbono desses depósitos superficiais indica processo de sedimentação geologicamente recente, i.e., pleistocênico e holocênico, com idades variando de 36.607-38.161 a 634-695 anos atrás (ROSSETTI et al., 2012a). As cargas sedimentares provavelmente foram transportadas durante estações úmidas (ZANI, 2013). A dinâmica deposicional fez com que o megaleque Viruá abrigasse um mosaico ambiental (Figura 13) representativo de subambientes como canais abandonados, barras arenosas, lagos e planícies interfluviais (ZANI; ROSSETTI, 2012).

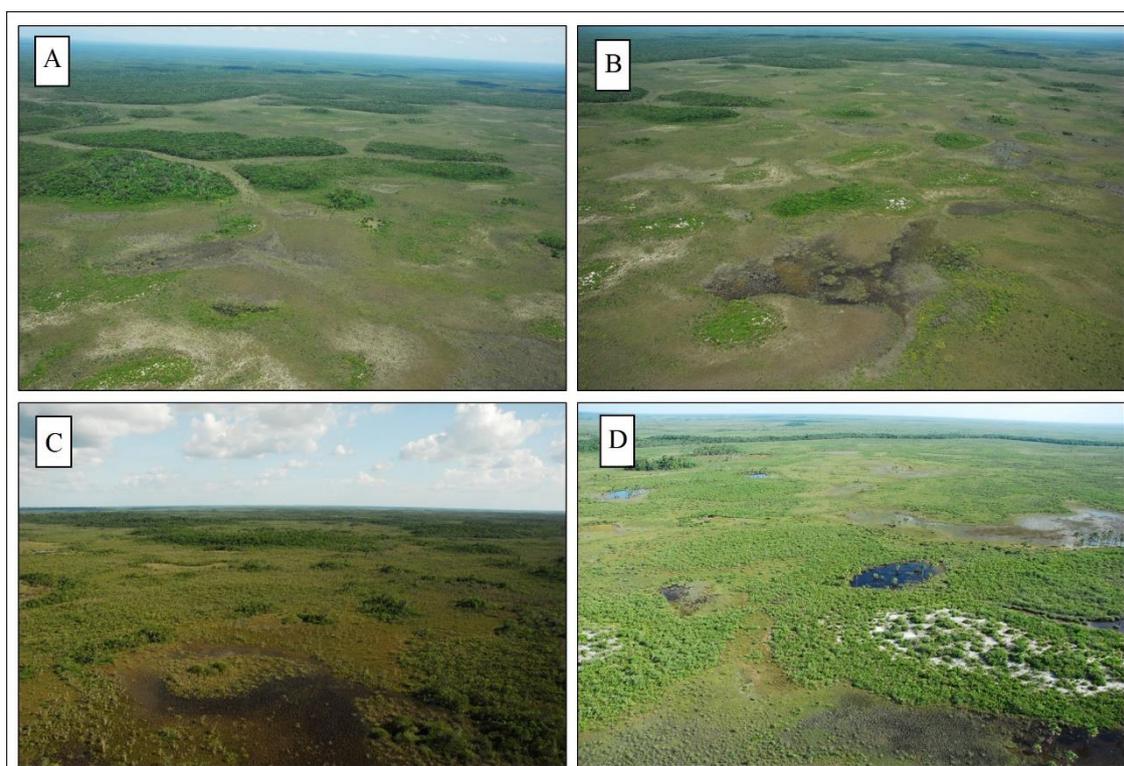


Figura 3.4. Exemplo do mosaico ambiental encontrado ao longo do megaleque Viruá. (A, B) Manchas de campinarana florestada em meio a campinarana graminosa; (C) campinarana arbustiva e áreas alagáveis; e (D) manchas de campinarana arbóreas ou sobre dunas de areias.

Fotos: ICMBio

3.5. Vegetação

Uma característica marcante dos megaleques no Pantanal Setentrional é a vasta extensão de campinaranas abertas em nítido contraste com áreas de floresta ombrófila do entorno (ROSSETTI et al., 2012b, CREMON, 2012; ZANI, 2013). O interior do megaleque é dominado por campinarana, que consiste em formação vegetal edáfica oligotrófica de ocorrência em várias outras áreas planas e alagadas com solos lixiviados

da Amazônia (GRIBEL et al., 2009; IBGE, 2012). As campinaranas toleram extremos de excessos e falta de água, sendo estruturalmente adaptadas, com espécies de folhas coriáceas, pilosas e cutículas espessas (GRIBEL et al., 2009). Sua flora diferencia-se de outros tipos florestais da Amazônia. Relativamente à floresta de terra firme, as campinaranas abrigam números reduzidos de espécies florestais, porém apresentam alto endemismo local e taxonômico em nível de gênero e espécie (PRANCE, 1975; LISBOA, 1975; ANDERSON, 1981).

No megaleque do Viruá é encontrado um mosaico ambiental característico com diferentes tipos de campinarana. Ressalta-se a presença de inúmeras manchas de campinaranas florestadas e arbóreas intercaladas em meio às campinaranas graminosas e arbustivas que dominam o ambiente (GRIBEL et al., 2009). As vegetações de campinaranas cobrem a maior parte do megaleque, ocupando áreas de solo arenoso, quimicamente pobre e escasso em nutrientes (SCHAEFER et al., 2009, MENDONÇA et al., 2014).

Os quatro tipos de campinarana (Figura 3.5) são apontados como parte de processo de sucessão vegetal lento (MARTINS; MATTHES, 1978). A campinarana graminosa é o grupo de formação puramente de estrato herbáceo que surge ao longo de planícies encharcadas (IBGE, 2012; GRIBEL et al., 2009). Caracteriza-se por cobertura graminóide dominadas pela famílias Cyperaceae e Poaceae. A campinarana arbustiva contém indivíduos herbáceos arbustivos, eventualmente com pequenas árvores esparsas, geralmente menores que 2 m de altura . A campinarana arborizada é uma formação florestal de dossel aberto de até 4 m de altura, dominado por espécies escleromórficas. A campinarana florestada é caracterizada por árvores com troncos finos e retos, de até 20 m de altura, que formam dossel relativamente contínuo.

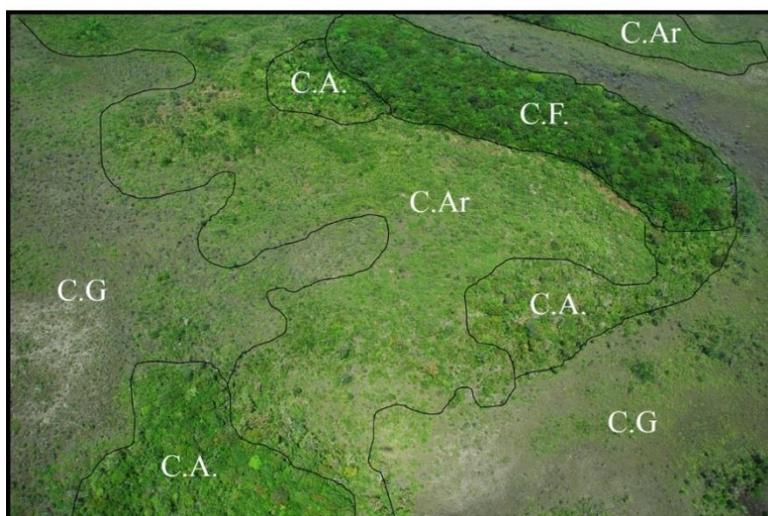


Figura 3.5. Mosaico ambiental encontrado no interior do megaleque Viruá representado pelas campinaranas florestada (C.F.), arbórea (C.A), arbustiva (C.Ar) e graminosa (C.G.).

As áreas adjacentes ao megaleque Viruá são caracterizadas apenas por vegetação ombrófila que abrangem vegetações típicas de terra firme e de florestas aluviais (CORDEIRO; ROSSETTI, 2015) (Figura 3.6). A primeira consiste em floresta ombrófila, incluindo floresta tropical submontana em morros residuais do Pré-cambriano, além de floresta de baixios em áreas inundáveis durante os episódios de chuvas. Geralmente ocupam áreas de latossolo bem drenado e estruturado (MENDONÇA, 2011). As florestas aluviais consistem em várzeas e igapós, que ocorrem em áreas sazonalmente inundadas ao longo dos rios de águas brancas e pretas, respectivamente (PRANCE, 1979).



Figura 3.6. Limite abrupto entre o megaleque Viruá e a floresta ombrófila do entorno.

A complexidade vegetal encontrada no megaleque está relacionado com as distribuições das espécies associadas aos vários geoambientes dentro do megaleque Viruá (SCHAEFER et al., 2009). Uma análise preliminar sugere que a morfologia associada a esses subambientes resulta em diferenciações topográficas (Figura 16), que parecem ser cruciais ao desenvolvimento de espécies vegetais (SCHAEFER et al., 2009). A dinâmica hídrica ligada à geomorfologia pode ser uma das condicionantes na diferenciação florestal dessa área (ROSSETTI et al., 2010, ZANI; ROSSETTI, 2012). Porém ainda faltam estudos para melhorar o entendimento de como a distribuição dos grupos vegetais desse megaleque se relaciona com a evolução do substrato.

4. MAPA DE VEGETAÇÃO DO MEGALEQUE VIRUÁ UTILIZANDO ANÁLISE ORIENTADA A OBJETOS E ÁRVORES DE DECISÃO

A discriminação de padrões de vegetação na planície amazônica pode exigir a utilização de técnicas multissensores utilizando as características inerentes aos produtos de ambos os sensores (ópticas e SAR). Um aumento no número de trabalhos tem mostrados as vantagens da aplicação de OBIA na discriminação das classes de vegetação em diferentes áreas úmidas no mundo, incluindo o território brasileiro (DRONOVA et al., 2012; EVANS; COSTA 2013; MOFFETT; GORELICK 2013; FERREIRA-FERREIRA et al., 2015). No entanto, não foram aplicadas técnicas de OBIA e MD combinando multissensores e seus produtos para a discriminação de classes de vegetação ao longo dos megaleques. O mapeamento mais acurado ao longo do megaleque é fundamental na discussão sobre a influência da dinâmica sedimentar para os padrões da distribuição de vegetação aberta, nessas áreas úmidas no norte da Amazônia brasileira. Desta forma, neste capítulo serão apresentadas as técnicas de classificação a partir de OBIA e MD aplicadas em multissensores para o mapeamento do mosaico ambiental encontrado no megaleque Viruá.

4.1. Material e métodos

4.1.1. Definição das classes

Foram utilizadas 13 classes no mapeamento da área de influência do megaleque Viruá. A floresta ombrófila densa (Figura 4.1A) foi dividida em floresta de terra firme, encontrada em trechos superiores dos morros residuais constituídos de rochas cristalinas pré-cambrianas do escudo das Guianas e em áreas não inundadas em baixas altitudes; floresta aluvial encontrada em uma área a sul da área de estudo, onde não foi possível o acesso para a coleta de dados; e várzea e igapó, que ocorrem em áreas sazonalmente inundadas dos rios Branco, Barauana, Iruá e Anauá. As campinaranas foram divididas em florestada, arbórea, arbustiva e graminosa, que ocupam áreas distintas do megaleque (Figura 4.1B,C,D,E, respectivamente). Além disso, estabeleceu-se a classe buritizal, que corresponde a comunidades dominadas por *Mauritia flexuosa* (buriti) e herbáceas, que ocorrem ao longo de rios e lagos (Figura 4.1F). Outras classes não florestadas também foram mapeadas como solo exposto, água, desmatamento e fumaça.

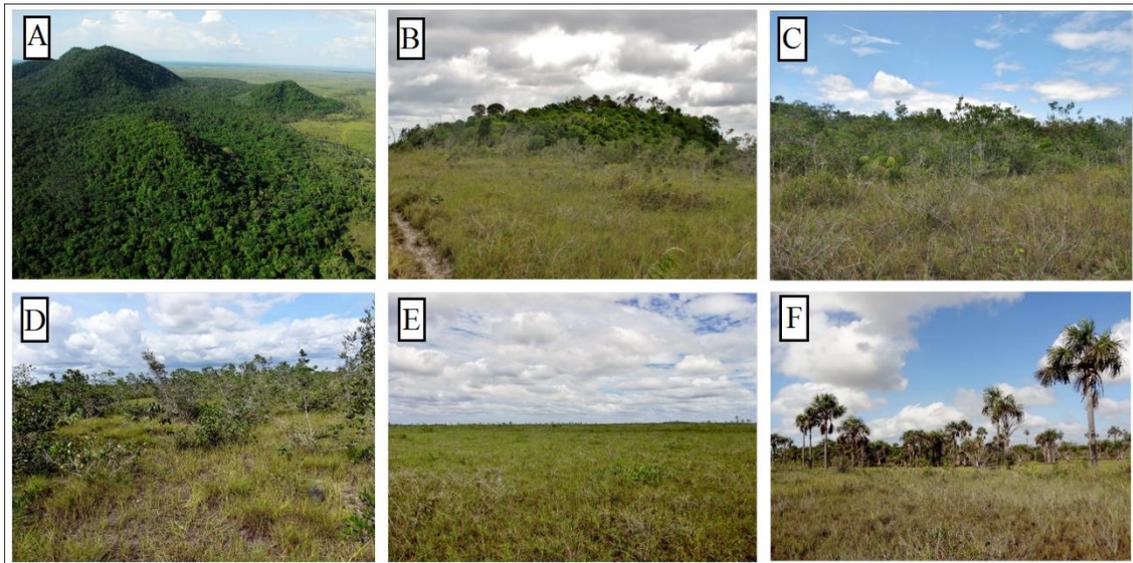


Figura 4.1. Tipos de vegetação na área do megaleque Viruá. (A) Floresta Ombrófila, (B) campinarana florestada (ao fundo), (C) campinarana arbórea, (D) campinarana arbustiva (E) campinarana graminosa, e (F) buritizal.

4.1.2. Imagens de sensoriamento remoto

O mapeamento foi elaborado com base na integração de dados das imagens Landsat-5/TM, ASTER, ALOS/PALSAR e MDE-SRTM. O fluxograma das atividades para a confecção do mapa de vegetação é apresentado na figura 4.2.

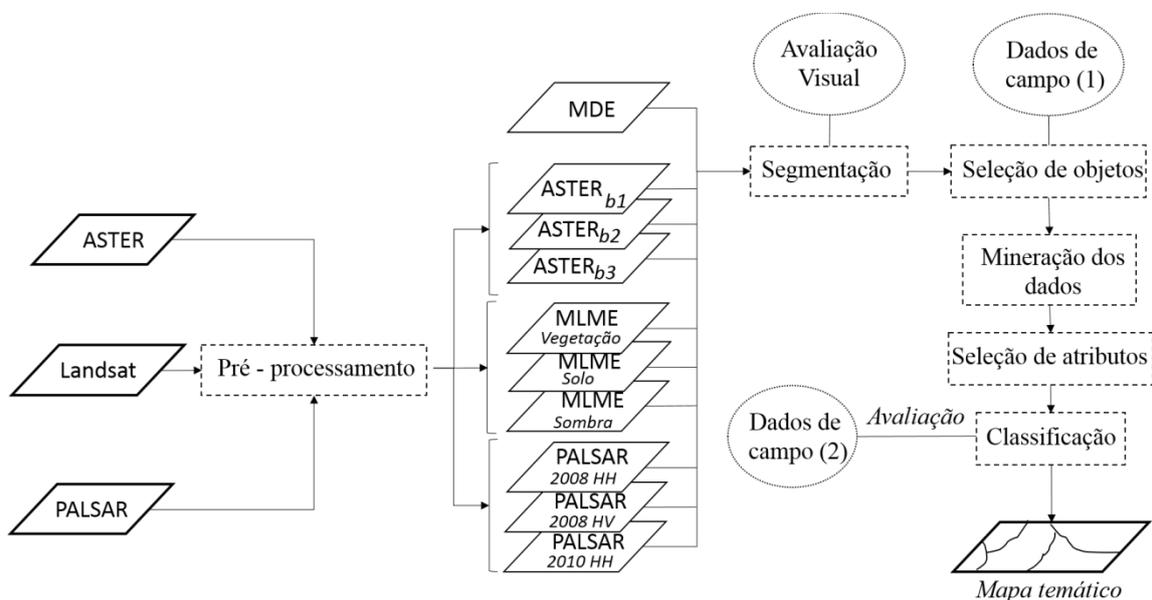


Figura 4.2. Fluxograma para a confecção do mapa da vegetação na região do megaleque Viruá. O modelo linear de mistura espectral foi baseado apenas nas imagens Landsat 5.

O mapeamento e caracterização dos tipos de vegetação foram baseados nos seguintes dados de sensoriamento remoto (Tabela 4.1): imagens ópticas do Landsat-5/*Thematic Mapper* (TM) e do ASTER; MDE/SRTM; e imagens ALOS/PALSAR.

Tabela 4.1. Características das imagens de sensoriamento remoto utilizadas no mapeamento da vegetação do megaleque Viruá e de seus entornos.

| Sensor | Bandas | Data de aquisição | Estação | Polarização | Resolução espacial |
|--------------|--------------|-------------------|---------|-------------|--------------------|
| Aster-AST07 | Visível e IP | 28/01/2003 | Seca | | 15 m |
| | | 08/02/2004 | Seca | | |
| Landsat-5/TM | Visível e IP | 08/02/2004 | Seca | | 30 m |
| ALOS-PALSAR | Banda L | 01/06/2008 | Chuvosa | HH, HV | 12,5 m |
| | | 20/01/2010 | Seca | HH | 6,5 m |

A imagem Landsat 5/TM (órbita/ponto: 232/59) de 08 de fevereiro de 2004 (estação seca), foi utilizada por ter sido a cena mais recente com menor cobertura de nuvens, adquirida no *Earth Explorer* (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Essa imagem foi derivada do *Landsat Climate Data Record* (CDR) que utiliza a reflectância de superfície, com correção atmosférica a nível 1, ortorretificada, georreferenciada e corrigida geométrica e radiometricamente (mais detalhes em USGS, 2013 e MASEK et al., 2006). A imagem ASTER foi composta de um mosaico de duas imagens com reflectância de superfície, tendo nível de processamento 2 (AST07) das datas de 28 de janeiro de 2003 e de 08 de fevereiro de 2004 (ambas da estação seca), com 15 m de resolução espacial (ABRAMS; HOOK, 2002). Essas imagens ASTER foram adquiridas no banco de imagens da USGS.

Os dados MDE-SRTM consistiram em um conjunto de dados com resolução de 30 m adquiridos no banco de dados do TOPODATA (<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>).

Já as imagens ALOS/PALSAR foram obtidas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do *Alaska Satellite Facility* (ASF). Foi utilizado um conjunto de dados de quatro imagens adquiridas na estação chuvosa em 1 de junho de 2008 e na estação seca em 20 de janeiro de 2010. As duas cenas de 2008 foram coletadas em *Fine Beam Dual* (FBD) na polarização HH e HV, com 12,5 m de resolução espacial. As outras duas cenas de 2010 foram coletadas em *Fine Beam Single* (FBS) na polarização

HH, com 6,5 m de resolução espacial. Todas as cenas foram realizadas em órbita ascendente e 4 *looks*, com nível 1,5 de processamento.

O uso de produtos de sensoriamento remoto adquiridos em datas diferentes, ou seja, entre 2003 e 2010, não foi considerado um problema nas análises, pois não houve atividades humanas sobre o megaleque Viruá nesse período. Essa região é de difícil acesso e protegida pela fiscalização da equipe do PNV. Além disso, as vegetações de campinaranas são caracterizadas por processo lento de desenvolvimento e crescimento vegetativo (MARTINS; MATTES, 1978), que provavelmente não alterou a distribuição da vegetação durante o período de estudo. Além disso, os desmatamentos no entorno da região estudada tiveram baixa ocorrência (ou seja, somente <0,58%) entre o ano de estudo (INPE, 2014) e, quando ocorreu, concentrou-se próximo à cidade de Caracará, na parte externa do megaleque Viruá (MORAIS; CARVALHO, 2013).

4.1.3. Pré-processamento e transformações

As imagens foram georreferenciadas em *Universal Transversa de Mercator* (UTM) - WGS84 (zona 20N) utilizando a projeção de polinômio de primeiro grau e reamostragem pelo vizinho mais próximo. As imagens foram visualmente analisadas visando determinar os erros de posicionamento, utilizando como referência as imagens Landsat 5 TM. Para o georreferenciamento das imagens ASTER e PALSAR (FBD), o erro quadrático médio (RMSE) foi <0,5 pixel baseado em 34 e 26 pontos de controle do terreno (GCPs), respectivamente. Para os dados PALSAR (FBS), o RMSE foi <0,9 pixel com base em 26 GCPs. Os processamentos descritos acima foram realizados no programa ENVI 4.7.

As frações vegetação, sombra e solo exposto foram extraídas a partir do modelo linear de mistura espectral (MLME) provenientes da imagem Landsat 5 TM, onde cada fração foi utilizada como atributos no processo de classificação. Tal procedimento assume que a resposta espectral de cada pixel na cena é linear de mistura de múltiplos alvos (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; ADAMS et al., 1995). Para qualquer pixel individual, a equação utilizada para o MLME foi:

$$r_i = \sum_{j=1}^n (a_{ij} x_j) + e_i \quad (1)$$

onde r_i = reflectância espectral observada na banda i de um pixel que contém um ou mais componentes; a_{ij} = reflectância espectral do componente j para a banda espectral i ;

x_j = valor de proporção do componente j em um pixel; e_i = erro para a banda i ; $j = 1, 2, \dots, n$ (número de componentes assumidas no problema); e $i = 1, 2, \dots, m$ (número de bandas espectrais) (SHIMABUKURO; SMITH, 1991).

As amostras de pixels puros (*endmembers*) foram obtidas aplicando análise de componentes principais (PCA) da imagem Landsat. Este processo descorrelaciona outras bandas e concentra a maior variância nos primeiros componentes. O gráfico de dispersão gerado com o primeiro e segundo componentes (PCA1 e PCA2) foi utilizado para extrair os *endmembers* localizados nos vértices do gráfico. A qualidade desses *endmembers* foi avaliada visualmente na imagem LANDSAT, buscando os representantes de pixels puros de vegetação em floresta ombrófila densa, de solo sobre dunas e praias nos rios, e de sombra ou água sobre rios. Para validar esse processo, 40 *endmembers* da fração vegetação foram utilizados para extrair valores da banda do infravermelho próximo (banda 3) da imagem ASTER 3. Esta banda está relacionada com a máxima reflectância da cobertura vegetal, onde os valores mais elevados podem representar maior densidade da vegetação (JENSEN, 2009). Uma análise de regressão linear foi utilizada para avaliar a relação entre os valores da banda 3/ASTER e a fração vegetação do MLME. Esta relação foi avaliada por coeficientes de determinação (r^2) (processo de validação adaptado de ROBERTS et al., (2012). Foi assumido que quanto maiores os valores de r^2 entre estes dois parâmetros, maior a validade da fração vegetação. Os dados foram processados utilizando o programa ENVI 4.5 e a plataforma estatística R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

A imagem ASTER foi registrada utilizando o banco de dados GeoCover obtido do catálogo do INPE (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR>). O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) (ROUSE et al., 1973) foi extraído dos valores das bandas da imagem do infravermelho próximo (IP) e do vermelho. Foi utilizada a seguinte equação:

$$NDVI = \frac{IP - \text{vermelho}}{IP + \text{vermelho}} \quad (2)$$

onde, IP é banda 3 e vermelho é banda 2 da imagem ASTER.

Foi aplicado um filtro *kernel* com janela de 3x3 pixel nas imagens ALOS/PALSAR para atenuar o ruído *speckle* presente em dados de radar. Os valores no número digital (ND) foram convertidos para o coeficiente de retroespalhamento (σ°) de acordo com a equação (SHIMADA et al., 2009):

$$\sigma^{\circ} = 10 \log (ND^2) + FC \quad (3)$$

onde, I é o fator de calibração que varia de acordo com a data de aquisição da imagem. Para imagem FDB HH e FDB HV adquirida em 2008 o FC foi $-83,2$ dB e $-80,2$ dB, respectivamente. Para as duas imagens adquiridas em 2010 o FC é -83 dB.

4.1.4. Segmentação por multiresolution segmentation

Para o processo da segmentação foi desenvolvida uma máscara para distinguir entre classes de vegetação aberta e floresta ombrófila (Figura 4.3). Esses dois tipos de vegetação foram diferenciados por análise visual. A vetorização da máscara foi realizada utilizando as imagens ASTER com composição RGB (321) e as imagens PALSAR. Após a confecção da máscara, foram realizadas segmentações para cada uma das classes. Foi utilizado o algoritmo *multiresolution segmentation*, implementado no pacote do programa eCognition (DEFINIENS, 2007). Os objetos produzidos por esse processo de segmentação representam informações simultâneas de diferentes escalas das imagens de entrada (BAATZ; SCHÄPE, 2000).

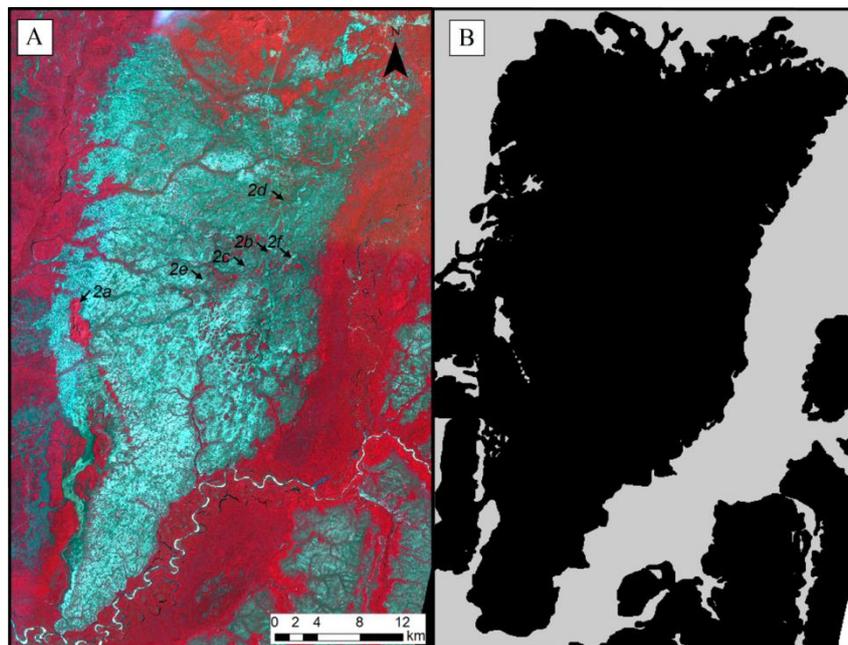


Figura 4.3. (A) Imagem ASTER de composição RGB (123) ilustrando o megaleque Viruá. Note que o megaleque é colonizado principalmente por campinarana (tons verde-azulados) e as adjacências colonizadas por floresta ombrófila (tons avermelhados). (B) Máscara aplicada para a separação entre vegetação aberta (preto) e floresta ombrófila (cinza).

As diferenças locais foram baseadas no ajuste dos parâmetros dimensão, forma, peso e compacidade das camadas de entrada. Quando combinadas, estes parâmetros definiram os tamanhos dos segmentos gerados. Para essa análise no interior do megaleque, os valores da escala dos parâmetros forma e compacidade foram ajustados a fim de permitir a extração de objetos pequenos e compactos. Para a floresta ombrófila no exterior do megaleque, buscou-se objetos maiores que aqueles do interior do megaleque com ajustes dos valores de parâmetros de segmentação selecionados. Isto porque, as florestas no exterior do megaleque são contínuas e não fragmentadas como as do interior do megaleque. No processo de segmentação, a inspeção visual para cada classe levou a seleção dos melhores parâmetros, permitindo a identificação dos objetos com correspondência de variação espectral identificada nas imagens de satélites.

4.1.5. Treinamento e mineração de dados

Em campo, foi realizado o georeferenciamento de pontos de ocorrência das classes de campinarana e de buritizais. Uma parte dessa amostragem serviu como referência para a seleção de objetos de treinamentos das amostras. Um conjunto de doze pontos de amostragem, documentado por Gribel et al. (2009), foi utilizado como referência para as florestas de várzea, igapó e de terra firme. A classe de floresta aluvial, única não confirmada em campo, foi distinguida das classes várzea e igapó com base na reflectância diferente, aparecendo mais escura, nas imagens de satélites.

Um total de 606 objetos foram selecionados para análise e avaliação pelo MD. Entre eles, 217 pertencem às classes de vegetação aberta, incluindo: buritizal (44); campinarana graminosa (39); campinarana arbustiva (40); campinarana arbórea (49); e campinarana florestada (45). Além disso, 206 objetos pertencem às classes de floresta ombrófila, incluindo: várzea (53); floresta aluvial (50); igapó (53); e de terra firme (50). Os outros 183 objetos selecionados foram classificados como água (52), desmatamento (70) e solo exposto (61). Estas amostras foram coletadas de forma mais dispersa possível, buscando extrair a variabilidade espectral das diferentes camadas para a confecção das árvores de classificação. Depois de construir esse conjunto de treinamento, a média e o desvio padrão de cada camada e de cada objeto foram extraídos utilizando o programa eCognition (BLASCHKE, 2010).

Foram realizadas duas MD, um para as classes de campinaranas e buritizal, e outra para as classes de floresta ombrófila. Os parâmetros da MD foram testados afim de produzir

a menor árvore de decisão que indica a separação entre as classes. Esse procedimento foi realizado no programa *Waikato Environment for Knowledge Analysis* (WEKA), utilizando o algoritmo de C4.5 (mais detalhes em QUINLAN, 1993), implementado no programa WEKA como J48 (HALL et al., 2009).

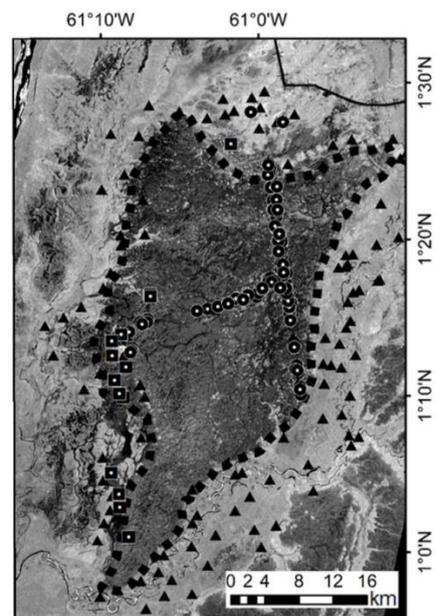
As duas árvores de decisão foram interpretadas e avaliadas selecionando diferentes parâmetros, e os intervalos de separação de classes foram identificados no algoritmo *cross-validation statistical measurement*, implementado no WEKA. As amostras foram divididas em k -subamostras, onde amostras individuais são removidas e os dados restantes ($K-1$) são utilizados para o treinamento. Este processo foi repetido k vezes, resultando em estimativas médias para cada classe de vegetação (WITTEN; FRANK, 2005). Os melhores modelos para o exterior e interior do megaleque foram selecionados considerando os valores mais altos da estatística *Kappa*.

4.1.6. Classificação e validação do mapa temático

A distinção entre as classes de solo exposto, desmatamento (área antropizada com diferentes culturas agrícolas) e água, não necessitou do uso de MD ou OBIA. Os limiares dos atributos para a classificação dessas classes foram baseados no algoritmo *view feature*, implementado no programa e-Cognition. Esta ferramenta permitiu determinar os limiares dos níveis de cinza dos atributos espectrais para separar cada uma dessas classes. Os objetos representativos das classes de interesse foram selecionados a partir de intervalos desses limites (DEFINIENS, 2007). Os objetos representativos de cada uma das três classes foram identificados a partir de dados coletados em campo e em imagens de alta resolução do Google Earth adquiridas em 18/01 e 19/09/2004. Diferentes intervalos de valores de cinza foram testados para cada classe, observando os limites dos valores dos parâmetros que melhor representaram as classes individuais. Os limiares de classificação apontados pela função *view feature* foram: fração de solo do MLME $> 0,50$ para a classe solo exposto; fração sombra do MLME $> 0,55$ para a classe água; e fração de solo do MLME $\leq 0,46$ e MDE $> 55,06$ para a classe desmatamento. Em uma pequena parte da imagem ASTER, cuja resposta espectro-textural da paisagem estava influenciada pela presença de fumaça, o processo de segmentação resultou em 34 objetos que foram selecionados, sendo gerada uma máscara antes da realização do processo de classificação.

Os conjuntos de regras nas duas árvores de decisão produzidas pelo MD foram implementados manualmente no programa e-Cognition. A classificação hierárquica foi realizada e o produto final foi o mapa de classificação com todas as classes de vegetação de interesse, tanto sobre o megaleque, quanto para as áreas circunvizinhas.

A qualidade do mapa temático obtido por OBIA e MD foi testada utilizando 120 amostras independentes coletadas em campo, sendo 26 de campinarana graminosa, 25 de campinarana arbustiva, 25 de campinarana arbórea, 26 de campinarana florestada e 18 de buritizal. Este conjunto de dados foi adquirido por pontos de coletas georreferenciados e estabelecidos de forma durante a campanha de campo realizada entre 23/01 e 19/02/2013 ao longo das estradas da Perdida e da Serra do Preto (Figura 10C). Outra fonte de coleta para esses dados foram fotografias aéreas georreferenciadas de 16 e 17/11/2007, fornecidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) (figura 4.4), além de duas imagens de alta resolução do Google Earth.



Legenda

- ⋯ Megaleque do Viruá
- ⊕ Amostra de campo
- ▲ Amostra do Google Earth
- == BR 174
- Amostra aérea

Figura 4.4. Localização do megaleque Viruá (linha tracejada) em imagem ASTER (Banda 1) com a localização dos pontos de validação a partir de diferentes fontes de dados.

Para a validação das áreas de floresta ombrófila, coletou-se um total de 104 pontos em imagens de resolução espacial alta e moderada do *Google Earth*. Destas, 16 foram em floresta aluvial, 17 em terra firme, 24 em água, 23 em igapó e 24 em várzea. A fim de avaliar a qualidade de classificação, foram calculados a precisão global e coeficiente *Kappa* a partir da matriz de confusão, (CONGALTON; GREEN, 2009). O coeficiente *Kappa* foi historicamente utilizado em testes estatísticos. No entanto, os cálculos dos coeficientes de discordância quantitativa e de alocação (*quantity and allocation disagreement coefficients*), recentemente propostos por Pontius Jr e Millones (2011), foram também utilizados, por considerar a relação de proporcionalidade entre as classes, as amostras de validação e a área a ser mapeada. Por esta razão, esses coeficientes também foram aplicados na avaliação para comparar os resultados obtidos com a precisão global e o *Kappa*.

4.2. Resultados

4.2.1. Processo de segmentação

O uso de diferentes parâmetros de segmentação foi fundamental para distinguir as classes de vegetação de floresta ombrófila e de vegetação aberta, típicas do interior do megaleque. Os melhores resultados de segmentação foram considerados aqueles com as maiores correspondências de classes de vegetação obtidas a partir dos parâmetros apresentados na Tabela 4.2. A avaliação dessa segmentação foi realizada visualmente a partir das fotografias aéreas e da imagem ASTER.

Tabela 4.2. Resultado final com os melhores parâmetros utilizados na segmentação de floresta ombrófila e áreas abertas na área de estudo.

| Local | Escala | Forma | Compacidade |
|--------------------|--------|-------|-------------|
| Floresta ombrófila | 50 | 0,1 | 0,5 |
| Vegetações abertas | 20 | 0,2 | 0,6 |

O dossel em floresta ombrófila densa é mais contínuo daqueles que define as campinaranas, assim, os valores dos parâmetros foram menos restritivos para a segmentação, permitindo a formação de grandes objetos no processo de segmentação. As regras do *multiresolution segmentation* permitiram que os padrões espaciais específicos desses dois tipos de vegetação fossem considerados na formação dos objetos. Altos valores de escala foram atribuídos a vegetações similares que não

necessitam ser distinguidas, enquanto baixos valores foram atribuídos conforme aumentaram as necessidades de separação dos objetos. Baixos valores de forma e compacidade, associado à floresta ombrófila, indicou a ausência de formas geometricamente compactas. Diferentemente das porções de campinaranas florestadas, campinaranas arbóreas e buritizal apresentaram formas geométricas compactas com pouca sinuosidade nas bordas. Para a segmentação da vegetação aberta, os critérios de classificação foram mais restritivos que para floresta ombrófila, formando objetos menores e permitindo uma melhor caracterização do mosaico ambiental dentro do megaleque.

O resultado da segmentação mostrado na Figura 4.5 foi considerado o mais adequado na distinção das duas áreas classificadas. Entretanto, um grande número de objetos (i.e. 62.3% do total de segmentos do mapa) foi utilizado para segmentar os vários tipos de campinarana dentro do megaleque. Isto porque, a segmentação das áreas abertas foi feita pelo pequeno tamanho dos segmentos, importantes para adquirir objetos com mistura de classes menores.

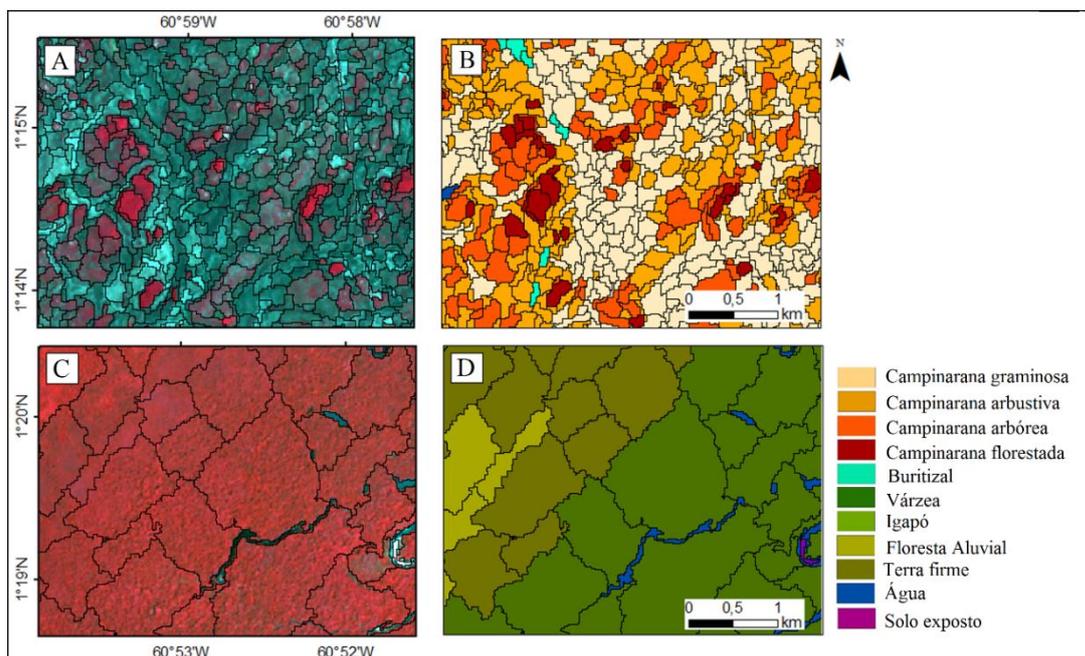


Figura 4.5. Resultados da segmentação a partir dos melhores parâmetros seleccionados para floresta ombrófila e campinaranas. Pequenos objetos produzidos no processo de segmentação para as classes de vegetação aberta (campinarana e buritizal) dentro do megaleque (A) e os respectivos objetos classificados (B). Segmentação com objetos maiores de floresta ombrófila, onde o dossel contínuo e denso produz grandes segmentos (C). Classificação da mesma área (D).

O número total de segmentos para a área mapeada foi de 70.361. Destes, 44.072 foram de áreas abertas com vegetação fragmentada (Tabela 4.3), enquanto apenas 26.289 ocorreram nas florestas ombrófilas, mais contínuas. Apesar do grande número de segmentos no interior do megaleque, apenas 3.949 corresponderam às classes de floresta ombrófila (i.e., floresta aluvial, terra firme, igapó e várzea). Por outro lado 55,77% corresponderam à vegetação do exterior do megaleque. Além disso, embora o exterior do megaleque correspondesse a 161.116,45 ha (63,75%) da área total mapeada (252.722,48 ha), os segmentos representaram apenas 37,36% do total. Um grande número de objetos foi requerido para a classificação das campinaranas dentro do megaleque devido às porções florestais formarem pequenos segmentos. Assim, o processo de segmentação adotado foi satisfatório, não produzindo um número excessivo de segmentos para a floresta ombrófila e coerente com as áreas de ocorrência de campinaranas.

Tabela 4.3. Número de segmentos (Nº seg.), área (ha) e distribuição de classes (Dist %) de vegetação no interior e no exterior do megaleque Viruá.

| Classe | Interior do megaleque | | | Exterior do megaleque | | |
|-------------------------------|-----------------------|----------|----------|-----------------------|-----------|----------|
| | Nº seg | Área | Dist (%) | Nº seg | Área | Dist (%) |
| <i>Campinarana graminosa</i> | 20491 | 39746,44 | 43,39 | 1980 | 4931,56 | 3,06 |
| <i>Campinarana arbustiva</i> | 15295 | 32282,77 | 35,24 | 5468 | 16745,56 | 10,39 |
| <i>Campinarana arbórea</i> | 4655 | 10420,50 | 11,38 | 7624 | 22995,70 | 14,27 |
| <i>Campinarana florestada</i> | 2384 | 5775,37 | 6,30 | 5686 | 20698,85 | 12,85 |
| <i>Buritizal</i> | 760 | 1521,72 | 1,66 | 483 | 1348,85 | 0,84 |
| <i>Terra firme</i> | 84 | 678,25 | 0,74 | 759 | 16598,45 | 10,30 |
| <i>Várzea</i> | 44 | 216,16 | 0,24 | 1057 | 30413,64 | 18,88 |
| <i>Igapó</i> | 96 | 467,7 | 0,52 | 1558 | 24211,41 | 15,03 |
| <i>Floresta Aluvial</i> | 1 | 3,33 | 0 | 575 | 18634,47 | 11,57 |
| Solo exposto | 131 | 238,74 | 0,26 | 367 | 649,62 | 0,40 |
| Água | 131 | 249,40 | 0,27 | 618 | 2368,64 | 1,47 |
| Desmatamento | 0 | 0 | 0 | 80 | 901,15 | 0,56 |
| Fumaça | 0 | 0 | 0 | 34 | 615,21 | 0,38 |
| Total | 44072 | 91606,03 | | 26289 | 161116,45 | |

4.2.2. Mineração de dados

A partir do grande número de classes de vegetação duas árvores de decisão foram geradas. O MDE, a ASTER/banda 3 e a fração vegetação do MLME (Figura 4.6) foram selecionados para a separação dos quatro tipos de floresta ombrófila. O NDVI, a imagem ASTER/banda 1, a fração vegetação, bem como as imagens ALOS/ PALSAR

de polarização HH e HV do ano de 2008, foram selecionados para discriminar as classes de campinaranas e de buritizal.

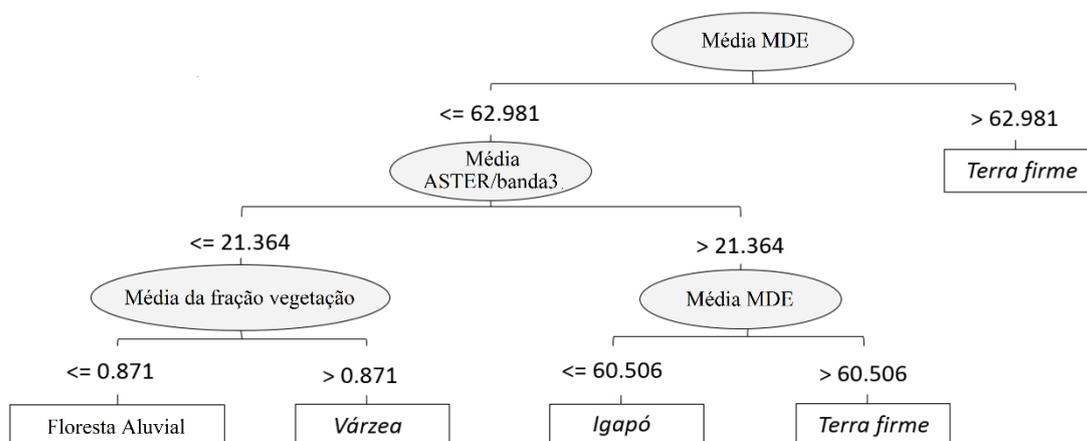


Figura 4.6. Árvore de decisão utilizada para distinguir as classes de floresta ombrófila. O MDE (em metros), a banda 3 da imagem ASTER e a fração vegetação foram os parâmetros utilizados para a separação das classes de terra firme, floresta aluvial, várzea e igapó.

Um procedimento de validação cruzada foi realizado nas duas árvores de decisão. Para a árvore da floresta ombrófila, a taxa de sucesso da mineração de dados foi de 96,12% ($Kappa = 0,948$) e apenas 8 das 206 amostras de treinamento foram erroneamente classificadas. Para as campinaranas e buritizal a taxa de sucesso foi de 90,32% ($Kappa = 0,878$) e apenas 21 das 217 amostras de treinamento foram erroneamente classificadas.

4.2.3. Descrição dos padrões nas árvores de decisão

O algoritmo C4.5 permitiu a separação das quatro classes de campinarana e de buritizal. O maior índice de confusão se deu entre as classes campinarana graminosa e arbustiva, e a separação destas classes requereram mais nós na árvore de decisão.

O atributo NDVI foi o primeiro nó e representou a raiz na árvore de decisão no interior do megaleque. O NDVI permitiu a separação das classes de campinarana, na qual os polígonos com valores $\leq 0,573$ representaram as classes menos arborizadas, como campinarana graminosa e arbustiva, e o buritizal. Os valores de NDVI $> 0,573$ separaram as campinaranas florestadas e arbóreas. A ASTER/banda 1 $> 138,463$ distinguiram as campinaranas florestadas, enquanto valores baixos desse atributo

separaram a campinarana arbórea. Essas duas classes foram prontamente separadas no segundo nível das árvores de decisão (Figura 4.7).

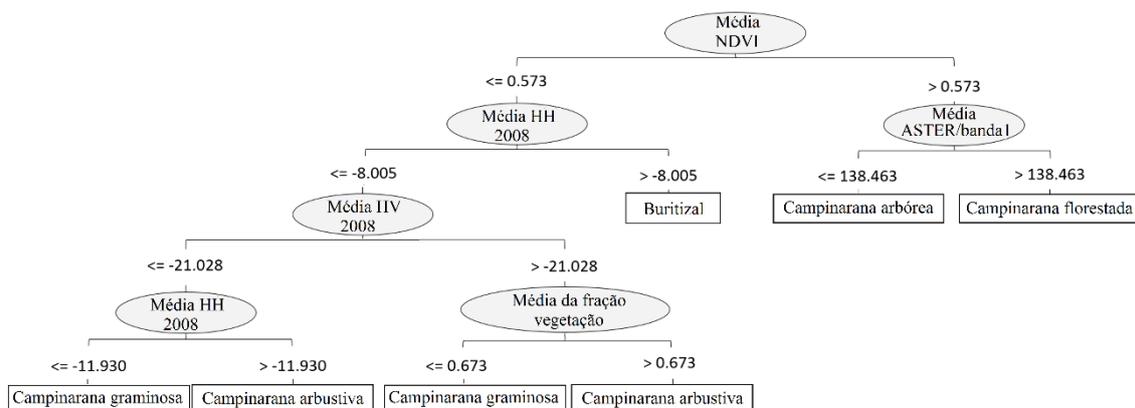


Figura 4.7. Árvore de decisão utilizada na distinção das classes de campinarana e buritizal. O NDVI, a banda1 do ASTER 1, a fração vegetação do MLME, bem como as polarizações HH e HV das imagens ALOS/PALSAR do ano de 2008 foram selecionados na distinção das vegetações no interior do megaleque.

No nível seguinte, a imagem PALSAR de 2008 foi selecionada para separar as classes de vegetação menos densa. No segundo nível da árvore de decisão, a HH 2008 $> -8,005$ selecionou a classe buritizal. As classes de campinarana graminosa e arbustiva foram agrupadas em HH 2008 $\leq -8,005$; essas classes requereram dois níveis de separação. A classe campinarana graminosa foi separada em HH 2008 $\leq -11,930$ e fração vegetação $\leq 0,673$. A classe de campinarana arbustiva foi separada por HH 2008 $> -11,930$ e fração vegetal $> 0,673$.

O atributo MDE foi o primeiro nó e representou a raiz da árvore de decisão na classificação das florestas ombrófilas. A classe floresta de terra firme ocorreu em áreas não alagáveis em elevações de até 360 m correspondentes as rochas cristalinas Precambrianas, externas ao megaleque, bem como, em áreas isoladas a sudoeste do megaleque, onde ocorre a serra do Preto (SCHAEFER et al., 2009). As áreas alagáveis, geralmente abaixo de 63 m, também foram separadas pelo MDE. A ASTER/banda 3 agrupou todas as classes, mas poucos polígonos. Representantes de florestas não alagáveis foram classificados no segundo nível. A fração vegetação separou a classe de floresta aluvial em valores $\leq 0,871$ e várzea em $> 0,871$.

As classes água, solo exposto e desmatamento foram separadas por análise exploratória, onde foram determinados os limiares dos atributos que melhor caracterizaram cada uma

dessas classes, sem necessidade de utilização de MD. Os valores limítrofes foram selecionados depois de analisar visualmente os respectivos segmentos. Segmentos com valores da fração água $> 0,5$ foram classificados como água, enquanto segmentos classificados como solo exposto tiveram fração solo $> 0,5$. A classe desmatamento teve valores de fração solo $\leq 0,45$ e MDE > 55 m.

4.2.4. Classificação

A matriz de confusão mostrada na Tabela 4.4 foi gerada utilizando 120 pontos de referências das cinco classes de vegetação aberta coletados em campo e 104 pontos de referência coletados na imagem ASTER para as classes de floresta ombrófila. Para as vegetações abertas, a classificação obtida por esse método teve exatidão global e coeficiente *Kappa* de 87% e 0,83 ($p < 0.001$), respectivamente. Quando acrescentado às áreas de floresta ombrófila, a validação não apresentou diferença significativa no desempenho classificatório com essa adição (88% e 0,86, respectivamente). O coeficiente *Kappa* para as classes campinarana graminosa e arbustiva foram respectivamente 0,71 e 0,69, enquanto as outras classes tiveram coeficiente *Kappa* maior que 0,80. O coeficiente *Kappa* demonstrou uma concordância entre a classificação e os dados de referência em campo (teste Z, $\alpha = 0,05$).

Tabela 4.4. Matriz de confusão para o mapeamento gerado por OBIA e MD baseado em 224 amostras aleatórias amostrada.

| Classes | Campinarana graminosa | Campinarana arbustiva | Campinarana arbórea | Campinarana florestada | Buritizal | Floresta aluvial | Terra firme | Água | Igapó | Várzea | Σ |
|---------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|---------------------------|-----------|---------------------|-------------|------|-------|--------|----------|
| Campinarana graminosa | 23 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 31 |
| Campinarana arbustiva | 2 | 19 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 26 |
| Campinarana arbórea | 1 | 0 | 23 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 28 |
| Campinarana florestada | 0 | 2 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 29 |
| Buritizal | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 |
| Floresta aluvial | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 1 | 17 |
| Terra firme | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 2 | 19 |
| Água | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 0 | 18 |
| Igapó | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0 | 22 |
| Várzea | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 20 |
| Σ | 26 | 25 | 25 | 26 | 18 | 16 | 17 | 14 | 23 | 24 | 224 |

A classificação da vegetação por OBIA e MD no megaleque Viruá teve o coeficiente de discordância de alocação de 8% e coeficiente de discordância quantitativa de 5%. Quando dados da floresta ombrófila foram adicionados no final da validação, a precisão do mapa aumentou o coeficiente de discordância de alocação para 5% e de discordância quantitativa para 7%. As análises de discordância de alocação indicam mais erros nas classes de campinarana arbustiva, graminosa, arbórea e florestada, com valores de 5%, 3%, 2% e 1%, respectivamente. Esses erros não foram encontrados em nenhuma outra classe, com valores de discordância de alocação de 0%. Os valores de discordância quantitativa corresponderam a 3% para água; 2% para buritizal, várzea, campinarana graminosa e florestada; e 1% para terra firme e campinarana arbórea. Todas as outras classes não mostraram discordância quantitativa (Tabela 4.5).

Tabela 4.5. Matriz da discordância de alocação e quantidade para o mapa gerado pelo OBIA e MD com base em 224 amostras.

| Classes | Discordância quantitativa | Discordância de alocação |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|
| | (%) | (%) |
| Campinarana graminosa | 2 | 3 |
| Campinarana arbustiva | 0 | 5 |
| Campinarana arbórea | 1 | 2 |
| Campinarana florestada | 1 | 1 |
| Buritizal | 2 | 0 |
| Floresta Aluvial | 0 | 0 |
| Terra firme | 1 | 0 |
| Água | 3 | 0 |
| Igapó | 0 | 0 |
| Várzea | 2 | 0 |

O mapa temático final que descreve os tipos de vegetação no interior e exterior do megaleque Viruá é mostrado na Figura 4.8. Essa figura ilustra a forma contrastante entre os diversos tipos de campinarana, particularmente a graminosa. Áreas de campinarana localizadas externas ao megaleque estão fora do âmbito do presente estudo. A vegetação contrastante destaca a morfologia do megaleque Viruá e sua área totaliza 91.609,37 ha (ZANI; ROSSETTI, 2012), no qual o agrupamento das classes campinarana graminosa e arbustiva totalizou 78,63%, ocupando 39.746,44 ha e 32.282,77 ha, respectivamente (Tabela 4.3). As campinaranas arbórea e florestada cobriram 10.420,5 ha e 5.775,37 ha, respectivamente, correspondendo 17,68% da área total do megaleque Viruá. O buritizal cobriu 1.521,72 ha (1,66%) da área do megaleque.

A classe terra firme no interior do megaleque, presente principalmente na serra do Preto (ver setas na Figura 4.8), ocupou uma área de 678,25 ha (0,74%), enquanto as outras classes totalizaram 1.180,97 ha (1,29%) de área no interior do megaleque. Com o mapeamento, foi possível observar que o megaleque Viruá é dominado por campinaranas graminosa e arbustiva e que a campinarana florestada está restrita a pequenas manchas no interior do megaleque, ocorrendo de forma mais contínua somente em suas bordas.

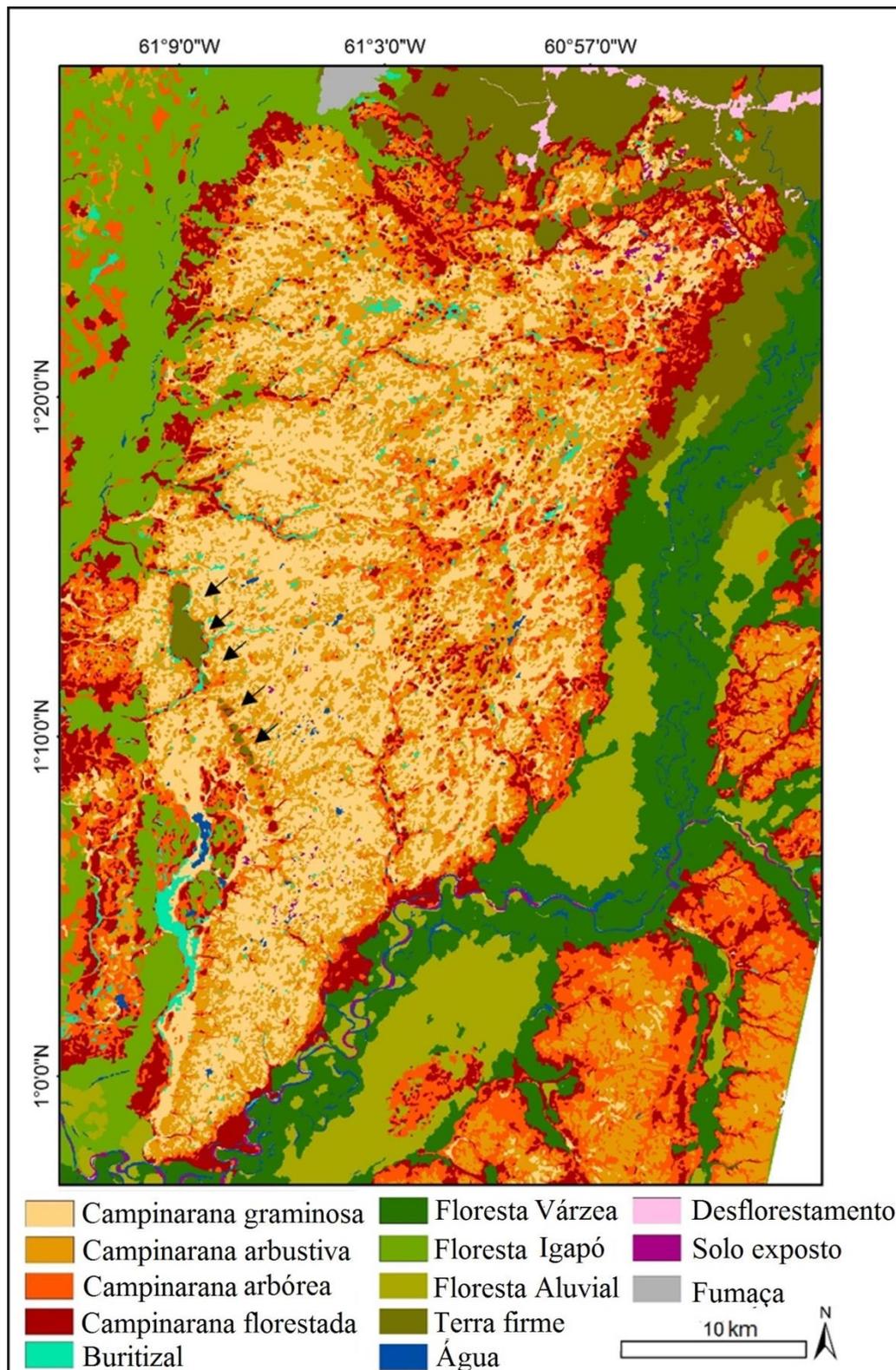


Figura 4.8. Mapa temático final que descreve as classes de vegetação na área do megaleque Viruá. Note que as classes de campinarana, particularmente a graminosa, dominam a superfície desta paleoforma e delineiam a morfologia do megaleque (as setas localizam a serra do Preto).

4.3. Discussão

4.3.1. Influência dos atributos na separação das classes

O MDE foi particularmente útil na distinção das classes de floresta ombrófila, principalmente devido à ocorrência desses tipos de vegetação depender da topografia. Estudos anteriores mostraram que o MDE é um produto promissor no mapeamento de vegetação aberta na Amazônia. Por exemplo, Bertani et al., (2013) aplicou OBIA em imagens MDE/SRTM para separar entre savana de dossel baixo de florestas ombrófilas de dossel alto em uma área do sudoeste da bacia amazônica. Esse produtos foi ainda previamente utilizado na separação de classes de campinarana e de floresta ombrófila associadas a megaleques no norte da Amazônia (ZANI et al., 2012; ROSSETTI et al., 2012a,b; 2014). O sucesso dessa ferramenta para esse fim está provavelmente relacionado à sua capacidade de utilização em diferentes métodos de processamento, capazes de detectar pequenos gradientes topográficos (RENNÓ et al., 2008; ROSSETTI et al., 2012a,b; 2014). Entretanto, o MDE/SRTM não foi um atributo importante para discriminar diferentes classes de vegetação no interior do megaleque, devido ao seu baixo gradiente topográfico, i.e., apenas 20 cm/km (ZANI; ROSSETTI, 2012).

No segundo nó das árvores de decisão, os valores mais baixos de ASTER/banda 1 foram bem sucedidos na separação entre campinarana arbórea e florestada. A reflectância da ASTER/banda1 é atribuída a copas esparsas e menor densidade de indivíduos, como as encontradas na campinarana arbórea. No intervalo espectral desta banda (0,52 a 0,60 μm), a reflectância na campinarana florestada é reduzida, porque a energia é absorvida pela clorofila (JENSEN, 2009). Entretanto, em campinarana arbórea, a reflectância é reduzida devido à falta de cobertura do substrato, resultante de copas abertas e, conseqüentemente, maior exposição do solo (HUETE, 1987). Adicionalmente, o sombreamento e a absorção de energia por componentes biológicos no solo exposto podem contribuir na redução da reflectância nesse intervalo espectral (CHEN et al., 2005).

Estudos prévios no Viruá (i.e., GRIBEL et al., 2009) indicaram altos valores de área basal para a floresta de igapó (25,66 m^2/ha) e aquela de terra firme (24,53 m^2/ha), relativo comparada aquela de várzea (15,02 m^2/ha). Isto pode estar relacionado à grande complexidade estrutural dos dois primeiros tipos de vegetação, que conduzem a respostas elevadas da ASTER/banda 3 (infravermelho próximo), capaz de separá-los da

várzea. No infravermelho próximo, a reflectância diminui em zonas úmidas devido à alta absorção de energia pela água (KASISCHKE; BOURGEOU-CHAVEZ, 1997; JENSEN, 2009). Assim, a ASTER/banda 3 foi selecionada na classificação apenas da floresta ombrófila. Adicionalmente, floresta aluvial é um ambiente transicional de copas abertas (SCHAEFER et al., 2009) e os baixos valores da fração da vegetação, associados a esta classe, podem estar relacionados à grande influência das frações água/sombra e solo misturados nos pixels. Na área de estudo, os menores valores de fração vegetação para essas florestas aluviais indicam provavelmente que esta é menos estruturada que as florestas de várzeas.

As campinaranas graminosa e arbustiva, bem como o buritizal, tem menos biomassa que as campinaranas arbórea e florestada, sendo caracterizadas, também, por vegetação mais esparsa com grande efeito da fração solo nas imagens. Tais características diminuem o valor de NDVI (RAHMAN et al., 2003), o que possibilita a separação dessas classes. A separação do buritizal esteve relacionada ao fato de ocorrerem em áreas planas e alagadas, onde as árvores de buritis, de tronco retilíneos, formam anteparos que aumentam o retroespalhamento *double bounce* registradas nas imagens de radar, conforme reportado por Kasischke e Bourgeau-Chavez (1997) em uma área de similar fitofisionomia. Desta forma, o buritizal exibiu valores superiores de retroespalhamento nas imagens HH/PALSAR da estação chuvosa quando comparadas às campinaranas. Fortes sinais *double bounce* estiveram associados à interação entre o solo alagado e os troncos retilíneos das palmeiras *Mauritia* sp., como observado em outras áreas da Amazônia (HESS et al., 2003).

As campinaranas graminosa e arbustiva foram as que mostraram maior dificuldade no mapeamento, devido à baixa biomassa e similaridade espectral encontrada entre elas. Entretanto, as imagens HH e HV/PALSAR auxiliaram na separação desses tipos de vegetação, provavelmente devido à presença de água e solo exposto que minimizam a rugosidade da superfície, aumentando a constante dielétrica e o coeficiente de reflexão (KASISCHKE; BOURGEOU-CHAVEZ, 1997). Tal característica provavelmente causou reflexão especular e diminuiu os valores das imagens HH/PALSAR na área de estudo. Alguns estudos apontam baixos valores de σ° na banda L em áreas com coberturas similares (EVANS; COSTA, 2013). Evans e Costa (2013), estudando áreas inundadas do Pantanal Matogrossense, também encontraram valores mais baixos de σ° da banda L para áreas dominadas por gramíneas comparadas aquelas dominadas por

arbustos. Os mesmos autores apontaram que, no período chuvoso, o efeito especular nas imagens aumentou. Além disso, o baixo retorno de sinal da banda L em áreas abertas é comum devido à pequena interação da energia com os alvos, como troncos e galhos. Isto porque, os galhos e troncos tortuosos da campinarana arbustiva atuam como anteparos que causam mecanismos de espalhamento do tipo *double bounce*, aumentando os valores desse atributo espectral para esse tipo de vegetação.

As campinaranas graminosa e arbustiva também mostraram relação com a polarização HV. Essa polarização interage com a diversidade estrutural das ramificações da vegetação (IMHOFF, 1995b), e um dossel pouco ramificado reduz a intensidade do sinal da polarização (IMHOFF, 1995a). Dabrowska-Zielinska et al., (2014) separaram seis classes de vegetação em área alagável, utilizando apenas a polarização HV, e indicaram valores limítrofes para a discriminação entre as classes de vegetação aberta. Neste estudo, a polarização HV adicionou mais informação às análises, que favoreceu a separação entre campinaranas graminosa e arbustiva. Outros estudos (EVANS; COSTA, 2013; DABROWSKA-ZIELINSKA et al., 2014) mostraram a importância dos dados SAR no mapeamento de áreas com fitofisionomias similares em áreas alagáveis.

Os altos valores da fração vegetação do MLME provavelmente estiveram relacionados ao fato da campinarana arbustiva apresentar maior biomassa que a campinarana graminosa. O substrato dessa última classe é mais exposto e os pixels são mais contaminados pela fração solo nas imagens, o que conseqüentemente reduz os valores espectrais da fração vegetação no MLME (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; ASNER; LOBELL, 2000). Apesar da dificuldade em utilizar as imagens óticas na classificação de áreas úmidas, pela confusão espectral causada pelos alvos (DABROWSKA-ZIELINSKA et al., 2014), a fração vegetação foi um atributo capaz de separar esses tipos de vegetação com característica esparsa na área de estudo.

4.3.2. Comparação com outras classificações em zonas úmidas

A classificação com melhor acurácia mais precisa obtida para a área de estudo foi comparada com resultados obtidos em outras áreas úmidas utilizando sensores ópticos e SAR. Alguns autores (DURIEUX et al., 2007; GRENIER et al., 2008; REBELO, 2010) trabalharam com até 7 classes de vegetação e observaram maiores acurácias de classificação quando diminuíram os números das classes. A aplicação de OBIA e MD em dados multisensores (i.e. MDE, ótica e SAR) em dois períodos de cheias no lago

Curuai, na várzea amazônica, resultou em uma exatidão de 91% no primeiro nível de classificação utilizando apenas 3 classes e 76% no terceiro nível de classificação com seis classes (ARNESEN et al., 2012). Alguns estudos mostraram valores de precisão de 81% a 89% usando imagens SAR e ótica para classificar os tipos de vegetação em áreas úmidas (GRENIER et al., 2008; DURIEUX et al., 2007; REBELO, 2010) e 94% sobre sistema deposicional de megaleque (CREMON et al., 2014). Porém os processos de classificação consideraram a vegetação aberta como uma classe única e/ou utilizaram poucas classes a serem classificadas. Outro mapeamento em áreas úmidas, com diferentes tipos de vegetações, que incluíram as classes de vegetações abertas e florestas densas, requereram um alto número de dados para análises de série temporal (HOEKMAN et al., 2010).

O sistema de classificação proposto para a área de estudo permitiu uma classificação com maior número de classes de vegetação alcançados para as zonas úmidas tropicais, aplicando uma forma de classificação automatizada. As 13 classes obtidas representaram um considerável incremento na discriminação das vegetações úmidas, alcançando precisão global de 88%. Assim, a técnica aqui apresentada produziu um melhor resultado em relação às técnicas de classificação convencionais para o mosaico ambiental na Amazônia. Outro trabalho aplicando OBIA e utilizando 10 classes de vegetação em áreas úmidas da Amazônia encontrou apenas 66,8% de exatidão global (WALKER et al., 2010). Entretanto, os resultados aqui apresentados devem ser analisados com cautela, visto que o processo de validação do mapa não considerou a classe solo exposto.

Atribui-se os resultados significativos deste estudo ao uso do sistema de classificação baseado em duas árvores de decisão independentes, uma relacionada aos tipos de vegetação encontradas no interior do megaleque Viruá, e outro para a floresta ombrófila do entorno. Caso não fosse considerada a separação dessas duas áreas na classificação, o resultado não seria tão satisfatório. Isto porque o processo de mineração de dados pode fornecer árvores de decisão complexas, caracterizados por muitos nós e folhas utilizadas para mapear áreas com grande número de classes e com alvos espectralmente semelhantes. Porém, os modelos mais complexos que refletem essas áreas requerem árvores de decisão maiores e de maior complexidade (CHANDRA; VARGHESE, 2009).

5. IMPACTO DO MEGALEQUE VIRUÁ NA ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO DA VEGETAÇÃO DE CAMPINARANA

Este capítulo se destina a caracterizar a composição florística do megaleque Viruá e de suas áreas circundantes, integrando inventário florístico de campo e dados geológicos e geomorfológicos pré-existentes. Além disso, são analisados os fatores ambientais que potencialmente controlaram o desenvolvimento de campinaranas florestadas no interior do megaleque. Uma comparação detalhada das comunidades de plantas foi utilizada a fim de contribuir nas análises sobre os fatores de influência na distribuição atual das espécies de plantas na região do megaleque. A abordagem apresentada aqui pode contribuir com discussões futuras sobre os fatores controladores dos estágios sucessionais de plantas e auxiliar no entendimento do estabelecimento da alta diversidade na floresta amazônica.

5.1. Material e métodos

A caracterização das espécies de plantas foi baseada em análises fitossociológicas a partir de inventários em campo. O mapa de vegetação apresentado no capítulo 4 deste trabalho e o mapa hidrológico de Zani e Rossetti (2012) auxiliaram nas análises dos potenciais fatores que controlam a distribuição das manchas de campinarana florestada no interior do megaleque. Para isso, foram calculadas as menores distâncias euclidianas entre as manchas de campinarana florestada e os canais de água (atuais e antigos). Dados de sensoriamento remoto também auxiliaram na caracterização dos parâmetros estruturais da floresta, como na análise de ordenação das comunidades de plantas e na modelagem da distribuição da altura do dossel. Para essas análises, foram utilizados o MDE/SRTM e a imagem ASTER.

5.1.1. Coleta de dados florísticos

Dados de inventários florísticos botânicos foram utilizados nas análises comparativas da estrutura florestal e fitossociológica da campinarana e da floresta ombrófila no interior e exterior do megaleque, respectivamente. As amostragens em campo foram adaptadas do modelo de LAMPRECHT (1962). Amostras de floresta ombrófila foram realizadas em seis parcelas de 500 x 20 m (Figura 5.1), subdivididas em 20 subparcelas de 25 x 20 m, totalizando 1ha para cada parcela, obtidas a partir dos dados brutos das parcelas 1, 2, 5, 6, 8 e 17 de Gribel et al. (2009). Plantas vasculares com diâmetro à altura do peito

(DAP) \geq 10 cm a 1,30 m acima do solo em cada parcela foram inventariadas. No interior do megaleque, 10 parcelas foram amostradas em campinarana florestada e 10 em campinarana arbórea (Figura 5.1). Cada parcela mediu 50 x 20 m (0,1ha), totalizando 1 ha por cada tipo de campinarana. Para a campinarana florestada, foram amostradas todas as plantas vasculares com DAP \geq 5 cm e para a campinarana arbórea o limite foi de diâmetro de base (Db) \geq 3 cm. A amostragem com diferentes tamanhos de parcelas e de limite de DAP foi necessária pelas diferenças de fitofisionomias encontradas entre a floresta ombrófila e a campinarana, o que inviabiliza amostragem uniforme nessas vegetações. A metodologia utilizada forneceu dados representativos de cada tipo de formação florestal. Porém para as análises fitossociológicas comparativas foram utilizados apenas indivíduos com DAP \geq 10 cm. Quando necessário, as coleções dos herbários do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e *Missouri Botanical Garden* (<http://mobot.org>) foram consultados para a identificação das espécies. As alturas das árvores de todos os indivíduos amostrados foram visualmente estimadas.

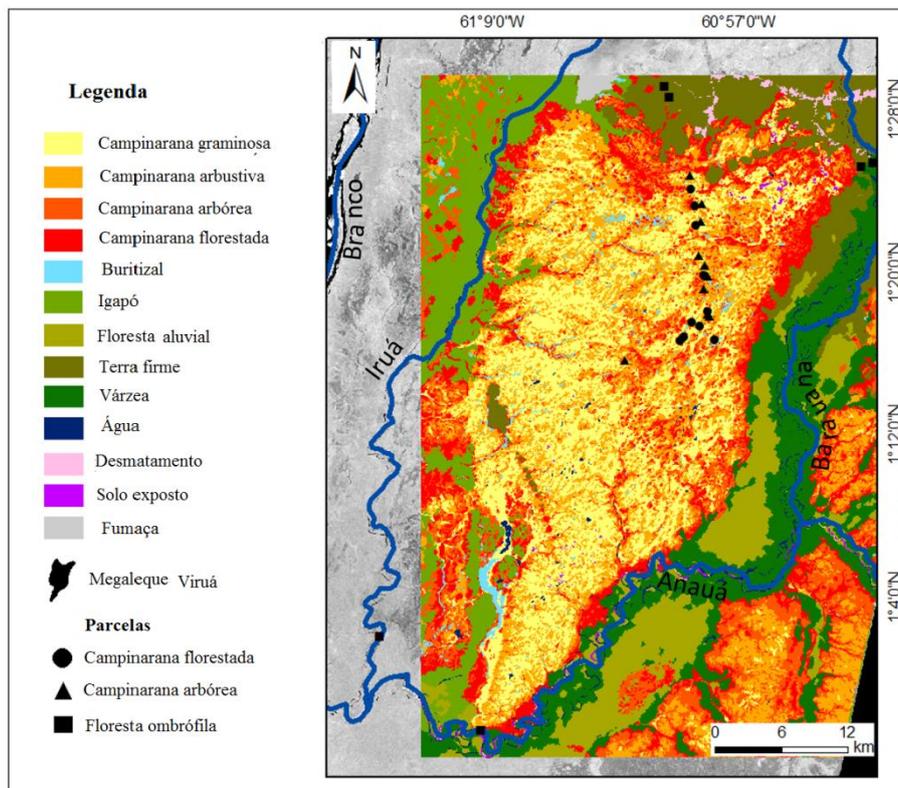


Figura 5.1. Mapa da vegetação sobre a banda 1 (0,52 – 0,60 μ m) do sensor ASTER, com as 26 parcelas de vegetação amostrada em campo.

5.1.2. Análises florísticas

Para as análises fitossociológicas foram utilizadas a densidade, área basal e o valor de importância (VI) dos tipos vegetacionais. As análises estatísticas foram realizadas em pacotes implementados no programa R, como o Vegan (OKSANEN, 2005) e o *modern applied statistics with S* (MASS) (VENABLES; RIPLEY, 2002). Duas variáveis estruturais (DAP e altura do dossel) foram consideradas na comparação entre as comunidades florísticas. O teste Kolmogorov-Smirnov de duas amostras (D) (SIEGEL, 1977) foi aplicado na comparação dos dados florísticos do interior e exterior do megaleque. Esse teste permite analisar o quanto a distribuição destas variáveis difere entre as duas áreas. Para essa análise, foi utilizado o pacote *Nortest* (GROSS; LIGGES, 2015) no programa R.

Os grupos florísticos definidos pelos inventários de campo foram analisados utilizando a classificação UPGMA (*unweighted-pair group method using arithmetic mean*). Este é um método popular em análises de agrupamento hierárquico que geralmente reflete bem a dissimilaridade estrutural dos dados de composição florestal (TUOMISTO et al., 2003; FIGUEIREDO et al., 2014). Diferenças na composição florística baseadas em dados presença-ausência são calculadas em pares utilizando o índice de dissimilaridade Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). O UPGMA é frequentemente aplicado em estudos ecológicos (p.e., TUOMISTO et al., 2003; FIGUEIREDO et al., 2014). Seu produto é um dendrograma contendo o grau de separação florística entre as parcelas analisadas. Essa análise foi feita usando os pacotes Vegan (OKSANEN, 2005), MASS (VENABLES; RIPLEY, 2002) e Cluster (MAECHLER et al., 2005).

Para a análise de ordenação das comunidades florísticas, foram utilizadas informações derivadas de dados sensoriados de NDVI e MDE, junto com os dados de diversidade de espécies a partir das coletas em campo. Foram utilizados dados de presença e ausência das 10 parcelas em campinarana arbórea, 10 em campinarana florestada, 2 em várzea, 1 em igapó e 4 em terra firme. Dados de presença e ausência foram utilizados em detrimento a dados de abundância, porque essa última, quando utilizada em áreas com altas frequências de espécies, dilui a contribuição das poucas espécies mais comuns (p.e., FIGUEIREDO et al., 2014). Um escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS) do pacote MASS foi aplicado para a ordenação e agrupamento. Esse método reduz a dimensionalidade para dados ecológicos não lineares, permitindo

observar a existência de estrutura na comunidade ecológica com a detecção de padrões de composição florística (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Os valores de NDVI e MDE extraídos para cada parcela foram aplicados na análise de NMDS para verificar o efeito da composição dos grupos florísticos na resposta espectral contida nos dados de sensoriamento remoto. Adicionalmente, o teste Kolmogorov-Smirnov (KS) foi utilizado para detectar se houve diferenças na distribuição dos valores de NDVI e MDE entre as classes florísticas.

Curvas de abundância de espécies (MAGURRAN, 2004) foram desenvolvidas para a análise estrutural das comunidades florísticas de campinarana florestada, várzea, igapó e terra firme utilizando dados dos indivíduos com DAP ≥ 10 cm. Esses gráficos permitiram comparar a diversidade e os padrões de dominância das espécies entre as parcelas. As curvas foram obtidas utilizando a abundância relativa de espécies em cada parcela, considerando as espécies mais abundantes aquelas com valores acima de 10% de frequência e as mais raras abaixo desse valor. Essa análise foi realizada com o pacote Vegan implementado no programa R.

5.1.3. Modelagem com dados de sensoriamento remoto

A modelagem da altura do dossel auxiliou a análise de influência da geomorfologia do megaleque na distribuição das classes de campinarana. Para essa análise, foram utilizados os dados de alturas de dossel, o MDE e o NDVI. O modelo de regressão linear foi baseado na relação da altura do dossel com as variáveis NDVI e MDE de forma isolada, bem como com o NDVI e MDE juntos. Essa análise foi realizada no programa R e a significância estatística aceita foi $P \leq 0,05$. O melhor desempenho do modelo foi selecionado considerando o coeficiente de determinação (R^2) e os menores valores do critério de informação de Akaike (AIC) (BURNHAM et al., 2011). A equação mostrada a seguir, resultante deste procedimento foi aplicada à imagem de sensoriamento remoto, de modo a produzir um mapa da altura do dossel estimada:

$$y = \beta_0 + \beta_1 * x$$

onde, y é a altura de dossel estimada; β_0 é o ponto de interceptação da reta do gráfico, β_1 é a inclinação da reta; e o x são os valores de reflectância de NDVI e/ou MDE.

O mapa resultante foi utilizado para extrair valores da altura do dossel estimada de 948 pontos, distribuídos regularmente em 1 km dentro do megaleque, excluindo os pontos

em floresta ombrófila (Figura 5.2). Os valores desses pontos foram interpolados por *kriging* (HENGL et al., 2007) a fim de determinar as áreas com os dosséis mais altos ao longo da megaleque. Para essa análise foi utilizado o programa Arcgis 10.0.

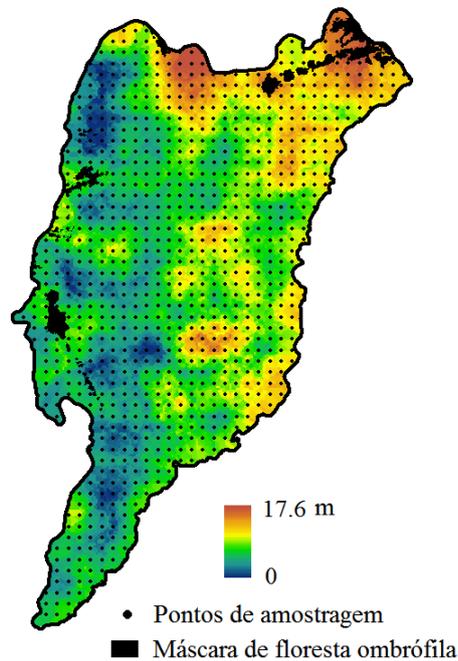


Figura 5.2. Modelagem com a distribuição de altura estimada do dossel (em m) ao longo do megaleque Viruá, resultante de modelo de regressão linear com base em dados de NDVI.

O controle potencial na distribuição das manchas de campinarana florestada dentro do megaleque foi analisado após a aplicação de máscara nas áreas de floresta ombrófila. Cada mancha, extraída da classificação anteriormente descrita no capítulo 4 desta tese, foi convertida em ponto. Os pontos resultantes foram utilizados na produção de dois mapas de densidade, um considerando apenas o número de manchas e outro considerando também a área de cada uma dessas manchas de campinarana florestada. Esses mapas foram obtidos com o método de estimação de Kernel, que permitiu a identificação de porções com altas concentrações de manchas de campinarana. Esse estimador projeta um círculo ao redor de cada ponto e indica seu raio de influência, considerando presença de pontos vizinhos (SILVERMAN, 1986). Após vários testes visuais preliminares foi considerado o raio de 1 km, que demonstrou a menor influência entre as manchas de campinarana florestada, considerando escala regional.

5.2. Resultados

5.2.1. Composição florestal e fitossociologia

Um total de 7.357 de indivíduos distribuídos em 66 famílias, 205 gêneros e 362 espécies, foram amostrados e identificados. Dois terços (265) das espécies foram nominalmente identificados e um terço (97) foram morfotipados. Um pouco mais da metade (i.e., 50,2%) dos indivíduos pertencem a seis famílias: Rubiaceae (14,8%), Chrysobalanaceae (12,7%), Fabaceae (7,2%), Clusiaceae (6,1%), Annonaceae (5,8%) e Sapotaceae (4,9%).

Foram considerados 5 tipos de vegetação nas amostragens florísticas, incluindo campinaranas arbórea e florestada do interior do megaleque, e várzea, terra firme e igapó de seu exterior. A análise UPGMA confirmou o alto grau de dissimilaridade na composição florística entre o exterior e interior do megaleque, formando dois grandes agrupamentos (Figura 5.3). O interior do megaleque apresentou dois subgrupos, onde apenas uma parcela de campinarana florestada (PF1) foi agrupada no grupo de campinarana arbórea. Os tipos de vegetação do exterior do megaleque apresentaram alta proporção de espécies compartilhadas, indicando a baixa dissimilaridade florística, fato expresso no único agrupamento demonstrado no dendrograma (Figura 5.3).

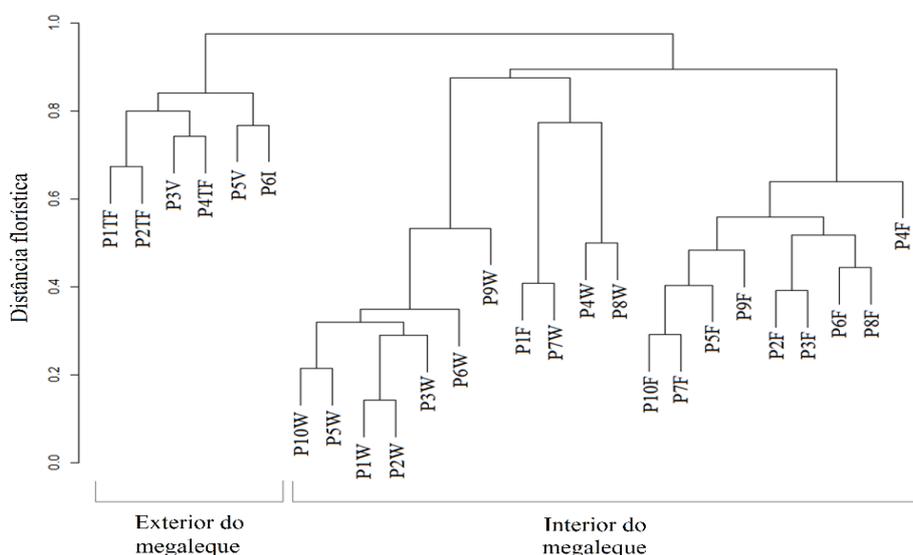


Figura 5.3. Classificação de 6 parcelas de 1 ha no exterior do megaleque Viruá e vinte parcelas de 0,1 ha em seu interior. A classificação foi baseada na análise UPGMA utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, com dados de presença e ausência. P1 a P10 = números de parcelas em cada tipo de tipo de vegetação; TF = terra firme; V = várzea; I = igapó; W = campinarana arbórea; e F = campinarana floresta.

Na análise de NMDS, foram formados 3 grupos florísticos que apresentaram similaridade com os grupos resultantes da classificação por UPGMA. Como nessa análise foram utilizados os dados florísticos gerais, com os diferentes limites de corte de DAP (ver seção 5.2.1), considerou-se a possibilidade das separações entre os tipos florestais serem apenas um artefato de amostragem. Desta forma, foram utilizados os valores de MDE e NDVI de cada ponto amostral para analisar se realmente os dados de composição florística refletiam a estrutura do dossel de cada tipo florestal, como mostrado na figura 5.4. O NDVI forneceu a melhor separação entre as classes, evidenciada pela maior uniformidade de distribuição dos valores de reflectância dentro de cada classe (indicada pelo tamanho do círculo na Figura 5.4A e B) quando comparado ao MDE. Esta distinção se mostrou mais evidente ao comparar os gráficos da figura 5.4C e D, onde o NDVI apresentou a maior tendência na separabilidade entre as classes do que quando utilizados os dados de MDE. Considerando esses gráficos, apenas duas parcelas de campinarana arbórea apresentaram similaridades com a campinarana florestada. Além disso, duas parcelas de campinarana florestada tiveram valores de NDVI mais altos que outras parcelas do mesmo grupo, sendo mais elevados que os de floresta ombrófila.

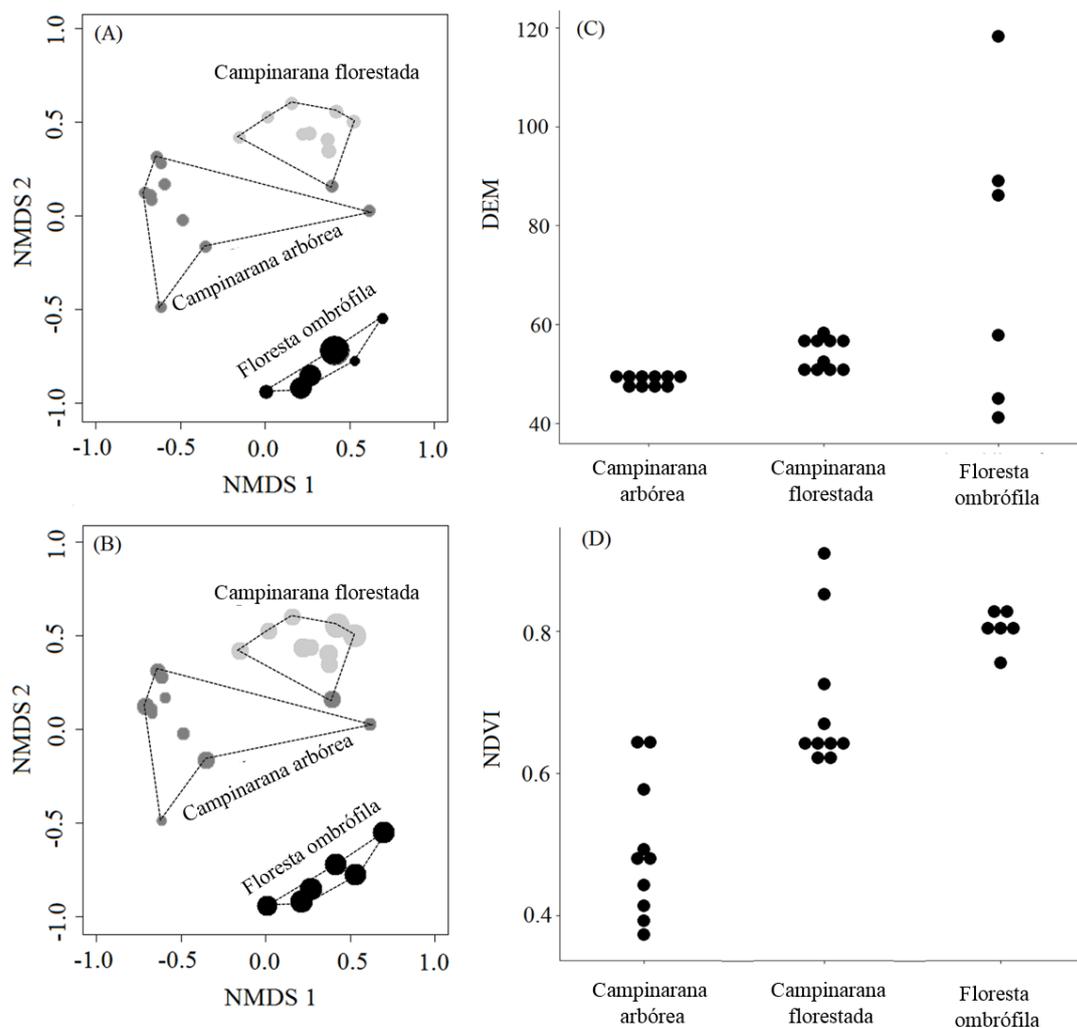


Figura 5.4. Similaridade florística entre parcelas com base apenas nas espécies de árvores no interior e exterior do megaleque. Diagramas de ordenação dos dois primeiros eixos do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para a presente análise, considerando que esses dois eixos apresentaram a maior variação (primeiro eixo = 50,6% e segundo eixo = 27,2%). Os valores do DEM (A) e do NDVI (B) são representados pelo tamanho dos círculos, onde cada círculo corresponde a uma parcela; o tamanho do círculo representa os valores de NDVI e do MDE; cada cor representa os grupos resultantes da classificação UPGMA (cinza claro = campinarana floresta; cinza escuro = campinarana arbórea e preto = floresta ombrófila). Os gráficos demonstram a variação nas distribuições dos valores do MDE (C) e do NDVI (D) entre as três classes de vegetação analisadas.

Para as análises descritas na Tabela 5.1, foram utilizadas apenas árvores com DAP ≥ 10 cm. A campinarana arbórea não foi incluída nessas análises por não apresentar nenhum indivíduo maior que esse valor de corte. Desta forma, as amostras foram diminuídas em um total de 4.353 indivíduos, distribuídas em 63 famílias, 195 gêneros e 331 espécies. As famílias Annonaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Melastomataceae e

Rubiaceae ocorreram em todas as parcelas, enquanto Euphroniaceae, Icacinaceae, Picrodendraceae e Peraceae ocorreram apenas no interior do megaleque.

Nas parcelas do interior do megaleque, foram amostrados 670 indivíduos em 23 famílias. As famílias Vochysiaceae, Chrysobalanaceae, Humiriaceae, Apocynaceae e Rubiaceae foram as mais comuns, totalizando 51,1% de valor de importância (Tabela 5.1). As 5 espécies com maiores valores de importância (soma = 44,8%) foram *Ruizterania retusa* (Spruce ex Warm.) Marc-Berti (15%), *Licania heteromorfa* Benth. (9,9%), *Couma utilis* (Mart.) Muell. Arg. (7,4%), *Sacoglottis guianensis* Benth. (7,2%) e *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez. (5,4%).

Tabela 5.1. Número de indivíduos (N) e valor de importância (VI) das cinco espécies mais importantes no interior e exterior do megaleque. Foram consideradas apenas árvores com DAP \geq 10cm.

| | Espécie | N | VI (%) |
|-----------------------|---------------------------------|------|--------|
| Interior do megaleque | <i>Ruizterania retusa</i> | 107 | 15 |
| | <i>Licania heteromorfa</i> | 98 | 9,8 |
| | <i>Couma utilis</i> | 42 | 7,4 |
| | <i>Sacoglottis guianensis</i> | 69 | 7,2 |
| | <i>Mezilaurus itauba</i> | 36 | 5,4 |
| | Outras | 318 | 55,2 |
| Exterior do megaleque | <i>Eschweilera atropirolata</i> | 149 | 3,3 |
| | <i>Licania micrantha</i> | 181 | 3,32 |
| | <i>Protium apiculatum</i> | 121 | 2,7 |
| | <i>Pterocarpus rohrii</i> | 96 | 2,1 |
| | <i>Licania heteromorpha</i> | 81 | 2,1 |
| | Outras | 3055 | 86,4 |

Nas parcelas no exterior do megaleque, foram coletados 3.683 indivíduos distribuídas em 59 famílias. As famílias Fabaceae, Chrysobalanaceae, Lecythidaceae, Annonaceae e Sapotaceae foram as 5 principais e somaram 51,1% de valor de importância. As 5 espécies com valores de importância maiores (soma = 13,6%) foram *Eschweilera*

atroptiolata (3,35%), *Licania micrantha* (3,32%), *Protium apiculatum* (2,7%), *Pterocarpus rohrii* (2,15%) e *Licania heteromorpha* (2,5%).

Considerando as árvores com DAP ≥ 10 cm, a campinarana florestada no interior do megaleque apresentou riqueza menor de espécies (apenas 52 espécies) e área basal também menor (14,5 m²/ha) que nas florestas ombrófilas do entorno (Tabela 5.2). Entre as parcelas no exterior do megaleque, as de terra firme apresentaram riqueza maior de espécies (91 e 86 espécies nas parcelas P4 e P2, respectivamente) e área basal maior (26,5 m²/ha). O igapó apresentou densidade maior de árvores (1.223 indivíduos), enquanto esse valor foi menor na várzea (446 indivíduos).

Tabela 5.2. Número de indivíduos (N), área basal (Ab) e número de espécies (Ne) para árvores com DAP ≥ 10 cm.

| Parcelas | N | Ab (m ² /ha) | Ne |
|------------------------------|------|-------------------------|-----|
| Campinarana florestada | 670 | 14,5 | 52 |
| Floresta de Igapó | 1123 | 25,7 | 69 |
| Floresta de Terra firme – P2 | 646 | 26,5 | 86 |
| Floresta de Várzea – P3 | 529 | 15,1 | 56 |
| Floresta de Terra firme – P4 | 490 | 20,2 | 91 |
| Floresta de Terra firme – P1 | 449 | 20,2 | 59 |
| Floresta de Várzea – P5 | 446 | 18,8 | 58 |
| Total | 4353 | | 348 |

De todas as espécies com DAP ≥ 10 cm (331), 41 e 279 espécies foram exclusivas no interior e exterior do megaleque, respectivamente; destas, apenas 11 ocorreram em ambos ambientes (Figura 29). Das espécies compartilhadas, *Licania heteromorpha*, *Licania micrantha* e *Ruizterania retusa* foram as mais abundantes, sendo as duas primeiras espécies superacitadas, bem como a *Tapirira guianensis* as mais comuns entre todas as parcelas estudadas, cada uma ocorrendo em 4 parcelas (Tabela 5.3).

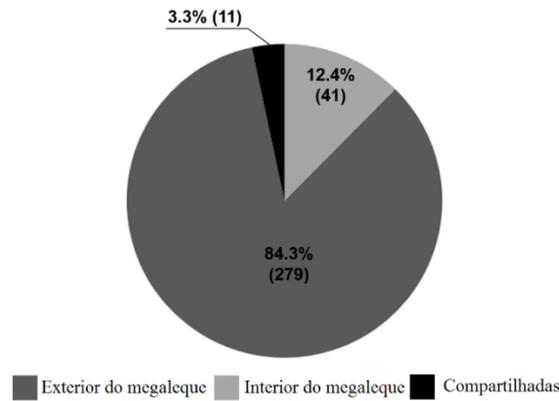


Figura 5.5. Espécies compartilhadas entre o interior e exterior do megaleque Viruá (total de 331 espécies de árvores com DAP ≥ 10 cm).

Tabela 5.3. Famílias e espécies de árvores com DAP ≥ 10 cm compartilhadas nas parcelas no interior e exterior do megaleque Viruá.

| Famílias | Espécies | Campinana | | | | | | |
|------------------|---------------------------------|------------|-------|-------------|----|--------|----|----|
| | | florestada | Igapó | Terra firme | | Várzea | | |
| | | | | P1 | P2 | P4 | P3 | P5 |
| Clusiaceae | <i>Calophyllum brasiliensis</i> | 9 | 8 | | | | | |
| Chrysobalanaceae | <i>Licania heteromorpha</i> | 98 | | | 53 | 26 | 2 | |
| | <i>Licania micrantha</i> | 6 | 176 | | 4 | 1 | | |
| Lauraceae | <i>Mezilaurus itauba</i> | 36 | | | 3 | | | |
| Proteaceae | <i>Panopsis rubenscens</i> | 24 | 12 | | | | | |
| Clusiaceae | <i>Platonia insignis</i> | 4 | 1 | | | | | 6 |
| Burseraceae | <i>Protium heptaphyllum</i> | 1 | | | | | | 11 |
| Vochysiaceae | <i>Ruizterania retusa</i> | 107 | 3 | | | | | |
| Humiriaceae | <i>Sacoglottis guianensis</i> | 69 | 12 | | 2 | | | |
| Anacardiaceae | <i>Tapirira guianensis</i> | 22 | | 2 | 8 | | | 12 |
| Meliaceae | <i>Trichilia micrantha</i> | 1 | | | | 1 | | 14 |

As curvas de *rank* de espécies mostraram padrões similares (Figura 5.6) caracterizadas por poucas espécies com valores de abundância proporcional maiores ($\geq 0,10$) e muitas espécies raras, com abundância proporcional $\leq 0,05$. As espécies de maior abundância na campinarana florestada foram: *Ruizterania retusa* (0,16), *Licania heteromorpha* (0,15) e *Sacoglottis guianensis* (0,10). Na floresta ombrófila, as espécies mais abundantes foram: *Lecythis prance* (0,13) e *Pterocarpus rohrii* (0,12) na várzea; *Licania micrantha* (0,16) e *Michrophilis venulosa* (0,11) no igapó; e *Eschweilera atropetiolata* (0,20),

Euterpe precatoria (0,17), *Ocotea cinerea* (0,12), *Protium apiculatum* (0,11) e *Oenocarpus bacaba* (0,10) na terra firme (Figura 5.6).

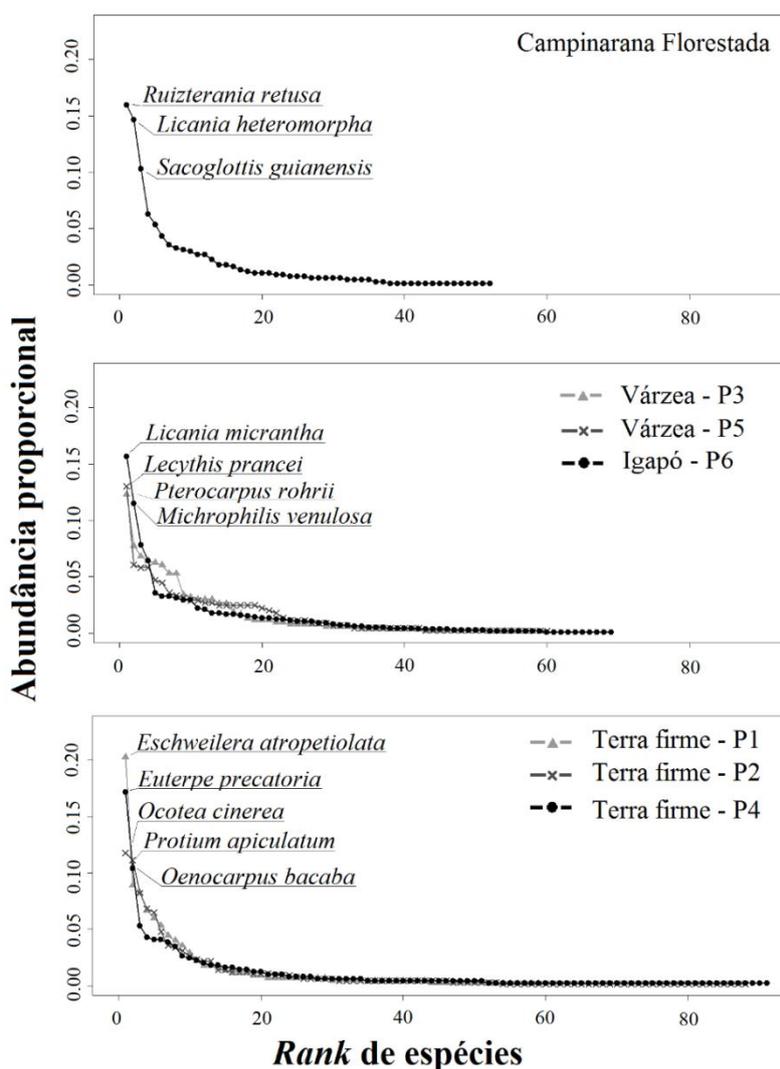


Figura 5.6. Distribuições da abundância proporcional de espécies nas classes de campinarana florestada, floresta de várzea, floresta de igapó e floresta de terra firme no megaleque Viruá. As espécies mais abundantes (abundância proporcional ≥ 0.10) são identificadas no gráfico.

5.2.2. Estrutura florestal

Para a modelagem da altura do dossel foram considerados todos os dados de DAP e altura das espécies coletados, e não só os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm. O NDVI foi o dado mais importante para a modelagem da altura do dossel no megaleque Viruá. Aplicando somente essa variável explanatória ao modelo de regressão linear, foi encontrado um $R^2 = 0,68$ e valores menores de AIC (134,10) em comparação com os

outros modelos (Tabela 5.4). A inclusão do MDE representou um pequeno aumento no R^2 (0,69), com $P < 0,0001$ em ambos os casos. Por outro lado, ao utilizar apenas o MDE, o resultado encontrado foi de $R^2 = 0,19$, $P = 0,03$).

Tabela 5.4. Modelo de regressão linear para a altura do dossel e indicação da força de relação entre essa variável (R^2) com NDVI ou DEM, e ambos (P =teste P ; AIC=critério de informação de Akaike).

| Modelo | R^2 | P | AIC |
|-------------------------------|-------|--------|-------|
| Altura do dossel ~ NDVI | 0,68 | <0,000 | 134,1 |
| Altura do dossel ~ NDVI + DEM | 0,69 | <0,000 | 135,1 |
| Altura do dossel ~ DEM | 0,19 | = 0,03 | 156,5 |

A equação resultante do modelo linear foi aplicada na imagem NDVI para estimar a altura do dossel no interior do megaleque Viruá. Os parâmetros desse modelo foram $\beta_0 = -12,911$, $\beta_1 = 34,414$ e $x =$ valores de NDVI. O mapa com a altura do dossel estimada (Figura 5.3) indicou dosséis mais altos nas partes leste e nordeste do megaleque. A altura do dossel diminuiu significativamente de leste para sudoeste, e do centro para a franja do megaleque (Figura 5.8).

As classes de vegetação da parte interna e externa do megaleque também se diferenciaram quanto ao DAP e à altura do dossel (Figura 5.7A,B). O DAP médio na campinarana florestada foi de 15,3 cm (10-42,7 cm) e na floresta ombrófila de 18,2 cm (10-159,2 cm). O teste D indicou diferenças nessa variável ($D = 0,163$; $P \leq 0,001$). Similarmente, os valores médios da altura do dossel foram de 8,4 m na campinarana florestada e 14,1 m na floresta ombrófila ($D = 0,270$; $P = 0,001$), mostrando que a primeira tende a apresentar árvores menores e mais finas quando comparadas à floresta ombrófila.

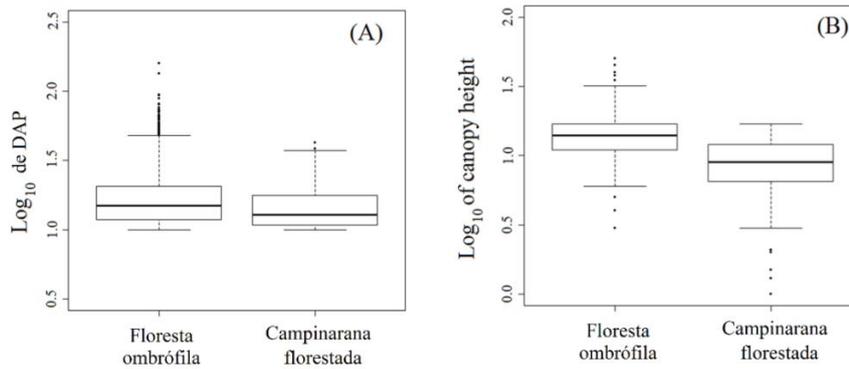


Figura 5.7. Valores de DAP (A) e altura do dossel (B) para campinarana florestada e floresta ombrófila. Caixas = 1º e 3º quartis; linha horizontal = valor mínimo e máximo.

5.2.3. Relação entre manchas de campinarana florestada e geomorfologia

Um total de 1.369 manchas de campinarana florestada em meio a áreas de vegetação aberta no megaleque Viruá foi extraído do mapeamento apresentado no capítulo 4 desta tese (Figura 5.8A). As áreas dessas manchas variaram de 0,004 a 640,12 ha (média de 5,86 ha), sendo 75% menores que 4 ha e apenas ~10% maiores que 10 ha. As maiores manchas estiveram localizadas nas áreas próximas do megaleque, localizadas a nordeste.

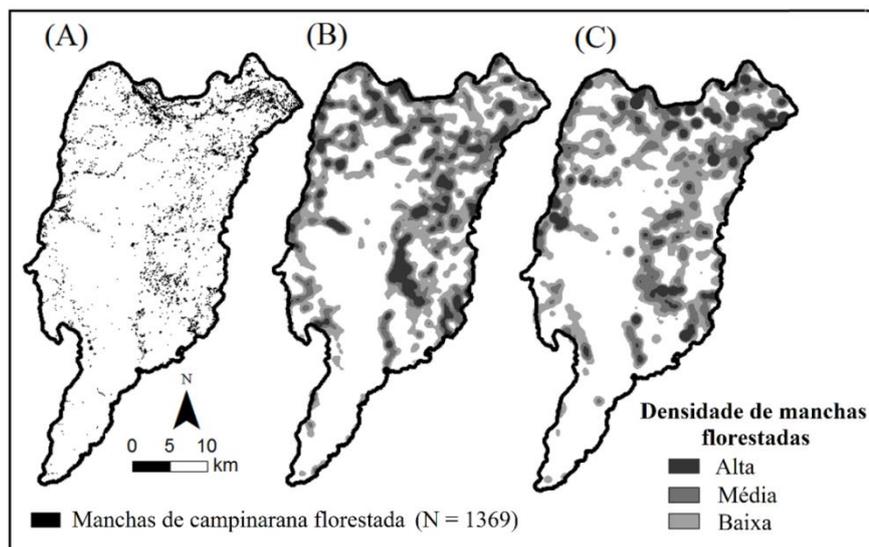


Figura 5.8. Distribuição das manchas de campinarana florestada no megaleque Viruá. A) Mapa das manchas a partir do mapeamento apresentado no capítulo 4. B) Mapa de densidade. C) Mapa de densidade de área pelo número de manchas (mapas B e C baseados no método de estimativa de densidade de Kernel).

Observou-se que as manchas de campinarana florestada no interior do megaleque Viruá (Figura 5.8A) não são aleatoriamente distribuídas, sendo que elas formam alinhamentos paralelos às morfologias dos canais. As densidades das manchas variaram consideravelmente dentro da área de estudo (Figura 5.8B,C), com densidade alta nas partes leste/nordeste e com densidades menores do centro para o sul do megaleque. Uma pequena área com densidade alta ocorreu na parte centro sul do megaleque, onde ocorrem concentrações altas de canais permanentes, de acordo com o indicado pela modelagem hidrológica de Zani; Rossetti (2012). O mapa mostrado na Figura 5.8A forneceu as bases para a determinação da distância entre as manchas de campinarana florestada e os canais e paleocanais mais próximos. Aproximadamente 90% dessas manchas foram localizadas a menos de 300 m dos canais, com metade delas localizadas a menos de 100 m.

5.3. Discussão

5.3.1. Relação da distribuição florística com a geomorfologia do megaleque

Algumas publicações anteriores discutiram como a heterogeneidade florística na Amazônia é influenciada por fatores edáficos (MENDONÇA et al., 2014; DAMASCO et al., 2013), gradientes climáticos atuais (p.ex. TER STEEGE et al., 2003) e condições ambientais passadas (PESSENDA et al., 2001). Entretanto, vários tipos de campinarana, principalmente as graminosas e arbustivas, que caracterizam a área de estudo, não parecem ter relação direta com o clima. Os dados florísticos apontam para uma relação entre comunidades de vegetação aberta e a natureza geomorfológica imposta pela evolução sedimentar do megaleque Viruá. O primeiro ponto em defesa dessa hipótese é o confinamento das campinaranas graminosa e arbustiva nos lobos que formam a paleomorfologia do megaleque, como já destacado em publicações anteriores (p.ex. ZANI; ROSSETTI, 2012; ROSSETTI et al., 2012a). É notável que a morfologia em leque de muitos outros megaleques identificados na bacia dos rios Negro-Branco também são enfatizados pelo contraste similar de campinarana com floresta densa de seus entornos (ROSSETTI et al., 2012b; 2014b). Nesta ampla região, é comum a ocorrência de manchas de campinarana em megaleques, evidenciando a estreita relação dessa vegetação com essas paleoformas.

A modelagem da altura do dossel (Figura 5.2) contribuiu para demonstrar a forte influência do megaleque na distribuição das árvores, como evidenciado pela grande

concentração dos maiores valores de altura do dossel do centro para leste/nordeste dessa morfologia. Apesar do NDVI não estar relacionado diretamente com a altura do dossel, ele pode indiretamente refletir a estrutura e biomassa da vegetação. Na campinarana florestal as árvores são mais altas e apresentam maiores biomassas que nos outros tipos de campinaranas, que conseqüentemente é refletida em maiores valores de NDVI. De acordo com publicações anteriores (ZANI; ROSSETTI, 2012; ROSSETTI et al., 2012a), as áreas proximais do megaleque Viruá, localizadas a nordeste, são onde os sedimentos provenientes das rochas pré-cambrianas do escudo das Guianas se acumularam nos estágios iniciais do processo de sedimentação. Conseqüentemente, o gradiente topográfico no ápice em direção à franja do megaleque é de 12 m, com tendência topográfica de apenas 12,3 cm/km (ROSSETTI et al., 2012a). De acordo com a geometria típica dos sistemas de megaleque, áreas proximais apresentam maiores valores topográficos (HARTLEY et al., 2010) devido à deposição e gradação de grandes volumes de areia à partir do ápice do megaleque, onde o canal principal está localizado. Adicionalmente, essas são as primeiras áreas a serem abandonadas no final do processo de sedimentação. Desta forma, as áreas com topografias mais altas e com canais abandonados por maior tempo nas regiões proximais do megaleque fornecem condições mais adequadas para o desenvolvimento do sistema radicular das árvores, contribuindo para o estabelecimento de campinarana florestada com dosséis mais altos. Em contraste, a franja do megaleque, com elevações menores sofrem mais influência de alagamento. Isto porque essas áreas têm taxas de agradação menores, e o abandono dos canais ocorre apenas nas fases posteriores do processo de sedimentação, contribuindo pouco para o desenvolvimento de vegetação arbórea.

De todos os fatores, a hidrologia, controlada pela topografia do megaleque, provavelmente é o parâmetro ambiental mais relevante para o crescimento da vegetação na área de estudo. Assim, nas áreas onde o lençol freático atinge de 0,4 a 1,0 m abaixo da superfície, a rizosfera não sofre inundação total, permitindo o desenvolvimento de campinarana florestada (MENDONÇA et al., 2014). Por outro lado, a maioria das porções de campinaranas graminosa e arbustiva ocorrem em áreas com níveis topograficamente mais baixos, submetidos a diferentes graus de inundação ao longo do ano. Alguns trabalhos destacam a importância da hidrologia na estratificação dos tipos de campinarana no Viruá (i.e., GRIBEL et al., 2009; DAMASCO et al., 2013;

MENDONÇA et al., 2014), entretanto, uma discussão que aborde a relação direta entre a distribuição dos tipos de vegetação e a morfologia do megaleque é inovadora.

5.3.2. Composição florística e fitossociologia

Um trabalho anterior com foco na sedimentologia dos depósitos do megaleque Viruá atesta que esse é um sistema altamente dinâmico dominado por deposição arenosa (i.e., ROSSETTI et al., 2012a). Seus ambientes deposicionais consistem principalmente em canais subaquosos instáveis e com episódios deposicionais múltiplos, formando cordões de areias, lobos terminais e dunas eólicas. Essa dinâmica de deposição altamente instável, com frequente entrada de sedimentos carregados pela água, limitou o estabelecimento de árvores no interior do megaleque. Quando a dinâmica se tornou menos ativa ao longo do tempo, as espécies de campinarana tornam-se progressivamente mais abundantes na superfície do megaleque. Os depósitos sedimentares abandonados constituíram regiões apropriadas para o desenvolvimento destas espécies, adaptadas às condições de ambientes estressantes e pobres em nutrientes, ao mesmo tempo, restringindo as espécies de floresta ombrófila para o exterior do megaleque.

O contraste abrupto entre as campinaranas graminosa e arbustiva com a fitofisionomia arbórea da campinarana florestada no interior do megaleque, e com a floresta ombrófila de seu exterior, evidencia o controle exercido pela geomorfologia na distribuição atual da vegetação. Essa interpretação foi evidenciada pela separação das comunidades florestais em dois grandes agrupamentos, do interior e exterior do megaleque, formados pela análise UPGMA. Apesar das particularidades florísticas do igapó, da várzea e da terra firme, essas florestas mostraram similaridade moderada de composição das espécies de árvores, que resultou em um único grupo. Por outro lado, as classes no interior do megaleque mostraram graus de dissimilaridade de espécies maiores, resultando em dois grupos distantes. Isto porque, as espécies nesse ambiente apresentaram maior dissimilaridade, como evidenciado pela formação de dois sub-grupos separando as parcelas de campinaranas arbórea e florestada. A parcela PF1 foi uma exceção, ambigualmente classificada no grupo de campinarana arbórea. Provavelmente isto ocorreu pela baixa diversidade de espécies encontrada nessa parcela, embora sua semelhança estrutural seja com a campinarana florestada. Essa particularidade pode ser um resquício de incêndios florestais que ocorreram no passado,

como sugerido pela presença de rebrotas e marcas de queima encontradas nas árvores dessa parcela. Os distúrbios pelo fogo nesta parcela pode ter facilitado a colonização de espécies pioneiras características de campinarana arbórea, provavelmente representando o estágio inicial do processo sucessional.

A tendência de separação nos valores de NDVI (Figura 5.4D) mostrou que os resultados da ordenação do NMDS e da classificação UPGMA observados no exterior e interior do megaleque podem não ter sido um artefato de amostragem, e sim esteja relacionado às diferenças estruturais das florestas refletidas nas respostas espectrais das imagens de satélites. As duas parcelas de campinarana arbórea que se sobrepõem às parcelas de campinarana florestada (Figura 5.4D) podem ser justificadas pela maior densidade de indivíduos e pela altura do dossel atípica quando comparadas às outras parcelas desta mesma classe. Similarmente, as duas parcelas de campinarana florestada com valores de NDVI altos tiveram árvores mais altas que outras parcelas dessa classe. Provavelmente, nessas parcelas haja maior número de estratos e essa densidade maior de vegetação aumente a atividade fotossintética face aos processos regenerativos desses estratos inferiores, refletido nos maiores valores de NDVI maiores.

Uma informação marcante é o baixo compartilhamento de espécies entre o interior e exterior do megaleque (3,3%, considerando $DAP \geq 10$ cm). Isto indica que a floresta ombrófila não foi a fonte principal de espécies para o interior do megaleque. No exterior do megaleque, foi encontrada maior riqueza de espécies e dosséis mais estruturados que na vegetação do interior do megaleque, como indicado pela riqueza maior de famílias e espécies, e valores maiores de DAP e de área basal. Provavelmente, o cenário geológico nessas áreas externas é mais favorável para a colonização de um número maior de espécies vegetais. Algumas características ambientais do exterior do megaleque que pode ter contribuído para esse cenário são: i. áreas topograficamente mais altas, protegidas de alagamentos sazonais; ii. terrenos com baixo grau de metamorfismo, consistindo de rochas pré-cambrianas do escudo das Guianas ou mesmo da formação Içá do Plio-Pleistoceno, sendo esse um contexto geológico de longo tempo para o desenvolvimento florestal; iii. composição litológica variável, o que aumenta o potencial de diversidade minerológica, a quantidade de nutrientes disponíveis e de constituintes químicos; e iv. desenvolvimento de áreas de latossolo bem drenadas e estruturadas.

Por outro lado, o megaleque ocorre em áreas de baixas altitudes, sazonalmente inundadas que permanecem assim a maior parte do ano, exceto nos picos de seca (dezembro a março). Esse ambiente dominado por depósitos de areia quartzosa foi formado em um tempo geológico relativamente recente, com terrenos de espodossolos e entissolos pobremente drenados, mal estruturados e pobres em nutrientes. Essas características estão relacionadas à histórias geomorfológicas e sedimentares distintas, que contribuíram para que o interior do megaleque se tornasse desfavorável para o estabelecimento da maioria das espécies características da floresta ombrófila. Como resultado, as poucas árvores características da floresta ombrófila que ocorrem no interior do megalequense concentram apenas nas manchas de campinaranas florestadas, sendo controladas por diferentes fatores ambientais, como será melhor discutido na próxima seção. Desta forma, as condições estressantes e instáveis do megaleque constituem uma barreira para a colonização da maioria das espécies de árvores frequentemente encontradas na floresta ombrófila.

Outro ponto a ser discutido é que os indivíduos com valores de importância maiores pertenceram a poucas famílias e espécies. Entre as famílias mais importantes no exterior do megaleque, Fabaceae, Chrysobalanaceae e Lecythidaceae são bem representadas na região tropical (RUNDEL, 1989). Essas famílias são abundantes na América do Sul, com a maior diversificação na área da Amazônia. Fabaceae é uma das 10 famílias mais importantes na Amazônia (TER STEEGE et al., 2006). Chrysobalanaceae compreende mais de 10% das espécies de plantas da região (HOPKINS, 2007), onde mais da metade das espécies de Lecythidaceae também são encontradas (MORI, 1990). Apesar dessas características, Lecythidaceae não foi encontrada no interior do megaleque. Anderson (1981) mostrou que essa família é extremamente rara nas áreas de areia branca. Desta forma, não seria esperado sua presença no interior arenoso do megaleque. Adicionalmente, Fabaceae e Chrysobalanaceae também ocorreram no interior do megaleque, sendo representadas por apenas uma espécie em cada família. Esses dados sugerem que, apesar da ocorrência simpátrica, sob diferentes condições ambientais, as espécies dessas duas famílias de vegetação arbórea tiveram histórias independentes de origem e evolução.

Dentre as famílias mais importantes no interior do megaleque, Vochysiaceae teve o maior valor de importância (15,9%) devido ao excepcional número de indivíduos coletados de *R. retusa* (107). Essa espécie teve baixa ocorrência no exterior do

megaleque, com apenas 3 indivíduos coletados no igapó (Tabela 5.1). A dominância dessa espécie no interior do megaleque demonstra a sua vantagem adaptativa às condições estressantes desse ambiente. Isto também parece ocorrer com *S. guianensi* e *M. itauba*, que foram comuns no interior do megaleque e relativamente raras na parte externa do megaleque. A distribuição particular de *R. retusa* no interior do megaleque está de acordo com alguns estudos anteriores enfocando depósitos de areia branca em outras áreas da Amazônia (p.ex. TER STEEGE; ZONDERVAN, 2000). Adicionalmente, os altos números de indivíduos dessas 3 espécies no interior do megaleque pode ter ocorrido pela melhor adaptação às áreas abertas com exposição à luz solar, onde a competição por esse recurso é provavelmente menor que nos extratos florestais mais baixos da floresta ombrófila, como discutido por Habermann e Bressan (2011). Por outro lado, *L. heteromorpha*, classificada como a segunda espécie mais abundante no interior do megaleque (Figura 30), também foi comum na terra firme no exterior do megaleque, evidenciando uma adaptação generalística. Essa espécie tem a habilidade de modificar sua estrutura de arbustiva para arbórea, adaptando-se a áreas de vegetação aberta ou densa, respectivamente, mostrando uma vantagem adaptativa para a colonização de ambos os ambientes (PEREIRA, 2013).

O baixo número de compartilhamento de espécies ($n = 11$; 3,3%) entre o interior e exterior do megaleque são contrastantes com os resultados encontrados em outras áreas de vegetação aberta em meio a floresta densa na Amazônia, onde foram documentados 17% (STROPP et al., 2011) e 45% (ANDERSON, 1978) de espécies compartilhadas. As poucas espécies compartilhadas detectadas no presente estudo podem ser explicadas pela história geológica relativamente jovem do megaleque Viruá, que ao tornar as condições ambientais da região mais extremas, limita a colonização por espécies comuns a florestas ombrófilas. Isto porque, os depósitos superficiais desse sistema foram formados apenas nos últimos 40.000 anos (ROSSETTI et al., 2012a). Adicionalmente, estudos isotópicos nessa área mostraram que o registro de campinarana neste megaleque se estabeleceu entre 6.400 e 3.000 anos (ZANI et al., 2012), provavelmente tão logo finalizou o processo de sedimentação e os depósitos ficaram expostos à colonização por plantas. Esse contexto sedimentar relacionado ao tempo de formação do megaleque provavelmente foi um fator importante para a restrição de colonização pelas espécies comuns da floresta ombrófila, não sendo um local favorável para o estabelecimento inicial dessas. Adicionalmente, interações biológicas,

relacionadas à dispersão de sementes, podem também atuar como um filtro importante, selecionando espécies aptas a colonizar o interior do megaleque. A dispersão a longas distâncias de grandes sementes, tal como promovida pela anta (*Tapirus terrestris*), pode ser fundamental para a alocação de sementes da floresta ombrófila em manchas de campinarana do interior do megaleque, como observado para a região do Viruá (BARCELOS et al., 2013). É provável que as condições estressantes no megaleque (ou seja, inundações frequentes e o oligotrofismo) restrinjam fortemente a colonização por árvores. Apenas poucas espécies da floresta ombrófila são fisiologicamente adaptadas ao desenvolvimento sobre área com condições ambientais extremas. Como resultado dessa série de limitações temporais e ecológicas, apenas algumas espécies da floresta ombrófila tiveram capacidade de colonizar o interior do megaleque, sendo estas concentradas em manchas de campinarana florestada com maiores densidades de árvores. Estas manchas fornecem mais sombreamento, diminuem a temperatura e aumentam a humidade em comparação com outros tipos de campinarana (RIBEIRO; SANTOS, 1975). Essas áreas também concentram mais matéria orgânica no solo, provindas do dossel. Tais condições podem contribuir para a formação de ambientes progressivamente mais adequados à colonização, a longo prazo, das espécies comuns da floresta ombrófila.

5.3.3. Manchas de campinarana florestada

As numerosas manchas de campinarana florestada descritas neste trabalho podem estar relacionadas à dinâmica sedimentar do megaleque. Os valores de DAP e altura do dossel indicam apenas uma ligeira diferença entre a campinarana florestada e a floresta ombrófila (Figura 31A, B), sugerindo que a primeira é uma vegetação em estágio transicional de colonização.

O fato das manchas florestais não serem aleatoriamente distribuídas, mas frequentemente paralelamente alinhadas próximas (maioria menos que 300 m de distância) aos canais ou paleocanais, sugere íntima relação com cursos d'água. Considerando que o aumento das águas subterrâneas durante a estação chuvosa crie condições anaeróbicas no solo que impede a respiração da raiz (PIRES; PRANCE, 1985), o mais plausível é que as micromorfologias associadas ao processo deposicional formem vários subambientes mais favoráveis ao desenvolvimento de campinarana florestada. Os sistemas de canais exibem muitos subambientes como barras de areias,

diques, ilhas e leques de transbordamentos, que constituem relevos positivos de poucos metros ou mesmo centímetros. Além disso, nessa área de estudo, o re-trabalhamento eólico de depósitos de areia formaram dunas que contribuem para aumentar, ainda mais, as heterogeneidades topográficas do terreno. Dunas tem sido encontradas com abundância nos megaleques, devido à natureza instável de sua drenagem distributária (SLINGERLAND; SMITH, 2004). Isto permite que algumas áreas fiquem menos tempo alagadas por influência das flutuações hídricas do lençol freático. Como consequência, a colonização de árvores fica concentrada preferencialmente nestas áreas, onde são formadas inúmeras manchas de campinarana florestada.

Os tênues balanços hidrológicos devido a micromorfologias encontradas pela heterogeneidade ambiental foi a chave para o desenvolvimento das manchas de campinarana florestada no megaleque Viruá. O megaleque do Okavango em Botswana, no sul da África, é um bom análogo, onde a microtopografia produzida pela evolução de canais distributários do sistema de megaleque, também tiveram papel importante na distribuição dos diferentes tipos de vegetação, de acordo com o nível de alagamento (GUMBRICHT et al., 2005).

A dinâmica sedimentar resultante do desenvolvimento do sistema fluvial na Amazônia pode ter sido complexa (ROSSETTI et al., 2015). Isto explica os numerosos eventos de migração e captura de rios, tal como indicado em publicações anteriores (p.ex. HAYAKAWA et al, 2010; ROSSETTI et al., 2014a.). Desta forma, parece mais lógico reconstruir um cenário amazônico de grande heterogeneidade ambiental com formação de vários ambientes deposicionais associada com mudanças de relevo ao longo do tempo. Mais provável é que tal cenário de evolução geológica tenha possibilitado a colonização de um grande número de espécies de plantas, culminando no desenvolvimento da floresta amazônica altamente diversificada como vemos atualmente.

6. ESTIMATIVAS FITOESTRUTURAIS DA CAMPINARANA A PARTIR DE DADOS DO LIDAR PORTÁTIL

Este capítulo tem como objetivo avaliar o potencial de LiDAR portátil na estimativa de parâmetros estruturais em campinaranas amazônicas. Esse método de sensoriamento remoto pode contribuir significativamente para a aquisição de parâmetros de estrutura da floresta nessas áreas.

6.1. Material e métodos

6.1.1. Levantamento florestal

Este trabalho foi baseado em dados florístico-estruturais adquiridos a partir de dois tipos de vegetação: manchas de campinarana florestada interna ao megaleque e campinarana florestada contínua localizada a norte do megaleque Viruá (Figura 6.1). Os parâmetros fitoestruturais em manchas de campinarana florestada foram coletados segundo a metodologia descrita na seção 5.1.1. Os dados florísticos utilizados para os cálculos de diferentes parâmetros de biomassa foram baseados em equações alométricas desenvolvidas para campinarana por Woortmann (2010). Para esta análise, foi utilizado a altura do dossel dominante (Adom), que correspondeu à altura média do dossel a partir do 20% das árvores mais altas, utilizado como um fator de correção para a equação alométrica (SILVA, 2007; ARAÚJO et al., 1999; WOORTMANN, 2010). Foram calculados a biomassa total utilizando somente o DAP (biomassa total 1), bem como a DAP e Adom (biomassa total 2). A biomassa total considerou a biomassa acima do solo e da raiz. Foram calculadas, também, a biomassa acima do solo, da copa e do tronco; no último caso, considerou-se DAP (tronco biomassa 1) e DAP e Adom (tronco biomassa 2). Os cálculos foram baseados em equações mostradas na Tabela 6.1.

Tabela 6.1. Equações alométricas utilizadas para o cálculo de biomassa (t/ha) dos diferentes compartimentos florestais (baseado em Woortmann, 2010), onde PF=peso da massa fresca e Adom =altura dominante.

| | Siglas | Equação | S _{xy} % | R ² |
|------------------------|-------------------|--|-------------------|----------------|
| Biomassa total | Biomassa total 1 | $\ln PF_{total} = -1,373 + 2,546 * \ln DAP$ | 4,19 | 0,98 |
| | Biomassa total 2 | $\ln PF_{total} = -1,938 + 2,344 * \ln DAP + 0,388 * \ln Adom$ | 4,25 | 0,98 |
| Biomassa acima do solo | | $\ln PF_{Bas} = -1,553 + 2,567 * \ln DAP$ | 4,27 | 0,98 |
| Biomassa do dossel | | $\ln PF_{copa} = -2,942 + 3,385 * \ln DAP - 1,300 * \ln Adom$ | 7,54 | 0,91 |
| Biomassa do tronco | Biomassa tronco 1 | $\ln PF_{tronco} = -1,781 + 2,504 * \ln DAP$ | 4,52 | 0,97 |
| | Biomassa tronco 2 | $\ln PF_{tronco} = -2,684 + 2,18 * \ln DAP + 0,621 * \ln Adom$ | 3,83 | 0,98 |

6.1.2. Abertura de dossel

Os dados de abertura do dossel foram coletadas apenas para a campinarana florestada contínua. Este parâmetro mede a quantidade de luz que atinge o sub-bosque e é uma variável ambiental comumente utilizada em estudos ecológicos (i.e., MARANHO; SALIMON, 2015; SCHLIEMANN; BOCKHEIMB, 2011). Os dados foram adquiridos pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade-PPBio, de acesso livre em <http://ppbio.inpa.gov.br>. Cinco transectos de 250 m de comprimento cada foram selecionados para este estudo (Figura 33B). Esses dados foram baseados em seis fotografias obtidas a cada 50 m ao longo dos transectos, obtidas com câmera digital Nikon Coolpix 4500 com lente hemisférica FC-E8 que permite um ângulo de 180 graus de visão. Para evitar a incidência direta da luz solar sobre a lente, as imagens foram adquiridas na parte da manhã (5: 30/8: 30 h) e no final da tarde (16: 00/18: 00 h), ou a qualquer momento em dias completamente nublados. A abertura do dossel foi estimada por análise de imagem utilizando o *GLA-Gap Light Analyzer Program* (FRAZER; CANHAM 1999).

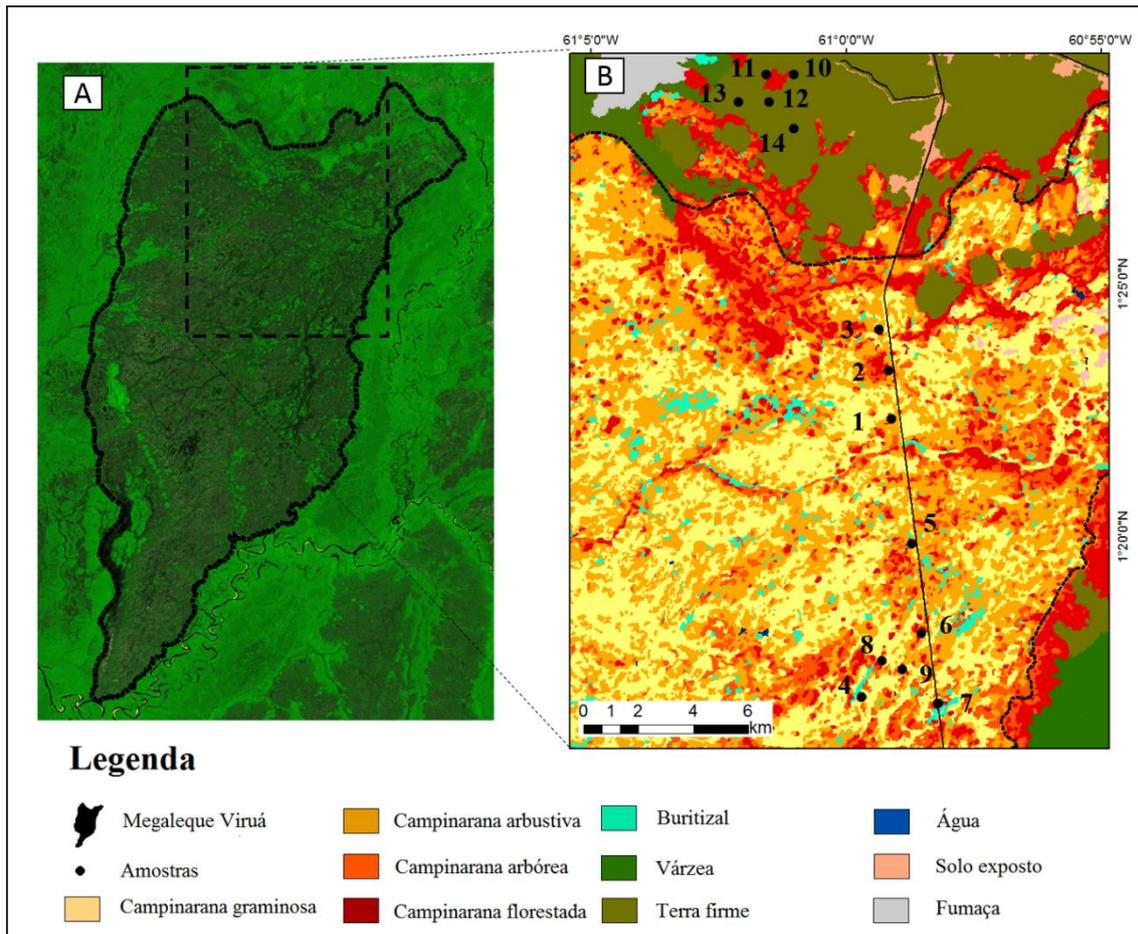


Figura 6.1. (A) Detalhe do megaleque (retângulo = localização das parcelas de amostragem). (B) Localização das parcelas amostrais da campinarana florestada (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9) e das parcelas de campinarana florestadas contínua localizadas ao norte do megaleque (10, 11, 12, 13 e 14).

6.1.3. LiDAR terrestre

Neste trabalho, os dados LiDAR portátil terrestre foram obtidos com um sistema Riegl LD90-3100VHS-FLP (Horn, Áustria). Este equipamento produz dados contínuos de pulsos de retorno e são necessários processamentos e seleção dos dados mais adequados para as análises (HOPKINSON et al., 2004).

Dados LiDAR foram obtidos a partir dos sinais de retorno registrados a cada 10 m ao se caminhar em um ritmo constante e uniforme ao longo dos transectos. O valor de cada parcela em manchas de campinarana florestada foram considerados a partir de todos os valores LiDAR ao longo dos 50 m de cada transecto. Na campinarana florestada contínua, um total de 11 pontos de dados LiDAR foi considerado. Estes foram obtidos dentro de uma distância de 5 m de raio de cada ponto de coleta dos dados de abertura do

dossel. Para todos os dados LiDAR, os valores de retorno foram agrupados em 1 x 1 m de resolução (Figura 6.2), com 1m² de célula (cf. POPESCU et al. 2002) representando unidades de amostragem individuais.

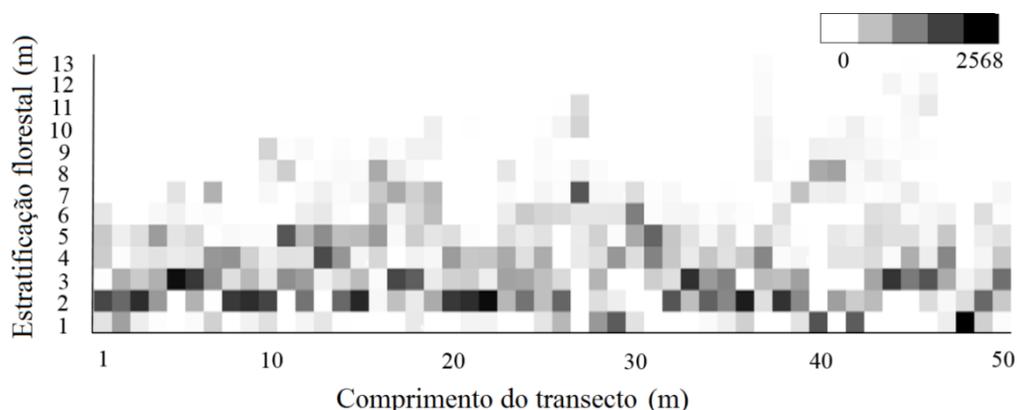


Figura 6.2. Densidade de valores dos pulsos de retorno do LiDAR portátil terrestre ao longo de um transecto de 50 m no interior de uma mancha de campinarana florestada (preto = maior valor do pulso de retorno; cinza claro = menor valor de retorno do pulso).

Dentre as diversas métricas fornecidas pelo LiDAR em análises de vegetação (ver VAN AARDT et al., 2008), as seguintes foram escolhidas pela sua relevância para o objetivo desta pesquisa: média e mediana de altura máxima do sinal de retorno; média de altura máxima dos sinais de retorno mais fortes; e soma dos sinais de retorno. As médias e medianas foram calculadas a partir das alturas máximas do sinal ao longo dos transectos analisados. Calculou-se, também, a média da altura do sinal mais forte em cada metro, bem como o sinal de retorno total para representar a soma de todos os sinais em cada transecto. As métricas foram calculadas para o primeiro e o último sinal de retorno, resultando em quatro parâmetros para cada sinal de retorno, com um total de oito parâmetros. As siglas para cada um dos parâmetros utilizados neste trabalho são apresentadas na Tabela 6.2.

Tabela 6.2. Siglas dos parâmetros dos primeiros e últimos sinais de retorno do LiDAR adotadas neste trabalho.

| Siglas | 1° retorno | 2° retorno |
|--|------------|------------|
| Média das máximas alturas do dossel | MMAD1 | MMAD2 |
| Mediana das máximas alturas do dossel | MeMAD1 | MeMAD2 |
| Média das alturas dos sinais mais fortes | MASF1 | MASF2 |
| Total de sinal | TS1 | TS2 |

A análise de correlação foi realizada para cada parâmetro fitoestrutural. O coeficiente de correlação de Pearson avaliou a magnitude de cada correlação a ser medida. Em trabalhos com grande número de variáveis, esse coeficiente ajuda a eliminar variáveis com informações redundantes (p. ex., REZAEI et al., 2006; LI et al., 2007). No presente trabalho, foram consideradas altas correlações aquelas que apresentaram coeficiente $> 0,7$ (cf. WHITE; KOROTAYEV, 2004).

A avaliação da relação dos parâmetros fitoestruturais entre os valores LiDAR e variáveis fitoestruturais florísticas coletadas em campo foi realizada aplicando o modelo de regressão linear e a raiz do erro quadrático médio (RMSE), que foram analisados no programa R. O RMSE mede a magnitude dos desvios entre os parâmetros LiDAR e os dados de campo, sendo utilizado para verificar a exatidão dos dados LiDAR (NI-MEISTER et al., 2010; LUO et al., 2015). A significância estatística foi aceita com 95% de confiança ($P \leq 0,05$). O melhor ajuste do modelo foi considerado de acordo com o maior valor do coeficiente de determinação (R^2).

6.2. Resultados

Os parâmetros estruturais adquiridos pelo método convencional foram baseados em um total de 2.028 indivíduos. A densidade de árvores variou de 1.710 a 2.800 (média de 2.197) ind.ha⁻¹. A Adom variou de 11,07 a 15,47 m (média de 12,75 m). O DAP variou de 8,51 a 12,51 cm (média de 10,1 cm) (Tabela 6.3). As médias da biomassa total 1 e 2 foram de 399,43 e 338,93 t.ha⁻¹, respectivamente. As médias para a biomassa tronco 1 e 2 foram 234,94 e 182,45 t.ha⁻¹, respectivamente. A média de biomassa acima do solo foi 354,82 t.ha⁻¹. A biomassa do dossel teve um valor médio de 108,53 t.ha⁻¹.

Tabela 6.3. Parâmetros fitoestruturais encontrados nas 9 parcelas de campinarana florestada. Densidade é número de indivíduos por hectare, Adom em metros, DAP em centímetros e Biomassa em tonelada por hectare.

| Parcela | Densidade | Adom | DAP | Biomassa | | | | | |
|---------|-----------|-------|-------|----------|---------|--------|---------|---------|---------------|
| | | | | Total 1 | Total 2 | Dossel | Tronco1 | Tronco2 | Acima do solo |
| 1 | 2080 | 11,19 | 11,07 | 546,56 | 434,70 | 150,18 | 320,57 | 224,09 | 486,20 |
| 2 | 1710 | 13,76 | 12,51 | 470,41 | 400,58 | 130,75 | 275,19 | 214,28 | 418,99 |
| 3 | 2510 | 13,41 | 9,71 | 372,33 | 327,61 | 99,63 | 219,72 | 180,61 | 330,20 |
| 4 | 2800 | 11,07 | 9,14 | 396,18 | 322,70 | 106,69 | 233,58 | 170,24 | 351,54 |
| 5 | 2000 | 13,40 | 11,26 | 428,72 | 367,10 | 117,57 | 251,62 | 198,14 | 381,26 |
| 6 | 2500 | 11,68 | 8,44 | 317,27 | 271,64 | 82,90 | 188,24 | 148,17 | 280,62 |
| 7 | 1790 | 15,47 | 11,31 | 419,98 | 375,94 | 116,41 | 245,89 | 207,63 | 373,93 |
| 8 | 2020 | 13,07 | 9,22 | 354,36 | 299,60 | 98,14 | 207,70 | 160,99 | 315,37 |
| 9 | 2360 | 11,67 | 8,51 | 289,04 | 250,54 | 74,55 | 171,96 | 137,92 | 255,30 |
| Média | 2197 | 12,75 | 10,1 | 399,43 | 338,93 | 108,53 | 234,94 | 182,45 | 354,82 |

O DAP apresentou forte correlação negativa com a densidade (-0,79), forte correlação positiva com todos os parâmetros de biomassa ($\geq 0,80$) e nenhuma relação significativa com Adom ($P > 0,05$). A densidade de árvores teve correlação moderada e significativa com Adom (-0,68). Esses dois parâmetros não apresentaram correlação significativa com a biomassa (Tabela 6.4). Parâmetros de biomassa foram correlacionados entre si, com valores superiores a 0,94 ($P < 0,01$).

Tabela 6.4. Correlações de Pearson entre parâmetros de fitoestruturas.

| | Densidade | Adom | DAP | Biomassa total1 | Biomassa total2 | Biomassa dossel | Biomassa tronco1 | Biomassa tronco2 | Biomassa acima do solo |
|------------------------|-----------|------|-------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------------|
| Densidade | 1 | | | | | | | | |
| Adom | -0,68** | 1 | | | | | | | |
| DAP | -0,79** | 0,57 | 1 | | | | | | |
| Biomassa total1 | -0,48 | 0,11 | 0,81* | 1 | | | | | |
| Biomassa total2 | -0,58 | 0,29 | 0,89* | 0,98* | 1 | | | | |
| Biomassa dossel | -0,53 | 0,16 | 0,83* | 1,00* | 0,98* | 1 | | | |
| Biomassa tronco1 | -0,47 | 0,09 | 0,80* | 1,00* | 0,98* | 1,00* | 1 | | |
| Biomassa tronco2 | -0,62 | 0,40 | 0,92* | 0,95* | 0,99* | 0,96* | 0,94* | 1 | |
| Biomassa acima do solo | -0,49 | 0,11 | 0,81* | 1,00* | 0,98* | 1,00* | 1,00* | 0,95* | 1 |

* $P < 0,01$; ** $P < 0,05$

O DAP foi o parâmetro estrutural com a melhor relação com os dados LiDAR terrestre. A relação mais forte foi entre DAP e MASF1 ($R^2 = 0,73$; RMSE = 0,70 cm; $P < 0,01$), seguido por MASF2 ($R^2 = 0,71$; RMSE = 0,73 cm; $P < 0,01$) (Figura 6.3A, B.). A altura do dossel obtida pelo LiDAR apresentou relação moderada com o DAP mensurados por método convencional. Estas relações são indicadas por $R^2 = 0,65$ e RMSE = 0,81 cm com MMAD1; $R^2 = 0,53$ e RMSE = 0,93 cm com MeMAD2; e $R^2 = 0,50$ e RMSE = 1,25 cm com MMAD2 ($P < 0,05$ para todas as análises). A densidade de árvores teve relação significativa com TS1 ($R^2 = 0,50$; RMSE = 244 ind.ha⁻¹; $P = 0,03$) e TS2 ($R^2 = 0,50$; RMSE = 289 ind.ha⁻¹; $P = 0,03$). A Adom teve relação significativa com MeMAD1 ($R^2 = 0,68$; RMSE = 0,77 m; $P = 0,01$) e MMCH1 ($R^2 = 0,48$; RMSE = 0,99 m; $P = 0,04$).

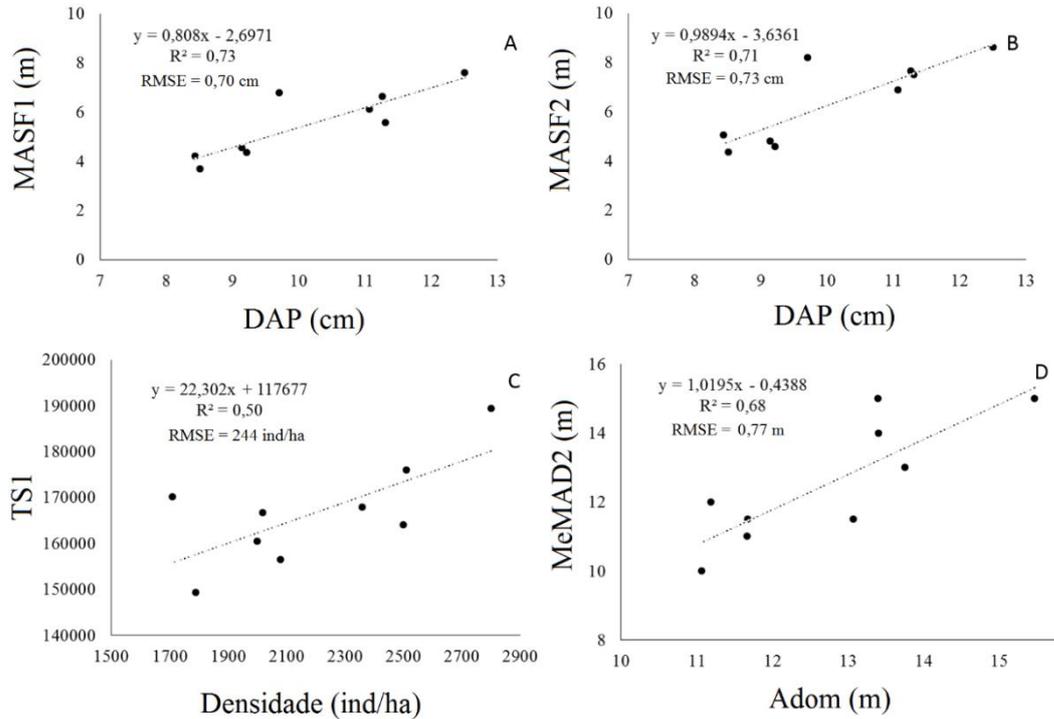


Figura 6.3. Relação de parâmetros estruturais comparando dados LiDAR e de campo. A) DAP e altura do sinal mais forte do primeiro retorno (MASF1). B) DAP e média das alturas dos sinais mais fortes do segundo retorno (MASF2). C) Densidade de árvores e total de sinais de retorno. D) Altura dominante das árvores e mediana da altura máxima do dossel (MeMAD2).

Todos os parâmetros de biomassa mostraram relações moderadas com o MASF1. A biomassa tronco 2 apresentou forte relação com este parâmetro LiDAR ($R^2 = 0,67$; $RMSE = 16,62 \text{ t.ha}^{-1}$; $P < 0,01$) (Figura 6.4A), seguida pela biomassa total 2 ($R^2 = 0,61$; $RMSE = 36,00 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,01$) (Figura 6.4B). Relações moderadas foram encontradas com biomassa do dossel ($R^2 = 0,49$; $RMSE = 15,74 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,03$), com biomassa acima do solo ($R^2 = 0,48$; $RMSE = 48,00 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,04$) e biomassa tronco 1 ($R^2 = 0,48$; $RMSE = 30,95 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,04$). A biomassa tronco 2 apresentou relações moderadas com MASF2 ($R^2 = 0,64$; $RMSE = 16,95 \text{ t.ha}^{-1}$; $P < 0,01$) (Figura 6.5C) e MMAD1 ($R^2 = 0,54$; $RMSE = 19,03 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,02$). A biomassa total 2 também mostraram relações moderadas com MASF2 ($R^2 = 0,54$; $RMSE = 38,17 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,02$) e MMAD1 ($R^2 = 0,56$; $RMSE = 42,21 \text{ t.ha}^{-1}$; $P = 0,02$).

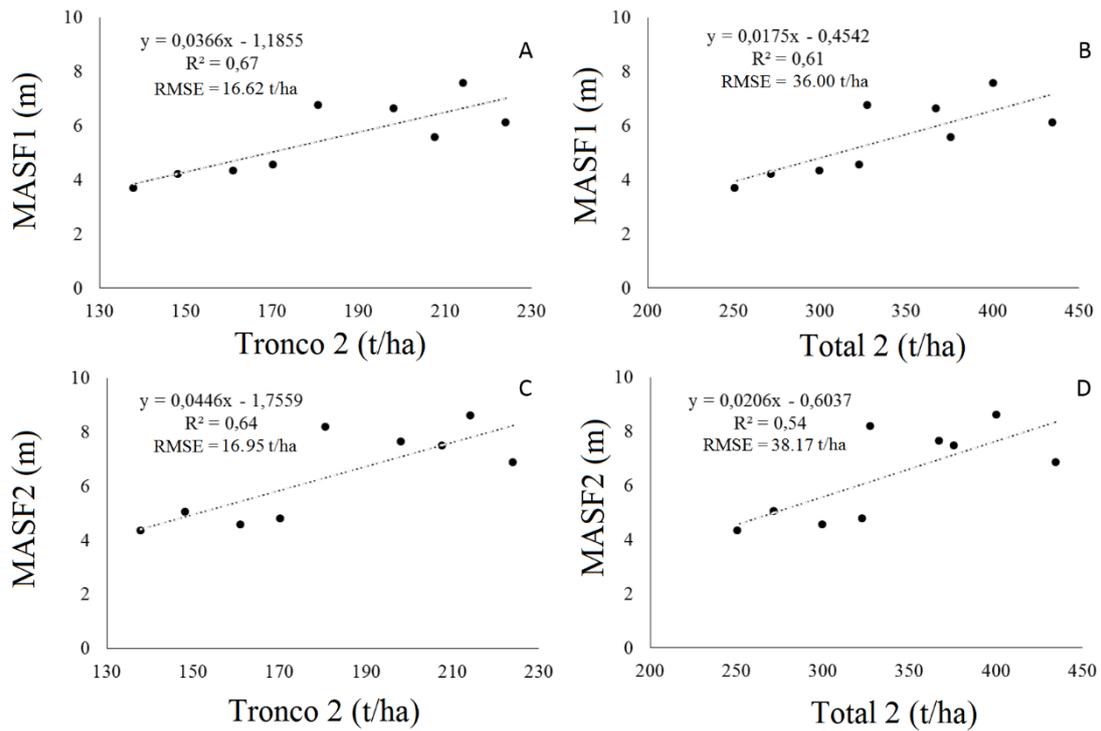


Figura 6.4. Relações dos parâmetros estruturais comparando dados LiDAR e de campo. A) Biomassa tronco 2 e média das alturas dos sinais mais fortes do primeiro retorno (MASF1). B) Biomassa total 2 e MASF1. C) Biomassa tronco 2 e média das alturas dos sinais mais fortes do último retorno (MASF2). D) Biomassa total 2 e MASF2.

As análises da abertura do dossel da campinarana florestada contínua foi o parâmetros estrutural coletados em campo que mostraram as relações mais baixas com os dados do LiDAR terrestre. Inicialmente, as relações entre abertura de dossel e os parâmetros LiDAR não foram significativas ($P < 0,05$). No entanto, na retirada de dois *outliers*, foi encontrado relações moderadas com MMAD2 ($R^2 = 0,42$; $P \leq 0,01$) (Figura 6.5A) e MeMAD2 ($R^2 = 0,47$; $P \leq 0,01$) (Figura 6.5B). Baixas relações foram encontradas com MMAD1 ($R^2 = 0,28$; $P = 0,02$) e MeMAD1 ($R^2 = 0,25$; $P = 0,03$). Não foram encontradas relações significativas com as outras métricas de LiDAR.

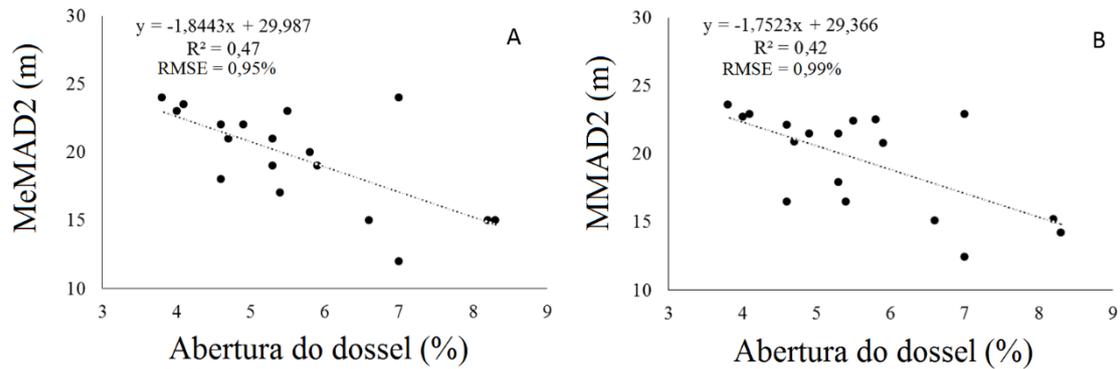


Figura 6.5. Relação entre abertura de dossel da campinarana florestada e (A) mediana das máximas alturas do dossel do segundo retorno (MeMAD2); e (B) média das máximas alturas do dossel do último retorno (MMAD2).

A média do sinal de retorno nos 50 m de comprimento do transecto medido nas manchas de campinarana florestada variou de 0,02 a 1004,8, com os valores mais baixos nos estratos mais altos da floresta. A maioria destes sinais de retorno concentrou-se em estratos de floresta abaixo de 5 m. Nas camadas superiores do dossel, os valores médios de retorno foram mais baixos, indicando uma menor densidade de folhas e ramos do que nos subbosques. A densidade de sinal de retorno do LiDAR nas parcelas 4, 6, 8 e 9 apresentou os valores mais elevados entre todas as parcelas (Figura 6.6), com média acima de 600. A altura máxima do sinal foi de 17 m nas parcelas 2, 3 e 7, com os valores mais baixos (ou seja, 12 m) na parcela 4.

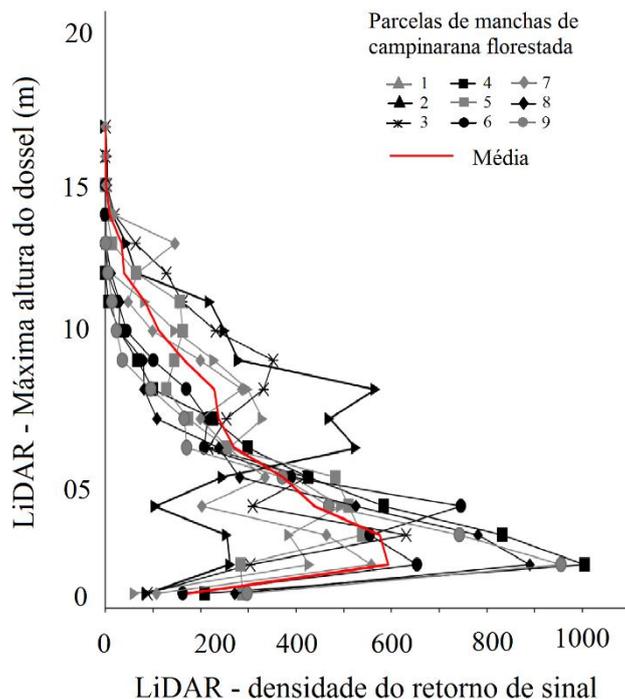


Figura 6.6. Estratificação das alturas da floresta e da densidade do sinal de retorno LiDAR ao longo dos transectos analisados nas manchas de campinarana florestada.

6.3. Discussão

A seleção das métricas do LiDAR provou ser um passo importante nas análises fitoestruturais, devido à grande variedade de parâmetros passíveis de serem extraídos por esse método. Além disso, a representação das estruturas das copas das árvores depende da forma como os dados são amostrados e do método de extração para adquirir os dados LiDAR representativos da estrutura da floresta (PARKER et al., 2004b). Neste estudo, entre as métricas selecionadas do LiDAR, o MASF demonstrou ser o mais promissor na previsão de parâmetros fitoestruturais, tais como biomassa e DAP das campinaranas amazônicas.

As altas correlações entre os parâmetros de biomassa ocorreram devido à utilização do DAP como fonte primária para os cálculos das equações alométricas (Tabela 6.4). Isto também explicaria a relação da biomassa com MASF, que foi o parâmetro LiDAR com a relação mais forte com o DAP. A biomassa tronco 2 e a biomassa total 2, ambas calculadas com DAP e Adom, foram relacionadas com MMAD, demonstrando que o LiDAR portátil foi capaz de medir pequenas diferenças nos parâmetros de biomassa das campinaranas. Um trabalho anterior analisou o potencial do LiDAR portátil nas estimativas de biomassa na Floresta Nacional do Tapajós da Amazônia, porém foi

encontrado uma relação muito fraca entre esses parâmetros ($R^2 = 0,176$) (LEITOLD, 2009). No entanto, publicações com base em LiDAR aerotransportado em outras áreas amazônicas demonstraram o seu potencial para a previsão de biomassa florestal. Por exemplo, d'Oliveira et al. (2012) encontraram relação entre os dados do LiDAR aerotransportado com parâmetros de biomassa, com valores similares aos registrados no presente trabalho, porém esse trabalho foi realizado em floresta tropical densa. Estoques de biomassa medidos por método convencional em florestas tropicais no Panamá e Costa Rica também apresentaram forte correlação com dados LIDAR aerotransportado (DRAKE et al., 2003). Além disto, a previsão de biomassa com o LiDAR portátil terrestre também foi satisfatória em florestas temperadas (NI-MEISTER et al., 2010; YAO et al., 2011).

As relações significativas do MASF, especialmente do primeiro sinal de retorno, com a biomassa e DAP estão relacionadas à alta densidade do subbosque, que aumenta os anteparos nos diferentes estratos da floresta. Como descrito nos resultados, campinarana florestada com maior DAP apresentou valores mais elevados de biomassa devido à maior concentração de troncos, galhos e folhas em estratos mais baixos da floresta (ver figura 38). Assim, em florestas com DAPs mais altos existe um maior número de anteparos que contribuem para refletir o sinal de LiDAR, aumentando a intensidade do sinal de retorno. Por outro lado, a elevada densidade de estratos verticais da floresta poderia ter reduzido a eficácia do sinal total de retorno (TS). Isso porque subbosque com árvores mais baixas aumenta a quantidade de folhas e ramos nos estratos mais baixos da floresta, aumentando a ocorrência de anteparos nos estratos inferiores e diminuindo os sinais de retorno em estratos superiores. Considerando que os dados estruturais aqui apresentados estão relacionados com árvores com $DAP > 5$ cm, os sinais de retorno podem ter subestimado a densidade de árvores, o que resultou na consequente relação moderada entre os dados LiDAR e os dados convencionais com relação a este parâmetro florestal.

Era esperado que os estratos inferiores da floresta causassem subestimativas dos dados florestais a partir dos dados LiDAR. Isto porque existe uma correlação negativa entre os dados LiDAR e a distância do dossel (VAN DER ZANDE et al., 2006). A alta densidade de sinais de retorno registrados nas manchas de campinarana demonstra um subbosque denso, característico de florestas jovens e/ou de ambientes estressantes. As campinaranas têm dossel baixo, o que permite que a luz penetre em seus estratos

inferiores. Até 94% da luz pode ser absorvida nos primeiros 5 m de dossel florestal em áreas tropicais (THÈRY, 2001). Este valor diminui exponencialmente a partir do topo da copa para o solo, o que limita o crescimento da comunidade de plantas neste ambiente. Assim, a penetração da luz na campinarana florestada permite que as plantas se desenvolvam no subbosque.

O LiDAR portátil também revelou ser um instrumento rápido e confiável para estimar a altura da árvore em fitofisionomias dominadas por campinarana florestada. Isto foi demonstrado pela relação mais forte entre MMAD2 e a altura do dossel. Essa relação era esperada, uma vez que esse parâmetro LiDAR é extraído dos sinais de retorno que são refletidos pelas folhas e galhos encontrados nos últimos estratos da floresta, ao contrário do primeiro sinal de retorno, que é relacionado com anteparos florestais mais baixos. Embora trabalhando com floresta densa, Schietti (2013) também encontrou relações forte (71-77%) na comparação das alturas das árvores medidas com dados LiDAR portátil daquelas medidas por métodos convencionais no interflúvio dos rios Purus-Madeira. Padrão similar foi também encontrado para florestas temperadas (LEFSKY et al., 2002; HOPKINSON et al., 2004; HILKER et al., 2010; ANTONARAKIS, 2011). Isto porque, os parâmetros LiDAR ligados à altura dos sinais de retorno estão relacionados com folhas e ramos situados em estratos mais altos da floresta, o que favorece o uso desses parâmetros em estimativas de altura das árvores. Em manchas de campinarana, no entanto, alta densidade de árvores mais baixas pode limitar, e até mesmo impedir que o sinal LiDAR penetre os estratos mais altos, diminuindo a precisão dessa estimativa fitoestrutural.

Os parâmetros LiDAR selecionados não foram bons estimadores de abertura do dossel. As métricas escolhidas neste trabalho foram baseadas na expectativa de que em áreas de dossel mais aberto, iria ser encontrado a maior perda do sinal de retorno LiDAR, devido à menor quantidade de anteparos florestais. No entanto, a relação moderada encontrada entre o TS e a abertura do dossel revelou que o LiDAR portátil terrestre não foi capaz de detectar com precisão pequenas alterações (isto é, 3,8% a 8,3%) de abertura do dossel. Outro fator que pode ter contribuído para produzir este resultado foi o dossel alto da campinarana. Assim, topologias florestais com estruturas mais complexas pode conter maior quantidade de folhas e ramos em estratos inferiores, que aumenta a densidade de sinais de retorno LiDAR. Tal explicação pode ser aplicada para a área de estudo. Isto porque a aquisição do TS dos dados LiDAR foi realizada apenas em área de

campinarana florestada contínua, em que a altura média das árvores foi de 19,5 m, com indivíduos de até 23,6 m. O aumento da intensidade do sinal de retorno pode ter mascarado a abertura de dossel relacionado aos estratos florestais mais altos, produzindo diferenças baixas do TS dos dados LiDAR na campinarana contínua.

7. ANÁLISE EXPLORATÓRIA DA DISTRIBUIÇÃO DA COBERTURA GRAMINÓIDE C₃ E C₄ NO MEGALEQUE

Este capítulo representa uma tentativa de explorar dados de sensoriamento remoto a fim de verificar se as campinaranas graminóides de diferentes comportamentos fossintéticos (i.e., C₃ ou C₄) são mapeáveis. Esses tipos de graminóides podem ser diferenciadas ao longo do megaleque em função do regime hidrológico decorrente das alternâncias entre estações secas e chuvosas, bem como de gradientes topográficos impostos pela morfologia geral do megaleque, bem como de micromorfologias internas devido ao relevo produzido por depósitos sedimentares representativos de seus diferentes subambientes.

7.1. Material e métodos

7.1.1. Obtenção do mapa de campinaranas graminóides

7.1.1.1. Classificação não supervisionada

Foi realizada classificação não supervisionada utilizando o algoritmo ISODATA (TOU et al., 1974) aplicado ao NDVI de uma imagem Landsat 8/OLI CDR. Essa imagem foi adquirida da base de dados do USGS, e tem data de 19 de fevereiro de 2014. Esta data foi escolhida por estar mais próxima da data de coleta de amostras de plantas em campo visando análises isotópicas com o intuito de validação do modelo. A escolha pelo produto NDVI para essa classificação deve-se ao fato de que grande parte dos trabalhos prévios abordando este tema comumente utilizarem esse produto para discriminar graminóides em outras regiões (p.ex. GOODIN; HENEERY, 1997; TIESZEN, 1997; DAVIDSON; CSILLAG, 2001, PETERSON et al., 2002; DAVIDSON; CSILLAG, 2003). Antes da classificação, foi aplicada uma máscara para separar apenas as áreas de graminóides. Como esse estudo teve caráter exploratório, apenas uma pequena área localizada no extremo norte do megaleque, com possível acesso na data de coleta em campo foi escolhida para esse teste. O mapa resultante foi utilizado como base para as análises de distribuição das duas classes, cujas análises foram realizadas no aplicativo Arcgis 10.0.

7.1.2. Validação

7.1.2.1. Coleta de amostras de espécies graminóides

A partir do mapa classificado, foram definidos pontos de coletas de amostras de graminóides que pudessem representar as duas classes mapeadas, sendo elas: maior que 50% de cobertura de graminóides C_3 ($C_3 > 50\%$); e menor que 50% de cobertura de graminóides C_3 ($C_3 < 50\%$). A coleta foi feita no pico da estação seca, em fevereiro de 2013. De acordo com o critério acessibilidade, estabeleceu-se um total de 19 pontos amostrais (Figura 7.1).

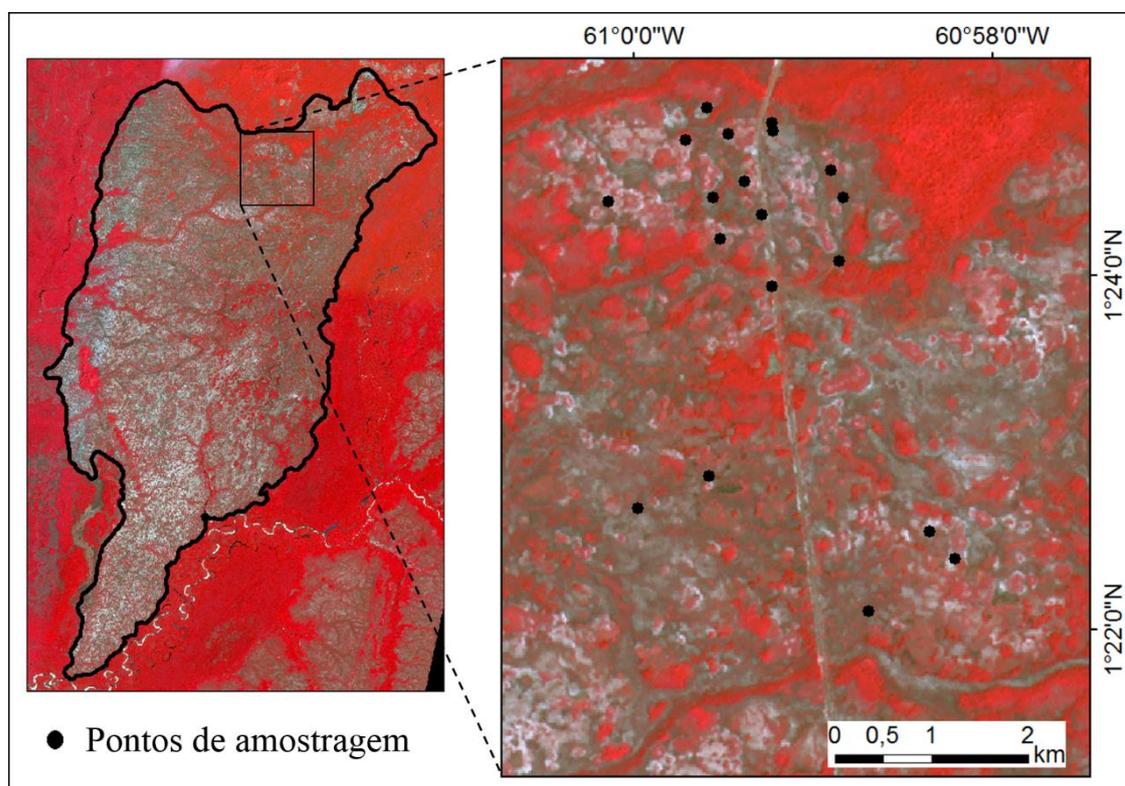


Figura 7.1. Localização das 19 parcelas amostrais em campinarana gramínea. Localização das parcelas no interior do megaleque Viruá.

Para a validação dos dados de sensoriamento remoto foi realizada estimativa de cobertura das graminóides pelo método conhecido como *quadrats*, disponível em: <http://www.countrysideinfo.co.uk/howto.htm#%cover>. Nesse método, amostragens visuais são realizadas a partir de uma estrutura quadrada de $0,25\text{m}^2$, subdivididas a cada 10 cm resultando em 25 pequenos subquadrados (Figura 7.2). O valor de cobertura para cada ponto amostral foi a soma das estimativas de 4 *quadrats* (total de 1m^2) distribuídos de forma sistemática em parcelas de 100 m de lado (Figura 7.2). Em cada

quadrat todas as espécies foram individualmente identificadas e contadas, estimando-se sua cobertura. Foram também estimadas a cobertura total de vegetação viva, quantidade de solo exposto e cobertura de serapilheira. Cada parcela foi georeferenciada.

Amostras das espécies graminóides foram coletadas para posterior identificação taxonômica. Os espécimens coletados foram depositados no herbário do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém (Pará). Para cada uma dessas espécies foram coletadas amostras de tecidos foliares verdes para análises isotópicas de carbono para a determinação do tipo de graminóides (C_3 ou C_4).

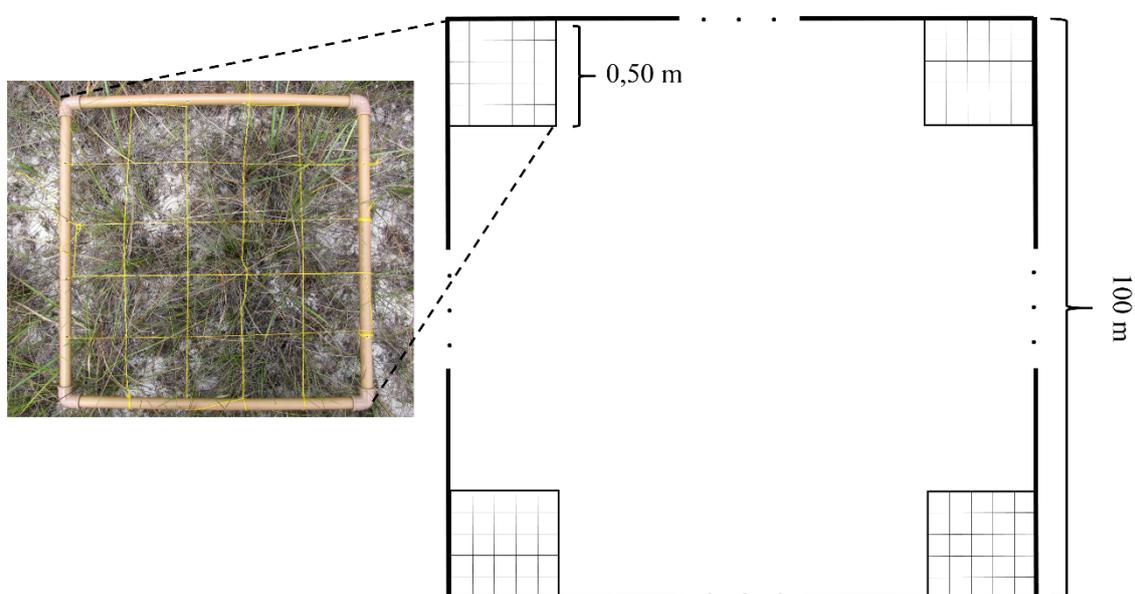


Figura 7.2. Método de amostragem de cobertura de graminóides por *quadrats* composto por quadrados de $0,25\text{ m}^2$ com 25 subdivisões. O valor de cada parcela foi composto pelas estimativas de 4 *quadrats* distribuídos nas quatro extremidades da parcela de 100 m de lado.

7.1.2.2. Análise isotópica

Um total de 52 amostras foi coletado para as análises isotópicas de carbono. As amostras de vegetação foram limpas com água deionizada, secas a 40°C por 24 horas e maceradas após congelamento por nitrogênio líquido. Alíquotas de 0,5 a 1 miligrama de amostras das graminóides foram utilizadas nessa análise. Essa fase de preparação de amostras foi feita no laboratório de radiocarbono do Centro de Energia Nuclear e Agricultura (CENA/USP) em Piracicaba – SP.

Uma alíquota de cada amostra foi transferida para tubos (modelo *Evergreen*) hermeticamente fechados. Na fase seguinte, cada alíquota foi duplicada e acondicionada em cápsulas de estanho (12mm x 5 mm). As análises foram feitas em espectrômetro de massa ANCA SL 2020 da Europa *Scientific* do Laboratório de Isótopos, também do Centro de Energia Nuclear e Agricultura (CENA/USP) em Piracicaba – SP. Os valores de C são expressos em unidades relativas de δ , determinada em relação ao padrão PDB (Belemnitella americana de Formação Pee Dee), a partir da equação abaixo:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = R_{\text{amostra}} - R_{\text{PDB}}/R_{\text{PDB}} \times 1000$$

onde $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ e o valor de $\delta^{13}\text{C}$ expresso em ‰ representa a proporção da razão de uma amostra em relação ao PDB.

7.2. Resultados

7.2.1. Mapa de distribuição de campinaranas graminóides

O mapa resultante da classificação utilizando as duas classes de graminóides mostrou que há um predomínio da classe de cobertura $C_3 > 50\%$ em grande parte da área de estudo (Figura 7.3). Além disso, esse mapa também indicou que a classe da cobertura $C_3 < 50\%$ parece não ser aleatoriamente distribuídas, mas se distribuiu em áreas de alta concentração de campinarana florestada, como descrito na seção 5.2.3. Para a validação, 12 dos 19 pontos coletados foram corretamente classificados (10 com cobertura de $C_3 > 50\%$ e 2 com cobertura $C_3 < 50\%$) e 7 pontos foram erroneamente classificados.

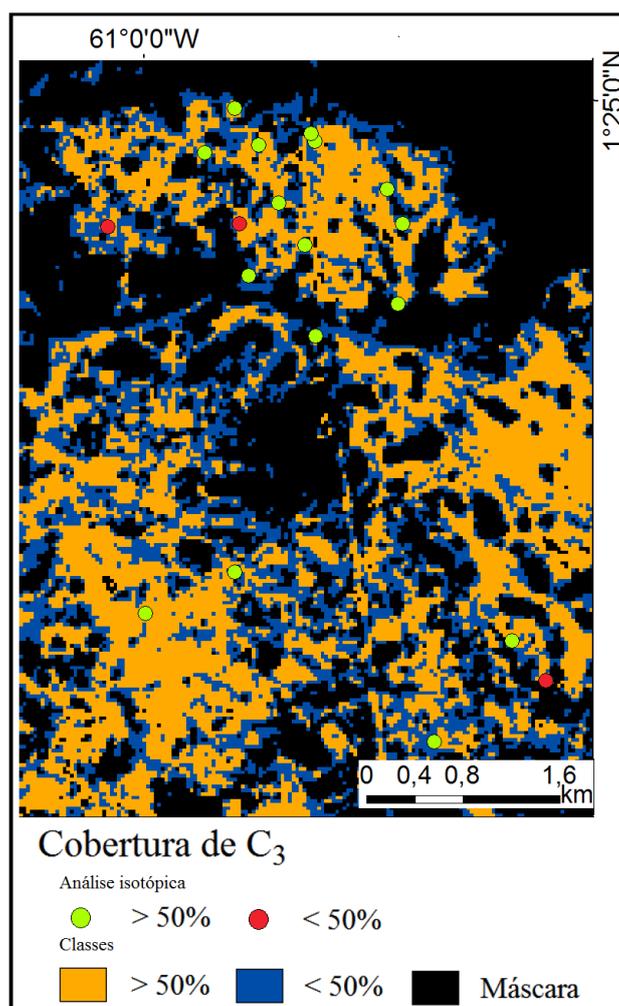


Figura 7.3. Ensaio de mapeamento com classificação não supervisionada ISODATA a partir de dados de NDVI para a distribuição de cobertura de graminóides em parte do megaleque Viruá com classes C₃ > e < 50%.

7.2.2. Dados de campo e laboratório utilizados no teste de validação do mapa

Os dados utilizados para a validação do mapa de distribuição das campinaranas graminóides C₃ e C₄ foram baseados em 37 espécies de graminóides e 5 espécies de não graminóides, que são distribuídas em 16 famílias e 33 gêneros. Apenas duas das espécies foram morfotipadas. A família Poaceae foi a mais rica, com 8 espécies de graminóides, seguida por Cyperaceae, com 6 espécies. A maior porcentagem de cobertura consistiu em *Lagenocarpus rigidus* (Kunth.) Nees (24,96%) e as menores em *Sauvagesia erecta* Linn. e *Trichanthecium parvifolium* (Lam.) Zuloaga & Morrone (0,02%). As não graminóides totalizaram apenas 1,3% de cobertura. Um pouco mais da metade da cobertura (i.e., 52,5%) pertenciam à família Cyperaceae. A família menos representativa foi a Ochnaceae, com apenas 0,14% de cobertura (Tabela 7.1).

Os dados isotópicos revelaram $\delta^{13}\text{C}$ em geral variando de -30,8 a -11,6 ‰. Dentre as espécies identificadas, 24 foram graminóides do tipo C_3 . A espécie *Antonia ovata* Pohl. foi tipificada quanto ao valor isotópico indiretamente, a partir do trabalho de Sanaiotti et al. (2002). Apenas 5 espécies foram de espécies de campinaranas graminosas C_4 e 5 espécies são de fotossíntese mista C_3/C_4 . A espécie *Syngonanthus bisumbellatus* (Steud.), com alta porcentagem de cobertura (6,34%), apresentou excesso de gás na amostra durante a análise isotópica e não pode ser tipificada quanto ao seu mecanismo fotossintético. Não foram realizadas análises isotópicas nas 5 espécies de campinaranas não graminosas (Tabela 7.1).

Tabela 7.1. Relação das famílias e espécies de campinaranas graminóides amostradas no interior do megaleque Viruá, com porcentagem de cobertura, valores de $\delta^{13}\text{C}$ (em ‰) e mecanismo fotossintético correspondente. Na coluna $\delta^{13}\text{C}$ (em ‰), a variação está relacionada à medida de mais de uma amostra para a mesma espécie.

| Família | Espécies | Cobertura (%) | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | Tipo |
|-----------------|-----------------------------------|---------------|---------------------------|------------------|
| Arecaceae | <i>Bactris campinensis</i> | 3,65 | -28,54 | C ₃ |
| | <i>Mauritiella aculeata</i> | 0,20 | -29,94 | C ₃ |
| Bignoniaceae | <i>Amphilophium cuneifolium</i> | 0,10 | -28,70 | C ₃ |
| | <i>Distictella sp.</i> | 0,35 | -27,16 | C ₃ |
| Cyperaceae | <i>Bulbostylis lanata</i> | 12,85 | -25,82 | C ₃ |
| | <i>Fuirena umbellata</i> | 0,89 | -26,70 | C ₃ |
| | <i>Lagenocarpus rigidus</i> | 24,96 | -26,75 a -25,4 | C ₃ |
| | <i>Scleria microcarpa</i> | 2,89 | -26,1 | C ₃ |
| Eriocaulaceae | <i>Syngonanthus amapensis</i> | 10,09 | -25,7 a -24,5 | C ₃ |
| | <i>Syngonanthus bisumbellatus</i> | 6,34 | | Excesso de gás |
| | <i>Syngonanthus fertilis</i> | 2,71 | -25,76 | C ₃ |
| Euphorbiaceae | <i>Croton subferrugineus</i> | 0,69 | | Não graminóides |
| Fabaceae | <i>Albizia subdimidiata</i> | 0,20 | | Não graminóides |
| | <i>Calliandra stipulacea</i> | 0,99 | -27,15 | C ₃ |
| | <i>Leptolobium nitens</i> | 0,20 | | Não graminóides |
| Gentianaceae | <i>Coutoubea ramosa</i> | 0,25 | -25,48 | C ₃ |
| Loganiaceae | <i>Antonia ovata</i> | 0,72 | | C ₃ * |
| Malpighiaceae | <i>Burdachia prismatocarpa</i> | 0,59 | -29,36 | C ₃ |
| Melastomataceae | <i>Comolia villosa</i> | 2,89 | -28,5 | C ₃ |
| Ochnaceae | <i>Ouratea racemiformis</i> | 0,12 | -30,8 | C ₃ |
| | <i>Sauvagesia erecta</i> | 0,02 | -27,9 | C ₃ |
| Poaceae | <i>Andropogon leucostachyus</i> | 1,06 | -11,6 a -12,5 | C ₄ |
| | <i>Axonopus pubivaginatus</i> | 2,42 | -11,8 | C ₄ |
| | <i>Axonopus purpusii</i> | 0,05 | -12,5 | C ₄ |
| | <i>Panicum parvifolium</i> | 1,31 | -28,79 a -26,75 | C ₃ |
| | <i>Paspalum multicaule</i> | 3,80 | -11,92 | C ₄ |
| | <i>Trichantheium parvifolium</i> | 0,02 | -29,56 | C ₃ |
| Rapateaceae | <i>Monotrema aemulans</i> | 0,79 | -29,16 | C ₃ |
| Rubiaceae | <i>Platycarpum egléri</i> | 0,20 | | Não graminóides |
| Salicaceae | <i>Laetia coriacea</i> | 0,05 | | Não graminóides |
| Xyridaceae | <i>Abolboda americana</i> | 0,10 | -12,17 | C ₄ |
| | <i>Abolboda macrostachya</i> | 3,72 | -26,42 | C ₃ |
| | <i>Abolboda poarchon</i> | 0,49 | -28,68 | C ₃ |
| | <i>Xyris laxifolia</i> | 0,30 | -28,05 | C ₃ |
| | Não identificadas | 14,04% | - | - |

* Sanaiotti et al., 2002 aponta e espécie como C₃ ($\delta^{13}\text{C} = -29,6$ ‰)

Plantas graminóides do tipo C₃ foram as mais abundantes na área de amostragem, ocupando 71% da cobertura vegetal total, enquanto que os tipos C₄ ocuparam 7,4%.

Plantas não graminóides cobriram 1,3%, as não identificadas quanto ao tipo isotópico corresponderam a 6,3% da cobertura e as espécies não identificada a 14,0% (Figura 7.3). A parcela 5 apresentou maior porcentagem de cobertura total de vegetação e de número de indivíduos, i.e., 88,2% e 364, respectivamente. Nesta parcela, todos os indivíduos foram do tipo C₃. A parcela 1 apresentou a menor cobertura total (26,5%) e a parcela 2 o menor número de indivíduos (43). As espécies não identificadas ocorreram apenas em 4 parcelas, sendo os maiores valores encontrados na parcela 17 (22%). Espécies não analisadas, não graminóides e a espécie com excesso de gás (NI) ocorreram em 12 parcelas, sendo mais abundantes nas parcelas 17 e 12 (25,5 e 17,5%, respectivamente). Nas outras parcelas, elas somaram menos de 10%. Ao considerar a porcentagem de cobertura relativa de C₃, levando em consideração apenas a cobertura vegetal (i.e., excluindo solo exposto), 16 parcelas apresentaram > 50% de cobertura por graminóides C₃, e apenas 3 parcelas apresentaram < 50% de cobertura de graminóides C₃ (Tabela 7.2).

Tabela 7.2. Cobertura, número de indivíduos e porcentagens dos tipos de graminóides que ocorrem na área de amostragem. O %C₃ relativo refere-se à porcentagem de cobertura de graminóides C₃ relativo à cobertura total de vegetação na parcela.

| Parcela | Cobertura total (%) | Nº indivíduos | %C ₃ | %C ₄ | %NI | %C ₃ relativo |
|---------|---------------------|---------------|-----------------|-----------------|------|--------------------------|
| 1 | 26,5 | 84 | 21,7 | 3,5 | 1,2 | 82,1 |
| 2 | 57,7 | 43 | 56,7 | 1 | - | 98,3 |
| 3 | 49,5 | 103 | 29 | 20,5 | - | 58,6 |
| 4 | 44,2 | 131 | 21,2 | 10,5 | 12,4 | 48,0 |
| 5 | 88,2 | 364 | 88,2 | | - | 100,0 |
| 6 | 43,2 | 69 | 41,7 | 1,5 | - | 96,5 |
| 7 | 62,2 | 79 | 61,2 | 1 | - | 98,4 |
| 8 | 35 | 61 | 18,7 | 3 | 13,2 | 53,6 |
| 9 | 64,2 | 201 | 40,7 | 18,5 | 5 | 63,4 |
| 10 | 46,5 | 170 | 25,5 | 14 | 7 | 54,8 |
| 11 | 43,7 | 79 | 40 | 3,2 | 0,5 | 91,4 |
| 12 | 71,2 | 189 | 49,7 | 4 | 17,5 | 69,8 |
| 13 | 38 | 91 | 25,7 | 12 | 0,2 | 67,8 |
| 14 | 54 | 154 | 20,5 | 5,5 | 28 | 37,9 |
| 15 | 54,7 | 93 | 41 | 4,5 | 9,2 | 74,9 |
| 16 | 47,2 | 142 | 28,5 | 18,5 | 0,2 | 60,3 |
| 17 | 64,2 | 163 | 8,25 | 8,5 | 47,5 | 12,8 |
| 18 | 70,5 | 164 | 67 | 3,5 | - | 95,0 |
| 19 | 52,5 | 59 | 49 | 3,5 | - | 93,3 |

7.2.3. Validação do mapa

O mapa resultante da classificação utilizando dados de NDVI com apenas duas classes, ou seja $<$ ou $>$ que 50% de cobertura C_3 , não obteve boa separabilidade com o método ISODATA aplicado (Figura 7.3). Isto fica demonstrado pelos resultados das análises estatísticas dos dados de validação desse mapa, onde se obteve exatidão global e coeficiente *Kappa* de 68% e 0,30 ($P=0,03$), respectivamente. O coeficiente *Kappa* para a classe de cobertura $C_3 > 50\%$ foi 0,56 e para $C_3 < 50\%$ foi 0,21. Além do baixo coeficiente *Kappa*, a concordância entre a classificação e os dados de referência em campo (teste Z, $\alpha = 0,18$) não foi significativa.

7.3. Discussão

Os resultados obtidos a partir da classificação ISODATA utilizando o NDVI, que mostra domínio de áreas com graminóides C_3 é compatível com os resultados derivados das análises isotópicas de carbono, que também mostram essa classe como sendo a dominante na área de estudo. O domínio desse tipo de graminóide era esperada na superfície do megaleque, tendo em vista o alto grau de inundação dessa paleomorfologia em grande parte do ano. Como apontado em outros trabalhos, as espécies C_3 são mais recorrentes em ambientes menos árido, com disponibilidade de água (SCHULZE et al., 1996; KEELEY; RUNDEL, 2005). Em zonas temperadas, alguns trabalhos apontam que as espécies C_3 são geralmente menos adaptadas a ambientes de baixa umidade no solo (BARNES et al., 1983) que as espécies C_4 . Nessas áreas também os ciclos sazonais são afetados diretamente as espécies, onde as graminóides C_3 ficam mais ativas na primavera, enquanto as C_4 são mais ativas nos meses mais quentes e secos do verão. Desta forma, o pico de biomassa anual tende a ocorrer no início nas estações mais chuvosas nas áreas dominadas por C_3 em relação àquelas dominadas por C_4 (GOODIN; HENEERY, 1997). Na região da Amazônia, na ilha de Marajó, por exemplo, plantas C_3 foram sendo substituídas pelas C_4 quando o ambiente alagável foi se tornando mais seco (FRANCISQUINI et al., 2014). A ocorrência das graminóides C_4 nas áreas próximas as florestas, como mostrado no mapa temático, aponta uma tendência do controle topográfico, onde as áreas mais altas e mais secas há maior ocorrência das graminóides C_4 .

As gramíneas C_4 , comparadas com as C_3 , têm células do mesofilo mais compactas, maior proporção de tecidos vasculares, menos espaço com ar inter e intracelular, menos

água e, portanto, apresentam menor espalhamento da radiação eletromagnética (REM) na interface ar-água (Lee et al., 1990; Dengler et al. 1994; Ueno et al., 2006). Essa atenuação da radiação, ligada a suas estruturas internas, resultaram em diferentes reflectâncias entre as gramíneas C₃ e C₄, possibilitando a discriminação entre elas (Adjorlolo et al., 2012). Adjorlolo et al. (2012), demonstraram que duas espécies de gramíneas (uma C₃ e outra C₄), nas mesmas condições de campo, apresentaram picos de reflexão e absorção bem distintos. Gamon et al. (1997) propuseram que o intervalo de 531 a 570 nm pode ser utilizado na estimativa da eficiência fotossintética e na discriminação das espécies de gramíneas C₃ e C₄. Sendo assim, as características dos tecidos foliares desses dois tipos de gramíneas, quando interagem com a REM, ocasionam respostas diferentes no espectro de reflectância.

Os resultados obtidos no presente estudo mostram que mesmo áreas topograficamente mais altas do megaleque, representativas de suas porção proximal (ROSSETTI et al., 2012a; ZANI, 2013) (Figura 3.2), ainda há um regime de enxarcamento que garante a manutenção de graminóides C₃. Portanto, a topografia em geral baixa do megaleque favorece sua inundação durante a estação chuvosa. Além disso, o desenvolvimento de sistemas de drenagens tributárias que contribuem para a degradação da superfície desse sistema deposicional, é outro fator que pode ter favorecido o predomínio de graminóides C₃ na área mapeada. Sendo assim, somente áreas menos alagáveis, e possivelmente também com maior cobertura de areias brancas expostas à superfície e, portanto, à insolação extrema e a temperaturas elevadas durante as estações secas, favorecem o crescimento pontual de graminóides C₄. Isto porque graminóides C₄ são geralmente mais tolerantes aos ambientes com alta intensidade de luz, alta temperatura que as espécies C₃ (GHANNOUM et al., 2000).

A proporção encontrada entre graminóides C₃ e C₄ foi diferente do que é descrito para ambientes de savanas tropicais, onde se registra domínio do grupo C₄ (SHAW, 2000; STILL et al., 2003). O domínio de graminóides C₃ nas áreas de amostragem está ligado, em grande parte, às espécies da família Cyperaceae que cobrem um pouco mais da metade da área amostrada, sendo as espécies *Bulbostylis lanata* (Kunth) Lindm. e *Lagenocarpus rigidus* (Kunth.) Nees as mais frequentes. Essas espécies ocupam preferencialmente áreas secas, quentes, de vegetação aberta e com alta luminosidade

(PRATA et al., 2008). As famílias Cyperaceae e Poaceae são as mais ricas da área de amostragem, e são também as que contribuem para a diversidade de espécies. Essas famílias são as mais comuns e dominantes em outras áreas abertas do Brasil, como restingas (SILVA et al., 2010) e campos (BEHLING et al., 2001; BUSO JR, 2015). O estudo de graminóides na Amazônia é ainda escasso, o que dificulta uma análise precisa de sua diversidade (VIANA; FILGUEIRAS, 2008) e preferências ecológicas.

Apesar do resultado, em geral, congruente obtido quando o mapa de distribuição de classes foi comparado com os resultados das análises isotópicas, vale ressaltar que a exatidão global desse mapa foi baixa, como indicado pelo baixo coeficiente Kappa e concordância não significativa entre os dados da classificação e de campo. Uma possibilidade é a de que diferenças entre as coberturas não foram marcantes a ponto de serem refletidas nos valores de NDVI. É interessante notar que esses resultados diferem dos encontrados em áreas temperadas, onde valores de NDVI se constituem em um tipo de dado importante na separabilidade entre tipos graminóides, o que provavelmente se deve ao fato de que as fenologias das espécies C_3 e C_4 dessas regiões se diferenciam a ponto de serem evidenciadas nos dados de NDVI (GOODIN; HENEYBRY; 1997). Nossos dados mostraram dominância de espécies C_3 sobre as espécies C_4 . Provavelmente, uma amostragem maior, principalmente em áreas mais a oeste, ampliaria nossos dados e o intervalo de NDVI a ser utilizado para a separação dos tipos graminóides, possibilitando a separação dessas duas classes.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho mostrou que a integração de imagens óticas e SAR e o uso de técnicas de OBIA e MD permitiram a classificação dos tipos de vegetação de área úmidas associadas ao megaleque Viruá com acurácea. O NDVI derivado da imagem ASTER foi um importante parâmetro na distinção da vegetação florestada e não florestada nesse megaleque.

O LiDAR portátil tem bom potencial na estimativa de alguns parâmetros estruturais em campinaranas florestais na parte interna e externa do megaleque Viruá. Em particular, o MMAD e MASF estimados por esse instrumento foram eficientes para prever a altura do dossel, DAP e biomassa. No entanto, não foram encontrados métricas capazes de prever a abertura do dossel em campinarana contínua localizada a norte do megaleque. Apesar disso, a presente análise permite concluir que LiDAR portátil é um método não invasivo, rápido e barato para estimar alguns dos parâmetros estruturais de maior relevância em campinaranas florestais. Apesar disso dessa precisão é necessário cautela em seu uso e ajustes nas equações alométricas, dado que a composição florística das campinaranas varia muito de uma região para outra.

O NDVI parece ser um produto capaz de separar os tipos de graminóides na região amostrada no megaleque, porém sugere-se que novos dados sejam levantados a fim de ter uma maior amplitude dos dados e ainda fazer uma abordagem de classificação supervisionada do tipo OBIA, utilizando dados multisensores e diferentes produtos, capazes de distinguir com mais acurácea os tipos de graminóides. O trabalho contribuiu para a amostragem de novos dados de graminóides para a área, que poderá auxiliar em futuros trabalhos com esse grupo. Maiores esforços de investigação em campo e em herbários certamente incrementarão substancialmente a listagem preliminar aqui apresentada.

Entre todos os produtos de sensoriamento remoto utilizados, os dados óticos e o MDE foram os mais importantes para a classificação dos vários tipos de floresta ombrófila do exterior do megaleque. Portanto, pode-se recomendar a integração das técnicas de OBIA e MD na classificação de tipos de vegetação de mosaicos ambientais em áreas úmidas. Em particular no megaleque Viruá, a aplicação de tal metodologia produziu um mapa com acurácea, que descreve a distribuição espacial de várias classes de floresta ombrófila e de campinarana. Ainda mais importante foi o sucesso no uso de imagens

ópticas e SAR para discriminar várias classes de vegetação aberta (i.e., campinarana gramínea, arbustiva, arbórea, florestada, bem como de buritizal) presentes no interior do megaleque.

A campinarana delinea a palaeoforma do megaleque, enfatizando sua morfologia típica em leque. Com base nesse estudo, pode-se sugerir que o mapa de vegetação gerado com OBIA e MD pode ser importante no reconhecimento de paleoformas similares em outras áreas da Amazônia, onde estão distribuídas grande parte das campinaranas. Essa abordagem é altamente relevante para entender a ocorrência de outros megaleques úmidos que dominam o interflúvio dos rios Negro e Branco, onde os sistemas tributários fluviais atuais estão em grande contraste com a drenagem distributária durante o desenvolvimento dos megaleques. Além disso, a classificação detalhada de vários padrões de vegetação, em particular das classes de campinarana dentro do megaleque, tem potencial de ser utilizada para mapear subambientes (ou seja, paleocanais, barrras e dunas eólicas) que compõem este sistema deposicional, possibilitando melhorar a caracterização dos megaleques nas áreas úmidas da Amazônia.

Ao contrário dos trabalhos anteriores, que enfatizaram o clima como o principal fator na influência da dissimilaridade de plantas atuais na Amazônia, o presente estudo baseou-se em inventário florístico-estrutural, modelagem com dados de sensoriamento remoto e dados prévios de geologia e geomorfologia, para em suporte da dinâmica sedimentar como o principal fator na diversificação dos padrões de distribuição da vegetação na área de estudo. O modelo proposto é que heterogeneidades ambientais associadas à dinâmica sedimentar durante a evolução do megaleque produziram gradientes topográficos que, embora sutis, favoreceram distribuições contrastantes nos tipos vegetacionais, com colonização diferenciada de vários tipos de campinaranas interior do megaleque, mantendo a floresta ombrófila em seu exterior. A influência da dinâmica sedimentar no crescimento das plantas é ainda evidenciada pelas maiores concentrações de campinarana florestada em manchas representativas de ambientes deposicionais topograficamente mais altas no megaleque, como barrras arenosas, diques, leques de transbordamentos, ilhas e dunas eólicas.

Uma descoberta de relevância foi que a maioria das espécies de campinarana no interior do megaleque não é originária da floresta ombrófila do entorno. A alta dissimilaridade taxonômica das plantas (nível de famílias, gêneros e espécies) ao comparar a vegetação

de campinarana com a floresta densa aponta para histórias evolutivas independentes na região do Viruá. Uma região com um processo sedimentar altamente dinâmico, como é o caso do interior do megaleque, constitui em ambiente apropriado para a colonização de poucas espécies melhores adaptadas a condições estressantes.

As conclusões derivadas do presente trabalho podem auxiliar na compreensão de distribuições disjuntas de manchas de campinarana em outras regiões úmidas da Amazônia. Baseado no modelo apresentado é possível propor que a sedimentação geologicamente jovem que cobre uma ampla área ainda alagável do norte da Amazônia teve papel fundamental na geração de terrenos com características heterogêneas, que aumentaram a diversidade ambiental e florística dessa região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMS, M.; HOOK, S. **Aster user handbook**: advanced spaceborne thermal emission and reflection radiometer. USA: NASA/Jet Propulsion Laboratory California Institute of Technology, v.2, 2002, 135 p.

ADAM, E.; MUTANGA, O.; RUGEGE, D. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. **Wetlands Ecology Management**, v. 18, p. 281-296, 2010.

ADAMS, J. B.; SABOL, D. E.; KAPOS, V.; ALMEIDA, R.; ROBERTS, D. A.; SMITH, M. O.; SMITH, M. O.; GILLESPIE, A. R. Classification of multispectral images based on fractions of endmembers — application to land-cover change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 52, p. 137–154, 1995.

ADENEY, J. M., CHRISTENSEN, N. L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand Ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, p. 7–23, 2016.

ADJORLOLO, C.; MUTANGA, O.; CHO, M. A.; ISMAIL, R. Challenges and opportunities in the use of remote sensing for C₃ and C₄ grass species discrimination and mapping. **African Journal of Range ; Forage Science**, v. 29, n. 2, p. 47-61, 2012.

ADJORLOLO, C.; MUTANGA, O.; CHO, M. A.; ISMAIL, R. Spectral resampling based on user-defined inter-band correlation filter: C₃ and C₄ grass species classification. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 21, p. 535–544, 2013.

ADENEY, J. M.; CHRISTENSEN, N. L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 7–23, 2016.

ALENCAR-SILVA, T.; MAILLARD, P. Delineation of palm swamps using segmentation of Radarsat data and spatial knowledge. In ISPRS ANNUAL CONFERENCE, 2006, Enschede, The Netherland. **Proceedings...** Enschede: ISPRS, 2006.

ALEIXO, A.; ROSSETTI, D. F. Avian gene trees, landscape evolution, and geology: towards a modern synthesis of Amazonian historical biogeography? **Journal of Ornithology**, v. 148 (Suppl 2), p. 443–453, 2007.

ALBERT, G.; FASANO, G.; D'ERRICO, M.; CESARE, S.; SECHI, G.; COSMO, M.; FORMARO, R.; RIOLI, Q. Preliminary performance analysis and design for a distributed P-Band Synthetic Aperture Radar. In: IEEE RADAR CONFERENCE, 2008, Rome. **Proceedings...** Rome: IEEE, 2008.

ALMEIDA, D. R. A.; NNELSON, B. W.; ALMEIDA, J. S.; GORGENS, E. B.; RESENDE, A. F. LiDAR-terrestre portátil para atributos estruturais em florestas de igapó e terra-firme na Amazônia. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 2014, Curitiba, PR, Brazil. **Anais**

Eletrônicos... Curitiba, 2014. v. XI. Disponível em: <file:/Downloads/Almeida_et al_2014_Simposio_SENGEF.pdf >. Acesso em: 22 nov. 2015.

AMARAL, D. D.; MANTELLI, L. R.; ROSSETTI, D. F. Palaeoenvironmental control on modern forest composition of southwestern Marajó Island, Eastern Amazonia. **Water and Environment Journal**, v. 25, n. 2, 2011.

ANDERSEN, H. E.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; D' OLIVEIRA, M.V.N. KELLER, M. Monitoring selective logging in western Amazonia with repeat lidar flights. **Remote Sensing of Environment**, v. 151, p. 157–165, 2014.

ANDERSON, A. B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, v. 13, n. 3, p. 199-210, 1981.

ANDERSON, A. B. **Aspectos florísticos e fitogeográficos de Campinas e Campinaranas, na Amazônia Central, Manaus**. 1978. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, AM, 1978.

ANDERSON, A. B.; PRANCE, G. T.; ALBUQUERQUE, B. W. P. Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas III. A vegetação lenhosa da Campina da Reserva Biológica INPA SUFRAMA (Manaus Caracaraí, km 62). **Acta Amazonica**, v. 5, n. 3, p. 225-246, 1975.

ANDERSON, J.; MARTIN, M. E.; SMITH, M. L.; DUBAYAH, R. O.; HOFTON, M. A.; HYDE, P.; PETERSON, B. E.; BLAIR, J. B.; KNOX, R. G. The use of waveform lidar to measure northern temperate mixed conifer and deciduous forest structure in New Hampshire. **Remote Sensing of Environment**, v. 105, p. 248–261, 2006.

ANTONARAKIS, A. S. Evaluating forest biometrics obtained from ground LiDAR in complex riparian forests. **Remote Sensing Letters**, v. 2, p. 61-70, 2011.

ARAÚJO, T. M., HIGUCHI, N., CARVALHO JR, J. A. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain Forest site in the state of Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 117, p. 43–52, 1999.

ASNER, G. P. Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, p. 3855–3862, 2001.

ASNER, G. P.; LOBELL, D. B. A biogeophysical approach for automated SWIR unmixing of soils and vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 74, p. 99-112, 2000.

ASNER, G. P.; TOWNSEND, A. R. Satellite observation of El Niño effects on Amazon forest phenology and productivity. **Geophysical Research Letters**, v. 27, n. 7, p. 981-984, 2000.

ARNESEN, A. S., SILVA, T. S. F.; HESS, L. L.; NOVO, E. M. L. M. Flood extent monitoring of the Amazon River floodplain using ScanSAR/ALOS data. INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEOGRAPHIC OBJECT-BASED IMAGE

ANALYSIS. RIO DE JANEIRO (GEOBIA IV), 4., 2012, Rio de Janeiro.
Proceedings... São José dos Campos: INPE, 2012.

ASSINE, M. L.; SOARES, P. C. Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil.
Quaternary International, v. 114, p. 23-34, 2004.

ASSINE, M. L. River avulsions on the Taquari megafan, Pantanal wetland, Brazil.
Geomorphology, v. 70, p. 357–371, 2005.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. **Multiresolution segmentation**: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation (eCognition). 2000. Disponível em: <http://www.ecognition.com/sites/default/files/405_baatz_fp_12.pdf>. Acessado em: 29 jan. 2014.

BACCARO, F. B.; SOUZA, J. L.; FRANKLIN, E.; LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E. Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon. **Ecological Entomology**, v.37, n.1, p.1–12, 2012.

BACHMAN, C. G. **Laser radar systems and techniques**. Norwood (MA): Artech House. 1979.

BARBOSA, R. I.; CAMPOS, C. Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas (‘lavrado’) of Roraima using Google Earth web tool. **Journal of Geography and Regional Planning**, v.4, n. 3, p. 122-136, 2011.

BARCELOS, A. R.; BOBROWIEC, P. E. D.; SANAIOTTI, T. M.; GRIBEL, R. Seed germination from lowland tapir (*Tapirus terrestris*) fecal samples collected during the dry season in the northern Brazilian Amazon. **Integrative Zoology**, v.8, p. 63-73, 2013.

BARLOW, J.; HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Effects of surface wildfires on understory bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 105, p. 157–169, 2002.

BARNES, P. W.; TIESZEN, L. L.; ODE, D. J. Distribution, production, and diversity of C₃ and C₄ dominated communities in a mixed prairie. **Canadian Journal of Botany**, v. 61, p. 741-751, 1983.

BATER, C. W.; COOPS, N. C. Evaluating error associated with lidar-derived DEM interpolation. **Computers and Geosciences**, v. 35, n. 2, p. 289-300, 2009.

BEHLING, H.; BAUERMANN, S. G.; NEVES, P. N. Holoceno environmental changes in the São Francisco de Paula region southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 14, p. 631 – 639, 2001.

BENZ, U. C.; HOFMANN, P.; WILLHAUCK, G.; LINGENFELDER, I.; HEYNEN, M. Multiresolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-91 ready information. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 58, n. 3-4, p. 239-258, 2004.

BERTANI, T. C. **Sensoriamento remoto aplicado ao mapeamento de paleomorfologias no interflúvio Madeira-Purus, sudoeste da Amazônia brasileira**. 2011. 128 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2011/04.25.12.16-TDI). 2016. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 2011. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/39J8MUH>>. Acesso em: 22 mar.

BERTANI, T. C.; ROSSETTI, D. F.; ALBUQUERQUE, P. C. G. Object-based classification of vegetation and terrain topography in Southwestern Amazonia (Brazil) as a tool for detecting ancient fluvial geomorphic features. **Computers and Geosciences**, v. 60, p. 41-50, 2013.

BEZERRA, P. E. L. **Compartimentação morfotectônica do interflúvio Solimões-Negro**. 2003. Tese (Doutorado em Geologia e Geoquímica) - Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Geologia e Geoquímica, Belém, PA, 2003.

BLAIR, T. C.; MCPHERSON, J. G. Alluvial fans and their natural distinction from rivers based on morphology, hydraulic processes, sedimentary processes, and facies assemblages. **Journal of Sedimentary Research**, v. 64, n. 3a, p. 450-489, 1994.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J. H.; OLSHEN, R. A.; STONE, C. I. **Classification and regression trees**. Chapman and Hall, New York. 1984.

BREUGEL, M. V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 663-674, 2006.

BULL, W. B. The alluvial-fan environment. **Progress in Physical Geography**. v. 1, p. 222-270, 1977.

BURMAN, A. G. Nature and composition of the grass flora of Brazil. **Willdenowia**, v.15, p. 211-133, 1985.

BURNETT, C.; BLASCHKE, T. A multi-scale segmentation / object relationship modelling methodology for landscape analysis. **Ecological Modelling**, v. 168, n. 3, p. 233-249, 2003.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; HUYVAERT, K. P. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 65, p. 23-35, 2011.

BUSO, J. A. A. **Dinâmica dos Espodosolos, da vegetação e do clima durante o Quaternário tardio na região nordeste do estado do Espírito Santo**. 2015. 162 p. Tese (Doutorado em Ciências, Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente) – Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, São Paulo, SP, 2015.

BUSETTO, L.; MERONI, M.; COLOMBO, R. Combining medium and coarse spatial resolution satellite data to improve the estimation of sub-pixel NDVI time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 118-131, 2008.

STILL, C. J.; BERRY, J. A.; COLLATZ, G. J.; DEFRIES, R. S. Global distribution of C₃ and C₄ vegetation: Carbon cycle implications. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, n. 1, p. 1-14, 2003.

CHANDRA, B.; VARGHESE, P. P. Moving towards efficient decision tree construction. **Information Sciences**, v. 179, p. 1059-1069, 2009.

CHASMER, L.; HOPKINS, C.; TREITZ, P. Assessing the three-dimensional frequency distribution of airborne and ground-based LiDAR data for red pine and mixed deciduous forest plots. **International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 36, p. 66-70, 2004.

CHEN, J. Evaluation of vegetation indices and modified simple ratio for boreal applications. **Canadian Journal Remote Sensing**, v. 22, p. 229-242, 1996.

CHEN, J.; MING YUAN ZHANG, M. Y.; WANG, L.; SHIMAZAKI, H.; TAMURA, M. A new index for mapping lichen-dominated biological soil crusts in desert areas. **Remote Sensing of Environment**, v. 96, p. 165-175, 2005.

CINGOLANI, A. M.; RENISON, D. ; ZAK, M. R.; CABIDO, M. R. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. **Remote Sensing Environment**, v. 92, p. 84-97, 2004.

COCHRANE, T. T.; COCHRANE, T. A. **Amazon Forest and Savanna Lands: A guide to the climates, vegetation, landscapes and soils of central tropical South America**. Scotts Valley: CreateSpace, 190 p., 2010.

CORDEIRO, C. L. O.; ROSSETTI, D. F. 2015. Mapping vegetation in a late Quaternary landform of the Amazonian wetlands using object-based image analysis and decision tree classification. **International Journal of Remote Sensing**, v.13, p. 3397-3422, 2015.

COSTA, J. A. A. **Competição entre gramíneas C₃ e C₄ nativas do Rio Grande do Sul**. 2013. Tese (Doutorado em zootecnia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.

CREMON, É. H. **Caracterização morfológica do sistema fluvial do Rio Demini (Amazônia Setentrional) com base em sensoriamento remoto**. 2012. 165 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.05.13.53-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BFENA5>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

CREMON, É. H.; ROSSETTI, D. F.; ZANI, H. Classification of Vegetation over a Residual Megafan Landform in the Amazonian Lowland Based on Optical and SAR Imagery. **Remote Sensing**, v. 6, p. 10931-10946, 2014.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. 2. ed. Boca Raton, FL: CRC Press. 2009.

DABROWSKA-ZIELINSKA K.; BUDZYNSKA, M.; TOMASZEWSKA, M.; BARTOLD, M.; GATKOWSKA, M.; MALEK, I.; TURLEJ, K.; NAPIORKOWSKA, M. Monitoring wetlands ecosystems using ALOS PALSAR (L-Band, HV) supplemented by optical data: a case study of bieberza wetlands in Northeast Poland. **Remote Sensing**, v. 6, p. 1605-1633, 2014.

DEAN, T. J.; CAO, Q. V.; ROBERTS, S. D.; EVANS, D. L. Measuring heights to crown base and crown median with lidar in a mature, even-aged loblolly pine stand. **Forest Ecology and Management, Amsterdam**, v. 257, n. 1, p. 126-133, 2009.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; ANDERSEN, H. E. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning LiDAR in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 479–491, 2012.

DE WALT, S. J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139–151, 2003.

DAMASCO, G.; VICENTINI, A.; CASTILHO, C. V.; PIMENTEL, T. P.; NASCIMENTO, H. E. M. Disentangling the role of edaphic variability, flooding regime and topography of Amazonian white-sand vegetation. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 384-394, 2013.

DARWISH, A.; LEUKERT, K.; REINHARDT, W. Image segmentation for the purpose of object-based classification. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium**, v. 3, p. 2039-2041, 2003.

DAVIDSON, A.; CSILLAG, F. The influence of vegetation index and spatial resolution on a two-date remote sensing derived relation to C₄ species coverage. **Remote Sensing of Environment**, v.75, p. 138-151, 2001.

DAVIDSON, A.; CSILLAG, F. A comparison of three approaches for predicting C₄ species cover of northern mixed grass prairie. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, p. 70-82, 2003.

DEFINIENS. **eCognition: user guide 3**. Germany, 2003, 480 p. Disponível em: <<http://www.definiens-imaging.com/down/ecognition>>. Acessado em: 02 ago. 2013.

DEFINIENS, 2007. **Definiens developer 7** - reference book. München, Germany. Disponível em: <<http://ecognition.cc/download/userguide.pdf>>. Acessado em: 15 jan. 2014.

DENGLER, N. G.; DENGLER, R. E.; DONNELLY, P. M.; HATTERSLEY, P. W. Quantitative leaf anatomy of C₃ and C₄ grasses (Poaceae): bundle sheath and mesophyll surface area relationships. **Annals of Botany**, v. 73, p. 241–255, 1994.

DRAKE, J. B.; KNOX, R. G.; DUBAYAH, R. O.; CLARK, D. B.; CONDIT, R.; BLAIR, J. B.; HOFTON, M. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, 147–159, 2003.

DRONOVA, I.; GONG, P.; CLINTON, N. E.; WANG, L.; FU, W.; QI, S.; LIU, Y. Landscape analysis of wetland plant functional types: the effects of image segmentation scale, vegetation classes and classification methods. **Remote Sensing of Environment**, v. 127, p. 357-369, 2012.

DUBAYAH, R. O.; KNOX, R. G.; HOFTON, M. A.; BLAIR, J. B.; DRAKE, J. B. Land surface characterization using lidar remote sensing. In: HILL, M.; ASPINALL, R. (Eds.). **Spatial information for land use management**. Singapore: CRC Press, 2000.

DURIEUX, L.; KROPÁČEK, J.; DEGRANDI, G. D.; ACHARD, F. Object-oriented and textural image classification of the Siberia GBFM radar mosaic combined with MERIS imagery for continental scale land cover mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, p. 4175-4182, 2007.

EHLERINGER J. R.; MONSON R. K. Evolutionary and ecological aspects of photosynthetic pathway variation. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 411–439, 1993.

ELLERY, W. N., ELLERY, K., ROGERS, K. H., MCCARTHY, T. S., WALKER, B. H. Vegetation, hydrology and sedimentation processes as determinants of channel form and dynamics in northeastern Okavango Delta, Botswana. **African Journal of Ecology**, v. 31, p.10-25, 1993.

EVANS, T. L., COSTA, M. Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using ALOS/PALSAR, RADARSAT-2 and ENVISAT/ASAR imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 128, p. 118-137, 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). Are grasslands under threat? **Brief analysis of FAO statistical data on pasture and fodder crop**. 2008. Disponível em: http://www.fao.org/ag/agp/agpc/doc/grass_stats/grass-stats.htm. Acessado em: 26 abril 2013.

FERREIRA, C. A. D. **Análise comparativa do ecossistema campina na Amazônia brasileira**. 2009. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. Manaus, AM, 2009.

FERREIRA-FERREIRA, J.; SILVA, T. S. F.; STREHER, A. S.; AFFONSO, A. G.; FURTADO, L. F. A.; FORSBERG, B. R.; VALSECCHI, J.; QUEIROZ, H. L.; NOVO, E. M. L. M. Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation

patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, p. 1-19. 2015.

FIELDING, C. R.; ASHWORTH, P. J.; BEST, J. L.; PROKOCKI, E. W.; SMITH, G. H. S. Tributary, distributary and other fluvial patterns: what really represents the norm in the continental rock record? **Sedimentary Geology**, v. 261-262, p. 15-32, 2012.

FIGUEIREDO, F. O. G.; COSTA, F. R. C.; NELSON, B. W.; PIMENTEL, T. P. Validating forest types based on geological and land-form features in central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, p. 198–212, 2014.

FILGUEIRAS, T. S.; LONGHI-WAGNER, H. M.; VIANA, P. L.; ZANIN, A.; GUGLIERI, A.; OLIVEIRA, R. C.; CANTO-DOROW, T. S.; SHIRASUNA, R. T.; VALLS, J. F. M.; OLIVEIRA, R. P.; RODRIGUES, R. S.; SANTOS-GONÇALVES, A. P., WELKER, C. A. D. In: Poaceae. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000193>>. Acessado em: 11 maio 2012.

FOODY, G. M.; HILL, R. A. Classification of tropical forest classes from Landsat TM data. **International Journal of Remote Sensing**, v.17, p.2353–2367, 1996.

FOODY, G. M.; DASH, J. Discriminating and mapping the C₃ and C₄ composition of grasslands in the northern Great Plains, USA. **Ecological Informatics**, v. 2, p. 89–93, 2007.

FOODY, G. M.; DASH, J. Estimating the relative abundance of C₃ and C₄ grasses in the Great Plains from multi-temporal MTCI data: issues of composting period and spatial generalizability. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 2, p. 351-362, 2010.

FRAZER, G. W.; CANHAM, E. C. D. **Gap light analyzer** - version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Canada. Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, NY, USA. 1999. Disponível em: <www.ecostudies.org/gla>. Acesso em: 03 março 2015.

FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Diagnosing tropical forests through remote sensing. In: SCAGGS, A. K. (Ed.). **New research on forest ecology**. Hauppauge, NY: Nova Science Publishers, p. 101-127, 2007.

FREITAS, C. C.; SOLER, L. S.; SANT'ANNA, S. J.S.; DUTRA, L. V.; SANTOS, J. R.; MURA, J. C.; CORREIA, A. H. Land use and land cover mapping in the Brazilian Amazon using airborne P-band SAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**.v. 46, n. 10, 2008.

FRIEDL, M. A.; BRODLEY, C. E. Decision tree classification of land-cover from remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 61, p. 399-409, 1997.

FULLER, R. M.; GROOM, G. B.; MUGISHA, S.; IPULET, P.; POMEROY, D.; KATENDE, A.; BAILY, R.; OGUTU-OHWAYO, R. The integration of field survey

and remote sensing for biodiversity assessment: a case study in the tropical forests and wetlands of Sango Bay, Uganda. **Biological Conservation** v. 86, p. 379-391, 1998.

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, p. 492–501, 1997.

GATES, D. M.; KEEGAN, H. J.; SCHLETER, J. C.; WEIDNER, V. R. Spectral properties of plants. **Applied Optics**, v. 4, n. 1, p. 11-20, 1965.

GENTRY, A. H. Distributional patterns and an additional species of the *Passiflora vitifolia* complex: Amazonian species diversity due to edaphically differentiated communities. **Plant Systematics and Evolution**, v. 137, p.95–105, 1981.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, p.1-34, 1988.

GHANNOUM, O.; CAEMMERER, S.; ZISKA, L. H.; CONROY, J. P. The growth response of C₄ plants to rising atmospheric CO₂ partial pressure: a reassessment. **Plant, Cell and Environment**, v.23, p. 931-942, 2000.

GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: Princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo**, v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.

GLOBESAR-2. **Recursos educacionais para sensoriamento remoto: aplicações em florestas**. Canadá: CCRS, 1997. CD-ROM.

GOODIN, D. G.; HENEYRY, G. M. A technique for monitoring ecological disturbance in tallgrass prairie using seasonal NDVI trajectories and a discriminant function mixture model. **Remote Sensing of Environment**, v. 61, p. 270-278, 1997.

GOHAIN, K.; PARKASH, B. Morphology of the Kosi megafan. In: RACHOCKI, A. H.; Church, M. (Eds.). **Alluvial fans: a field approach**. Chichester: Wiley, 1990. p.151-178.

GRENIER, M.; LABRECQUE, S.; GARNEAU, M.; TREMBLAY, A. Object-based classification of a SPOT-4 image for mapping wetlands in the context of greenhouse gases emissions: the case of the Eastmain Region, Québec, Canada. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 34, p. 398-413, 2008.

GRIBEL, R.; FERREIRA, C. A. C.; COELHO, L. S.; SANTOS, J. L.; RAMOS, J. F.; SILVA, K. A. F. **Vegetação do Parque Nacional do Viruá – RR**. Relatório Técnico/ICMBIO. 2009.

GROSS, J.; LIGGES, U. **Nortest**: tests for normality. R package version 1.0-3. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=nortest>>. Acessado em: 26 jan. 2014

GUAN, L.; LIU, L.; PENG, D.; HU, Y.; JIAO, Q.; LIU, L. Monitoring the distribution of C₃ and C₄ grasses in a temperate grassland in northern China using moderate resolution imaging spectroradiometer normalized difference vegetation index trajectories. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 6, n. 1, p. 1-13, 2012.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, p. 185-206, 2001.

GUILHERME, E; BORGES, S. H. Ornithological Records from a Campina/Campinarana Enclave on the Upper Juruá River, Acre, Brazil. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 123, p. 24-32, 2011.

GUITET, S.; PÉLISSIER, R.; BRUNAU, O.; JAOUEN, G.; SABATIER, D. Geomorphological landscape features explain floristic patterns in French Guiana rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 1215–1237, 2015.

GUMBRICHT, T.; MCCARTHY, J.; MCCARTHY, T. S. Channels, wetlands and islands in the Okavango delta, Botswana, and their relation to hydrological and sedimentological processes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 29, p. 15–29, 2004.

GUMBRICHT T.; MCCARTHY, T. S.; BAUER, P. The micro-topography of the wetlands of the Okavango Delta, Botswana. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, p. 27-39, 2005.

GUO, X.; PRICE, K. P.; STILES, J. Grasslands discriminant analysis using Landsat TM single and multitemporal data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 69, p. 1255–1262, 2003.

HADA, A. R.; NELSON, B. W.; ALFAIA, S. S.; HESS, L. L.; PINHO, R. C.; PEDREIRA, J. L.; PEREZ, I. U.; MILLER, R. P. Identificação de buritizais através do sensor orbital ALOS PALSAR e estimativa de estoque do recurso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR)., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 8336-8343. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet), 978-85-17-00065-2 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQTRW34M/3E7GLKL>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

HABERMANN G.; BRESSAN, A. C. G. Root, shoot and leaf traits of the congeneric *Styrax* species may explain their distribution patterns in the cerrado sensu lato areas in Brazil. **Functional Plant Biology**, v. 38, p. 209-218, 2011.

HAFFER, J. General aspects of the refuge theory. In: PRANCE, G. T. (Ed.). **Biological diversification in the tropics**. Nova York: Columbia Univ. Press, 1982, 714 p.

HALL, M.; FRANK, E.; HOLMES, G.; PFAHRINGER, B.; REUTEMANN, P.; WITTEN, I. **The WEKA data mining software**: an update. 2009. SIGKDD Explorations Newsletter 11: 10-18. Disponível em: <<http://www.sigkdd.org/sites/default/files/issues/11-1-2009-07/p2V11n1.pdf>>. Acessado em: 5 out. 2013.

HAMILTON, S. K.; KELLNDORFER, J.; LEHNER, B.; TOBLER, M. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). **Geomorphology**, v. 89, p. 23–38, 2007.

HAN, J.; KAMBER, M. **Data Mining: Concepts and Techniques**. Morgan Kaufmann. San Francisco. 744 p., 2006.

HARTLEY, A. J.; WEISSMANN, G. S.; NICHOLS, G. J.; WARWICK, G. L. Large distributive fluvial systems: Characteristics, distribution, and controls on development. **Journal of Sedimentary Research**, v. 80, p. 167-183, 2010.

HAY, G. J.; CASTILLA, G. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: blaschke, t.; lang, s.; hay, G. (Eds.). **Object based image analysis**. Berlin, New York, Springer, 2008. p. 75-89.

HAYAKAWA, E. H.; ROSSETTI, D. F.; VALERIANO, M. M. Applying DEM-SRTM for reconstructing a late Quaternary paleodrainage in Amazonia. **Earth and Planetary Science Letters**, v.297, p.262–270, 2010.

HENDERSON, F. M.; LEWIS, A. J. Radar detection of wetland ecosystems: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 20, p. 5809-5835, 2008.

HENGL, T.; HEUVELINK, G. B. M.; ROSSITER, D. G. About regression-kriging: from equations to case studies. **Computers and Geosciences**, v. 33, p. 1301-1315, 2007.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; BARBOSA, C. C. F.; GASTIL, M. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment**, 87, p. 404-428, 2003.

HIGGINS, M.; RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H.; LLERENA, N.; CARDENAS, G.; PHILLIPS, O. L.; VÁSQUEZ, R.; RÄSÄNEN, M. Geological control of floristic composition in Amazonian forests. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 11, p. 2126-2149, 2011.

HILKER, T.; VAN LEEUWEN, M.; COOPS, N. C.; WULDER, M. A.; NEWNHAM, G. J.; JUPP, D. L. B. Comparing canopymetrics derived from terrestrial and airborne laser scanning in a Douglas-fir dominated forest stand. **Trees**, v. 24, p. 819–832, 2010.

HODGSON, M. E.; JENSEN, J.; RABER, G.; TULLIS, J.; DAVIS, B. A.; THOMPSON, G.; SCHUCKMAN, K. An evaluation of LiDAR-derived elevation and terrain slope in leaf-off condition. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 71, n. 7, p. 817-823, 2005.

HOEKMAN, D. H.; QUIÑONES, M. J. Land cover type and biomass classification using AirSAR data for evaluation of monitoring scenarios in the Colombian Amazon. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 38, n. 2, p. 685–696, 2000.

- HOEKMAN, D. H.; VISSERS, M. A. M.; WIELAARD, N. PALSAR wide-area mapping of Borneo: Methodology and map validation. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 3, p. 605-617, 2010.
- HOPKINS, M. J. G. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 1400–1411, 2007.
- HOPKINSON, C.; CHASMER, L.; YOUNG-POW, C.; TREITZ, P. Assessing forest metrics with a ground-based scanning LiDAR. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 34, p. 573–583, 2004.
- HUBER, O. Vegetacion y flora de Pantepui, region Guayana. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n.2, p. 41-52, 1988.
- HUETE, A. R. Soil-dependent spectral response in a developing plant canopy. **Agronomy Journal**, v. 79, p. 61-68, 1987.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 2nd ed. Rio de Janeiro, RJ, 2009.
- _____. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Sistema fitogeográfico Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas Procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro, RJ, Diretoria de Geociências Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 2012.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de manejo do Parque Nacional do Viruá**. Boa Vista, ICMBIO, 2014. 626p.
- IKEDA, H.; OKAMOTO, K.; FUKUHARA, M. Estimation of aboveground phytomass with a growth model using Landsat TM and climate data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, n. 11, p. 2283-2294, 1999.
- IMHOFF, M. L. A Theoretical Analysis of the Effect of Forest Structure on Synthetic Aperture Radar Backscatter and the Remote Sensing of Biomass. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, p. 341-352, 1995a.
- IMHOFF, M. L. Radar Backscatter and Biomass Saturation: Ramifications for Global Biomass Inventory. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, p. 511-518, 1995b.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)**. Dados de Caracarái. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acessado em: 10 junho 2013.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. São José dos Campos,

São Paulo, Brasil, 2014. Disponível em:

<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>. Acessado em 15 set. 2014.

IRISARRI, J. G. N.; OESTERHELD M.; VERO, S. R.; PARUELO, J. M. Grass species differentiation through canopy hyperspectral reflectance. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 22, p. 5959–5975, 2009.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598p.

KASISCHKE, E. S.; BOURGEOU-CHAVEZ, L. L. Monitoring south Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 63, p. 281–291, 1997.

KASISCHKE, E. S.; MELACK, J.; DOBSON, M. C. The use of imaging radars for ecological applications: a review. **Remote Sensing of Environmen**, v.59, p.141-156, 1997.

KAUFMAN, Y. J.; TANRE, D.; REMER, L. A.; VERMOTE, E. F.; CHU, A.; HOLBEN, B. N. Operational remote sensing of tropospheric aerosol over land from EOS–Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, p. 17051–17067, 1997.

KEELEY, J. E.; RUNDEL, P. W. Fire and the Miocene expansion of C₄ grasslands. **Ecology Letters**, v. 8, n. 7, p. 683–690, 2005.

KLINK, C. A. **Estudo comparativo entre Gramíneas C₃ e C₄ de sítios sombreados e abertos: Aspectos ecológicos**. 1986. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1986.

KLINK, C. A.; JOLY, C. A. Identification and distribution of C₃ and C₄ grasses in open and shaded habitats in São Paulo, Brazil. **Biotropica**, v. 21, n. 1, p. 30-34, 1989.

KOKALY, R. F.; DESPAIN, D. G.; CLARK, R. N.; LIVO, K. E. Mapping vegetation in Yellowstone National Park using spectral feature analysis of AVIRIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, p. 437–456, 2003.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant physiological ecology**. New York: Springer. 2008. 605p.

LATRUBESSE, E. M.; RAMONELL, C. A climatic model for Southwestern Amazonia at Last Glacial times. **Quaternary International**, v. 21, p. 163-169, 1994.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre unos métodos para el Análisis Estructural de los bosques tropicales. **Acta Científica Venezolana**, v. 13, p. 57-65, 1962.

LEDRU, M. P.; CECCANTINI, G.; GOUVEIA, S. E. M.; LÓPEZ-SÁEZ, J. A.; PESSENDA, L. C. R.; RIBERITO, A. S. Millennial-scale climatic and vegetation changes in a northern Cerrado (Northeast, Brazil) since the Last Glacial Maximum. **Quaternary Science Reviews**, v. 25, p. 1110-1126, 2006.

- LEE, J. B.; WOODYATT A. S.; BERMAN, M. Enhancement of high spectral resolution remote-sensing data by a noise-adjusted principal components transform. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 28, p. 295–304, 1990.
- LEFSKY, M. A.; COHEN, W. B.; PARKER, G. G.; HARDING, D. J. LiDAR remote sensing for ecosystem studies. **Bioscience**, v. 52, p. 19–30, 2002.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998.
- LEIER, A. L.; DECELLES, P. G.; PELLETIER, J. D. Mountains, monsoons and megafans. **Geology**, v. 33, n. 4, p. 289–292, 2005.
- LEITOLD, V. **Canopy structure and function in the Tapajós National Forest in equatorial Amazonia, Brazil**. Thesis (Bachelor of Arts) - Department of Earth and Planetary Sciences, Harvard College. 2009.
- LI, G.; JIE, C.; ZHIYING S., MANZHI T. Establishing a minimum dataset for soil quality assessment based on soil properties and land-use changes. **Acta Ecologica Sinica**, v. 27, n. 7, p. 2715–2724, 2007.
- LINGNAU, C., MACHADO, A. M. L.; BAVARESCO JUNIOR, A.; COLLA, F. L. Determinação de diâmetros em diferentes alturas de árvores individuais a partir de dados laser terrestre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...São José dos Campos: INPE 2009**. p. 5031 – 5038. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em:<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.19.28>>. Acesso em: 22 mar. 2016.
- LINGNAU, C.; NAKAJIMA, N. Y.; DAMAS, B.; SANTOS, D. S. DOS; VINHAL, L. A. Obtenção de parâmetros florestais através de laser terrestre – Novas perspectivas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais... Florianópolis: INPE, 2007**. p. 3661-3663. CD-ROM, On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em:<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.14.18.49.34>>. Acesso em: 22 mar. 2016.
- LISBOA, P. L. Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas III. Observações gerais e revisão bibliográfica sobre as campiranas amazônicas de areia branca. **Acta Amazônica**, v. 5, p. 211-223, 1975.
- LLERAS, E.; KIRKBRIDE, J. H. Alguns aspectos da vegetação da serra do Cachimbo. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 1, p. 51-65, 1978.
- LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 5, p. 823-870, 2007.
- LUNDSTRÖM U. S.; VAN BREEMEN, N.; BAIN, D. The podzolization process: a review. **Geoderma**, v. 94, p. 91–107, 2000.

- LUO, S.; WANG, C.; PAN, F.; XI, X.; LI, G.; NIE, S.; XIA, S. Estimation of wetland vegetation height and leaf area index using airborne laser scanning data. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 550–559, 2015.
- LIM, K.; TREITZ, P.; WULDER, M.A.; ST-ONGE, B.; FLOOD, M. LiDAR remote sensing of forest structure. **Progress in Physical Geography**, v. 27, p. 88–106, 2003.
- LISBOA, P. L. Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas – II – Observações gerais e revisão bibliográfica sobre as campinas amazônicas de areia branca. **Acta Amazonica**, v. 5, n. 3, p. 211-223, 1975.
- MACARTHUR, R.H; MACARTHUR, J.W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, p.594-598, 1961.
- MAECHLER, M.; ROUSSEEUW, P.; STRUYF, A.; HUBERT, M. **Cluster analysis basics and extensions**. 2005. R package. Disponível em: <http://cran.r-project.org/>. Acessado em: 03 abril 2014.
- MAGNUSSEN, S.; BOUDEWYN, P. Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 28, p. 1016-1031, 1998.
- MAGURRAN, A. E. (Ed.). **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford, 2004. p. 1-71.
- MARANHO, Á. S.; SALIMON, C. I. Maranthaceae overabundance decreases richness and abundance of regenerating woody plants in natural gaps. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, p. 53-62, 2015.
- MARTINS, F. R.; MATTES, L. A. F. Respiração edáfica e nutrientes na Amazônia (região de Manaus): floresta arenícola, campina, campinarana. **Acta Amazonica**, v. 8, n. 2, p. 233–244, 1978.
- MASEK, J. G., VERMOTE, E. F.; SALEOUS, N.; WOLFE, R.; HALL, F. G.; HUENNRICH, F.; GAO, F.; KUTLER, J.; LIM, T. K. A Landsat surface reflectance data set for North America, 1990-2000, **Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 3, p. 68-72, 2006.
- MERTES, L. A. K.; SMITH, M. O.; ADAMS, J. B. Estimating Suspended Sediment Concentrations in Surface Waters of the Amazon River Wetlands from Landsat Images. **Remote Sensing Environment**, v. 43, p. 281-301, 1993.
- MERTES, L. A. K.; DANIEL, D. L.; MELACK, J. M.; NELSON, B.; MARTINELLI, L. A.; FORSBERG, R. B. Spatial patterns of hydrology, geomorphology and vegetation of flood plain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology**, v. 13, p. 215-232, 1995.
- MCCARTHY, J.; GUMBRICHT, T.; MCCARTHY, T. S. Ecoregion classification in the Okavango Delta, Botswana from multitemporal remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 19, p. 4339-4357, 2005.

- MEANS, J. E.; ACKER, S. A.; FITT, B. J.; RENSLOW, M.; EMERSON, L.; HENDRIX, C. J. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning LiDAR. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 66, n. 11, p. 1367–1371, 2000.
- MENDONÇA, B. A. F. Campinaranas amazônicas: pedogênese e relações solo-vegetação. 2011. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2011.
- MENDONÇA, B. A. F.; SIMAS, F. N. B.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FILHOS, E. I. F.; VALE JR, J. F.; MENDONÇA, J. G. F. Podzolized soils and paleoenvironmental implications of white-sand vegetation (Campinarana) in the Viruá National Park, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 2-3, p. 9-20, 2014.
- MENESES, P. R.; SANO, E. E. Classificação pixel a pixel de imagens. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Eds.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UNB/CNPq, 2012.
- MIALL, A. D. **Geology of fluvial deposits**. Berlin: Springer-Verlag, 1996. 582 p.
- MOULATLET, G. M.; COSTA, F. R. C.; RENNÓ, C. D.; EMILIO, T.; SCHIETTI, J. Local hydrological conditions explain floristic composition in lowland Amazonian forests. **Biotropica**, v. 46, p. 395–403, 2014.
- MOFFETT, K. B.; GORELICK, S. M. Distinguishing wetland vegetation and channel features with object-based image segmentation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n.4, p. 1332-1354, 2013.
- MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modeling: A review of Hydrological, geomorphological an biological applications. **Hydrological Processes**, v. 5, p. 3-30, 1991.
- MORAIS, R. P., CARVALHO, T. M. Cobertura da terra e parâmetros da paisagem no município de Caracaraí - Roraima. **Revista de Geografia Acadêmica**, v. 7, p. 46-59, 2013.
- MORI, S. Diversificação e conservação de Lecythidaceae neotropicais. **Acta Botanica Brasileira**, v. 4, p. 45-68, 1990.
- MORRIS, S. T.; HIRSCHBERG, S. W.; MICHEL, A.; PARKER, W. J.; MCCUTCHEON S. N. Herbage intake and live weight gain of bulls and steers continuously stocked at fixed sward heights during autumn and spring. **Grass and Forage Science**, v. 48, p. 109-117, 1993.
- MOZETO, A. A.; NOGUEIRA, F. M. B.; SOUZA, M. H. A. O. E.; VICTÓRIA, R. L. C₃ and C₄ grasses distribution along soil moisture gradient in surrounding areas of the Lobo Dam (São Paulo, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.68, n. 1, p. 113-121,1996.

MURA, J. C. **Geocodificação automática de ima-gens de radar de abertura sintética interferométrico**: sistema Geo-Insar. 2000. 159 p. (INPE-8209-TDI/764). Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2000. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/2001/08.03.12.24>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

NAGENDRA, H. Using remote sensing to assess biodiversity. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 12, p. 2377-2400, 2001.

NAKA, L. N.; COHN-HAFT, M.; MALLET-RODRIGUES, F.; SANTOS, M. S. D.; TORRES, M. F. The Avifauna of the Brazilian state of Roraima: bird distribution and biogeography in the Rio Branco basin. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, p. 197-238, 2006.

NARVAES, I. S. **Avaliação de dados SAR polarimétricos para estimativa de biomassa em diferentes fitofisionomias de florestas tropicais**. 2010. 190 p. (sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/08.09.22.43-TDI). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3837N9S>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

NICHOLS, G.; FISHER, J. Processes, facies and architecture of fluvial distributary system deposits. **Sedimentary Geology**, v.195, p. 75–90, 2007.

NILSSON, M. Estimation of tree heights and stand volume using an airborne LiDAR system. **Remote Sensing of Environment**, v. 56, p. 1–7, 1996.

NI-MEISTER, W.; LEE, S.; STRAHLER, A. H.; WOODCOCK, C. E.; SCHAAF, C.; YAO, T.; RANSON, K. J.; SUN, G.; BLAIR, J. B. Assessing general relationships between aboveground biomass and vegetation structure parameters for improved carbon estimate from lidar remote sensing. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, p. 1–12, 2010.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, p. 663-670, 1997.

OKSANEN, J. **Vegan**: R functions for vegetation ecologists. 2005. Disponível em: <http://cc.oulu.fi/_jarioksa/softhelp/vegan.html>. Acessado em: 22 maio 2014.

OLESON, K. W.; SARLIN, S.; GARRISON, J.; SMITH, S.; PRIVETTE, J. L.; EMERY, W. J. Unmixing multiple land-cover type reflectances from coarse spatial resolution satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 54, p. 98-112, 1995.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 21-34, 2004.

OLIVEIRA, A. A.; DALY, D.C.; VINCENTINI, A.; COHN-HAFT, M. Florestas sobre areia: Campinaranas e Igapós. In: OLIVEIRA, A. A.; DALY, D.C. (Eds.). **Florestas do rio Negro**. São Paulo: Schwarcz Ltda., 2001. p. 179-220.

OWENSBY, C. E.; COYNE, P. I.; HAM, J. M.; AUEN, L. A.; KNAPP, A. K. Biomass production in a tallgrass prairie ecosystem exposed to ambient and elevated CO₂. **Ecological Applications**, v. 3, p.664-653, 1993.

OZESMI, S. L.; BAUER, M. E. Satellite remote sensing of wetlands. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, p. 381-402, 2002.

PAL, M.; MATHER, P. M. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. **Remote Sensing of Environment**, v.86, p. 554-565, 2003.

PARKER, G. G.; RUSS, M. E. The canopy surface and stand development: assessing forest canopy structure and complexity with near-surface altimetry. **Forest Ecology and Management**, v. 189, p. 307–315, 2004a.

PARKER, G. G.; HARDING, D. J.; BERGER, M. L. A portable LIDAR system for rapid determination of forest canopy structure. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, p. 755-767, 2004b.

PEREIRA, P. A. **Chrysobalanaceae no Parque Nacional Viruá (Roraima) e distribuição de domácias em *hirtella dorvalii* Prance**. 2013. Dissertação (Mestre em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, AM, 2013.

PESSENDA, L. C. R.; BOULET, R.; ARAVENA, R.; ROSOLEN, V.; GOUVEIA, S. E. M.; RIBEIRO, A. S; LAMOTTE, M. Origin and dynamics of soil organic matter and vegetation changes during the Holocene in a Forest-savanna transition zone, Brazilian Amazon region. **The Holocene**, v. 11, n. 2, p. 250-254, 2001.

PESSENDA LCR, ARAVENA R, MELFI AJ, TELLES ECC, BOULET R, VALENCIA EPE, TOMAZELLO M. The use of carbon isotopes (¹³C, ¹⁴C) in soil to evaluate vegetation changes during the Holocene in central Brazil. **Radiocarbon**, v. 38, n. 2, p. 191–201, 1996.

PESSOA, E.; ALVES, M. *Lockhartia viruensis* (Orchidaceae-Oncidiinae), a new species from Roraima state, Brazilian Amazonia region. **Brittonia**, v. 64, n. 2, p. 162-164, 2012.

PETERSON, D. L.; PRICE, K. P.; MARTINKO, E. A. Discriminating between cool season and warm season grassland cover types in northeastern Kansas. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 5015–5030, 2002.

PETERSON, P. M.; SORENG, R. J. Systematics of California Grasses (Poaceae). In: Stromberg, M. R.; Corbin, J. D.; D'Antonio, C. (Eds). **California grasslands: ecology and management**. Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press, 2007.

- PINDER, L.; ROSSO, S. Classification and ordination of plant formations in the Pantanal of Brazil. **Plant Ecology**, v. 136, p. 151-165, 1998.
- PINHO, C. M. D. **Análise orientada a objetos de imagens de satélites de alta resolução especial aplicada à classificação de cobertura do solo no espaço intra-urbano**: o caso de São José dos Campos – SP. 2006. 178 p. (INPE-14183-TDI/1095). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 2005. Disponível em:<<http://urlib.net/8JMKD3MGPBW/QLFQPS>>. Acesso em: 22 mar. 2016.
- PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. The vegetation types of the brazilian amazon. In: eds Prance, G. T.; Lovejoy, T. E. (Eds). **Amazonia**. Pergamon Press, Oxford, UK. 1985. p. 109–145.
- POLETTI, F. E ALEIXO, A. Implicações biogeográficas de novos registros ornitológicos em um enclave de vegetação de campina no sudoeste da Amazônia brasileira. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 1196-1200, 2005.
- PONTIUS JR, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32: p. 4407-4429, 2011.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. (Eds.). **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos, SP, Parêntese, 2010.
- POPESCU, S. C.; WYNNE, R. H.; NELSON, R. F. Estimating plot-level tree heights with LiDAR: Local filtering with a canopy-height based variable window size. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 37, p. 71–95, 2002.
- POPESCU, S. C.; ZHAO, K.; NEUENSCHWANDER, A.; LIN, C. Satellite Lidar vs. small footprint airborne Lidar: Comparing the accuracy of aboveground biomass estimates and forest structure metrics at footprint level. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2786-2797, 2011.
- PRANCE, G. T. The history of the INPA capoeira based on ecological studies of Lecythidaceae. **Acta Amazonica**, v. 5, p. 261-263, 1975.
- PRANCE, G. T. Notes on vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. **Brittonia**, v. 31, p.26-38, 1979.
- PRANCE, G. T. Vegetation. In: WHITMORE T. C.; PRANCE, G. T. (Eds.). **Biogeography and quaternary history in Tropical America**. Oxford: Clarendon Press, Oxford Monographs on Biogeography, 1987. n. 3.
- PRANCE, G. T.; DALY, D. Brazilian Amazon. In: CAMPBELL D. G.; HAMMOND, H. D. (eds.). **Floristic inventory of tropical countries**. New York: The New York Botanical Garden 1989. p. 523-533.

PRANCE, G. T.; SCHUBART, H. O. R. Notes on the vegetation of Amazonia I. A preliminary note on the origin of the open White sand campinas of the lower Rio Negro. **Brittonia**, v. 30, n. 1, p. 60–63, 1978.

PRATA, A. P. N.; THOMAS, W. W.; WANDERLEY, M. G. L. Micromorfologia da superfície do aquênio em *Bulbostylis* Kunth (Cyperaceae). **Revista Brasil de Botânica**, v.31, n.4, p.587-596, 2008.

PRICE K. P.; GUO, X.; STILES, J. M. Optimal Landsat TM band combinations and vegetation indices for discrimination of six grassland types in eastern Kansas. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 5031–5042, 2002.

PRIGENT, C.; MATTHEWS, E.; AIRES, F.; ROSSOW, W. B. Remote sensing of global wetland dynamics with multiple satellite data sets. **Geophysical Research Letters**, v. 28, p. 4631-4634, 2001.

PIRES O'BRIEN, M. J. Report on a remote swampy rock savanna at the mid-Jari river basin, lower Amazon. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 108, p. 21-33, 1992.

QUINLAN, J. R. **C4.5: Programs for machine learning**. San Francisco, CA: Morgan Kaufmann Publishers. 1993.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R: **A Language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2008. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 04 ago. 2014

RADAMBRASIL. Folha SC. **19-Rio Branco**. , Rio Janeiro: Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, Projeto RADAM BRASIL, 1976.

RAHMAN, A. F.; GAMON, J. A.; SIMS, D. A.; SCHMIDTS, M. Optimum pixel size for hyperspectral studies of ecosystem function in southern California chaparral and grassland. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, p. 192-207, 2003.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biología de las plantas**. Barcelona, Espanha: Editorial Reverté S. A., 1992.

REBELO, L. M. Eco-hydrological characterization of inland wetlands in Africa using L-Band SAR. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 3, p. 554-559, 2010.

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 339-358, 2008.

REZAEI, S. A., GILKES, R. J., ANDREWS, S. S. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. **Geoderma**, v. 136, p. 229–234, 2006.

- RIBEIRO, M. N. G.; SANTOS, A. Observações climáticas no ecossistema Campina Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 5, p. 183–189, 1975.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003. 503 p.
- RINGROSE, S.; VADERPOST, C.; MATHESON, W. Mapping ecological conditions in the Okavango delta, Botswana using fine and coarse resolution systems including simulated SPOT vegetation imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, p. 1029-1052, 2003.
- RINGROSE, S.; JELLEMA, A.; HUNTSMANMAPILA, P.; BAKER, L.; BRUBAKER, K. Use of remotely sensed data in the analysis of soil-vegetation changes along a drying gradient peripheral to the Okavango Delta, Botswana. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 19, p. 4293–4319, 2005.
- ROBERTS, S. D.; DEAN, T. J.; EVANS, D. L.; MCCOMBS, J. W.; HARRINGTON, R. L.; GLASS, P. A. Estimating individual tree leaf area in loblolly pine plantations using LiDAR-derived measurements of height and crown dimensions. **Forest Ecology and Management**, v. 213, n. 1–3, p. 54–70, 2005.
- ROSSETTI, D. F.; TOLEDO, P. M.; GÓES, A. M. New geological framework for Western Amazonia (Brazil) and implications for biogeography and evolution. **Quaternary Research**, v. 63, n. 1, p. 78-89, 2005.
- ROSSETTI, D. F.; ALMEIDA, S.; AMARAL, D. D.; LIMA, C. M.; PESSENDA, L. C. R. Coexistence of forest and savanna in an Amazonian area from a geological perspective. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, p. 120–132, 2010.
- ROSSETTI, D. F.; BERTANI, T. C.; ZANI, H.; CREMON, E. H.; HAYAKAWA, E.H. Late Quaternary sedimentary dynamics in Western Amazonia: Implications for the origin of open vegetation/forest contrasts. **Geomorphology**, v. 177–178, p. 74–92, 2012a.
- ROSSETTI, D.F.; ZANI, H.; COHEN, M.C.L.; CREMON, É.H. A Late Pleistocene–Holocene wetland megafan in the Brazilian Amazonia. **Sedimentary Geology**, v. 282, p. 276–293. 2012b.
- ROSSETTI, D. F.; CREMON, E.H.; ZANI, H. Origem tectônica de megaleques no norte da Amazônia com base em multissensores. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. Anais... São José dos campos: INPE, 2013. CD-Rom.
- ROSSETTI, D. F.; COHEN, M. C. L.; BERTANI, T. C.; HAYAKAWA, E. H.; PAZ, J. D. S.; CASTRO, D. F.; FRIAES, Y. Late Quaternary fluvial terrace evolution in the main southern Amazonian tributary. **Catena**, v. 116, p. 19–37, 2014a.
- ROSSETTI, D. F.; ZANI, H., CREMON, É. H. Fossil megafans evidenced by remote sensing in the Amazonian wetlands. **Zeitschrift für Geomorphologie**, v. 58, p. 145–161, 2014b.

- ROSSETTI, D. F.; COHEN, M. C. L.; TATUMI, S. H.; SAWAKUCHI, A. O.; CREMON, E. H.; MITTANI, J. C. R.; BERTANI, T. C.; MUNITA, C. J. A. S.; TUDELA, D. R. G.; YEE, M.; MOYA, G. Mid-Late Pleistocene OSL chronology in western Amazonia and implications for the transcontinental Amazon pathway. *Sedimentary Geology*, *in press*, 2015.
- ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: FREDEN, S. C.; MERCANTI, E. P.; BECKER, M. A. (Eds.). **Third earth resources technology satellite-1** Symposium, I: Technical Presentations. NASA, 1973. p. 309–317.
- RUNDEL, P. W. Ecological success in relation to plant form and function in the woody legumes. In: STIRTON, C. H.; ZARUCCHI, J. L. (Eds.). **Advances in legume biology**. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Gardens, v. 29, p. 377-398, 1989.
- SAATCHI, S.; NELSON, B.; PODEST, E.; HOLT, J. Mapping land cover types in the Amazon Basin using 1 km JERS-1 mosaic. *International Journal of Remote Sensing*, v. 21, p. 1201-1234, 2000.
- SAGE, R. F.; MONSON, R. K. **C₄ plant biology**. New York: Academic Press, 1999.
- SALA, E. Temperate grasslands. In: CHAPIN, F. S.; SALA, O. E.; HUBER-SANNWALD, E. (Eds.). **Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st Century**. Springer Verlag, New York, 2001.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HÄKKINEN, I.; MÄKINEN, Y.; NIEMELÄ, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, v. 322, p. 254-258, 1986.
- SANAIOTTI, T. M.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; TRUMBORE, S. E.; CAMARGO, P. B. Past vegetation, in Amazon savannas determined using carbon isotopes of soil organic matter. *Biotropica*, v. 34, n. 1, p. 2-16, 2002.
- SANTOS, J. O. S.; NELSON, B. W.; GIOVANNINI, C. A. Corpos de areia sob leitos abandonados de grandes rios. *Ciência Hoje*, v. 16, n. 93, p. 22-25, 1993.
- SANTOS, J. R.; FREITAS, C. C.; ARAUJO, L. S.; DUTRA, L. V.; MURA, J. C.; GAMA, F. F.; SOLER, L. S.; SANT'ANNA, S. J. S. Airborne P-band SAR applied to the above ground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. *Remote Sensing of Environment*, v. 87, p. 482-493, 2003.
- SHAW, R. B. Tropical grasslands ; savannas. In: Everett, S. W. L. J. (Ed). **Grasses: systematics ; evolution**. Melbourne, Austrália: CSIRO, , 2000. p. 351-355.
- SHANMUGAM, P.; AHN, Y.; SANJEEVI, S. A comparison of the classification of wetland characteristics by linear spectral mixture modeling and traditional hard classifiers on multispectral remotely sensed imagery in southern India. *Ecological Modelling*, v. 194, p. 379-394, 2006.

SCHAEFER, C. E.; MENDONÇA, B. A. F.; FERNANDES FILHO, E. I.
Geoambientes e paisagens do Parque Nacional do Viruá – RR. 2009. Relatório, 50p.

SCHLIEMANN, S. A.; BOCKHEIM, J. G. Methods for studying treefall gaps: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p.1143–1151, 2011.

SCHIETTI, J. **Interações entre floresta, chuva e água do solo afetam a composição e estrutura da vegetação na Amazônia Central.** 2013. Tese (Doutorado em ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, AM, 2013.

SHIMABUKURO, Y.; ALMEIDA-FILHO, R.; KUPLICH, T. M.; FREITAS, R. M. Quantifying optical and SAR image relationships for tropical landscape features in the Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 17, p. 3831-3840, 2007.

SCHULZE, E. D.; ELIS, R.; SCHULZE, W.; TRIMBORN, P.; ZIEGLER, H. Diversity, metabolic types and $\delta^{13}\text{C}$ carbon isotope ratios in the grass flora of Namibia in relation to growth form, precipitation and habitat conditions. **Oecologia**, v. 106, p. 352–369, 1996.

SHIMADA, M.; ISOGUCHI, O.; TADONO, T.; ISONO, K. PALSAR Radiometric and Geometric Calibration. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 47, n.12, p. 3915-3932, 2009.

SHIMABUKURO, Y. E.; ALMEIDA FILHO, R.; KUPLICH, T. M.; FREITAS R. M. Quantifying optical and SAR image relationships for tropical landscape features in the Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 17, p. 3831-3840, 2007.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, p.16-20, 1991.

SICK, A. G. **Technical Description LMS200.** 2003. Disponível em: <<http://www.sick.de>>. Acesso em: 12 abril 2014.

SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento.** São Paulo, McGraw-Hill, Brasil. 348 p. 1977.

SILVA, R. P. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM).** 2007. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, AM, 2007.

SILVA, R. M.; MEHLIG, U.; SANTOS, J. U. M.; MENEZES, M. P. M. 2010. The coastal restinga vegetation of Pará, Brazilian Amazon: a synthesis. **Revista Brasileira de Botânica**, v.33, n. 4, p.563-573, 2010.

SILVERMAN, B. W. **Density estimation for statistics and data analysis.** New York: Chapman and Hall, 1986.

SOUZA-FILHO, P. W. M.; PARADELLA, W. R.; RODRIGUES, S. W. P.; COSTA, F. R.; MURA, J. C.; GONÇALVES, F. D. Discrimination of coastal wetland environments in the Amazon region based on multi-polarized L-band airborne synthetic aperture radar imagery. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, p. 88–98, 2011.

SLINGERLAND, R.; SMITH, N. D. River avulsions and their deposits. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 32, p. 257-285, 2004.

STANISTREET, I.; MCCARTHY, T. The Okavango Fan and the classification of subaerial fan systems. **Sedimentary Geology**, v. 85, n. 1-4, p. 115–133, 1993.

STARK, S. C.; LEITOLD, V.; WU, J. L.; HUNTER, M. O.; CASTILHO C. V.; COSTA, F. R.; MCMAHON, S. M.; PARKER, G. G.; SHIMABUKURO, M. T.; LEFSKY, M. A.; KELLER, M.; ALVES, L. F.; SCHIETTI, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; BRANDÃO, D. O.; WOODCOCK, T. K.; HIGUCHI, N.; CAMARGO, P. B.; OLIVEIRA, R. C.; SALESKA, S. R.; CHAVE, J. Amazon forest carbon dynamics predicted by profiles of canopy leaf area and light environment. **Ecology Letters**, v. 12, p. 1406-14, 2012.

STONE, T. A.; SCHLESINGER, P.; HOUGHTON, R. A.; WOODWELL, G. M. A map of the vegetation of south-America based on satellite imagery. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 60, p. 541–551, 1994.

STROPP, J.; VAN DER SLEEN. P.; ASSUNÇÃO. P. A.; SILVA, A. L.; TER STEEGE, H. Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. **Acta Amazônica**, v. 41, p. 521-544, 2011.

TASSINARI, C. C. G.; MACAMBIRA, M. J. B. Geochronological provinces of the Amazonianian Craton. **Episodes**, v. 22, n. 3, p.174-182, 1999.

TEDDER, M. J.; KIRKMAN, K. P.; MORRIS, C. D.; TROLLOPE, W. S. W.; BONYONGO, M. C. Classification and mapping of the composition and structure of dry woodland and savanna in the eastern Okavango Delta. **Koedoe**, v. 55, n. 1, p. 1-8, 2013.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N.; SABATIER, D.; CASTELLANOS, H.; VAN DER HOUT, P.; DALY, D. C.; SILVEIRA, M.; PHILLIPS, O.; VASQUEZ, R.; VAN ANDEL, T.; DUIVENVOORDEN, J.; DE OLIVEIRA, A. A.; EK, R.; LILWAH, R.; THOMAS, R.; VAN ESSEN, J.; BAIDER, C.; MAAS, P.; MORI, S.; TERBORGH, J.; VARGAS, P. N.; MOGOLLON, H.; MORAWETZ, W. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 2255–2277, 2003.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; PHILLIPS, O. L.; CHAVE, J.; SABATIER, D.; DUQUE, A.; MOLINO, J. F.; PRÉVOST, M. F.; SPICHIGER, R.; CASTELLANOS, H. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, v. 443, p. 444-447, 2006.

TER STEEGE, H.; ZONDERVAN, G. A preliminary analysis of large-scale forest inventory data of the Guiana shield. In: TER STEEGE, H. (Eds.). **Plant diversity in**

Guyana. Tropenbos Series 18. Wageningen, The Netherlands: Tropenbos Foundation, 2000. p. 35–54.

THÈRY, M. Forest light and its influence on habitat selection. **Plant Ecology**, v. 153, p. 251-261, 2001.

TIESZEN, L. L.; REED, B. C.; BLISS, N. B.; WYLIE, B. K.; DEJONG, D. D. NDVI, C₃ and C₄ production, and distributions in Great Plains grassland land cover classes. **Ecological Applications**, v. 7, p. 59–78, 1997.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K. Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 1, p. 25-34, 1994.

RUOKOLAINEN, K.; LINNA, A.; TUOMISTO, H. Use of Melastomataceae and pteridophytes for revealing phytogeographical patterns in Amazonian rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 2, p. 243-256, 1997.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. **Science**, v. 299, p. 241-244, 2003.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; KALLIOLA, R.; LINNA, A.; DANJOY, W.; RODRIGUEZ, Z. Dissecting Amazonian diversity. **Science**, v. 269, p. 63, 1995.

UENO, O.; KAWANO, Y.; WAKAYAMA, M.; TAKEDA, T. Leaf vascular systems in C₃ and C₄ grasses: a two-dimensional analysis. **Annals of Botany**, v. 97, p. 611–621, 2006.

VALERIANO, M. M.; ALBUQUERQUE, P. C. G. **TOPODATA**: processamento dos dados SRTM. São José dos Campos: INPE, 2010. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/dados.php>. Acesso em: 2 maio 2013.

VAN AARDT, J.A.; WYNNE, R.H.; SCRIVANI, J.A. LiDAR-based Mapping of Forest Volume and Biomass by Taxonomic Group Using Structurally Homogenous Segments. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 74, 8, p. 1033-1044, 2008.

VAN DER SANDEN, J. J. **Radar remote sensing to support tropical forest management.** Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 1997. 330 p.

VAN DER ZANDE, D., HOET, W., JONCKHEERE, I., VAN AARDT, J., COPPIN, P. Influence of measurement set-up of ground-based LiDAR for derivation of tree structure. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 141, n. 2–4, p. 147–160, 2006.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro. IBGE, 1991.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. 4. ed. New York: SpringerVerlag, 2002. Disponível em: <<http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>>. Acesso em: 12 abril 2014.

VIANA, P. L.; FILGUEIRAS, T. S. Inventário e distribuição geográfica das gramíneas (Poaceae) na Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Megadiversidade**, v. 4, p. 1-2, 2008.

VICENTINI, A. A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú. In: BORGES, S.H., IWANAGA, S.; DURIGAN, C.C.; PINHEIRO, M. R. (Eds.). **Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia**. Manaus, AM.: Fundação Vitória Amazônica/WWF-Brasil, 2004. p. 105-131.

VICTORIA, R. L.; FERNANDES, F.; MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; TRUMBORE, S. Past vegetation changes in the Brazilian Pantanal arboreal-grassy savanna ecotone by using carbon isotopes in the soil organic matter. **Global Change Biology**, v. 1, p. 165-171, 1995.

WALKER, W. S.; MEMBER, A.; STICKLER, C. M.; KELLNDORFER, J. M.; MEMBER, S.; KIRSCH, K. M.; NEPSTAD, D. C. Large-area classification and mapping of forest and land cover in the Brazilian Amazon: A comparative analysis of ALOS/PALSAR and landsat data sources. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 3, p. 594-604, 2010.

WATSON, L.; DALLWITZ, M. J. **The families of flowering plants: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval**. 1992. Disponível em: <<http://delta-intkey.com>>. Acessado em: 01 maio 2013.

WEISSMANN, G. S.; HARTLEY, A. J.; NICHOLS, G. J.; SCUDERI, L. A.; OLSON, M.; BUEHLER, H.; BANTEAH, R. Fluvial form in modern continental sedimentary basins: Distributive fluvial systems. **Geology**, v. 38, p. 39-42, 2010.

WHITE D.; KOROTAYEV, A. **Statistical analysis of cross-tabs**. Chapter 5. 2004. Disponível em: <<http://eclectic.ss.uci.edu/~drwhite/xc/!XC-BK5.pdf/>>. Acessado em: 20 junho 2013.

WITTEN, I.; FRANK, E. **Data mining: practical machine learning tools and techniques**. 2. ed. San Francisco, CA: Morgan Kaufmann Publishers, 2005. 525 p.

WILKINSON, M. J.; MARSHALL, L. G.; LUNDBERG, J. G. River behavior on megafans and potential influences on diversification and distribution of aquatic organisms. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 21, n. 1-2, p. 151-172, 2006.

WILSON, G. P.; LAMB, A. L.; LENG, M. J.; GONZALEZ, S.; HUDDART, D. Variability of organic $\delta^{13}\text{C}$ and C/N in the Mersey Estuary, UK and its implications for sea-level reconstruction studies. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 685-98, 2005a.

WILSON, G. P.; LAMB, A. L.; LENG, M. J.; GONZALEZ, S.; HUDDART, D. $\delta^{13}\text{C}$ and C/N as potential coastal palaeoenvironmental indicators in the Mersey Estuary, UK. **Quaternary Science Reviews**, v. 24, p. 2015–2029, 2005b.

WILSON, J. R.; BROWN, R. H.; WINDHAM, W. R. Influence of leaf anatomy on dry matter digestibility of C₃, C₄, and C₃/C₄ intermediate types of *Panicum* species. **Crop Science**, v. 23, n. 1, p. 141-146, 1983.

WITTMER, M. H. O. M.; AUERSWALD, K.; BAI, Y.; SCHAUFLE, R.; SCHNYDER, H. Changes in the abundance of C₃/C₄ species of Inner Mongolia grassland: evidence from isotopic composition of soil and vegetation. **Global Change Biology**, v. 16, p. 605–616, 2012.

WOORTMANN, C. P. I. B. **Equações alométricas, estoque de biomassa e teores de carbono e nitrogênio de campinaranas da Amazônia central**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, AM, 2010.

USGS - U.S. Geological Survey Department of the Interior U.S. **Geological Survey product guide landsat climate data record (cdr) surface reflectance**. 2013. Disponível em: http://landsat.usgs.gov/documents/cdr_sr_product_guide.pdf. Acessado em: 28 julho 2013.

YAO, T.; YANG, X.; ZHAO, F.; WANG, Z.; ZHANG, Q.; JUPP, D.; LOVELL, J.; CULVENOR, D.; NEWNHAM, G.; NI-MEISTER, W.; SCHAAF, C.; WOODCOCK, C.; LI, X.; STRAHLER, A. Measuring forest structure and biomass in New England forest stands using Echidna ground-based lidar. **Remote Sensing Environment**, v. 115, p. 2965–2974, 2011.

YU, X.; HYYPPÄ, J.; KAARTINEN, H.; MALTAMO, M.; HYYPPÄ, H. Obtaining plotwise mean height and volume growth in boreal forests using multi-temporal laser surveys and various change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, p. 1367–1386, 2008.

YOURDON, E. **Object-oriented systems design: an integrated approach**. New Jersey: Prentice-Hall. 1994.

XIAO, X., HAGEN, S., ZHANG, Q., KELLER, M. AND MOORE III, B. 2006. Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images. **Remote Sensing of Environment**, v. 103, p. 465-473, 2006.

ZANI, H.; ASSINE, M. L.; MCGLUE, M. M. Remote sensing analysis of depositional landforms in alluvial settings: Method development and application to the Taquari megafan, Pantanal (Brazil). **Geomorphology**, v.161, p. 82–92, 2012.

ZANI, H.; ROSSETTI, D. F. Multitemporal Landsat data applied for deciphering a megafan in northern Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 33, n. 19, p. 6060-6075, 2012.

ZANI, H. **Detecção e caracterização do megaleque Viruá (RR) com dados multisensores e geológicos: influência nos padrões atuais de vegetação.** 2013. 163 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/03.04.11.56-TDI). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, 2013. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3DLK7D5>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

ZANI, H.; ROSSETTI, D. F.; COHEN, M. L.; PESSENDA, L. C. R.; CREMON, É. H. Influence of landscape evolution on the distribution of floristic patterns in northern Amazonia revealed by ¹³C data. **Journal of Quaternary Science**, v. 27, p. 854-864, 2012.

APÊNDICE A

CA= Campinarana arbórea; CF = Campinarana florestada; Ig = Floresta de igapó; TF = Floresta de terra firme; e V = Floresta de várzea.

| Família | Espécie | CA | CF | Ig | TF | V |
|---------------|---|----|----|----|----|---|
| Anacardiaceae | | | X | | X | X |
| | <i>Anacardeacea</i> sp.1 | | | | X | |
| | <i>Anacardium cf. giganteum</i> Hancock ex Engl. | | | | X | |
| | <i>Anacardium parvifolium</i> Ducke | | | | X | |
| | <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | | X | | X | X |
| | <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. | | X | | | |
| Annonaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Annona cf. impressivenia</i> Saff. | | | X | | |
| | <i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E. Fr. | | | | X | |
| | <i>Bocageopsis</i> sp.1 | | | | X | |
| | <i>Duguetia discolor</i> R.E.Fries | | | | X | X |
| | <i>Duguetia</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Duguetia</i> sp. 2 | | | | | X |
| | <i>Duguetia uniflora</i> (Dun.) Mart. | | | X | | X |
| | <i>Gatteria foliosa</i> Benth. | | X | | | |
| | <i>Gatteria schomburgkiana</i> Mart. | | X | | | |
| | <i>Guatteria discolor</i> R.E.Fries | | | X | X | X |
| | <i>Guatteria</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Guatteria</i> sp. 2 | | | | X | |
| | <i>Guatteria</i> sp. 3 | | X | | | |
| | <i>Rollinia exsucca</i> A. DC. | | | | | X |
| | <i>Xylopiá aromática</i> (Lam.) Mart. | | | | X | |
| | <i>Xylopiá barbata</i> Mart. | | X | | | |
| | <i>Xylopiá parviflora</i> Spruce | | | | | X |
| | <i>Xylopiá sericea</i> A.St.-Hil | X | X | | | |
| | <i>Xylopiá</i> sp. 1 | | | | X | X |
| | <i>Xylopiá</i> sp. 2 | | | | X | |
| | <i>Xylopiá spruceana</i> Benth. ex Spruce | | | | | X |
| Apocynaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Ambelania acida</i> Aublet. | | | | X | |
| | <i>Ambelania</i> sp.1 | | | | X | |
| | <i>Anacampta</i> sp.1 | | | | | X |
| | <i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. | | | X | X | |
| | <i>Aspidosperma</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Couma utilis</i> (Mart.) Muell.Arg. | X | X | | | |
| | <i>Himatanthus attenuata</i> (Benth.) Woodson | | | X | | |
| | <i>Himatanthus bracteatus</i> (A.DC.) Woodson | | X | | | |
| | <i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson | | | | X | |
| | <i>Lacmellea arborescens</i> (Müll.Arg.) Markgr. | | X | | | |
| | <i>Malouetia tamanqueira</i> Woodson | | | X | | |
| Aquifoliaceae | | X | | X | | |
| | <i>Ilex divaricata</i> Mart.& Reisseck. | X | | X | | |
| Araliaceae | | | | | X | |
| | <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al. | | | | X | |
| Areaceae | | | X | | X | X |

| | | | | | | |
|------------------|---|---|---|---|---|---|
| | <i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey. | | | | X | |
| | <i>Astrocaryum jauari</i> Martius. | | | | | X |
| | <i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart. | | | | X | |
| | <i>Euterpe precatoria</i> Mart. | | | | X | |
| | <i>Mauritia flexuosa</i> L.f. | | | | X | |
| | <i>Mauritiella aculeata</i> (Kunth) Burret. | X | | | | |
| | <i>Oenocarpus bacaba</i> Mart. | | | | X | |
| Bignoniaceae | | | | X | X | X |
| | <i>Arrabidaea trailii</i> Sprague. | | | | X | X |
| | <i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don. | | | | X | X |
| | <i>Memora</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Tabebuia barbata</i> (E. Mey.) Sandw. | | | X | | X |
| | <i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nichols. | | | | X | X |
| | <i>Tabebuia</i> sp. 1 | | | | X | |
| Bombacaceae | | | | X | X | X |
| | <i>Bombacopsis</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Pachira</i> sp. 1 | | | X | | |
| | <i>Scleronema micranta</i> Ducke. | | | | | X |
| Boraginaceae | | X | | | X | |
| | <i>Cordia exaltata</i> Lam. | X | | | | |
| | <i>Cordia goeldiana</i> Huber. | | | | | X |
| | <i>Cordia</i> sp. 1 | | | | | X |
| Burseraceae | | X | X | | X | X |
| | <i>Dacryodes cuspidata</i> (Cuatrec.) Daly. | | | | X | |
| | <i>Protium apiculatum</i> Swart. | | | | X | X |
| | <i>Protium</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Protium</i> sp. 2 | | | | X | X |
| | <i>Protium giganteum</i> Engl. | | X | | | |
| | <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand. | X | X | | | X |
| | <i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl. | | | | | X |
| | <i>Protium trifoliolatum</i> Engl. | | | | | X |
| | <i>Protium unifoliolatum</i> Engl. | | | | | X |
| | <i>Tetragastris paraensis</i> Cuatrec. | | | | | X |
| | <i>Tetragastris</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Trattinickia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart. | | | | | X |
| Caryocaraceae | | | | X | X | |
| | <i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers. | | | X | | |
| | <i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers. | | | | | X |
| | <i>Cecropia concolor</i> Willd. | | | | | X |
| | <i>Cecropia sciadophylla</i> Mart. | | | | | X |
| | <i>Cecropia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Pourouma minor</i> Benoist. | | | | | X |
| Celastraceae | | | | | | X |
| | <i>Goupia glabra</i> Aubl. | | | | | X |
| Chrysobalanaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Couepia bracteosa</i> Benth. | | | | | X |
| | <i>Couepia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Hirtella hispidula</i> Miq. | | X | | | |
| | <i>Hirtella racemosa</i> Lam. | | | | | X |
| | <i>Licania apetala</i> (E.Mey) Fritsch. | X | | X | X | X |
| | <i>Licania heteromorpha</i> Benth. | | X | | X | X |

| | | | | | |
|-----------------|---|---|---|---|---|
| | <i>Licania hypoleuca</i> Benth. | X | | | |
| | <i>Licania micrantha</i> Miq. | X | X | X | |
| | <i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) | X | | | |
| | <i>Licania</i> sp. 1 | | X | X | |
| | <i>Licania</i> sp. 2 | | X | | |
| | <i>Parinari</i> cf. <i>excelsa</i> Sabine | | | | X |
| | <i>Parinari</i> sp. 1 | | | X | |
| Clusiaceae | | X | X | X | X |
| | <i>Calophyllum brasiliensis</i> Cambess. | X | X | X | |
| | <i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec. | | | | X |
| | <i>Caraipa savannarum</i> Kubitzki | X | X | | |
| | <i>Clusia columnaris</i> Engl. | | | | X |
| | <i>Clusia insignis</i> Mart. | | | X | |
| | <i>Clusia lopezii</i> Maguire | X | X | | |
| | <i>Clusia nemorosa</i> G. Mey. | X | X | | |
| | <i>Clusia nitida</i> Bittrich | X | | | |
| | <i>Clusia renggerioides</i> Planch. & Triana | | X | | |
| | <i>Clusia</i> sp. 1 | | | | X |
| | <i>Garcinia</i> sp. 1 | | | X | |
| | <i>Platonia insignis</i> Mart. | | X | X | X |
| | <i>Rheedia</i> sp. 1 | | | | X |
| | <i>Tovomita</i> cf. <i>martiana</i> Engl. | | | | X |
| | <i>Tovomita schomburgkii</i> Planch. & Triana | | | X | |
| | <i>Tovomita</i> sp. 1 | | | | X |
| | <i>Vismia sandwithii</i> Ewan | | | | X |
| Combretaceae | | | | X | X |
| | <i>Buchenavia grandis</i> Ducke. | | | | X |
| | <i>Buchenavia macrophylla</i> Eichl. | | | X | |
| | <i>Buchenavia</i> sp. 1 | | | | X |
| | <i>Combretum laxum</i> Aubl. | | | | X |
| | <i>Combretum</i> sp. 1 | | | | X |
| Connaraceae | | | | | X |
| | <i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch. | | | | X |
| Dilleniaceae | | | | | X |
| | <i>Doliocarpus amazonicus</i> Sleumer. | | | | X |
| | <i>Doliocarpus</i> sp. 1 | | | | X |
| Ebenaceae | | X | | | X |
| | <i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gürke | X | | | |
| | <i>Diospyros vestita</i> Benoist. | | | | X |
| Elaeocarpaceae | | X | | X | |
| | <i>Pogonophora</i> sp. 1 | X | | | |
| | <i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth. | | | | X |
| Erythroxylaceae | | | | X | X |
| | <i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav. | | | | X |
| | <i>Erythroxylum</i> sp. 1 | | | X | |
| Euphorbiaceae | | X | X | X | X |
| | <i>Alchornea discolor</i> Poepp. | | | | X |
| | <i>Euphorbiaceae</i> sp. 1 | | | | X |
| | <i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke. | | | | X |
| | <i>Hevea brasiliensis</i> Aubl. | | | X | X |
| | <i>Hevea guianensis</i> Aubl. | | X | | |

| | | | | | | |
|---------------|---|---|---|---|---|---|
| | <i>Hieronima</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Mabea caudata</i> P. et H. | | | | X | |
| | <i>Maprounea guianensis</i> Aubl. | | | | X | X |
| | <i>Pera schomburckiana</i> Muell. Arg. | | | | | X |
| | <i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth. | | | | | X |
| | <i>Richeria grandis</i> Vahl | | X | | | |
| Euphroniaceae | | X | X | | | |
| | <i>Euphronia guianensis</i> (R.H.Schomb.) Hollier f. | X | X | | | |
| Fabaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Abarema</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Acosmium nitens</i> (Vog.) Yakoulev. | | | | X | |
| | <i>Aldina latifolia</i> Spruce ex Benth. | | X | | | |
| | <i>Andira trifoliolata</i> Ducke | | X | | | |
| | <i>Bauhinia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Bowdichia brachypetala</i> (Tul.) Ducke. | | | | | X |
| | <i>Campsiandra comosa</i> var. <i>laurifolia</i> (Bth.) Cowan. | | | | X | |
| | <i>Campsiandra</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Cassia</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Cynometra bauhinifolia</i> Benth. | | | | | X |
| | <i>Dalbergia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Dialium guianensis</i> Steud. | | | | X | X |
| | <i>Fabaceae</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Fabaceae</i> sp. 2 | | | | | X |
| | <i>Hydrochorea corymbosa</i> (L.C. Richard.) Barneby & Grimes. | | | | X | X |
| | <i>Hymenaea parvifolia</i> Huber | | | | | X |
| | <i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke. | | | | | X |
| | <i>Inga alba</i> (Sw.) Willd. | | | | | X |
| | <i>Inga</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Leptolobium</i> sp. 1 | | X | | | |
| | <i>Machaerium quinata</i> (Aubl.) Sandwith. | | | | | X |
| | <i>Machaerium</i> sp. 1 | | | | X | X |
| | <i>Macrobium acaciifolium</i> Benth. | | | X | | X |
| | <i>Macrobium angustifolium</i> Benth. | | | X | | |
| | <i>Macrobium limbatum</i> Spruce ex Benth. | | | X | | |
| | <i>Ormosia discolor</i> Benth. | | X | | | |
| | <i>Ormosia paraensis</i> Ducke. | | | | X | X |
| | <i>Parkia bicolor</i> A.Chev. | | | X | | |
| | <i>Parkia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlm. | | X | | | |
| | <i>Peltogyne catingae</i> Ducke. | X | | | | |
| | <i>Peltogyne excelsa</i> Ducke. | | | | X | |
| | <i>Peltogyne</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (Benth.) G.P. Lewis & L. Rico. | | | | X | |
| | <i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl. | | | X | X | X |
| | <i>Pterocarpus</i> sp. 1 | | | X | X | |
| | <i>Pterodon</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. | | | | X | |

| | | | | | | | | |
|-----------------|--|---|---|---|---|---|---|---|
| | <i>Sclerolobium</i> sp. 1 | | | | X | | | |
| | <i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth. F | | | | | | X | |
| | <i>Swartzia brachyrachis</i> Harms | | | | | | X | |
| | <i>Swartzia</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| | <i>Swartzia ingifolia</i> Ducke. | | | | X | | | |
| | <i>Swartzia laevicarpa</i> Amsh. | | | | X | | | |
| | <i>Swartzia schomburgkii</i> Benth | | | | | | | X |
| | <i>Swartzia</i> sp. 2 | | | | | X | | X |
| | <i>Tachigali paniculata</i> Aubl. | | | X | | | | |
| | <i>Tachigali venusta</i> Dwyer. | | | | | | X | |
| | <i>Taralea oppositifolia</i> Aubl. | X | X | | | | | |
| | <i>Vatairea guianensis</i> Aubl. | | | | | | X | X |
| | <i>Vatairea</i> sp. 1 | | | | | | X | |
| | <i>Zygia cataractae</i> (Kunth.) L. Rico. | | | | | | | X |
| | <i>Zygia juruana</i> (Harms.) L. Rico. | | | | | | | X |
| Flacourtiaceae | | | X | X | X | X | X | |
| | <i>Casearia javitensis</i> H.B.K | | X | | | X | | |
| | <i>Casearia</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| | <i>Homalium albiflorum</i> (Boivin ex Tul.) Hoffm. | | | | | | X | X |
| | <i>Homalium racemosum</i> Jacq. | | | | X | | | |
| | <i>Laetia corymbulosa</i> Spruce ex Benth. | | | | X | | | |
| | <i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler. | | | | | | | X |
| | <i>Lindackeria</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| Hippocrateaceae | | | | | X | X | X | X |
| | <i>Salacea insignis</i> A.C. Sm. | | | | | | X | |
| | <i>Salacea</i> sp. 1 | | | | | X | | X |
| Hugoniaceae | | | | | | | | X |
| | <i>Roucheria punctata</i> Ducke | | | | | | | X |
| Hulmaceae | | | | | | | | X |
| | <i>Hulmacea</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| Humiriaceae | | X | X | X | X | X | X | |
| | <i>Humiria balsamifera</i> Cuatr. | X | X | | | | | |
| | <i>Sacoglottis guianensis</i> Cuatr. | | | X | X | X | | |
| Icacinaceae | | X | X | | | | | |
| | <i>Emmotum nitens</i> Benth. ex Miers. | X | X | | | | | |
| Lacistemataceae | | | | | X | | X | |
| | <i>Lacistema aggregatum</i> (P.J. Bergius) Rusby. | | | | X | | X | |
| Lauraceae | | X | X | X | X | X | X | X |
| | <i>Anacardium parvifolium</i> Ducke. | | | | X | | | |
| | <i>Aniba rosaeodora</i> Ducke. | | | | | | X | |
| | <i>Aniba</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| | <i>Lauraceae</i> sp. 1 | | | | | | X | |
| | <i>Licania</i> sp. 3 | | | X | | | | |
| | <i>Licaria martiniana</i> (Mez) Kosterm. | | | X | | | | |
| | <i>Mezilaurus itauba</i> (Meissn.) Taubert ex Mez. | | | X | | X | | |
| | <i>Nectandra rubra</i> (Mez.) C.K. Allen. | | | | | | X | |
| | <i>Ocotea acyphylla</i> (Mess.) Mez. | | | | | | X | |
| | <i>Ocotea cinerea</i> van der Werff. | | | | | | X | X |
| | <i>Ocotea cymbarum</i> Kunth. | | | | | X | | |
| | <i>Ocotea esmeraldana</i> Mold. ampl. C. K. Allen | X | | | | | | |
| | <i>Ocotea leucoxydon</i> (Sw.) Mez. | | | | | | X | |
| | <i>Ocotea</i> sp. 1 | | | | | | | X |

| | | | | | | |
|-----------------|--|---|---|---|---|---|
| | <i>Ocotea</i> sp. 1 | | X | X | | |
| | <i>Ocotea</i> sp. 2 | | | | X | |
| | <i>Ocotea</i> sp. 3 | | | | X | |
| Lecythidaceae | | | X | X | X | |
| | <i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl. | | | | X | |
| | <i>Cariniana micratha</i> Ducke. | | | | X | |
| | <i>Couratari multiflora</i> (J. E. Smith.) Eyma. | | X | | | |
| | <i>Couratari</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers. | | | | | X |
| | <i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A.Mori. | | X | X | X | |
| | <i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. & Endl.) Miers. | | | | X | X |
| | <i>Eschweilera</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Gustavia augusta</i> L. Pl. | | | | X | X |
| | <i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori. | | X | | | |
| | <i>Lecythis poiteaui</i> Berg. | | X | | | |
| | <i>Lecythis prancei</i> S. A. Mori. | | | | | X |
| | <i>Schweilera</i> sp. 1 | | X | | | |
| Linaceae | | | X | | | |
| | <i>Hebepetalum humiriifolium</i> (Planch.) Benth. | | X | | | |
| Malpighiaceae | | X | X | X | X | |
| | <i>Blepharandra heteropetala</i> W.R.Anderson | | | | X | X |
| | <i>Blepharandra intermedia</i> W.R.Anderson | X | | | | |
| | <i>Byrsonima concinna</i> Benth. | | | | X | |
| | <i>Byrsonima coniophylla</i> A. Juss. | X | | | | |
| | <i>Byrsonima leucophlebia</i> Griseb. | | X | | | |
| Malvaceae | | X | | | | |
| | <i>Pachira minor</i> (Sims) Hemsl. | X | | | | |
| | <i>Rhodognophalopsis duckei</i> (A.Robyns) | X | | | | |
| Melastomataceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Bellucia</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Macairea thyrsoiflora</i> D.C. | X | | | | |
| | <i>Meriania urceolata</i> Triana | | X | | | |
| | <i>Miconia argyrophylla</i> D.C. | | | | X | X |
| | <i>Miconia cf.chrysophylla</i> (Rich.) Urb. | | | | | X |
| | <i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin | | X | | | |
| | <i>Miconia</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Miconia</i> sp. 2 | | | | X | |
| | <i>Mouriri angulicosta</i> Morley | | | | X | |
| | <i>Mouriri guianensis</i> Aubl. | | | X | | X |
| Meliaceae | | | X | | X | X |
| | <i>Carapa guianensis</i> Aubl. | | | | X | |
| | <i>Guarea convergens</i> T. D. Penn. | | | | X | |
| | <i>Guarea</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Trichilia micranta</i> Benth. | | X | | X | X |
| | <i>Trichilia</i> sp. 1 | | | | X | |
| Memecylaceae | | | | | X | |
| | <i>Mouriri</i> sp. 1 | | | | X | |
| Menispermaceae | | | | | X | X |
| | <i>Abuta rufescens</i> Aubl. | | | | X | X |
| Merysticaceae | | | | | X | |
| | <i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb. | | | | X | |

| | | | | | | | | |
|-----------------|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Moraceae | | | | X | X | | | |
| | <i>Brosimum parinarioides</i> Ducke | | | X | | | | |
| | <i>Brosimum rubescens</i> Taub. | | | X | X | | | |
| | <i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav. | | | X | | | | |
| | <i>Ficus</i> sp. 1 | | | | | | | X |
| | <i>Ficus mathewsii</i> (Miq.) Miq. | | | X | X | | | |
| | <i>Ficus</i> sp. 2 | | | X | | | | |
| | <i>Helianthostylis sprucei</i> Baill. | | | X | | | | |
| | <i>Helicostylis</i> sp. 1 | | | X | | | | |
| | <i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) | | | X | | | | |
| | <i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke | | | X | X | | | |
| | <i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr. | | | X | X | | | |
| Myristicaceae | | | | X | X | | | |
| | <i>Iryanthera juruensis</i> Warb. | | | | X | | | |
| | <i>Iryanthera</i> sp. 1 | | | | X | | | |
| | <i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb. | | | | X | | | |
| | <i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb. | | | X | X | | | |
| Myrsinaceae | | | | X | | | | |
| | <i>Cybianthus fulvopulverulentus</i> (Mez) G. | | | | | | | |
| | Agostini | | | X | | | | |
| Myrtaceae | | X | X | X | X | X | | |
| | <i>Calyptranthes cuspidata</i> Mart. ex DC. | | | | X | X | X | |
| | <i>Calyptranthes</i> sp. 1 | | | | X | X | X | |
| | <i>Eugenia</i> sp. 1 | | | | | X | X | |
| | <i>Eugenia</i> sp. 2 | | | X | | | | |
| | <i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh | | | | | | | X |
| | <i>Myrcia citrifolia</i> (Aubl.) Urb. | X | | | | | | |
| | <i>Psidium</i> sp. 1 | | | X | | | | |
| Nyctaginaceae | | | | | | | | X |
| | <i>Neea madeirana</i> Standl. | | | | | | | X |
| Ochnaceae | | | | X | X | X | X | |
| | <i>Elvasia calophyllea</i> DC. | | | | X | | X | |
| | <i>Ouratea discophora</i> Ducke | | | | | X | | |
| | <i>Ouratea spruceana</i> Engl. | | | X | | | | |
| Olacaceae | | X | | | | X | X | |
| | <i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke | | | | | X | | |
| | <i>Chaunochiton loranthoides</i> Benth. | X | | | | | | |
| | <i>Heisteria laxiflora</i> Engl. | | | | | X | X | |
| | <i>Minquartia guianensis</i> Aubl. | | | | | X | | |
| Opiliaceae | | | | | | X | | |
| | <i>Agonandra</i> sp. 1 | | | | | X | | |
| Peraceae | | | | X | | | | |
| | <i>Pera decipiens</i> (Müll.Arg.) Müll. Arg. | | | X | | | | |
| Picrodendraceae | | | | X | | | | |
| | <i>Podocalyx loranthoides</i> Klotzsch | | | X | | | | |
| Polygalaceae | | | | | | X | X | |
| | <i>Bredemeyera</i> sp. 1 | | | | | X | | |
| | <i>Moutabea guianensis</i> Aubl. | | | | | X | X | |
| Polygonaceae | | | | | | X | | |
| | <i>Coccoloba</i> sp1 | | | | | X | | |
| | <i>Triplaris surinamensis</i> (Rchb.) Kuntze | | | | | X | | |
| Proteaceae | | | | X | X | | | |

| | | | | | | |
|-------------|--|---|---|---|---|---|
| | <i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier | X | X | | | |
| Quiinaceae | | | | | X | X |
| | <i>Lacunaria</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Quiina rhytidopus</i> Tul. | | | | | X |
| Rubiaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Amaioua corymbosa</i> Kunth | | | X | | |
| | <i>Duroia eriopila</i> L.f. | | X | | | |
| | <i>Duroia genipoides</i> Spruce ex K.Schum. | | | X | | X |
| | <i>Duroia guianensis</i> Duckei | | | | | X |
| | <i>Duroia macrophylla</i> Huber | | | | X | |
| | <i>Duroia nitida</i> Steyerem. | X | X | | | |
| | <i>Duroia paraensis</i> Ducke | | X | | | |
| | <i>Faramea berryi</i> Steyerem. | | X | | | |
| | <i>Faramea</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Faramea</i> sp. 2 | | X | | | |
| | <i>Ferdinandusa rudgeoides</i> (Benth.) Wedd. | | X | | | |
| | <i>Isertia hypoleuca</i> Benth. | | | | X | |
| | <i>Isertia</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Pagamea coriacea</i> Spruce ex Benth. | X | X | | | |
| | <i>Pagamea guianensis</i> Aubl. | | X | | | |
| | <i>Palicourea</i> sp. 1 | | | X | | X |
| | <i>Platycarpum egleri</i> G.K.Rogers | X | X | | | |
| | <i>Platycarpum froesii</i> Bremek. | X | X | | | |
| | <i>Posoqueria acuminata</i> Mart | | | | | X |
| Rutaceae | | | | | X | |
| | <i>Hortia</i> sp. 1 | | | | X | |
| Sapindaceae | | X | | X | X | |
| | <i>Cupania scrobiculata</i> Rich. | | | | | X |
| | <i>Cupania</i> sp. 1 | | | | X | |
| | <i>Matayba guianensis</i> Aubl. | | X | | | |
| | <i>Matayba opaca</i> Radlk. | | X | | | |
| | <i>Matayba</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Micropholis</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Toulicia guianensis</i> Aubl. | | | | X | |
| Sapotaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC. | | | | X | |
| | <i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma | | | | X | |
| | <i>Elaeoluma schomburgkiana</i> (Miq.) Baill. | X | X | | | |
| | <i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev. | X | X | X | | |
| | <i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre | | | | X | |
| | <i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre | | | | | X |
| | <i>Micropholis</i> sp. 1 | | | | X | X |
| | <i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre sp. 1 | | | X | | |
| | <i>Pouteria anomala</i> (Pires) T. D. Penn. | | | | X | |
| | <i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk. | | | | X | |
| | <i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni | | | X | | X |
| | <i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk. | | | X | | |
| | <i>Pouteria guianensis</i> Aubl. | | | | X | |
| | <i>Pouteria</i> sp. 1 | | | X | X | |
| | <i>Pouteria</i> sp. 2 | | | | X | |

| | | | | | | |
|---------------|--|---|---|---|---|---|
| | <i>Pouteria</i> sp. 3 | | | | | X |
| | <i>Pouteria</i> sp. 4 | | | | | X |
| | <i>Pradosia schomburgkiana</i> (A.DC.) Cronquist | | | | | X |
| Simaroubaceae | | | | X | X | |
| | <i>Simaba guianensis</i> Aubl. | | | X | | |
| | <i>Simarouba amara</i> Aubl. | | | | X | |
| Siparunaceae | | | | | X | X |
| | <i>Siparuna guianensis</i> Aubl. | | | | | X |
| | <i>Siparuna</i> sp. 1 | | | | X | |
| Styracaceae | | | | | | X |
| | <i>Styrax guianensis</i> Aubl. | | | | | X |
| Tiliaceae | | | | X | X | |
| | <i>Lueheopsis rósea</i> (Ducke) Burret | | | X | X | |
| | <i>Mollia lepidota</i> Spruce ex Benth. | | | X | | |
| Ulmaceae | | | | | | X |
| | <i>Ampelocera edentula</i> Kuhl. | | | | | X |
| | <i>Ampelocera</i> sp. 1 | | | | | X |
| Verbenaceae | | | | | X | X |
| | <i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng. | | | | | X |
| | <i>Vitex</i> sp.1 | | | | X | X |
| Vochysiaceae | | X | X | X | X | X |
| | <i>Duroia</i> sp. 1 | | | | | X |
| | <i>Erisma bicolor</i> Ducke | | | | | X |
| | <i>Erisma</i> sp. 1 | | | | X | X |
| | <i>Qualea paraenses</i> Ducke | | | | | X |
| | <i>Qualea verruculosa</i> Stafleu. | | X | | | |
| | <i>Ruizterania cassiquiarensis</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti | | | | | X |
| | <i>Ruizterania retusa</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti | X | X | X | | |
| | <i>Vochysia obscura</i> Warm. | | | | X | |
| | <i>Vochysia revoluta</i> Ducke | X | X | | | |