



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.08.13.38-TDI

**CARACTERIZAÇÃO E ESTIMATIVA DE BIOMASSA
AÉREA DE FLORESTAS ATINGIDAS PELO FOGO A
PARTIR DE IMAGENS POLARIMÉTRICAS
ALOS/PALSAR**

Flora da Silva Ramos Vieira Martins

Dissertação de Mestrado do Curso
de Pós-Graduação em Sensoria-
mento Remoto, orientada pelos
Drs. João Roberto dos Santos, e
Lênio Soares Galvão, aprovada em
27 de março de 2012.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BFTRJP>>

INPE
São José dos Campos
2012

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@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):

Presidente:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

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

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Deicy Farabello - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Vivéca Sant´Ana Lemos - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.08.13.38-TDI

**CARACTERIZAÇÃO E ESTIMATIVA DE BIOMASSA
AÉREA DE FLORESTAS ATINGIDAS PELO FOGO A
PARTIR DE IMAGENS POLARIMÉTRICAS
ALOS/PALSAR**

Flora da Silva Ramos Vieira Martins

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. João Roberto dos Santos, e Lênio Soares Galvão, aprovada em 27 de março de 2012.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BFTRJP>>

INPE
São José dos Campos
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Martins, Flora da Silva Ramos Vieira.

M366c Caracterização e estimativa de biomassa aérea de florestas atingidas pelo fogo a partir de imagens polarimétricas ALOS/PALSAR / Flora da Silva Ramos Vieira Martins. – São José dos Campos : INPE, 2012.

xxviii + 143 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.08.13.38-TDI)

Dissertação (Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.

Orientadores : Drs. João Roberto dos Santos, e Lênio Soares Galvão.

1. biomassa aérea. 2. floresta tropical. 3. Radar de Abertura Sintética (SAR). 4. polarimetria. 5.ALOS/PALSAR. 6. fogo. 6. incêndios florestais. 7. Amazônia I.Título.

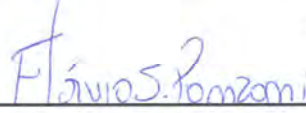
CDU 528.88:630*43(811.4)

Copyright © 2012 do MCT/INPE. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, armazenada em um sistema de recuperação, ou transmitida sob qualquer forma ou por qualquer meio, eletrônico, mecânico, fotográfico, reprográfico, de microfilmagem ou outros, sem a permissão escrita do INPE, com exceção de qualquer material fornecido especificamente com o propósito de ser entrado e executado num sistema computacional, para o uso exclusivo do leitor da obra.

Copyright © 2012 by MCT/INPE. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording, microfilming, or otherwise, without written permission from INPE, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use of the reader of the work.

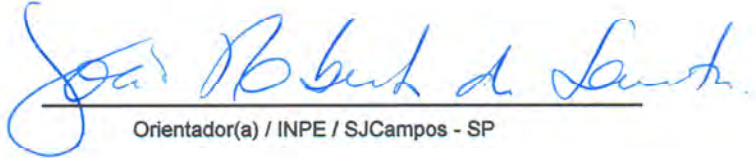
Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de Mestre em
Sensoriamento Remoto

Dr. Flávio Jorge Ponzoni



Presidente / INPE / SJC Campos - SP

Dr. João Roberto dos Santos



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Lênio Soares Galvão



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Fábio Furlan Gama



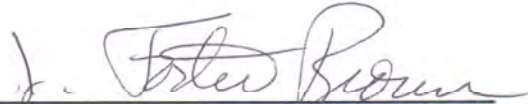
Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Luciana Spinelli Araujo



Convidado(a) / EMBRAPA / Campinas - SP

Dr. Irving Foster Brown



Convidado(a) / WHRC / Estados Unidos - USA

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

(x) unanimidade

Aluno (a): Flora da Silva Ramos Vieira Martins

São José dos Campos, 27 de março de 2012

*“A porta da verdade estava aberta
mas só deixava passar
meia pessoa de cada vez”*

Extraído de *A verdade dividida*
de Carlos Drummond de Andrade

A meus avós, M. Julieta e João
A meus pais, Renata e Luiz Henrique
Ao Daniel

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE e Coordenação Acadêmica do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, pelo apoio financeiro, disponibilização de seus recursos e instalações.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão de bolsa para o desenvolvimento da pesquisa de mestrado.

Ao Dr. João Roberto dos Santos, pela orientação, por ter compartilhado seus conhecimentos, pela motivação constante, pelo exemplo como pesquisador e pessoa e por ter me dado este tema de pesquisa tão interessante, com dados tão ricos.

Ao Dr. Lênio Soares Galvão, pela orientação e pelas importantes sugestões e contribuições ao trabalho, sempre feitas com muito cuidado.

A todos os Professores e demais funcionários do INPE, que transmitiram seus conhecimentos nos mais diversos campos do sensoriamento remoto e da vida acadêmica.

Ao Haron Xaud pela organização do trabalho de campo, pelas discussões fundamentais e conhecimentos divididos. À Polyanna Bispo pela parceria bem sucedida e essencial durante o processamento das imagens SAR.

À equipe da Vila do Apiaú, que deu suporte à coleta dos dados de campo, e ao Sr. Erly Pedroso (parabotânico).

Ao Professor Mura que foi sempre solícito e ajudou a mim e à Poly em momentos importantes dos nossos trabalhos; ao Fabio Gama pela atenção e compartilhamento de seus conhecimentos; ao Sidnei Sant’Anna, por ter cedido os programas necessários para certas análises.

Aos membros da banca examinadora, que aceitaram avaliar e contribuir com este trabalho.

A todos os colegas da Pós-Graduação do INPE, em especial aqueles do Sigma, pela amizade, pelos conhecimentos divididos e por terem recheado estes dois anos com ótimas lembranças,

A minha família e demais amigos, pelo apoio e incentivo. Agradeço especialmente ao Daniel, pela motivação constante e também pelas discussões e contribuições científicas importantes ao trabalho,

Muito obrigada!

RESUMO

O fogo é um dos principais fatores responsáveis pela degradação florestal na Amazônia, modificando a composição de espécies, o estoque de biomassa e a estrutura. Mesmo diante da capacidade dos sensores radar em fornecer informações sobre a estrutura da floresta, nenhum estudo com este tipo de dado focou áreas atingidas por incêndios na Amazônia brasileira até o presente momento. O trabalho considerou uma área no chamado Arco do Fogo, no Estado de Roraima, onde 50 parcelas (0,25 ha cada) foram instaladas. Os objetivos do trabalho foram: analisar a degradação causada por incêndios florestais sobre a composição florística, estrutural e, sobretudo, no conteúdo de AGB; extrair atributos polarimétricos das imagens a fim de caracterizar os diversos níveis de degradação florestal; e modelar a AGB em função destes atributos. As análises dos dados de campo e polarimétricos proveram resultados concordantes, indicando que a incidência frequente do fogo promoveu a “secundarização” das florestas primárias. A diversidade de espécies arbóreas foi significativamente reduzida após a reincidência dos incêndios. Mesmo após 12 anos da ocorrência de um único incêndio, algumas unidades ainda eram dominadas pelo gênero *Cecropia*. Diferenças significativas foram encontradas em termos de densidade, altura e área basal, sobretudo em áreas que experimentaram um terceiro incêndio. Os estoques de AGB foram reduzidos em até 60% do observado em áreas não atingidas, aproximando-se de valores já observados em florestas secundárias na mesma região. As áreas frequentemente atingidas foram classificadas em zonas de menor entropia do plano $H/\bar{\alpha}$, onde também foi destacada a presença do espalhamento superficial. Através das respostas polarimétricas, foi observada a dominância do espalhamento na polarização VV em florestas pouco ou não atingidas, ao passo que a dominância do espalhamento na polarização HH foi observada nas florestas mais degradadas. Estas evidências ficaram mais claras nas unidades atingidas três vezes pelo fogo. Os resultados sugerem que parâmetros coerentes e incoerentes (A , ψ_2 , P_d e VSI) são importantes na modelagem da AGB de florestas com históricos de incêndios ($R^2_{aj.}=0,76$; $RMSE=32,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ou 27,8% da média). A não observação de um ponto de saturação das estimativas foi atribuída à inserção de variáveis coerentes no modelo, sendo que a AGB foi predita até valores próximos a $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. A validação cruzada do modelo (*leave-one-out*) indicou um $R^2_{aj.}$ de 0,7 e $RMSE$ de $36,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (31% da média). Através da validação por conjunto independente de amostras, o $RMSE$ foi de $32,45 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (23% da média). Considerando estes resultados, foi possível verificar a alta vulnerabilidade das florestas tropicais ao fogo e confirmar a hipótese de que os dados polarimétricos são sensíveis à degradação florestal, em termos de biomassa, decorrente dos incêndios. Finalmente, ressalta-se a importância da aquisição e análise dos dados de campo, que trazem elementos valiosos à compreensão do próprio alvo e da interação deste com as micro-ondas.

CHARACTERIZATION AND ABOVE-GROUND BIOMASS ESTIMATION OF FIRE-DAMAGED FORESTS USING POLARIMETRIC ALOS/PALSAR IMAGES

ABSTRACT

Fire is one of the main factors leading to forest degradation in the Amazon by changing species composition, biomass and structure. Considering the (potential) geographical scale of forest fires, remote sensing provides essential data for mapping, monitoring and even modeling. Despite radar sensors gather information on forest structure, no study based on such data mainly focused on fire affected areas in the Brazilian Amazon. The study area was situated in the “Arc of Fire”, in the State of Roraima (Northern Amazonia), where 50 plots (0.25 ha each) were set out. We aimed to model the above-ground biomass (AGB) as a function of polarimetric attributes and to characterize the forest degradation from these attributes. The impacts of understory fires on species composition, stand structure and AGB were also assessed. Field and polarimetric data analyses provided concordant results, revealing that frequent fires promoted a ‘secondarization’ of primary forests. Tree species diversity was significantly reduced after recurrent fires. Even after a 12 years post-fire of a single fire, some units were still dominated by *Cecropia* spp. Significant differences were found on stand structure (density, height, basal area) between fire degradation levels, particularly in thrice burned forests. The AGB stocks were reduced by 60% and similar to values previously reported for secondary forests in the same region. Forests that experimented frequent fire showed lower entropy and the presence of surface scattering was emphasized in the $H/\bar{\alpha}$ plane. The polarimetric responses indicated the dominance of the VV polarization scattering in primary and lightly burned forests, whereas a dominance of the scattering in HH polarization was noted in heavily and frequent burned forests. The results suggests that polarimetric coherent and incoherent attributes (ψ^2 , A, Pd, VSI) are both important in modeling AGB in forests characterized by a fire history ($R^2=0.76$; RMSE=32.1 Mg.ha⁻¹ or 27.8% of the mean). No saturation point was detected for the estimates as the AGB values were predicted up to 300 Mg.ha⁻¹. This was attributed to the inclusion of coherent parameters in the model. The model cross-validation (leave-one-out) showed a RMSE equal to 36.6 Mg.ha⁻¹ (31% of the mean). We found an adjusted R^2 of 0.7 and a RMSE of 32.45 Mg.ha⁻¹ (23% of the mean) in the model validation from independent set of samples (hold-out). We thus confirmed that the full-polarimetric data used in biomass studies are sensitive to the fire degradation level. The high vulnerability of Northern Amazonia tropical forests to fire was also verified. Finally, we underlined the importance of field data collection and analyze as they provide valuable insights to understand the target itself and how it interacts with the radar microwaves.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 2.1 – Geometria de visada em um sistema SAR. A plataforma está a uma altitude H da superfície e carrega uma antena com dimensões L_x e L_y , a uma velocidade V_{SAR} . A direção de voo é definida como “azimute” (eixo y) e a direção perpendicular à linha de voo é dita “range” ou direção de alcance ou radial (eixo x). A direção do feixe forma um ângulo de incidência (θ_0) com a normal à superfície. O eixo radial é denominado “slant-range” (r). | 7 |
| Figura 2.2 - Relação direta entre a rugosidade do alvo e o espalhamento na direção do sensor. Neste caso considera-se um ângulo de incidência fixo..... | 10 |
| Figura 2.3- Fontes dominantes de retroespalhamento em florestas: (1) espalhamento do volume da copa, (2) espalhamento direto dos troncos, (3) espalhamento direto da superfície do solo, (4a) espalhamento tronco-solo, (4b) espalhamento solo-tronco, (5a) espalhamento copa-solo, (5b) espalhamento solo-copa..... | 11 |
| Figura 2.4 – Zonas de classificação no plano H/α da decomposição de Cloude-Pottier (1997). Fonte: Modificada de Lee e Pottier (2009)..... | 14 |
| Figura 2.5 – Mecanismos de espalhamento para dados SAR polarimétricos obtidos com a decomposição de Freeman-Durden. | 15 |
| Figura 2.6 – Respostas co-polarizadas de alvos elementares. Fonte: Modificado de Lee e Pottier (2009)..... | 18 |
| Figura 3.1 – Etapas de trabalho adotadas na investigação, onde AGB é a biomassa acima do solo..... | 29 |
| Figura 3.2 - Localização da área de estudo em uma imagem TM/Landsat-5 (WRS 232/58) R(5)G(4)B(3) de 2007 com destaque para os limites da área imageada pelo ALOS/PALSAR, onde se localizam também as parcelas de aquisição dos dados de campo..... | 30 |
| Figura 3.3 – Dados de altitude da área de estudo e entornos. Fonte: SRTM – Shuttle Radar Topography Mission..... | 31 |
| Figura 3.4 – Mapa da vegetação local (Fonte: Mapa de Vegetação da Amazônia Legal, escala 1:2.500.000, Sudam/IBGE, 1989). | 31 |
| Figura 3.5 - Aspectos das folhas de <i>P. guianense</i> (à esquerda) e helicônias (à direita) presentes em algumas parcelas (parcelas 17 e 47, respectivamente)..... | 38 |
| Figura 3.6 - (a) Precipitação máxima diária (mm/dia) na semana que antecedeu a aquisição da imagem 171 (14/04/2009); (b) distribuição espacial da precipitação média diária (mm/dia) na área imageada entre os dias 13 e 14/04/2009..... | 40 |
| Figura 3.7 – (a) Precipitação máxima diária (mm/dia) na semana que antecedeu a aquisição da imagem 178 (30/05/2009); (b) distribuição espacial da precipitação média diária (mm/dia) na área imageada entre os dias 29 e 30/05/2009..... | 41 |
| Figura 4.1 - Curva espécie-área considerando todo o conjunto de dados ($n=50$). | 55 |
| Figura 4.2 - Distribuição diamétrica dos 3.954 indivíduos arbóreos e altura média por classe.. | 57 |
| Figura 4.3 - Distribuição das alturas totais dos 3.954 indivíduos arbóreos..... | 57 |

| | |
|---|----|
| Figura 4.4 - Curvas espécie-área por classe. Em cinza estão as 99 curvas aleatórias (a partir das quais se pode ter ideia sobre a curva média) e em preto a curva obtida respeitando-se a ordem de coleta dos dados..... | 59 |
| Figura 4.5 - Aspecto visual dos estratos, onde P_{ij} indica a parcela. | 63 |
| Figura 4.6 - Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos por estrato e respectivas alturas médias..... | 64 |
| Figura 4.7 - ANOVA e teste de Tukey (letras diferentes indicam diferença significativa com $\alpha=5\%$). (a) Densidade média (indivíduos por hectare); (b) Densidade média excluindo os indivíduos de <i>Cecropia</i> spp. (indivíduos por hectare); (c) Altura total média (m); (d) DAP médio (cm); (e) Área basal média (m ² por hectare). Todos os parâmetros foram obtidos considerando-se apenas os elementos arbóreos..... | 66 |
| Figura 4.8 - Comparação entre valores médios estimados de biomassa seca acima do solo (AGB) por estrato, obtida apenas com indivíduos arbóreos. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo o teste de Tukey ($\alpha=0,05$)..... | 68 |
| Figura 4.9 – Dinâmica de redução da biomassa considerando trabalhos da literatura..... | 69 |
| Figura 4.10 - Biomassa média por estrato (Mg.ha ⁻¹) de (A) palmeiras e (B) pseudocaulis de <i>Phenakospermum guianense</i> | 71 |
| Figura 4.11 – Distribuição da AGB entre as classes de diâmetro de (A) todas as espécies arbóreas e (B) excluindo-se os indivíduos de <i>Cecropia</i> spp..... | 73 |
| Figura 4.12- Relação logarítmica entre os valores de AGB (Mg.ha ⁻¹) e Índice de Shannon (H') para o conjunto total de amostras, com indicações sobre a classe de impacto pelo fogo..... | 74 |
| Figura 4.13 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento UPGMA considerando-se apenas os indivíduos arbóreos. Parcelas agrupadas por cores em relação à classe: verde=FNQ; azul escuro=FQ1b; azul claro= FQ1a; laranja=FQ2 e vermelho=FQ3. | 79 |
| Figura 4.14 - Densidade de indivíduos de <i>Phenakospermum guianense</i> (bananeira-brava) e arbóreos por parcela..... | 79 |
| Figura 4.15 - Produtos da imagem 171 após aplicação do <i>multilook</i> 7:1 e filtro Lee modificado 5x5. | 83 |
| Figura 4.16 - Produtos da imagem 178 após aplicação do <i>multilook</i> 6:1 e filtro Lee modificado 5x5. | 84 |
| Figura 4.17 - Verificação das localizações das ROIs nas imagens P_v 171 (acima) e P_v 178 (abaixo) após transformação inversa das coordenadas das parcelas, à esquerda, em relação às localizações das mesmas em uma imagem TM-Landsat Geocover de 2004 (UTM/WGS84), à direita..... | 86 |
| Figura 4.18 – Diagrama de caixas (boxplots) para valores de (a) σ_{HV}^0 , (b) σ_{VV}^0 e (c) σ_{HH}^0 para as classes e agrupamento, segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$)..... | 88 |
| Figura 4.19 – Boxplots por classe para (a) índice de biomassa (BMI), desenvolvido por Pope (1994) e (b) índice de degradação florestal (RFDI), desenvolvido por Saatchi et al. (2010) e agrupamento segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). | 88 |
| Figura 4.20 – Boxplot da diferença de fase entre os canais HV-VV e agrupamento segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$)..... | 89 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.21 – Boxplots por classe da componente de espalhamento <i>double-bounce</i> (P_d), volumétrico (P_v) e superficial (P_s) da decomposição de Freeman-Durden e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). | 90 |
| Figura 4.22- Boxplots dos parâmetros (a) anisotropia (A), (b) entropia (H) e (c) ângulo alfa (α), oriundos da decomposição de Cloude-Pottier e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). | 91 |
| Figura 4.23 – Boxplots para (a) magnitude e (b) ângulo de helipticidade, oriundos da decomposição de Touzi e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). | 92 |
| Figura 4.24 - Classificação das ROIs no plano H/α (entropia/ângulo alfa) de acordo com as classes de impacto do fogo, onde: (a) floresta não queimada (FNQ); (b) floresta queimada uma vez com baixo impacto (FQ1b); (c) floresta queimada uma vez com alto impacto (FQ1a); (d) floresta queimada duas (FQ2) e (e) floresta queimada três vezes (FQ3). | 94 |
| Figura 4.25 - Respostas co-polarizadas de unidades representativas dos estratos (a) floresta não queimada – FNQ; (b) floresta queimada uma vez com baixo impacto – FQ1b; (c) floresta queimada uma vez com alto impacto – FQ1a; (d) floresta queimada duas vezes – FQ2; (e) floresta queimada três vezes – FQ3. | 96 |
| Figura 4.26 - Indivíduos de grande porte caídos na parcela 9 (classe FQ2, 7 anos após a queima). | 99 |
| Figura 4.27 – Resposta polarimétrica atribuída à parcela 8, cuja densidade de <i>P. guianense</i> foi a maior registrada. | 99 |
| Figura 4.28 - Gráficos de dispersão e correlações entre as variáveis do modelo ML3F7. Apenas as correlações significativas ($p < 0,05$) estão indicadas. | 102 |
| Figura 4.29 - Gráficos de dispersão e correlações entre as variáveis do modelo MLcF5. Correlações significativas ($p < 0,05$) estão destacadas. | 102 |
| Figura 4.30 - <i>Outliers</i> e <i>Leverages</i> identificados com a aplicação do modelo ML3F7 (a) e MLcF5 (b). No eixo y estão apresentados os resíduos normalizados (RStudent). 103 | |
| Figura 4.31 - Distância de Cook para cada observação segundo aplicação dos modelos ML3F7 (acima) e MLcF5 (abaixo). Em destaque estão as parcelas cujas distâncias de Cook são superiores ao valor crítico (linha horizontal). | 105 |
| Figura 4.32 - Valores preditos x valores observados com aplicação do modelo de melhor desempenho. | 107 |
| Figura 4.33 - Distribuição dos resíduos em relação à curva normal (esquerda) e média dos resíduos (direita). | 109 |
| Figura 4.34 - Distribuição dos resíduos em função de cada variável explicativa que compõe o modelo. | 109 |
| Figura 4.35 – (a) Valores preditos em relação aos valores observados pela validação cruzada do tipo <i>leave-one-out</i> e (b) distribuição dos resíduos obtidos pela mesma validação (no eixo x estão os centros de classe). | 110 |
| Figura 4.36 - Valores observados em relação aos valores preditos pela validação cruzada com conjunto de dados independentes (<i>hold-out</i>). | 112 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.37 – Ilustração da alta densidade de helicônias e <i>P. guinensis</i> (à esquerda) e indivíduos jovens de <i>Cecropia spp.</i> (à direita) na parcela 18 em que houve superestimação da AGB pelo modelo..... | 113 |
| Figura 4.38 – Distribuição das estimativas de AGB derivadas do modelo construído (Eq. 4.1) a partir de atributos polarimétricos em banda L para a área da imagem 171 (esquerda) e da imagem 178 (direita). A resolução no mapa foi degradada para 1 ha para melhor visualização. | 115 |
| Figura 4.39 – Relação entre AGB e Anisotropia, com destaque para as unidades localizadas na imagem 171. | 116 |
| Figura 4.40 – Distribuição dos erros associados às estimativas de AGB..... | 117 |

LISTA DE TABELAS

- Tabela 2.1 - Elementos da floresta que atuam como fontes principais de retroespalhamento (++), fontes secundárias (+) e fontes de atenuação (-) da radiação eletromagnética em função do comprimento de onda. Fonte: Modificado de Van der Sanden (1997)... 9
- Tabela 3.1 - Distribuição das parcelas de acordo com o estrato relativo ao distúrbio pelo fogo, onde N= número de parcelas instaladas..... 32
- Tabela 3.2 - Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea (Y) individual (Kg), onde: DAP= diâmetro a altura do peito (cm); Ht = altura total (m); ρ = densidade básica (g.cm^{-3})..... 34
- Tabela 3.3 - Principais características das imagens PolSAR (SAR polarimétricas) utilizadas neste trabalho..... 39
- Tabela 3.4 - Tratamentos realizados nas imagens e respectivos códigos..... 43
- Tabela 4.1 - Riqueza e diversidade de espécies por classe, onde: S= número médio de espécies arbóreas por parcela (desvio padrão) e grupo de Tukey (letras diferentes indicam diferença significativa com $\alpha=5\%$); H' = índice de Shannon para indivíduos arbóreos; J= equabilidade para indivíduos arbóreos; St= número médio de espécies por parcela (desvio padrão); H' = índice de Shannon para o total de indivíduos; J= equabilidade para o total de indivíduos. 59
- Tabela 4.2 - Espécies e famílias com maiores IVIs por classe. Onde: DA= densidade absoluta; DR= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FR= frequência relativa; DoA= dominância absoluta; DoR= dominância relativa e IVI= índice de valor de importância. Mais detalhes no item 3.2.2.2. 61
- Tabela 4.3 - Famílias botânicas com maiores IVIs por classe (DR; FR; DoR; IVI), sendo que DR= densidade relativa; FR= frequência relativa; DoR= dominância relativa e IVI= índice de valor de importância. Onde: % *N.spp* é a porcentagem de espécies pertencentes às cinco famílias relacionadas e % *N.ind* é a porcentagem de indivíduos pertencentes às cinco famílias relacionadas..... 62
- Tabela 4.4 - TAGB= biomassa viva total média; P= porcentagem da TAGB média advinda de palmeiras; *P.g*= porcentagem da TAGB média advinda de *Phenakospermum guianense*; AGB= biomassa arbórea viva média; % spp. AGB= porcentagem da respectiva espécie na AGB média; % fam. AGB= porcentagem da respectiva família na AGB média. Entre parênteses estão os desvios padrões das respectivas médias. 77
- Tabela 4.5 – Biomassa aérea (Mg.ha^{-1}) por parcela, onde AGB é a biomassa viva relativa aos indivíduos arbóreos e TAGB é a biomassa viva total (relativa à soma da biomassa dos indivíduos arbóreos, palmeiras e bananeiras-bravas)..... 80
- Tabela 4.6 - Fatores de amostragem (Fr) para aplicação nos tratamentos que envolvem o modo “multilook calculado”. Onde LS= *Line Spacing* e PS= *Pixel Spacing*..... 82
- Tabela 4.7- Descrição dos modelos obtidos por tratamento. Onde: NP é o número de parâmetros, incluindo a constante; R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} é o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio; e AIC é o critério de informação de Akaike. Todos os modelos foram significativos ($p<0,001$). 100

| | |
|---|-----|
| Tabela 4.8 – Variáveis independentes em cada modelo selecionado e seus respectivos R^2 parciais, coeficientes (com desvios padrões e <i>p-valor</i>) e valores de inflação da variância (VIF). | 101 |
| Tabela 4.9 - Teste para verificação de influências a partir da distância de Cook. | 104 |
| Tabela 4.10 – Precisão das estimativas de AGB a partir do modelo obtido. | 108 |
| Tabela 4.11 – Precisão das estimativas de AGB a partir da validação cruzada do tipo <i>leave-one-out</i> para o modelo obtido. | 111 |
| Tabela 4.12 – Valores de AGB ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) observados e preditos para as amostras de validação (independentes) e respectivos resíduos ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)..... | 112 |
| Tabela 4.13 - Comparação do modelo obtido apenas com atributos coerentes e daquele obtido apenas com atributos incoerentes. R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} . É o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio; e AIC é o critério de informação de Akaike..... | 118 |

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

| | |
|------|--|
| AGB | - Biomassa seca acima do solo dos elementos arbóreos |
| BMI | - Índice de biomassa |
| CSI | - Índice de estrutura do dossel |
| DA | - Densidade absoluta |
| DAP | - Diâmetro à altura do peito |
| DoA | - Dominância absoluta |
| DoR | - Dominância relativa |
| DR | - Densidade relativa |
| FA | - Frequência absoluta |
| FNQ | - Classe de florestas não atingidas pelo fogo |
| FQ1a | - Classe de florestas atingidas uma vez pelo fogo, alto impacto |
| FQ1b | - Classe de florestas atingidas uma vez pelo fogo, baixo impacto |
| FQ2 | - Classe de florestas atingidas duas vezes pelo fogo |
| FQ3 | - Classe de florestas atingidas três vezes pelo fogo |
| FR | - Frequência relativa |
| INPE | - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| IVI | - Índice de Valor de Importância |
| ITI | - Índice de Tipo de Interação |
| RAR | - Radar de Abertura Real |
| RFDI | - Índice radar de degradação florestal |
| SAR | - Radar de Abertura Sintética |
| SID | - Serviço de Informação e Documentação |
| SPG | - Serviço de Pós-Graduação |
| TAGB | - Biomassa seca aérea total |
| TDI | - Teses e Dissertações Internas |
| VSI | - Índice de espalhamento volumétrico |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|-----------------|---|
| A | - Anisotropia de Cloude-Pottier |
| C_H | - Índice de similaridade de Morisita-Horn |
| Fr | - Fator de reamostragem utilizado no <i>multilook</i> |
| Gr | - Dimensão do elemento de resolução no <i>ground-range</i> |
| ha | - Hectares |
| H | - Entropia de Cloude-Pottier |
| H' | - Índice de diversidade de Shannon para indivíduos arbóreos |
| H_{CE} | - Altura obtida com o clinômetro |
| H_t | - Altura Total |
| $H't$ | - Índice de diversidade de Shannon para total de indivíduos |
| H_{VE} | - Altura obtida por estimativa visual |
| $ind.$ | - indivíduos |
| J | - Índice de Equabilidade de Pielou |
| Ls | - Line spacing |
| Mg | - Megagrama (tonelada) |
| P_d | - Componente de espalhamento <i>double-bounce</i> de Freeman-Durden |
| P_s | - Componente de espalhamento superficial de Freeman-Durden |
| P_S | - Pixel spacing |
| P_T | - Potência Total ou Span |
| P_v | - Componente de espalhamento volumétrico de Freeman-Durden |
| R_c | - Razão de Polarização Cruzada |
| R_p | - Razão de Polarização Paralela |
| u_i | - Autovetor de uma matriz $[A]_{n \times n}$, onde $j = \{1, \dots, n\}$ |
| α | - Ângulo alfa médio de Cloude-Pottier |
| α_S | - Magnitude do espalhamento de Touzi |
| γ^0 | - Coeficiente de espalhamento normalizado pelo ângulo de incidência |
| θ | - Ângulo de incidência |
| λ | - Comprimento de onda eletromagnética |
| λ_i | - Autovalor de uma matriz $[A]_{n \times n}$, onde $j = \{1, \dots, n\}$ |
| ρ | - Densidade básica da madeira |
| σ | - Seção transversal de radar |
| σ^0 | - Coeficiente de retroespalhamento (sigma zero) de um alvo distribuído |
| σ_{HH}^0 | - Coeficiente de retroespalhamento na polarização HH |
| σ_{HV}^0 | - Coeficiente de retroespalhamento na polarização HV |

| | |
|-----------------|--|
| σ_{VV}^0 | - Coeficiente de retroespalhamento na polarização VV |
| τ | - Ângulo de helipticidade para a amplitude máxima |
| φ | - Fase do campo elétrico |
| φ_{as} | - Fase do tipo de espalhamento de Touzi |
| χ | - Ângulo de helipticidade da elipse de polarização |
| ψ | - Ângulo de orientação da elipse de polarização |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1. | Objetivos..... | 2 |
| 2 | FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 3 |
| 2.1. | Incêndios florestais | 3 |
| 2.2. | Princípios de funcionamento SAR e interação das micro-ondas com a floresta | 6 |
| 2.3. | Caracterização de florestas a partir de dados polarimétricos | 12 |
| 2.3.1. | Decomposição de alvos | 12 |
| 2.3.1.1. | Decomposição de Cloude-Pottier | 12 |
| 2.3.1.2. | Decomposição de Freeman-Durden | 15 |
| 2.3.1.3. | Decomposição de Touzi | 17 |
| 2.3.2. | Respostas polarimétricas | 17 |
| 2.4. | Modelagem da biomassa aérea florestal a partir de dados polarimétricos | 19 |
| 2.5. | Sensibilidade das micro-ondas em florestas atingidas pelo fogo | 25 |
| 3 | MÉTODO DE TRABALHO | 29 |
| 3.1. | Área estudada | 29 |
| 3.2. | Aquisição e tratamento dos dados de campo..... | 32 |
| 3.2.1. | Delineamento amostral e dados coletados..... | 32 |
| 3.2.2. | Processamento dos dados de campo..... | 33 |
| 3.2.2.1. | Análise florística e estrutural do povoamento | 34 |
| 3.2.2.2. | Análise florística e estrutural dos estratos | 35 |
| 3.2.2.3. | Análise florística e estrutural das unidades amostrais | 37 |
| 3.3. | Descrição e tratamento das imagens ALOS/PALSAR..... | 39 |
| 3.3.1. | Descrição das imagens..... | 39 |
| 3.3.2. | Calibrações e correções | 41 |
| 3.3.3. | Aquisição dos atributos coerentes e incoerentes | 43 |
| 3.3.4. | Extração dos atributos nas imagens SAR | 47 |
| 3.3.5. | Caracterização dos níveis de impacto do fogo através de parâmetros coerentes e incoerentes | 47 |
| 3.3.5.1. | Análise da sensibilidade dos parâmetros coerentes e incoerentes..... | 48 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 3.3.5.2. | Classificação no plano $H/\bar{\alpha}$ | 48 |
| 3.3.5.3. | Análise das respostas polarimétricas | 48 |
| 3.4. | Modelagem da agb em função de atributos polarimétricos | 49 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES | 55 |
| 4.1. | Caracterização florística e estrutural do povoamento..... | 55 |
| 4.1.1. | Aspectos florísticos | 55 |
| 4.1.2. | Aspectos estruturais | 56 |
| 4.2. | Caracterização florística e estrutural das classes | 58 |
| 4.2.1. | Impacto do fogo sobre a composição florística | 58 |
| 4.2.2. | Impacto do fogo sobre a estrutura florestal | 62 |
| 4.2.3. | Impactos do fogo sobre a biomassa arbórea acima do solo (AGB)..... | 67 |
| 4.2.4. | Impactos do fogo sobre a biomassa total acima do solo (TAGB)..... | 71 |
| 4.2.5. | Efeitos do fogo sobre a distribuição diamétrica da AGB | 72 |
| 4.2.6. | Relações entre diversidade, AGB e impacto do fogo | 73 |
| 4.2.7. | Análise da composição florística da AGB..... | 74 |
| 4.2.8. | Observações sobre os estoques de carbono e perspectivas diante de mudanças climáticas..... | 76 |
| 4.3. | Caracterização florística e estrutural das unidades amostrais | 78 |
| 4.3.1. | Aspectos florísticos | 78 |
| 4.3.2. | Aspectos estruturais..... | 80 |
| 4.4. | Processamento das imagens SAR..... | 81 |
| 4.4.1. | Aquisição dos atributos | 81 |
| 4.5. | Parâmetros polarimétricos frente às classes de impacto do fogo | 87 |
| 4.6. | Classificação no plano $H/\bar{\alpha}$ | 93 |
| 4.7. | Respostas polarimétricas | 95 |
| 4.8. | Modelagem da AGB | 100 |
| 4.9. | Validações do modelo de predição da AGB..... | 109 |
| 4.9.1. | Validação cruzada <i>leave-one-out</i> | 109 |
| 4.9.2. | Validação cruzada por conjunto independente (<i>hold-out</i>)..... | 111 |
| 4.10. | Mapeamento da estimativa de AGB | 114 |

| | |
|---|------------|
| 4.11.Importância dos atributos polarimétricos para a modelagem da AGB..... | 117 |
| 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES | 121 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 127 |
| APÊNDICE A – LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS: PONTO INICIAL DO TRANSECTO EM UTM/WGS84. | 143 |

1 INTRODUÇÃO

O fogo é um dos principais distúrbios responsáveis pela degradação florestal na Amazônia, modificando a composição de espécies, biomassa e estrutura. Para a compreensão das respostas da vegetação a este impacto, o histórico de incêndio traz informações importantes que envolvem a frequência, severidade e o tempo decorrido após o último incêndio. Na Amazônia, onde milhares de focos de queimadas são identificados anualmente¹, as causas do fogo estão principalmente associadas à presença humana.

Diante da dimensão que os incêndios podem atingir, principalmente quando descontrolados, produtos de sensoriamento remoto representam uma importante fonte de dados para o mapeamento, monitoramento e até prevenção. Imagens de sensores ópticos são frequentemente utilizadas com estes objetivos, apresentando ótimos resultados. Por outro lado, a obtenção de informações sobre os impactos do fogo na estrutura florestal é limitada.

Apesar de pouco utilizadas neste tipo de estudo em florestas tropicais, as imagens de radar permitem uma avaliação mais profunda da estrutura florestal. Portanto, podem propiciar uma melhor avaliação das mudanças estruturais da vegetação atingida pelo fogo, especialmente quando diferentes atributos polarimétricos são utilizados. Além disto, as imagens de radar são, reconhecidamente, uma importante fonte de dados em determinadas regiões da Amazônia onde as condições atmosféricas não são favoráveis ao imageamento óptico. Desde a década de 90, diversos estudos abordaram a relação entre dados obtidos por radares imageadores e atributos biofísicos florestais. No entanto, poucos contemplaram áreas de florestas tropicais primárias atingidas por incêndios em diferentes frequências e intensidades.

Desde o início de sua operação, em 2006, o sensor PALSAR (*Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar*) forneceu dados para diversos estudos contemplando florestas ao redor do globo. A habilidade para estudos desta natureza decorre de configurações como o comprimento de onda (banda L, 23 cm), resolução espacial apropriada e

¹ Fonte: *Queimadas-Monitoramento de Focos*, CPTEC-INPE (<http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/>).

possibilidade de aquisição de dados polarimétricos, considerados de grande potencial na avaliação dos estoques de biomassa aérea, especialmente em florestas tropicais onde são encontradas altas densidades deste recurso.

A hipótese central deste trabalho é de que dados *full*-polarimétricos, obtidos em banda L (ALOS/PALSAR), são sensíveis às variações na estrutura e nos estoques de biomassa viva aérea decorrentes da incidência do fogo e, conseqüentemente, sensíveis aos níveis de degradação florestal. A demanda pelo conhecimento mais preciso da distribuição da biomassa florestal é uma realidade, seja para fins de calibração de modelos de ciclo do carbono (em nível regional e global), seja para fins de conservação ou exploração do recurso. Neste sentido, as imagens adquiridas por radares são apontadas como importantes fontes de dados.

1.1. Objetivos

O objetivo principal do trabalho é avaliar o uso de imagens SAR *full*-polarimétricas em banda L para caracterização e modelagem da biomassa aérea de florestas atingidas pelo fogo em diferentes níveis de degradação na região norte da Amazônia brasileira (Estado de Roraima). Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram contemplados:

- 1) Analisar a degradação causada por incêndios florestais sob aspectos florísticos e estruturais, sobretudo no conteúdo de biomassa aérea, a partir de dados coletados em campo;
- 2) Obter atributos polarimétricos das imagens complexas ALOS/PALSAR, caracterizando os diversos níveis de degradação florestal pelo fogo através da análise das possíveis relações destes atributos com os parâmetros florístico-estruturais coletados em campo;
- 3) Gerar um modelo preditivo de biomassa aérea para a tipologia florestal em questão, especialmente para áreas já atingidas por incêndios, a partir de atributos polarimétricos extraídos das imagens ALOS/PALSAR.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Incêndios florestais

A cada ano milhares de hectares de florestas são atingidos pelo fogo ao redor do planeta (FAO, 2010; 2011). Apesar de alguns ecossistemas apresentarem adaptações, o fogo é um dos principais distúrbios responsáveis pela degradação florestal. Estes eventos foram registrados com maior frequência nas últimas décadas, especialmente na região tropical (COCHRANE e LAURENCE, 2008; SLIK et al., 2008), onde florestas em regiões de fronteira foram mais atingidas (ALENCAR et al., 2004; BARLOW e PERES, 2006). A ignição do fogo está principalmente associada à presença humana e sua motivação pode ser associada a três principais finalidades de acordo com Cochrane (2003): desflorestamentos, manutenção de atividades agropecuárias e incêndios acidentais. No entanto, esta distinção ainda representa um desafio (BALCH et al., 2011), apresentando inclusive controvérsias como o aumento da frequência de queimadas em áreas com taxas decrescentes de desflorestamento (ARAGÃO e SHIMABUKURO, 2010).

O aumento da ocorrência de incêndios florestais após períodos de secas severas foi relatado em diversos estudos na Amazônia (ALENCAR et al., 2006; 2011; ARAGÃO et al., 2007; BUSH et al., 2008). Em 1997-1998, aproximadamente 3,9 milhões de hectares foram atingidos (ALENCAR et al., 2006) em um dos maiores incêndios florestais já registrados nesta região (WILLIAMS et al., 2011) – e que pode conter uma subestimativa em área, diante de seu importante efeito de borda (COCHRANE e LAURENCE, 2002) - com perda de biomassa estimada em 0,049 a 0,329 Pg (ALENCAR et al., 2006). Apenas no Estado de Roraima, a área de floresta primária atingida foi estimada em 1,1 a 1,4 milhões de hectares (BARBOSA e FEARNSSIDE, 1999). O citado evento foi agravado pelo longo período de seca provocado pelo fenômeno El Niño (BARBOSA; FEARNSSIDE, 1999).

As consequências destes eventos são diretas e indiretas sobre a composição florística e estrutural dos povoamentos. Estudos em florestas tropicais, especialmente na Amazônia, apontam maior taxa de mortalidade entre indivíduos com menores diâmetros em áreas recentemente atingidas (COCHRANE; SCHULZE, 1999). Apesar da maior

resistência em um primeiro momento, foi observado na Amazônia central um aumento na mortalidade das árvores de grande porte ($DAP \geq 50$ cm) entre um e três anos após a passagem do fogo (BARLOW et al., 2003). Estes indivíduos são também mais sensíveis às secas (NEPSTAD et al., 2007), no entanto, segundo Balch et al. (2011) a probabilidade de morte de árvores com $DAP \geq 20$ cm declinou substancialmente em direção à região sudeste da bacia amazônica, acompanhando o gradiente climático.

Relações positivas foram encontradas entre a proporção de árvores mortas e a altura de formação de carvão nos troncos, possibilitando a utilização desta variável como indicadora da intensidade do incêndio (BARLOW et al., 2003; BRANDO et al., 2012). Em um experimento de queima na Amazônia Balch et al. (2011) verificaram que a altura das marcas do carvoejamento nas árvores e a frequência de incêndios, foram preditores significativos da mortalidade de indivíduos com $DAP \geq 10$ cm. Por outro lado, apenas a frequência de incêndios esteve correlacionada com a mortalidade de indivíduos com diâmetros inferiores a 10 cm. Brando et al. (2012) observaram também que a mortalidade foi maior quando o intervalo de reincidência foi de três anos e não apenas um. Assim, variações na intensidade e frequência dos incêndios podem resultar em uma ampla diversidade de efeitos ecológicos (BOWMAN et al., 2009).

A incidência de fogo pode reduzir significativamente a biomassa viva e morta em florestas tropicais (HAUGAASEN et al., 2003; SLIK et al., 2008), até mesmo em proporções similares às causadas por atividades de exploração madeireira (GERWING, 2002). Cochrane e Schulze (1999) estimaram perdas de biomassa da ordem de 80, 50 e 10% em florestas na Amazônia que foram atingidas forte, moderada e levemente por incêndios, respectivamente. De acordo com Barlow et al. (2003), a biomassa viva, três anos após a incidência do fogo, ainda representava 49% do estoque estimado em uma área vizinha não atingida. A redução em 107 Mg.ha^{-1} foi atribuída ao retardo na mortalidade de indivíduos com $DAP \geq 50$ cm (BARLOW et al., 2003). Balch et al. (2011) relataram perdas de 32 e 21% em relação à biomassa inicial em áreas atingidas uma e três vezes, respectivamente. Neste estudo foi constatado que os indivíduos com $DAP < 30$ cm aumentaram significativamente o estoque de biomassa morta após a queima. Barlow et al. (2003) demonstraram que em áreas recentemente queimadas a perda em biomassa foi menos drástica do que o decréscimo em densidade de indivíduos, devido, justamente, à maior mortalidade dos indivíduos com menores diâmetros.

A composição florística tem influência sobre a resposta da floresta ao fogo, já que as taxas de mortalidade variam entre as espécies (SLIK et al., 2010; BALCH et al., 2011; BRANDO et al., 2012). O fogo tende a favorecer espécies tolerantes ao calor e a aumentar a densidade de espécies pioneiras (BARLOW e PERES, 2008; NEPSTAD et al., 2008; SLIK et al., 2010), pelo menos a curto prazo (COCHRANE e SCHULZE, 1999). Após incêndios de sub-dossel, decréscimos na riqueza de espécies e perda de espécies raras foram relatados na Amazônia brasileira (COCHRANE e SCHULZE, 1999; BALCH et al. 2011) e na Indonésia (SLIK et al., 2008). Estas perdas podem alterar o funcionamento da vegetação e a disponibilidade de recursos para a fauna (BARLOW e PERES, 2006).

Como destacado por Davidson et al. (2012), o fogo é causa mas também consequência de mudanças no ambiente Amazônico como um todo. Dentre as causas, os incêndios têm impacto importante na emissão de gases do efeito estufa. Sabe-se que as liberações ocorrem robustamente durante a queima do material combustível (BALCH et al., 2008) mas continuam por um longo período através da decomposição das árvores mortas (FEARNSIDE, 1997). As consequências destas emissões e da redução da biomassa viva são diversas. Por exemplo, ocorre a diminuição das precipitações devido à alteração nos processos microfísicos responsáveis pela formação das gotas de chuva (ANDREAE et al., 2004). Apesar da importância dos incêndios florestais neste cenário de mudanças, poucos modelos de predições da dinâmica de resposta da Amazônia às mudanças climáticas os consideram (BALCH et al., 2011). Além disto, este fator pode representar um importante ajuste nas estimativas de distribuição da biomassa da região (BARBOSA et al., 2010).

Dadas as dimensões destes eventos, produtos de sensoriamento remoto são frequentemente utilizados em seu estudo. Com esta finalidade, sensores ópticos vêm sendo historicamente utilizados tanto para mapeamentos (CHUVIECO e CONGALTON, 1989; SHIMABUKURO et al., 2009; NUMATA et al., 2011) - permitindo inclusive o monitoramento em tempo quase real de focos de calor em todo o território nacional² - como também em estudos sobre a severidade e impacto sobre o

² *Queimadas – Monitoramento de focos* do CPTEC-INPE (<http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/>).

ambiente (CARDOZO et al., 2011; NUMATA et. al., 2011). Outra vantagem dos produtos de sensoriamento remoto é que estes permitem a reconstrução do histórico de fogo de uma área. Apesar de pouco utilizadas neste tipo de estudo em florestas tropicais, as imagens de radar permitem uma melhor caracterização da estrutura florestal, sendo importante testar seu potencial em áreas florestais degradadas pelo fogo.

2.2. Princípios de funcionamento SAR e interação das micro-ondas com a floresta

Radar (*radio detection and ranging*) é um tipo de sensor ativo que opera na faixa de energia eletromagnética das micro-ondas. Dentre as vantagens deste tipo de sensor estão a independência em relação às condições da atmosfera (presença de nuvens, brumas, fumaças, poluição, etc...) e de iluminação solar, a alta resolução espacial e o tipo de interação com os alvos. Nos radares, a geometria de visada é lateral com varredura na direção perpendicular à linha de voo da plataforma (Figura 2.1). Pulsos de micro-ondas enviados pela antena iluminam a superfície terrestre e o sinal eletromagnético retroespalhado (eco) é registrado.

A evolução dos sistemas *Real Aperture Radar* (RAR) para os sistemas *Synthetic Aperture Radar* (SAR) permitiu que a resolução espacial - limitada pelo tamanho real da antena nos sistemas RAR - fosse melhorada com a simulação de uma antena maior do que seu tamanho real (HENDERSON; LEWIS, 1998). Este tamanho é definido pelo tempo em que o alvo é iluminado pelo sensor (tempo de permanência no campo de visada) e não é constante, sendo maior para objetos mais distantes.

Com a introdução da antena de polarização dupla na década de 1940 e a formulação das matrizes de espalhamento nos anos 50, a pesquisa no campo da polarimetria foi impulsionada (TOUZI et al., 2004). Além disto, o avanço da tecnologia permitiu que os radares passassem a registrar não só a amplitude do sinal (ligada à informação de textura e brilho), mas também a informação de fase, que possibilita a descrição completa do estado e polarização da onda eletromagnética e análise dos mecanismos de espalhamento presentes. Com o desenvolvimento dos sensores polarimétricos tornou-se possível a extração de diversos novos parâmetros e imagens transformadas (PARADELLA et al., 2005).

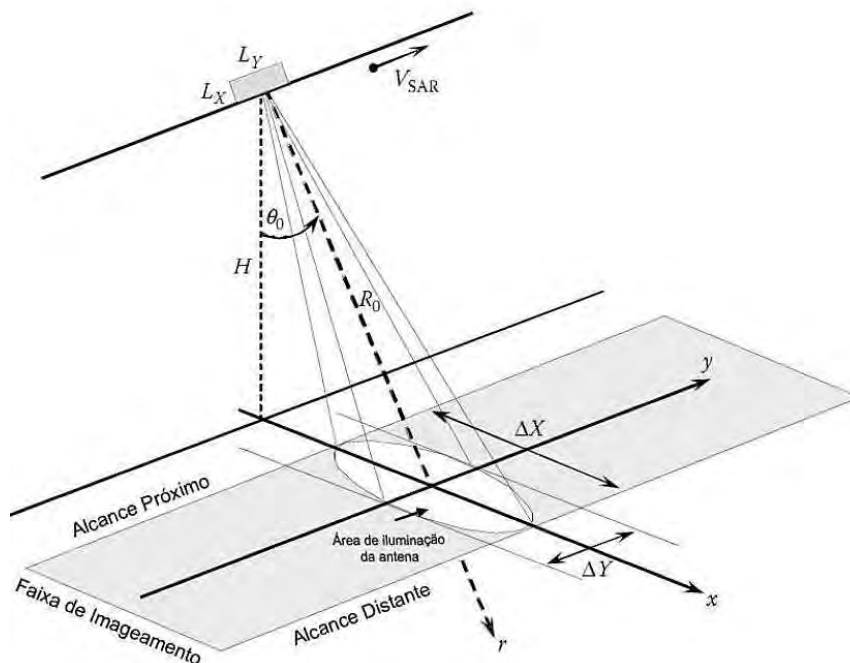


Figura 2.1 – Geometria de visada em um sistema SAR. A plataforma está a uma altitude H da superfície e carrega uma antena com dimensões L_x e L_y , a uma velocidade V_{SAR} . A direção de voo é definida como “azimute” (eixo y) e a direção perpendicular à linha de voo é dita “range” ou direção de alcance ou radial (eixo x). A direção do feixe forma um ângulo de incidência (θ_0) com a normal à superfície. O eixo radial é denominado “slant-range” (r).

Fonte: Silva (2010) modificado de Lee e Pottier (2009).

Em uma imagem polarimétrica, cada elemento de resolução traz informações de amplitude e fase (número complexo), resultados da interação do sinal enviado com o alvo, ou seja, todos os elementos espalhadores contidos na célula (LEE e POTTIER, 2009). A matriz de espalhamento $[S]$, descrita por Ulaby e Elachi (1990), armazena as informações sobre como os espalhadores (alvos) transformam o campo elétrico incidente no campo elétrico espalhado em todas as polarizações por unidade de resolução:

$$[S] = \begin{pmatrix} S_{VV} & S_{VH} \\ S_{HV} & S_{HH} \end{pmatrix} \quad (2.1)$$

Se a matriz de espalhamento é conhecida, a resposta do alvo a qualquer combinação de polarização incidente e registrada pelo sensor pode ser computada, facilitando sua identificação e compreensão (MURA et al., 2007). O processo de extração de informações da matriz $[S]$ envolve sua vetorização (LEE; POTTIER, 2009) e, para isto, diversas bases podem ser utilizadas, sendo as mais comuns aquelas do conjunto de

matrizes lexográficas e matrizes de Pauli. A partir destas bases, são obtidos os vetores de espalhamento 4D: \vec{K}_{4L} para a base lexigráfica e \vec{K}_{4P} para Pauli.

Conhecidos os vetores de espalhamento, é possível a construção das matrizes de covariância [C] e coerência [T]. Estas matrizes são indicadas para o estudo de alvos não determinísticos e permitem a análise da informação de fase (CLOUDE e POTTIER, 1996). A matriz de covariância [C] é obtida através do vetor de espalhamento \vec{K}_{4L} :

$$\begin{aligned}
 [C_4] &= \langle \vec{K}_{4L} \vec{K}_{4L}^{*T} \rangle = \begin{bmatrix} S_{hh} \\ S_{hv} \\ S_{vh} \\ S_{vv} \end{bmatrix} [S_{hh} \quad S_{hv} \quad S_{vh} \quad S_{vv}]^{*T} \\
 &= \left\langle \begin{bmatrix} |S_{hh}|^2 & S_{hh}S_{hv}^* & S_{hh}S_{vh}^* & S_{hh}S_{vv}^* \\ S_{hv}S_{hh}^* & |S_{hv}|^2 & S_{hv}S_{vh}^* & S_{hv}S_{vv}^* \\ S_{vh}S_{hh}^* & S_{vh}S_{hv}^* & |S_{vh}|^2 & S_{vh}S_{vv}^* \\ S_{vv}S_{hh}^* & S_{vv}S_{hv}^* & S_{vv}S_{vh}^* & |S_{vv}|^2 \end{bmatrix} \right\rangle \quad (2.2)
 \end{aligned}$$

Onde $\langle \dots \rangle$ indica a média espacial e *T é o conjugado transposto.

A matriz [T] possui os mesmos autovalores que a matriz [C], mas diferentes autovetores. Ela é obtida de maneira análoga, porém utiliza o vetor de espalhamento na base de Pauli \vec{K}_{4P} :

$$[T_4] = \langle \vec{K}_{4P} \vec{K}_{4P}^{*T} \rangle \quad (2.3)$$

As médias espaciais (*multilook*) são úteis na redução do ruído *speckle*, que é uma característica intrínseca das imagens SAR. As interações construtivas e destrutivas das ondas eletromagnéticas produzem variações súbitas na intensidade da imagem, ou seja, pontos mais claros ou escuros (LEE; POTTIER, 2009). Este ruído é multiplicativo e, portanto, é maior quando o sinal é mais forte. Outro método de redução do ruído *speckle* consiste na aplicação de filtros. Dentre eles, destaca-se o filtro Lee modificado (LEE, 1981), que permite a redução do ruído sem perda da informação de borda (zonas de alto contraste).

Como exposto acima, as matrizes de espalhamento [S], covariância [C] e coerência [T] carregam informações sobre o processo de espalhamento da energia eletromagnética. Descrições matemáticas mais detalhadas sobre estas matrizes e suas importâncias físicas

no tratamento de dados radar podem ser observadas nas obras de Henderson e Lewis (1998), Woodhouse (2006), Lee e Pottier (2009).

Segundo Henderson e Lewis (1998), a magnitude de cada uma das componentes do retroespalhamento depende do comprimento de onda (λ), do ângulo de incidência (θ_{inc}), da polarização, e de uma grande diversidade de parâmetros do terreno e da vegetação (características geométricas e elétricas). O comprimento de onda (λ), fator de importância primária na interação das micro-ondas com as florestas, afeta a capacidade de penetração da energia no alvo e a distribuição espacial da potência espalhada. Van der Sanden (1997) e Le Toan et al. (2002) concluíram que as principais fontes de espalhamento dos componentes vegetais são da mesma ordem de magnitude dos comprimentos de onda com os quais interagem. Assim, enquanto as micro-ondas de radar na banda X são refletidas principalmente por folhas e pequenos galhos, a penetração nas copas aumenta com o comprimento de onda (BREIDENBACH et al., 2010). Esta relação é apresentada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Elementos da floresta que atuam como fontes principais de retroespalhamento (++) , fontes secundárias (+) e fontes de atenuação (-) da radiação eletromagnética em função do comprimento de onda. Fonte: Modificado de Van der Sanden (1997).

| <i>Banda (λ)</i> | <i>Elementos florestais</i> | | | | | |
|-------------------------------------|-----------------------------|-------|--------------------|------------------|---------|------|
| | Folhas | Ramos | Galhos secundários | Galhos primários | Troncos | Solo |
| X (2,4-3,75 cm) | ++ | ++ | ++ | | | |
| C (3,75-7,5 cm) | ++ | + | ++ | | | |
| L (15-30 cm) | - | - | ++ | ++ | ++ | + |
| P (30-100 cm) | - | - | - | ++ | ++ | ++ |

Aliado ao comprimento de onda, o ângulo de incidência da energia pode influenciar significativamente o retroespalhamento registrado. A combinação destes dois fatores influencia a chamada “rugosidade do alvo”. E em função deste parâmetro o retroespalhamento pode ser maior ou menor (Figura 2.2).

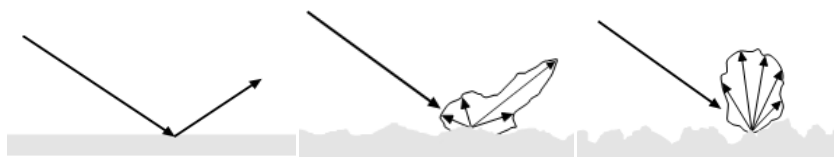


Figura 2.2 - Relação direta entre a rugosidade do alvo e o espalhamento na direção do sensor. Neste caso considera-se um ângulo de incidência fixo.

Fonte: Van der Sanden (1997).

As micro-ondas possuem campos elétricos e magnéticos que vibram em direções perpendiculares entre si. Sua polarização é definida pela direção de vibração do campo elétrico em relação à superfície. Enquanto o comprimento do vetor representa a amplitude da onda eletromagnética e a rotação do mesmo vetor representa a frequência, a orientação e a forma traçada pela extremidade do vetor definem a polarização (CCRS, 2010). Quatro tipos de polarizações podem ser obtidos: HH para a transmissão e recepção no plano horizontal; VV para a transmissão e recepção no plano vertical; HV para a transmissão no plano horizontal e recepção no plano vertical; e VH para a transmissão no plano vertical e recepção na horizontal. Se, por exemplo, os objetos na superfície terrestre possuem uma orientação vertical, a interação com as micro-ondas verticalmente polarizadas será maior, assim como o sinal gerado. Através das diferentes polarizações (síntese de polarização), é possível obter a denominada “resposta polarimétrica” de determinado alvo, assim como a caracterização do mecanismo dominante que controla a interação das micro-ondas com a estrutura do alvo em consideração.

Os alvos, por sua vez, podem ser classificados como espalhadores determinísticos ou não determinísticos. Espalhadores determinísticos (também chamados de alvos coerentes ou pontuais) refletem ondas totalmente polarizadas, conservando a polarização da onda incidente. Por outro lado, espalhadores não determinísticos (também denotados alvos incoerentes ou distribuídos) possuem mais de um centro de espalhamento e interação com a radiação eletromagnética, refletindo ondas parcialmente polarizadas e acarretando na medição da sobreposição de diversas ondas com polarizações variadas pelo sensor. Florestas são exemplos de espalhadores não determinísticos.

Florestas tropicais apresentam estruturas geométricas complexas. No entanto, é preciso compreender como ocorre a interação sinal-alvo nestes ambientes para que se possa associar corretamente os mecanismos de espalhamento identificados às características da vegetação. Nas últimas décadas, observou-se um significativo avanço na compreensão desta interação, permitindo a caracterização fisionômica e estimativa de parâmetros biofísicos em ecossistemas florestais (LE TOAN et al., 1992; DOBSON et al., 1995; HOEKMAN; QUINHONES, 2000; SANTOS et al., 2003; SAATCHI et al., 2007a; NARVAES, 2010; SAATCHI et al., 2011). Van der Sanden (1997) listou as fontes dominantes de retroespalhamento em florestas (Figura 2.3):

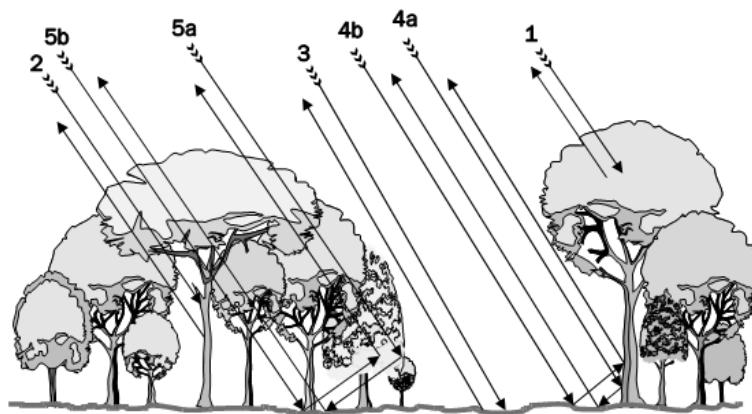


Figura 2.3- Fontes dominantes de retroespalhamento em florestas: (1) espalhamento do volume da copa, (2) espalhamento direto dos troncos, (3) espalhamento direto da superfície do solo, (4a) espalhamento tronco-solo, (4b) espalhamento solo-tronco, (5a) espalhamento copa-solo, (5b) espalhamento solo-copa.

Fonte: Van der Sanden (1997).

Com base nestas interações, Pope et al. (1994) desenvolveram índices para a caracterização de ambientes florestais. São eles: índice de estrutura do dossel (CSI), índice de biomassa (BMI) e o índice de espalhamento volumétrico (VSI). Suas respectivas fórmulas são apresentadas no próximo capítulo. Além destes, Pope et al. (1994) também apresentaram o índice de tipo de interação (ITI), tratando-se do valor absoluto da diferença de ângulo de fase entre as polarizações HH e VV.

Estes índices são obtidos a partir dos coeficientes de retroespalhamento (σ^0) nas diversas polarizações. O termo σ^0 é obtido através da média da seção transversal de radar (σ) por unidade de área. A seção transversal de radar, por sua vez, é derivada da chamada equação radar, que é a forma mais fundamental de descrição da interação de uma onda eletromagnética com um dado alvo (CLOUDE; POTTIER, 2009).

Deve-se ainda ressaltar a importância da constante dielétrica no imageamento por radar, dado que esta variável influencia fortemente a interação da radiação eletromagnética com a superfície do terreno (HENDERSON; LEWIS, 1998). Um elevado conteúdo de umidade no alvo resulta em uma constante dielétrica alta e, nestas condições, o sinal de retorno será mais alto devido à maior dificuldade de penetração da energia no dossel vegetal. Ao contrário, uma constante dielétrica baixa resulta, em geral, em um baixo sinal de retorno. Deste fato, torna-se relevante o conhecimento das condições climáticas antecedentes à data de imageamento, pois diferenças no sinal registrado podem não estar ligadas à estrutura do alvo, mas às condições de chuva ou umidade no alvo.

2.3. Caracterização de florestas a partir de dados polarimétricos

Algumas técnicas polarimétricas possibilitam separar contribuições de espalhamentos com diferentes naturezas, as quais podem ser associadas a diferentes mecanismos físicos. Neste tópico, serão abordadas duas das principais abordagens para caracterização polarimétrica dos alvos: (ii) decomposições de alvos e (i) respostas polarimétricas.

2.3.1. Decomposição de alvos

A decomposição de alvos não determinísticos visa a caracterização dos mecanismos físicos de espalhamento descritos pelas matrizes [C] e [T]. Os principais métodos atualmente utilizados são aqueles desenvolvidos por Cloude e Pottier (1997), Freeman e Durden (1998) e Touzi (2007). Estas metodologias pressupõem a existência de um mecanismo de espalhamento dominante em cada elemento de resolução.

2.3.1.1. Decomposição de Cloude-Pottier

A decomposição polarimétrica de Cloude e Pottier (1997) se baseia na decomposição da matriz de coerência [T] para obtenção de seus autovetores (informações sobre tipos de espalhamento) e autovalores (contribuição de determinado mecanismo de espalhamento no espalhamento total), onde λ_i são os autovalores e e_i são os autovetores:

$$\langle |T_3| \rangle = \sum_{i=1}^3 [T_{3i}] = \lambda_1 (e_1 e_1^{*T}) + \lambda_2 (e_2 e_2^{*T}) + \lambda_3 (e_3 e_3^{*T}) \quad (2.4)$$

A partir destes valores, os parâmetros entropia (H), anisotropia (A) e ângulo alfa ($\bar{\alpha}$) são obtidos:

- **Entropia (H):** indica o grau de aleatoriedade no processo de espalhamento, que deve ser maior em florestas tropicais (CLOUDE; POTTIER, 1996). O parâmetro varia de 0 a 1; quando $H=0$ o processo é considerado determinístico; quando $0 < H < 1$ o processo de espalhamento se dá por mecanismos múltiplos; quando $H=1$ os mecanismos de espalhamento contribuem de forma equivalente. “ P_i ” representa a importância relativa do processo de espalhamento representado pelo autovalor “ λ_j ” para a potência total espalhada.

$$H = - \sum_{i=1}^3 p_i \log_3(p_i), \text{ com } p_i = \frac{\lambda_i}{\sum_{j=1}^3 \lambda_j} \quad (2.5)$$

- **Anisotropia (A):** indica a importância relativa dos mecanismos de espalhamento secundários (λ_2 e λ_3), complementando a informação contida na entropia. Valores altos indicam um segundo mecanismo de espalhamento importante. Valores baixos indicam que, além do mecanismo de espalhamento dominante, existe a contribuição de um segundo e terceiro mecanismos (espalhamento aleatório). A anisotropia agrega informações nos casos em que a entropia é de média a alta ($> 0,7$). Em baixa entropia, λ_2 e λ_3 são altamente afetados pelo ruído (LEE; POTTIER, 2009), e portanto a anisotropia também seria ruidosa.

$$A = \frac{\lambda_2 - \lambda_3}{\lambda_2 + \lambda_3} \quad (2.6)$$

- **Ângulo alfa (α):** varia no intervalo de 0° a 90° e relaciona-se com os autovetores, indicando o tipo de espalhamento dominante. Quando $\alpha = 0^\circ$ o espalhamento dominante é superficial; quando $\alpha = 45^\circ$ o espalhamento é do tipo dipolo, se $\alpha = 90^\circ$ o espalhamento é do tipo *double-bounce*. Onde: α_i são as primeiras coordenadas dos autovetores associados a λ_i .

$$\bar{\alpha} = \sum_{i=1}^3 p_i \alpha_i \quad (2.7)$$

A associação da entropia (H) e do ângulo alfa (α) em um plano bidimensional (Plano H/α) tornou-se uma das formas mais usais para a melhoria do entendimento do

espalhamento dos alvos florestais (SANTOS et al., 2009). Neste procedimento os mecanismos de espalhamento podem ser classificados em nove zonas (Figura 2.4).

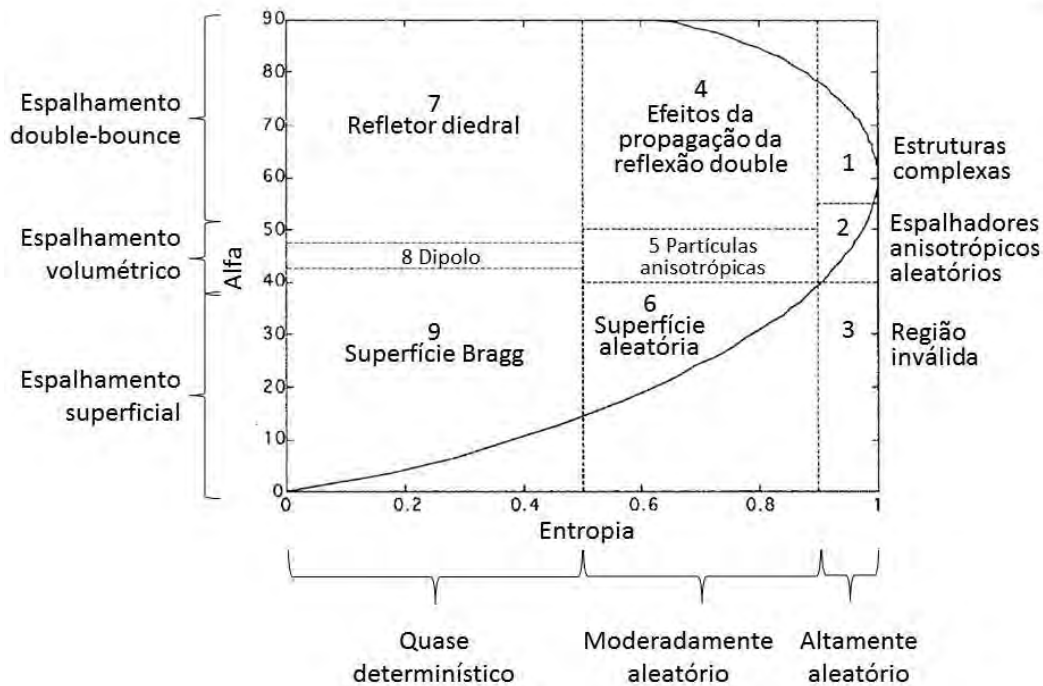


Figura 2.4 – Zonas de classificação no plano H/α da decomposição de Cloude-Pottier (1997).
Fonte: Modificada de Lee e Pottier (2009).

Utilizando dados ALOS/PALSAR (banda L) da Amazônia, Narvaes (2010) encontrou diferenças significativas nas classificações no plano H/α entre as classes de floresta primária e floresta com exploração madeireira e também entre floresta primária e sucessão secundária avançada.

Freitas et al. (2008), com uso de dados SAR aerotransportado (banda P), observaram que os planos H/α justificaram claramente a junção de determinadas classes em um mapeamento temático na Amazônia. A análise das zonas em que as amostras foram classificadas mostrou que o espalhamento volumétrico era dominante na maioria das classes consideradas, enquanto que o espalhamento de superfície esteve presente apenas nas amostras de solo exposto e pastagem/área agrícola. Com a fusão de algumas classes, os autores obtiveram um aumento significativo na acurácia da classificação.

Com relação à estimativa de atributos biofísicos florestais, Garestier et al. (2009) relacionaram variáveis de um plantio de *Pinus pinaster* com atributos polarimétricos

obtidos em banda L e P. Os autores destacaram a alta relação inversa ($R^2= 0,93$) encontrada entre a anisotropia (na banda P) e as alturas médias observadas das unidades amostrais (RMSE= 2m, 10%). Os autores justificaram a relação pelo aumento nas contribuições volumétricas e *double-bounce* durante o crescimento da floresta. Em povoamentos mais altos, a baixa anisotropia denotou o processo de espalhamento aleatório, indicando que o espalhamento volumétrico tornou-se predominante em todos os canais.

2.3.1.2. Decomposição de Freeman-Durden

A decomposição desenvolvida por Freeman e Durden (1998) modela a matriz de covariância [C] em função da contribuição de três principais mecanismos de espalhamento. São eles: espalhamento do tipo volumétrico, espalhamento double-bounce e espalhamento superficial (Figura 2.5). O princípio da decomposição é que a matriz de covariância para o retroespalhamento total é a soma dos mecanismos de espalhamento individuais, representados por suas respectivas matrizes:

$$\langle |C_3| \rangle = \langle |C_3| \rangle_v + \langle |C_3| \rangle_d + \langle |C_3| \rangle_s \quad (2.8)$$

Um das grandes vantagens deste método é a simplicidade de interpretação de seus resultados, que têm explicações físicas.

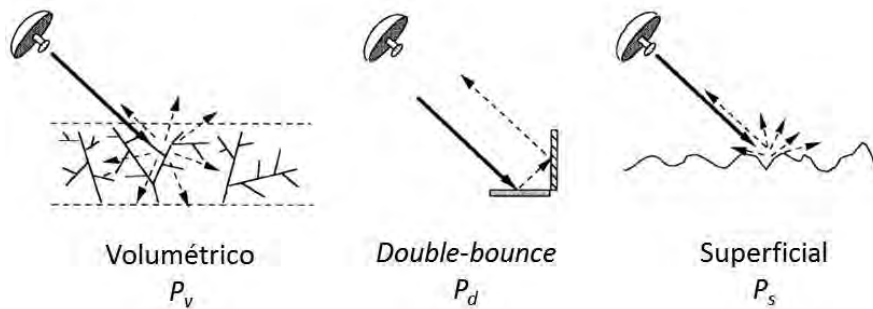


Figura 2.5 – Mecanismos de espalhamento para dados SAR polarimétricos obtidos com a decomposição de Freeman-Durden.

Fonte: modificado de Freeman e Durden (1998).

- **Componente de espalhamento volumétrico (P_v)**: traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento volumétrico para a potência total retroespalhada.

$$P_v = \frac{8f_v}{3} \quad (2.9)$$

- **Componente de espalhamento *double-bounce* (P_d):** traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento do tipo *double-bounce* (de canto) na potência total retroespalhada.

$$P_d = f_d (1 + |\alpha|^2) \quad (2.10)$$

- **Componente de espalhamento superficial (P_s):** traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento superficial (superfície rugosa) na potência total retroespalhada.

$$P_s = f_s (1 + |\beta|^2) \quad (2.11)$$

Onde f_v , f_d e f_s correspondem à contribuição de cada espalhador para a matriz de covariância final; α está relacionado a efeitos de atenuação da propagação e mudança de fase e coeficientes de reflexão; β é definido com a razão entre os coeficientes de reflexão da onda polarizada horizontalmente e verticalmente.

No estudo de Gonçalves (2007), a componente de espalhamento volumétrico (P_v) apresentou relação significativa com o volume de florestas primárias e sob exploração madeireira, incorporando o modelo de predição volumétrica. Também Narvaes (2010) identificou o atributo P_v entre os mais importantes para a modelagem da biomassa aérea em florestas primárias e secundárias. Ambos os estudos abordaram a Floresta Nacional (FLONA) Tapajós e utilizaram dados SAR em banda L.

Através desta decomposição, Kuplich et al. (2009) exploraram dados em banda C (Radarsat-2) obtidos sobre a FLONA do Tapajós em áreas de floresta primária, secundária, áreas agrícolas e de solo exposto. As três imagens resultantes (P_v , P_d e P_s) foram classificadas no intuito de discriminar diferentes coberturas do solo e o resultado indicou que as componentes de espalhamento volumétrica e superficial contribuíram na identificação de áreas com e sem vegetação. Guerra et al. (2008) também demonstraram a eficácia deste método para identificação de alvos em banda L. Neste trabalho foi possível destacar claramente a maior participação do espalhamento superficial (P_s) em áreas desflorestadas se comparadas a áreas de floresta primária, também na Amazônia.

2.3.1.3. Decomposição de Touzi

A decomposição de Touzi (2007) foi desenvolvida de modo a assegurar a independência dos parâmetros que definem o vetor de espalhamento em relação ao movimento de rolamento da plataforma (*roll-invariant*). O espalhamento de alvos assimétricos, como florestas, é sensível a este movimento. O vetor de espalhamento de Touzi é expresso da seguinte maneira:

$$\vec{u} = m|\vec{u}|_m \cdot \exp^{j\Phi_s} \cdot \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & \cos 2\psi & -\text{sen}2\psi \\ 0 & \text{sen}2\psi & \cos 2\psi \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} \cos\alpha_s \cos 2\tau_m \\ \text{sen}\alpha_s e^{j\Phi_{\alpha_s}} \\ -j \cos\alpha_s \text{sen} 2\tau_m \end{bmatrix} \quad (2.12)$$

Onde m é a amplitude máxima de retorno. ψ é o ângulo de orientação do alvo em relação à linha de visada do radar, fornecendo uma medida do ângulo de inclinação do alvo (Touzi, 2007). O termo τ_m é a helipticidade do alvo, que permite avaliar sua simetria. O parâmetro varia entre -45° e 45° . Quando $\tau_m=0$ o alvo é simétrico; $\tau=-45^\circ$ e $\tau=45^\circ$ indicam um alvo canônico do tipo hélice com orientação à direita e à esquerda, respectivamente. Os parâmetros α_s e Φ_{α_s} são a magnitude e a fase do tipo de espalhamento.

A decomposição de Touzi é realizada sobre a matriz de coerência [T], que é transformada segundo o ângulo de orientação ψ , permitindo a obtenção dos parâmetros invariantes à rotação. Desta forma, pode-se descrever o espalhamento do alvo de maneira única, independente da base de polarização. O modelo para o vetor de espalhamento é então aplicado a cada um dos três autovetores obtidos (i), que são representados por: $|\vec{u}_i| = (\lambda_i, m_i, \psi_i, \tau_{mi}, \alpha_{si}, \Phi_{\alpha_{si}})$. Sendo que λ_1 é o espalhamento dominante (autovetor de maior autovalor, $\lambda_1 > \lambda_2 > \lambda_3$).

Diversos parâmetros oriundos desta decomposição exibiram correlações significativas com a biomassa acima do solo no trabalho de Narvaes (2010). Com estas contribuições, foi possível estabelecer um modelo significativo de estimativa de biomassa aérea em florestas primárias e secundárias na Amazônia brasileira.

2.3.2. Respostas polarimétricas

Propostas por Van Zyl et al. (1987), as respostas polarimétricas são utilizadas na caracterização dos alvos, pois permitem a análise da variação do coeficiente de

espalhamento nas diversas combinações de polarização da energia enviada e recebida pela antena (síntese de polarização). Em outras palavras, a seção transversal de um dado alvo (σ^0) é representada em um gráfico tridimensional em função de todas as combinações dos ângulos de orientação (ψ) e helipticidade (χ), referentes à elipse de polarização. O método utiliza a matriz de Stokes, derivada da matriz de espalhamento.

Segundo os autores, a comparação da resposta observada com as respostas de alvos elementares que apresentam mecanismos de espalhamento canônicos (Figura 2.6) permite a identificação dos mecanismos de espalhamento dominantes no retroespalhamento medido. As respostas são divididas em polarizações paralelas (co) e cruzadas (cross). No entanto, é importante notar que a resposta polarimétrica de determinado alvo não é única, dado que diferentes combinações de mecanismos de espalhamento podem gerar configurações similares (SANTOS et al., 2009). A altura do pedestal é o coeficiente de retroespalhamento mínimo observado (VAN ZYL et al., 1987). Ela está associada ao grau de despolarização da onda eletromagnética medida, que tem relação direta com o grau de polarização da onda espalhada (McNAIRN et al., 2002).

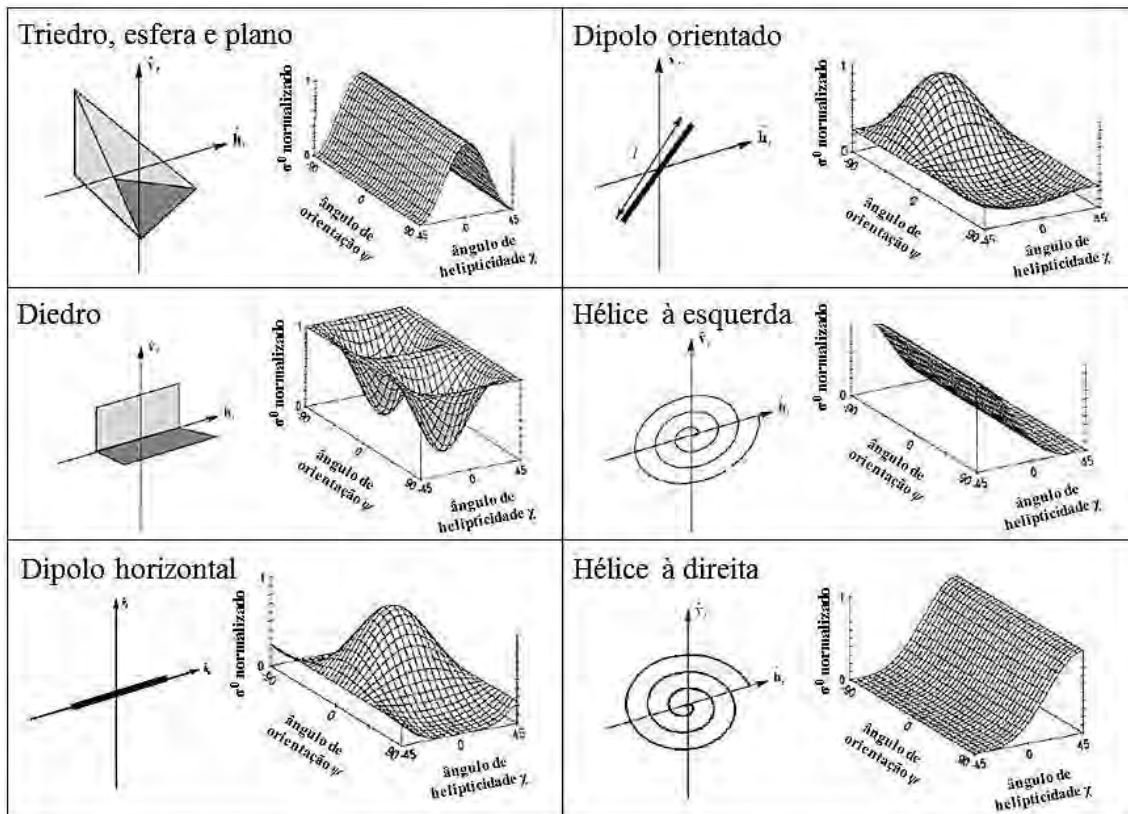


Figura 2.6 – Respostas co-polarizadas de alvos elementares.
 Fonte: Modificado de Lee e Pottier (2009).

Santos e Gonçalves (2008), de posse de dados em banda L (ALOS/PALSAR), utilizaram esta técnica para caracterizar áreas de florestas primárias, diversos estádios de sucessão secundária, floresta sob exploração madeireira e áreas de regeneração após eventos de queimada na região de Tapajós. Os autores destacaram a maior altura do pedestal em florestas primárias se comparada às florestas secundárias. Também em Narvaes (2010) são apresentadas as respostas polarimétricas obtidas para florestas primárias, secundárias e com exploração madeireira nesta mesma região.

Ainda na floresta amazônica, Guerra et al. (2008) utilizaram dados em banda L para obter respostas polarimétricas de florestas primárias e desmatamentos recentes. Encontraram picos de reflexão para florestas primárias na polarização horizontal. Já para áreas desflorestadas, o pico de resposta foi observado na polarização vertical. Ainda na floresta amazônica, Kuplich et al. (2009) caracterizaram cinco classes de uso do solo (solo exposto, agricultura, pasto, floresta e floresta em regeneração) através de suas respostas polarimétricas *co-* e *cross-*polarizadas com dados em banda C.

Diante das técnicas de caracterização de alvos aqui expostas, nota-se que as informações extraídas de dados polarimétricos têm contribuído efetivamente para o melhor entendimento das interações entre o sinal radar e os alvos florestais. Além de proporcionarem a caracterização mais aprofundada destes alvos, os parâmetros resultantes destas decomposições podem ser utilizados como dados de entrada em algoritmos de classificações temáticas e na construção de modelos preditivos de parâmetros biofísicos florestais.

2.4. Modelagem da biomassa aérea florestal a partir de dados polarimétricos

A utilização de atributos extraídos de imagens de radar na estimativa de parâmetros biofísicos florestais foi intensificada nas últimas décadas. Isto ocorreu devido principalmente ao tipo de interação que o sinal de micro-ondas possui com a vegetação e, sobretudo, às melhorias tecnológicas oferecidas, dentre elas a polarimetria (GAMA et al., 2005). Além disto, sensores passivos têm capacidade limitada para a estimativa de variáveis biofísicas florestais pelo fato de se basearem no estudo da reflectância espectral, que por sua vez é regida pelas propriedades da folhagem das árvores (LE

TOAN et al., 1992). Desde a década de 90, dados polarimétricos vêm sendo utilizados para fins de quantificação e modelagem volumétrica e de biomassa florestal (DOBSON et al., 1995; LUCKMAN et al., 1998; SANTOS et al., 2003; SAATCHI et al., 2007a; COLLINS et al., 2009, NARVAES, 2010; SAATCHI et al., 2011).

Geralmente a estimativa destes parâmetros não é direta. Exige-se a utilização de diferentes métodos como a estratificação da floresta e modelagem dos dados SAR para a posterior estimativa das variáveis (DOBSON et al., 1995). Segundo Dobson (1992), a estimativa de variáveis biofísicas florestais com precisão comparável às obtidas através de métodos tradicionais de campo requer dados em diferentes bandas e/ou polarizações.

No entanto, mesmo com dados em diversas polarizações, a estimativa da biomassa florestal enfrenta desafios devido à saturação do sinal, principalmente em florestas tropicais (DOBSON et al., 1992). Desta forma, estudos mais recentes utilizam atributos coerentes (utilizam a informação de fase e potência) e incoerentes (utilizam a informação de potência apenas) extraídos de imagens polarimétricas para a estimativa de biomassa, pois os valores parecem menos sensíveis à saturação do sinal em relação ao comprimento de onda utilizado como nos dados multipolarizados (NARVAES, 2010).

Um dos primeiros trabalhos realizados no intuito de correlacionar dados SAR (AIRSAR) com a biomassa florestal foi relatado por Le Toan et al. (1992), em povoamentos de *Pinus* sp.. Os autores encontraram fortes relações entre a altura de árvores e biomassa do tronco com o retroespalhamento (σ^0) do canal P_{HV}. Boa relação também foi encontrada entre o canal P_{VV} e a área basal. Eles notaram também que ocorreu um aumento dos valores de diferença de fase entre as polarizações lineares HH e VV nos povoamentos mais maduros.

Também estudando povoamentos de coníferas, Dobson et al. (1992) concluíram que o retroespalhamento (σ^0) aumentou linearmente com o acréscimo em biomassa até um nível de saturação dependente da frequência utilizada. Para a banda P, esse nível ocorreu a aproximadamente 200 Mg.ha⁻¹ e para a banda L, o nível de saturação ocorreu por volta de 100 Mg.ha⁻¹. Desta forma, o coeficiente de retroespalhamento na banda C mostrou pouca sensibilidade ao estoque de biomassa. Segundo os autores, este

decréscimo da correlação com o aumento da frequência é explicado pela menor penetração das micro-ondas no dossel florestal devido à atenuação pela folhagem e pequenos galhos, enquanto que grande parte da biomassa provém dos troncos e galhos maiores.

Beaudoin et al. (1994) analisaram também dados AIRSAR em banda P e concluíram que a maior correlação para a biomassa em florestas de *Pinus* sp. foi encontrada na polarização HV ($R^2=0,90$), seguida da HH ($R^2=0,83$) e VV ($R^2=0,77$). Os autores puderam identificar que o retroespalhamento na polarização HH esteve fisicamente relacionado com as biomassas dos troncos e copas, enquanto que nas polarizações VV e HV, os sinais estiveram mais relacionados com a biomassa da copa.

Dobson et al. (1995), em uma área de transição entre a floresta boreal e a floresta temperada (EUA), propuseram uma metodologia para estimativa de biomassa baseada em três etapas. Inicialmente, utilizaram os coeficientes de retroespalhamento das bandas C e L de dados SIR-C/X-SAR para estimar a área basal, a altura total média e a biomassa das copas. As estimativas de área basal e altura total foram então utilizadas em equações alométricas para determinação da biomassa dos troncos. Finalmente, os valores de biomassa total foram obtidos através da soma da biomassa dos troncos e da biomassa das copas. Os resultados indicaram que os atributos biofísicos foram estimados com erros relativamente baixos quando comparados aos valores medidos em campo. Esta abordagem teria reduzido os efeitos de saturação comumente observados.

Para uma área na floresta amazônica (Peru), Rignot et al. (1995) relacionaram dados obtidos com o AirSAR (banda P) com dados de biomassa aérea. Eles encontraram que a utilização das polarizações circulares causou uma superestimativa da biomassa. Entretanto, o uso de polarizações lineares (HH, HV e VV) apresentou resultados em boa concordância com as estimativas realizadas em campo. Os autores concluíram ainda que a polarização HH foi a mais indicada para casos de alta concentração de biomassa.

Foody et al. (1997), ao investigarem a estimativa de biomassa em florestas tropicais secundárias na Amazônia brasileira, não encontraram relações significativas com atributos incoerentes nas bandas C ou L (SIR-C) nas polarizações HH, HV e VV. O uso da razão de bandas L_{HV}/C_{HV} não resultou em boas correlações, ao contrário dos

resultados encontrados por Dobson et al. (1995). Os melhores coeficientes de correlação ocorreram com o uso da razão de polarização L_{HV}/L_{HH} . Por outro lado, as relações entre o retroespalhamento e a biomassa melhoraram significativamente quando a floresta foi estratificada em função da espécie dominante. Em áreas dominadas por espécies do gênero *Cecropia*, as maiores relações foram observadas entre a biomassa e a razão C_{VV}/L_{VV} . Nas áreas não dominadas pelo gênero *Cecropia*, os maiores coeficientes de correlação foram observados entre a biomassa e a razão L_{HV}/C_{HV} . Segundo os autores, as razões minimizaram o problema da saturação do sinal reduzindo o efeito das diferenças devido à tipologia florestal.

Utilizando dados AIRSAR, Hoekman e Quiñones (2000) avaliaram o potencial deste tipo de dado no mapeamento de classes de biomassa para campos de pastagem, floresta primária e secundária na Amazônia. Os autores encontraram uma baixa correlação quando utilizada a banda C e maiores correlações com as bandas L_{HV} e P. Além disso, observaram que a combinação das bandas de maiores comprimentos de onda (P e L), nas polarizações circulares e cruzadas, proporcionou maior correlação e menor erro padrão de estimativa.

Santos et al. (2002) utilizaram dados JERS-1 (banda P) obtidos em florestas primárias e secundárias na Amazônia para estimar a área basal, atributo indicativo da biomassa aérea. Os autores apontaram um ponto de saturação por volta de $13 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$, correspondendo à zona de transição entre os estágios sucessionais intermediário e avançado. A maior correlação foi encontrada entre os valores de área basal e o coeficiente de retroespalhamento P_{HH} . A similaridade de valores dos coeficientes de retroespalhamento entre as formações primárias e secundárias foi atribuída aos casos em que as diferenças estruturais não eram evidentes.

Santos et al. (2003) avaliaram a sensibilidade de dados em banda P (AeS-1) à biomassa de florestas primárias e secundárias na região do Tapajós. Os autores compararam o uso da função polinomial e da função logarítmica na construção do modelo de predição. Ambas as abordagens apresentaram bom desempenho, sendo que as correlações obtidas com as polarizações HH e HV (0,66 a 0,77) foram maiores do que aquelas obtidas com a polarização VV (0,49 a 0,59). Os autores puderam perceber uma mudança de comportamento do retroespalhamento para diferentes estágios sucessionais da

vegetação. Gama et al. (2005) utilizaram estes mesmos dados de radar aerotranspostado e exploraram as relações entre parâmetros biofísicos (biomassa, DAP e volume florestal) e os índices desenvolvidos por Pope et al. (1994). Esses autores relataram que o coeficiente de retroespalhamento no canal P_{HH} e o índice BMI apresentaram correlações acima de 0,5 com todas as variáveis biofísicas. O índice CSI apresentou correlação negativa com a biomassa. Neste estudo o VSI apresentou correlações praticamente nulas com as variáveis do inventário florestal.

Santos et al. (2006) relacionaram os valores de retroespalhamento da banda P (AeS-1) com aqueles de biomassa estimada por meio de quatro equações alométricas específicas. A maior relação foi encontrada com o coeficiente de retroespalhamento na polarização HH ($R^2=0.51$). Os autores notaram que a melhor correlação entre os dados de biomassa e os dados de retroespalhamento dependeu da equação alométrica utilizada (ou seja, se o DAP e/ou altura são incluídos) e da polarização dos dados SAR utilizados para a análise.

O estudo sobre o comportamento do fogo e o planejamento do manejo de incêndios motivou Saatchi et al. (2007a) a modelarem a biomassa em floresta predominantemente de coníferas através de atributos de imagens de radar (AirSAR). Os algoritmos semi-empíricos foram desenvolvidos para estimar a biomassa das copas e dos troncos separadamente e também a biomassa total viva acima do solo. As correlações encontradas foram superiores a 0,7 e os erros obtidos foram de 1,87 e 11,3 $Mg.ha^{-1}$ para a copa e troncos, respectivamente. A maior relação com a biomassa viva foi observada com o canal P_{HV} ($R^2=0,69$).

No campo da polarimetria, Gonçalves (2007) avaliou o potencial de dados SAR em banda L (SAR-R99B) para estimativa volumétrica de áreas de floresta primária e sob exploração madeireira na Floresta Nacional de Tapajós. As variáveis independentes disponíveis incluíam atributos incoerentes e coerentes. Os resultados indicaram que os atributos mais importantes na modelagem do volume foram o coeficiente de retroespalhamento na polarização HV, a componente de espalhamento volumétrico da decomposição de Freeman (P_v), a diferença de fase $\Delta\phi_{HH-VV}$ e a coerência polarimétrica. O erro médio da estimativa volumétrica foi inferior a 15% do valor médio observado.

Para a avaliação da relação dos atributos polarimétricos coerentes e incoerentes com a biomassa de florestas primárias e secundárias na FLONA do Tapajós, Narvaes (2010) utilizou dados ALOS/PALSAR em banda L. Os resultados mostraram que os atributos mais importantes para a modelagem da biomassa foram o coeficiente de retroespalhamento na polarização HH, a componente de espalhamento volumétrico da decomposição de Freeman (P_v), a magnitude da segunda componente, a fase da segunda e terceira componentes e o ângulo de helipticidade médio oriundos da decomposição de Touzi. O modelo apresentou R^2 de 0,46 e o erro médio obtido na validação foi inferior a 20% da média. Estes dois trabalhos (GONÇALVES, 2007; NARVAES, 2010) ilustram as contribuições da informação de fase na modelagem do volume e biomassa em florestas tropicais.

Mitchard et al. (2011) estimaram a biomassa aérea através de dados ALOS/PALSAR, banda L, em uma região de contato floresta-savana na África. Alta correlação ($R^2=0,86$) foi encontrada entre os valores de biomassa e os valores do coeficiente de retroespalhamento na polarização HV. O RMSE associado às estimativas de biomassa foram calculados em aproximadamente 25%, para valores inferiores $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, e de ~40% para valores acima de $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Saatchi et al. (2011) avaliaram o impacto da variabilidade espacial da estrutura de florestas tropicais (primárias, secundárias e plantações mistas em La Selva, Costa Rica) na estimativa da biomassa aérea por radar. Foram testadas diferentes escalas (0,25, 0,5 e 1 hectare) na estimativa de biomassa e extração dos valores de coeficientes de retroespalhamento obtidos nas bandas L e P. Em ambas as frequências, os erros de estimativa foram menores com o aumento do número de variáveis (polarizações) no modelo e com o aumento da escala de trabalho. Para a banda L, os erros médios passaram de mais de 20% da média (com única polarização em todas as escalas) para 10 a 15% com duas e todas as polarizações para biomassa abaixo de $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Os erros encontrados no trabalho supracitado sugeriram a saturação do sinal em banda L em áreas com estoques de biomassa acima de $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. O aumento da escala diminuiu o efeito da saturação do sinal. No entanto os autores não recomendam o uso do algoritmo desenvolvido para estimativa em áreas com biomassa abaixo de $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ devido à pequena variação do sinal (aproximadamente 2 dB). Estimativas mais

precisas foram conseguidas com o uso da banda P. Os erros obtidos foram de 10-15% com o uso dos coeficientes em polarização dual ou com todas as polarizações em todas as escalas e com toda a amplitude de valores de biomassa. A melhor estimativa foi obtida com todas as polarizações em banda P e na escala de 1 hectare ($19 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, menos de 10% da média).

Ainda no estudo de Saatchi et al. (2011), foi testada a contribuição da altura interferométrica para a estimativa de biomassa. A adição do chamado “índice de altura” teve dois principais efeitos nos modelos de predição: (1) a redução do RMSE para aproximadamente 10 e 15% da média de biomassa nas bandas P e L, respectivamente, e (2) o aumento da amplitude de valores preditos para $200 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na banda L e acima de $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na banda P. Este trabalho ilustra o potencial da interferometria em prover dados na estimativa de biomassa em florestas tropicais.

2.5. Sensibilidade das micro-ondas em florestas atingidas pelo fogo

Segundo Tanase et al. (2011), ao relacionar parâmetros SAR com florestas atingidas pelo fogo, deve-se considerar que os mecanismos de espalhamento foram modificados. No início da regeneração pós-fogo, o retroespalhamento pode ser maior no solo, que está coberto por arbustos e gramíneas. Com o avanço da regeneração, o retroespalhamento passa a ser a soma das componentes oriundas da vegetação viva e do solo e depende das condições ambientais. Os estudos de Tanase et al. (2009, 2010a e 2010b e 2011) foram conduzidos em zona mediterrânea e boreal e, por isto, espera-se encontrar diferenças nesta dinâmica em florestas tropicais.

A utilização de imagens SAR ainda é pouco explorada no estudo de florestas atingidas pelo fogo em zonas tropicais. Em florestas boreais, este tipo de dado demonstrou grande aplicabilidade no monitoramento e avaliação da severidade de incêndios (KASISCHKE et al. 1994; BOURGEOU-CHAVEZ et al. 1997; FRENCH et al. 1999; WANG et al. 2000). De maneira geral, estas experiências demonstraram o aumento no retroespalhamento da banda C em áreas afetadas pelo fogo imageadas com pequenos ângulos de incidência. Por outro lado, quando imageadas com maiores ângulos incidência, o retroespalhamento da banda C tende a diminuir.

Menges et al. (2004) analisaram o efeito do fogo em savanas da Austrália sobre o retroespalhamento das bandas C, L e P (TopSAR). Foi constatado que os dados SAR, na banda C, foram suficientemente afetados para a detecção das cicatrizes das queimadas. Por outro lado, não foi possível avaliar a intensidade do evento, pois as mudanças não foram significativas nas bandas L e P, fato que os autores atribuíram à resistência deste tipo de vegetação ao fogo.

Tanase et al. (2010a) testaram a sensibilidade das bandas X, C e L à severidade de queima em uma floresta de *Pinus* sp.. Foi constatado que, nas polarizações HH e VV, o retroespalhamento de áreas queimadas aumentou com a severidade do fogo nas bandas X e C, e diminuiu na banda L. Já o retroespalhamento na polarização HV diminuiu com a severidade da queima em todos os comprimentos de onda. Para os comprimentos de onda menores, a relação entre retroespalhamento e severidade foi dependente do ângulo de incidência local, sendo mais forte no canal HH quando a orientação do alvo era na direção ao sensor e mais forte no canal HV quando a orientação do alvo era no sentido contrário ao sensor. Para a banda L, foram observadas fortes relações entre o canal HV e a severidade de queima, independentemente do ângulo de incidência local.

Tanase et al. (2011) também avaliaram a sensibilidade das bandas X, C e L para analisar áreas de regeneração pós-fogo em florestas de clima mediterrâneo (biomassa média de 45 Mg.ha⁻¹) e boreal. Foram utilizados os coeficientes de retroespalhamento na polarização HV e as coerências polarimétricas na polarização HH. Os dados em banda L apresentaram a maior amplitude (aproximadamente 8 dB) entre áreas não queimadas e áreas recentemente queimadas, se comparada a banda C (3-4 dB) e X (1-2 dB). Com o retroespalhamento no canal L_{HV} foi possível a distinção entre todos os cinco estágios de regeneração definidos em função do tempo decorrido após o último incêndio. Sun et al. (2002) relataram maior sensibilidade do canal L_{HH} aos estágios de regeneração se comparado ao canal C_{VV} em áreas analisadas mais de 10 anos após o fogo.

Em floresta tropical na Indonésia foi também constatado o decréscimo no retroespalhamento da banda C de florestas degradadas pelo fogo (SIEGERT; RUECKER, 2000). Segundo os autores, este comportamento poderia ser atribuído à remoção da cobertura vegetal e consequente aumento da contribuição do retroespalhamento do solo seco. French et al. (1996) também relacionaram as mudanças

no retroespalhamento de áreas queimadas com mudanças na umidade do solo em florestas boreais do Alaska. Estes autores sugerem que o retroespalhamento em áreas recentemente queimadas é influenciado pela umidade do solo, pelo grau de dano causado à vegetação e grau de regeneração da área.

Nenhum estudo semelhante, com dados SAR, foi encontrado para a Amazônia brasileira, onde o fogo ainda é um dos principais causas de degradação da vegetação (DAVIDSON et al., 2012). Por um lado, as imagens ópticas apresentam ótimos resultados no mapeamento das cicatrizes e do nível de severidade das queimas, inclusive com o desenvolvimento de índices específicos como o NDBR: índice de queimada normalizado (KOUTSIAS; KARTERIS, 1998). Por outro lado, as imagens SAR podem representar uma fonte de dados valiosa em regiões com grande cobertura de nuvens. Além disto, as imagens obtidas por micro-ondas permitem uma melhor avaliação das áreas atingidas (TANASE et al., 2011). Esta realidade destaca a necessidade de estudos na região tropical sobre a interação das micro-ondas com áreas florestais atingidas pelo fogo de forma a auxiliar o mapeamento destes eventos e também o monitoramento de suas consequências para a floresta.

3 MÉTODO DE TRABALHO

A Figura 3.1 resume a seqüência de etapas metodológicas adotadas neste trabalho. As etapas serão descritas nos itens subsequentes.

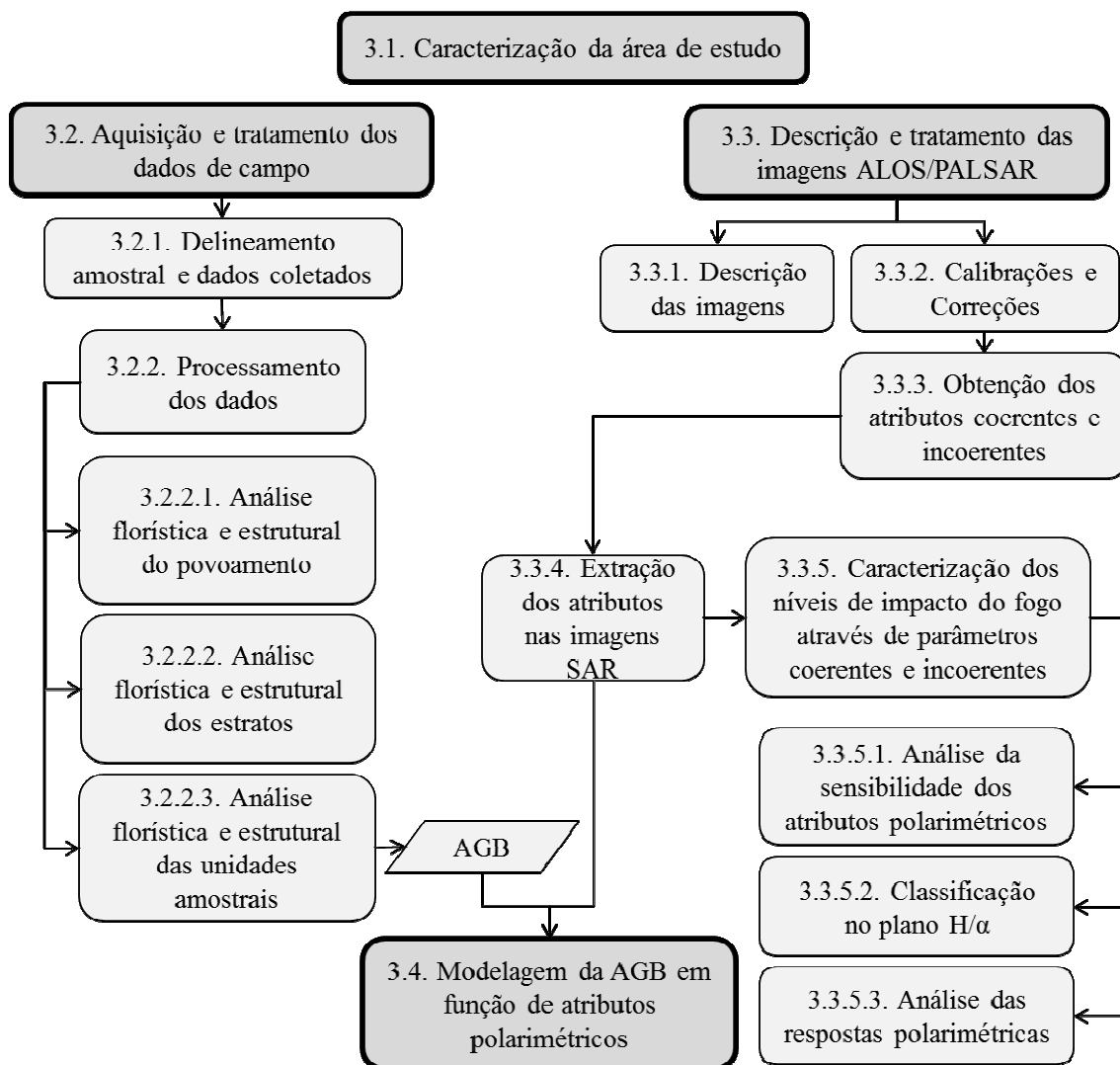


Figura 3.1 – Etapas de trabalho adotadas na investigação, onde AGB é a biomassa acima do solo.

3.1. Área estudada

A área estudada localiza-se no Estado de Roraima, extremo norte da Amazônia brasileira (Figura 3.2). Foram selecionadas áreas nas Vilas do Apiaú e Roxinho; região esta incluída no chamado Arco do Fogo de Roraima e que foi objeto de diversos estudos sobre o tema (XAUD, 1998; BARBOSA; FEARNSSIDE, 1999; SILVA, 2006; FEARNSSIDE et al., 2007). Segundo Silva (2006), a região é caracterizada pela presença de assentamentos rurais com idades variadas e distribuídas ao longo das estradas. Outra

característica marcante do local é o uso do fogo na conversão e limpeza de áreas, o que ocasionalmente inicia incêndios acidentais em florestas. A região foi identificada como centro do Grande Incêndio de Roraima, que foi fortemente influenciado pela ocorrência do “El Niño” (FEARNSIDE et al., 2007).

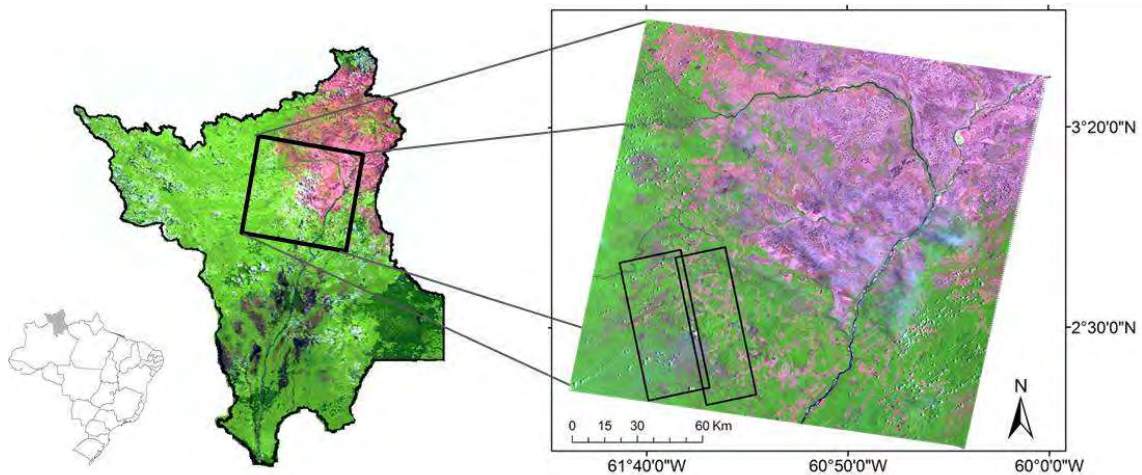


Figura 3.2 - Localização da área de estudo em uma imagem TM/Landsat-5 (WRS 232/58) R(5)G(4)B(3) de 2007 com destaque para os limites da área imageada pelo ALOS/PALSAR, onde se localizam também as parcelas de aquisição dos dados de campo.

A região é classificada sob domínio do clima “Ami” de Köppen (BARBOSA, 1997), que se traduz em um clima tropical chuvoso com nítida estação seca de dezembro a março. É época esta em que geralmente ocorrem os incêndios florestais (SILVA et al., 2006). A temperatura anual média é de 28°C e a precipitação anual média é de 2.000mm (BARBOSA; FEARNSIDE, 1996), que ocorre com maior intensidade no mês de julho. Segundo Barbosa (1997), este clima se estabelece em um corredor florestal que sofre influência das savanas, da floresta úmida e dos altos relevos do norte de Roraima.

O relevo é suave ondulado a montanhoso (ZEE, 2002) e predominam altitudes de 50 a 130 m (Figura 3.3). Os solos são em maioria ácidos e geralmente pobres em nutrientes (BARBOSA; FEARNSIDE, 1996).

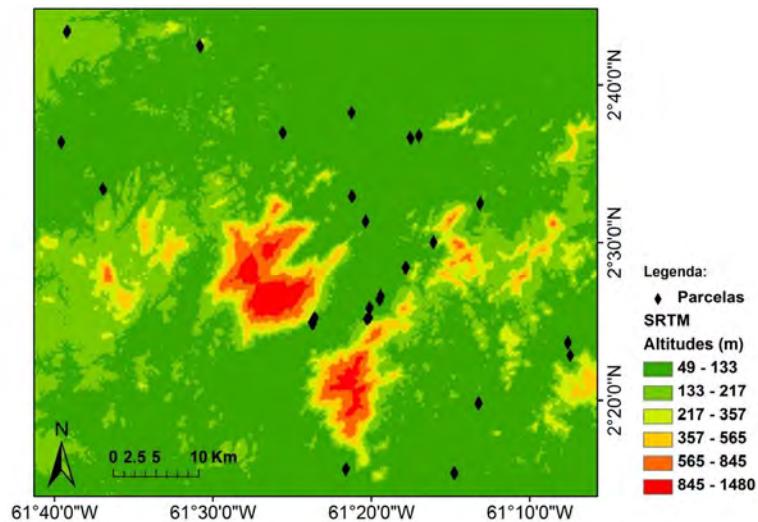


Figura 3.3 – Dados de altitude da área de estudo e entornos. Fonte: SRTM – Shuttle Radar Topography Mission.

O mosaico da vegetação original (Figura 3.4) é composto por áreas de tensão ecológica (contato) entre Floresta Ombrófila (Densa e Aberta) e Floresta Estacional, além de manchas de Floresta Ombrófila Densa Submontana (BRASIL, 1975; IBGE, 1992; SUDAM/IBGE, 1989). A área de estudo se situa em uma zona de fronteira com as savanas do nordeste do Estado (Figura 3.2 e Figura 3.4).

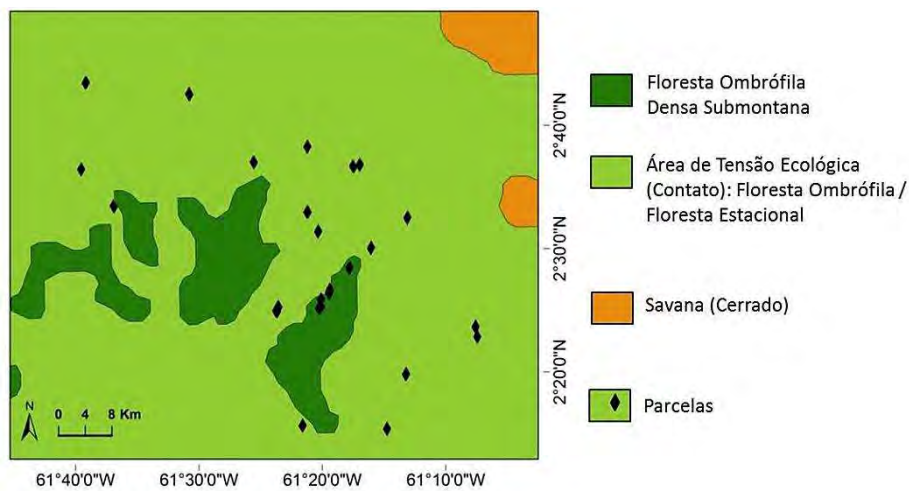


Figura 3.4 – Mapa da vegetação local (Fonte: Mapa de Vegetação da Amazônia Legal, escala 1:2.500.000, Sudam/IBGE, 1989).

3.2. Aquisição e tratamento dos dados de campo

3.2.1. Delineamento amostral e dados coletados

O trabalho de campo foi conduzido em janeiro e fevereiro de 2010. Na ocasião, foram instaladas 50 parcelas, em áreas homogêneas, com dimensões de 25 x 100 m (0,25 ha) cada. Segundo Saatchi et al. (2011), unidades amostrais com áreas a partir de 0,25 ha permitem boa correlação entre os valores de biomassa aérea e o retroespalhamento do sinal de radar.

As unidades amostrais foram estabelecidas em áreas de florestas primárias (*i.e.* aqui consideradas como áreas que nunca sofreram corte raso) de forma a contemplar a variabilidade de degradação resultante dos incêndios acidentais ocorridos (Tabela 3.1). A definição das classes (ou estratos) foi feita com base principalmente na frequência dos incêndios. As áreas atingidas em 1998 foram também estratificadas conforme a severidade (grau de impacto na vegetação). Segundo Andreae e Merlet (2001 apud TANASE et al., 2010), a severidade indica o modo como o fogo impacta o ecossistema, tendo efeito significativo na emissão de gases das áreas queimadas.

Esta categorização foi feita através das informações obtidas com os habitantes locais, confirmada pela análise qualitativa em campo (na data da coleta dos dados) e se justifica tendo em vista a avaliação realizada logo após o evento de 1998 (IBAMA, 1998), em que se pontuam diferenças entre áreas com árvores atingidas na base, no fuste e na copa, e áreas com indivíduos atingidos apenas na base. Mais detalhes sobre esta estratificação podem ser encontrados em Xaud et al. (2012, em submissão).

Tabela 3.1 - Distribuição das parcelas de acordo com o estrato relativo ao distúrbio pelo fogo, onde N= número de parcelas instaladas.

| <i>Estrato (código)</i> | <i>Data de ocorrência</i> | <i>Nível de impacto</i> | <i>N</i> | <i>Área (ha)</i> |
|--------------------------------------|---------------------------|-------------------------|-----------|------------------|
| Florestas não atingidas (FNQ) | - | - | 8 | 2 |
| Florestas queimadas uma vez (FQ1b) | 1998 | baixo | 8 | 2 |
| Florestas queimadas uma vez (FQ1a) | 1998 | alto | 10 | 2,5 |
| Florestas queimadas duas vezes (FQ2) | 1998 e 2003 | - | 14 | 3,5 |
| Florestas queimadas três vezes (FQ3) | 1998, 2003 e 2007 | - | 10 | 2,5 |
| <i>Total:</i> | | | <i>50</i> | <i>12,5</i> |

Na unidade amostral, todos os indivíduos vivos com diâmetro a altura do peito (DAP) maior do que 10 cm foram considerados, incluindo árvores, palmeiras e pseudocaulis de *Phenakospermum guianense* (Rich.) Miq. (bananeira-brava). Foram tomadas medidas de DAP, altura total (H_t), altura comercial (H_c) e a posição do respectivo indivíduo na parcela (coordenadas x e y em relação ao eixo longitudinal da parcela). Os indivíduos foram identificados pelo nome popular ao nível da espécie/morfoespécie, sempre que possível, por um parobotânico. Posteriormente, foi realizada a associação dos nomes populares aos nomes científicos através de dados de trabalhos publicados e estes foram finalmente ajustados conforme o banco de dados do *International Plant Names Index – IPNI* (IPNI, 2010).

3.2.2. Processamento dos dados de campo

A fim de aprimorar as estimativas de altura total e comercial obtidas, foi utilizado um modelo de calibração desenvolvido por Gonçalves e Santos (2008) a partir do uso do clinômetro eletrônico (Eq. 3.1).

$$H_{CE} = e^{0,1845} \times H_{EV}^{0,9480} \quad (3.1)$$

Em que: H_{CE} (m) é a medida obtida com o clinômetro eletrônico e H_{EV} (m) é a medida realizada por estimativa visual.

Cinco equações alométricas (Tabela 3.2) foram empregadas para a estimativa da biomassa viva seca individual acima do solo, doravante denominada simplesmente biomassa ou biomassa aérea. Para os indivíduos arbóreos de espécies genéricas, foi feita a comparação entre as equações desenvolvidas por Brown et al. (1989) e Chave et al. (2005), ambas amplamente utilizadas na bacia amazônica. Esta comparação foi realizada através da análise de variância (ANOVA, com $\alpha=0,05$) e teste de Tukey dos valores médios obtidos para os estratos.

Tabela 3.2 - Equações alométricas utilizadas para a estimativa da biomassa aérea (Y) individual (Kg), onde: DAP= diâmetro a altura do peito (cm); Ht = altura total (m); ρ = densidade básica (g.cm^{-3}).

| <i>Grupo</i> | <i>Equação alométrica</i> | <i>Fonte</i> | ρ | <i>Fonte ρ</i> |
|---------------------------------------|--|----------------------------------|--------|--------------------------------|
| Esp. genéricas | $\ln Y = -2.977 + \ln(\rho * DAP^2 * Ht)$ | Chave <i>et al.</i> (2005) | 0.69 | Fearnside (1997) |
| Esp. genéricas | $\ln Y = -3.1141 + (0.9719 * \ln(DAP^2 * Ht))$ | Brown <i>et al.</i> (1989) | | |
| Urticaceae (<i>Cecropia</i> spp.) | $\ln Y = -2.5118 + 2.4257 * \ln(DAP)$ | Nelson <i>et al.</i> (1999) | | |
| Palmeiras | $\ln Y = -6.3789 - 0.877 \ln(1/DAP^2) + 2.151 \ln(Ht)$ | Saldarriaga <i>et al.</i> (1988) | | |
| <i>P. guianense</i> * | $\ln Y = -2.977 + \ln(\rho * DAP^2 * Ht)$ | Chave <i>et al.</i> (2005) | 0.31 | Baker <i>et al.</i> (2004) |

* Método de estimativa baseado em Baker et al. (2004)

A biomassa acima do solo (AGB) foi definida como a soma das biomassas vivas secas individuais das espécies arbóreas. Já a biomassa total acima do solo (TAGB) foi definida como a soma das biomassas de todos os indivíduos vivos, sejam as árvores, palmeiras e *P. guianense*. Tanto AGB como TAGB consideram apenas os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm. Neste trabalho não foram contemplados dados sobre biomassa morta. Considerou-se o teor de 50% de carbono na biomassa (FEARNSIDE, 1997).

3.2.2.1. Análise florística e estrutural do povoamento

A suficiência amostral do inventário em termos de composição florística foi avaliada com base na curva espécie-área. Para a construção desta curva, as parcelas foram ordenadas de acordo com a coleta em campo e o incremento de novas espécies foi avaliado. Este tipo de análise pressupõe que quanto maior o tamanho da amostra, maior o número de espécies encontradas, porém, a uma taxa decrescente, até o ponto em que a curva atinge estabilidade, ou seja, o incremento de novas espécies é baixo. Este ponto de estabilização indicaria a área mínima necessária para representar a comunidade (SCHILLING e BATISTA, 2008).

De acordo com Odum (1983) e Magurran (1988), a diversidade de espécies foi analisada através do índice de Shannon (Eq. 3.2) e do índice de equitatividade de Pielou (Eq. 3.3). O índice de Shannon (H') indica a entropia de distribuição dos indivíduos entre as espécies, tratando a respectiva população como uma probabilidade. Quanto maior o índice, mais diversa é a comunidade, pois menor é a probabilidade de acertar à qual espécie pertence um indivíduo retirado ao acaso. Seu valor máximo ocorre quando

somente um indivíduo representa cada espécie considerada. De acordo com Odum (1988), este índice atribui maior peso às espécies raras.

$$H' = - \sum_{i=1}^S [pe_i * \ln (pe_i)] \quad , \text{com } pe = \frac{n_i}{N} \quad (3.2)$$

Onde: n_i é o número de indivíduos da espécie i , N é o número total de indivíduos e S é o número total de espécies.

A dominância na comunidade pode também ser determinada através dos índices de equitatividade que expressam a relação entre a diversidade observada e a diversidade máxima. O índice de equitatividade de Pielou (J) é, portanto, uma medida de uniformidade da comunidade.

$$J = \frac{H'}{\ln (S)} \quad (3.3)$$

Onde: H' é o respectivo índice de Shannon e S é o número total de espécies.

Foram também apreciadas as espécies mais abundantes e também as famílias com maiores representatividades.

No que se refere à estrutura do povoamento, foram avaliadas as distribuições diamétricas e de altura total. Em seguida, os valores médios de densidade, área basal e biomassa foram considerados. As densidades e contribuições dos elementos não arbóreos à biomassa foram analisadas.

3.2.2.2. Análise florística e estrutural dos estratos

A suficiência amostral de cada estrato foi avaliada também pela análise da curva espécie-área. Para caracterizar cada classe e compará-las do ponto de vista da diversidade florística, foi primeiramente calculada a riqueza de espécies arbóreas e total (árvores, palmeiras e bananeiras). Com os valores de abundância de espécies arbóreas, foi realizado o teste de igualdade de médias através da análise de variância (ANOVA, $\alpha=0,05$) e posterior agrupamento de Tukey. Para isto, a variável foi verificada quanto à normalidade pelo teste Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) e homocedasticidade pelo teste de Bartlett (SNEDECOR; COCHRAN, 1983), em cada classe. Foram também comparados os valores dos índices de Shannon (Eq. 3.2) e equabilidade de Pielou (J),

considerando-se apenas as espécies arbóreas (H' e J) e todo o conjunto de espécies, sejam as árvores, palmeiras e bananeiras-bravas ($H't$ e Jt).

Em seguida, foram obtidos os valores de densidade, dominância e frequência absolutas e relativas de cada espécie e família, conforme descrito por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974):

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (3.4)$$

$$DR_i = 100 \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^S DA_i} \quad (3.5)$$

$$DoA_i = \frac{G_i}{A} \quad (3.6)$$

$$DoR_i = 100 \frac{G_i}{\sum_{i=1}^S G_i} \quad (3.7)$$

$$FA_i = 100 \frac{u_i}{u_t} \quad (3.8)$$

$$FR_i = 100 \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^S FA_i} \quad (3.9)$$

onde: D , Do e F correspondem, respectivamente, à densidade, dominância e frequência, absoluta (A) e relativa (R), da espécie i ; n_i é o número de indivíduos da espécie i ; A é a área total amostrada em hectares; G_i é a área basal da espécie i em metros quadrados; u_i é o número de parcelas amostrais nas quais a espécie i ocorre e u_t é o número total de parcelas amostrais.

A partir da soma dos valores relativos destas métricas, foram calculados os índices de valor de importância (IVI), por classe, de cada espécie e também de cada família (CURTIS; MCINTOSH, 1951).

$$IVI = DR_i + DoR_i + FR_i \quad (3.10)$$

Em seguida, foi examinado o impacto dos incêndios com diferentes frequências e intensidades sobre a estrutura florestal. Após breve apreciação qualitativa das classes, foram analisadas as respectivas distribuições diamétricas, que foram obtidas excluindo-se os indivíduos das famílias *Arecacea* (palmeiras) e *Strelitziaceae* (bananeira-brava). Comparações entre parâmetros médios das classes foram feitas através da análise de variância (ANOVA, $\alpha=0,05$) e do teste Tukey. As variáveis foram verificadas quanto à normalidade pelo teste Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) e homocedasticidade

pelo teste de Bartlett (SNEDECOR; COCHRAN, 1983), em cada classe. As variáveis analisadas foram: densidade de indivíduos (com e sem indivíduos de *Cecropia* spp.), altura total, DAP, área basal, AGB e TAGB. Este método também foi empregado para avaliação de diferenças nas contribuições dadas à AGB média por classe de diâmetro (com e sem indivíduos de *Cecropia*).

O índice de diversidade de Shannon, obtido apenas com os indivíduos arbóreos (H'), foi avaliado em relação à AGB e às classes de impacto do fogo. Ainda com a finalidade de avaliar diferenças nas composições florísticas da AGB das classes, as principais espécies e famílias (com maiores contribuições em Mg.ha⁻¹) foram apreciadas. Também as contribuições de palmeiras e bananeiras foram avaliadas na composição da TAGB por classe. Por último, foram feitas algumas observações sobre os estoques de carbono e perspectivas diante dos regimes de fogo previstos para o futuro na Amazônia.

3.2.2.3. Análise florística e estrutural das unidades amostrais

Inicialmente foram identificadas as unidades mais e menos diversas através da riqueza de espécies, índice de Shannon e equabilidade de Pielou. No entanto, estas métricas relacionam-se com a diversidade α (WHITTAKER, 1972) e permitem a comparação das unidades/comunidades, mas não indicam o quanto são diferentes.

Para avaliar o quanto as unidades amostrais são semelhantes pode-se então utilizar medidas da diversidade β (WHITTAKER, 1972). Em sua forma mais simples, a diversidade β é obtida pela comparação do número de espécies comuns e exclusivas entre dois ambientes. Quanto menor o número de espécies compartilhadas, mais alta é a diversidade β . Com este intuito de avaliar este parâmetro, diversos coeficientes de similaridade e dissimilaridade foram desenvolvidos, dentre eles o de Morisita-Horn (HORN, 1966), que considera não só as espécies comuns e exclusivas, mas também a abundância das espécies (Eq. 3.11):

$$C_H = \frac{2 \sum_{i=1}^S x_i y_i}{\left(\frac{\sum_{i=1}^S x_i^2}{N_x^2} + \frac{\sum_{i=1}^S y_i^2}{N_y^2} \right) N_x N_y} \quad (3.11)$$

Onde: S é o total de espécies, x_i e y_i são o número de indivíduos da espécie i nas amostras x e y e N_x e N_y são o número total de indivíduos nas amostras x e y .

O valor dos coeficientes de similaridade para cada par de amostras varia de 0 (nenhuma similaridade) a 1 (total similaridade) e são dispostos em uma matriz de similaridade. A partir desta matriz, foi realizada a análise de agrupamento por média de grupo (UPGMA). Este algoritmo combina os grupos mais próximos a cada passo em grupo de nível superior. A distância entre os grupos é dada pela média de todas as possíveis distâncias par a par. O resultado final pode ser apresentado em forma de dendrograma. O coeficiente cofenético indica a qualidade de representação da matriz obtida com o dendrograma. Nesta análise foram considerados apenas os indivíduos arbóreos.

Ainda quanto à composição florística das unidades, foi dada atenção à densidade de indivíduos de *Phenakospermum guianense* (bananeira-brava). Estudos precedentes relataram uma alta influência de plantios de bananeiras no sinal radar registrado, sendo que esta influência foi justificada pelas dimensões e arquitetura das folhas (ROSS et al., 1998; SHAO et al., 2001; CCRS, 2010), que podem ser visualizadas na Figura 3.5. Portanto, nas unidades em que a presença de *P. guianense* foi expressiva pode-se esperar um comportamento peculiar no que se refere à interação das micro-ondas, com possíveis consequências sobre os atributos polarimétricos extraídos. O mesmo poderá ser observado em parcelas com forte presença de helicônias.



Figura 3.5 - Aspectos das folhas de *P. guianense* (à esquerda) e helicônias (à direita) presentes em algumas parcelas (parcelas 17 e 47, respectivamente).

As parcelas também foram caracterizadas estruturalmente com o principal objetivo de auxiliar o entendimento do sinal radar retroespalhado. Devido ao volume de informações, neste item serão apresentados apenas resultados referentes à AGB e TAGB, variáveis de interesse primário neste estudo.

3.3. Descrição e tratamento das imagens ALOS/PALSAR

3.3.1. Descrição das imagens

Para a realização deste estudo foram utilizadas duas imagens *full*-polarimétricas ALOS/PALSAR (*Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar*), distribuídas pela Agência Espacial Japonesa (*JAXA*). As principais características destas imagens são apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Principais características das imagens PolSAR (SAR polarimétricas) utilizadas neste trabalho.

| <i>Parâmetro</i> | <i>Imagem 171 (esquerda)</i> | <i>Imagem 178 (direita)</i> |
|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Frequência GHz (Banda) | 1,27 (Banda L) | 1,27 (Banda L) |
| Comprimento de onda - cm | 23,6 | 23,6 |
| Polarizações | HH/HV/VH/VV | HH/HV/VH/VV |
| Modo de aquisição | PLR | PLR |
| Nível de processamento | L1.1 | L1.1 |
| Tipo de dado | Complexo | Complexo |
| Resolução em metros (slant x az.) | 9,37 x 3,52 | 9,37 x 3,77 |
| Faixa imageada | 28 km | 23 km |
| Órbita de aquisição | Ascendente | Ascendente |
| Data de aquisição | 14/04/2009 | 30/05/2009 |
| Ângulo de incidência | 23,96° | 25,78° |

Como visto no Capítulo 2, o retroespalhamento registrado pelo sensor de radar é dependente, entre outros fatores, das condições elétricas dos alvos imageados. Por isto, é importante observar as condições meteorológicas da época em que as imagens foram adquiridas, principalmente no que se refere às precipitações. A ocorrência de chuva eleva a constante dielétrica do alvo, aumentando seu retroespalhamento. Ou seja, a resposta deste alvo não pode mais ser diretamente ligada às suas características geométricas. No intuito de verificar as condições pluviométricas, foram analisados dados do TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission, produto 3B42).

Na data de aquisição da imagem 171 (14/04/2009), não houve registro de precipitação (Figura 3.6a) na área. Nos dois dias anteriores ao imageamento a precipitação máxima foi inferior a 10 mm/dia.

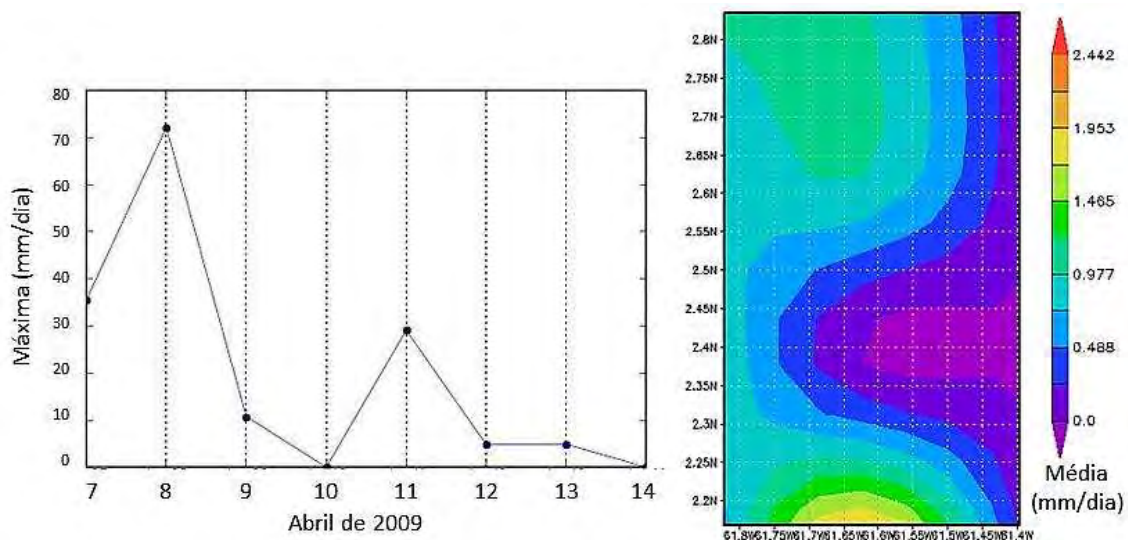


Figura 3.6 - (a) Precipitação máxima diária (mm/dia) na semana que antecedeu a aquisição da imagem 171 (14/04/2009); (b) distribuição espacial da precipitação média diária (mm/dia) na área imageada entre os dias 13 e 14/04/2009.

Na data de aquisição da imagem 178 (30/05/2009), também não foram registrados eventos de precipitação expressivos pelo TRMM (Figura 3.7a). Nos dois dias anteriores ao imageamento, não houve precipitação na área. Desta forma, pode-se considerar que as constantes dielétricas dos alvos não foram afetadas por precipitações ocorridas na área de estudo.

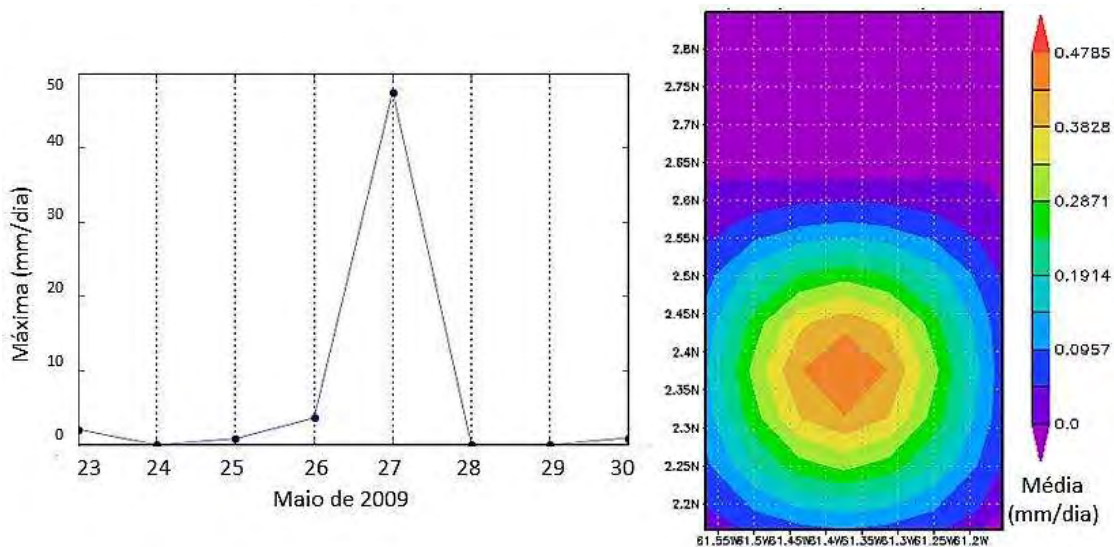


Figura 3.7 – (a) Precipitação máxima diária (mm/dia) na semana que antecedeu a aquisição da imagem 178 (30/05/2009); (b) distribuição espacial da precipitação média diária (mm/dia) na área imageada entre os dias 29 e 30/05/2009.

3.3.2. Calibrações e Correções

Nesta fase foram realizadas as calibrações radiométrica e polarimétrica e também a correção geométrica. A calibração radiométrica é importante quando se almeja extrair parâmetros físicos das medidas de retroespalhamento (SHIMADA et al., 2003; 2005). Ela consiste na correção do padrão da antena (*i.e.* homogeneização do ganho na direção do alcance) e na calibração em termos de σ^0 . As imagens recebidas da JAXA já apresentavam a correção quanto ao padrão da antena, verificada visualmente dada a homogeneidade das mesmas.

Para a calibração radiométrica em termos de σ^0 é necessário conhecer a resposta de um alvo imageado cuja área e posição também sejam conhecidas. Para isto, geralmente refletores de canto (triedros) são utilizados. No caso de imagens ALOS/PALSAR, diversos refletores de canto distribuídos ao redor do globo, inclusive na região amazônica, foram utilizados para a definição de parâmetros gerais de calibração (SHIMADA et al., 2005; 2009). De acordo com Shimada et al. (2009), a obtenção dos valores de σ^0 (dB) calibrados é dada pela seguinte fórmula:

$$\sigma_{ij}^0 = 10 * \log_{10}(I^2 + Q^2) + Fc - A \quad (3.12)$$

Onde: Fc é o fator de calibração cujo valor é -83 (SHIMADA et al., 2009);

A é o fator de conversão cujo valor é 32 (SHIMADA et al., 2009);

I e Q são a parte real e imaginária da imagem PLR 1.1.

A calibração polarimétrica envolve a remoção do *cross-talk* e a correção do *channel-imbalance*. O método comumente utilizado foi desenvolvido por Quegan (1994) e se baseia na matriz de espalhamento ideal de um refletor de canto e no princípio da reciprocidade (HV=VH). As imagens utilizadas neste trabalho já apresentavam tais correções.

Por sua vez, a correção geométrica consiste na reamostragem dos elementos de resolução na direção do alcance (range) pelo processo denominado média espacial (denominado doravante também como *multi-look*). Em outras palavras, trata-se da conversão de alcance inclinado para alcance no solo (“slant to ground range”). Seus objetivos são (i) a obtenção de imagens com dimensões regulares nas direções de *range* e azimute e (ii) a redução do ruído *speckle*. O fator de reamostragem (F_r) é obtido pelo seguinte cálculo:

$$F_r = G_r / L_s \quad (3.13)$$

Onde: F_r = fator de reamostragem;

L_s = *line spacing* e

G_r = *ground range*, que varia em função do ângulo de incidência e da dimensão do *slant range*:

$$G_r = P_s / \text{sen } \theta \quad (3.14)$$

Onde: G_r = *ground range*;

P_s = *pixel spacing* e

θ = ângulo de incidência.

Além da média espacial, a filtragem também é empregada com o objetivo de reduzir o ruído *speckle*. Dado que não existe um consenso quanto ao tratamento mais adequado à cada aplicação das imagens SAR, algumas alternativas foram testadas. Estes testes envolveram diferentes combinações de *multilook* e filtragem no que se refere ao tamanho ideal da janela de aplicação (Tabela 3.4). No que se refere ao procedimento de *multilook*, este foi aplicado em duas configurações: (i) de acordo com o obtido através

do cálculo para cada imagem e (ii) pré-determinado em 3x1. O filtro utilizado foi o Lee modificado (LEE et al., 1981, 1999), que foi igualmente aplicado em duas configurações: 5x5 ou 7x7.

Tabela 3.4 - Tratamentos realizados nas imagens e respectivos códigos.

| <i>Tratamento</i> | <i>Código</i> |
|---|---------------|
| <i>Multi-Look 3x1 (sem filtragem)</i> | ML3 |
| <i>Multi-Look 3x1 + filtro Lee modificado 5x5</i> | ML3F5 |
| <i>Multi-Look 3x1 + filtro Lee modificado 7x7</i> | ML3F7 |
| <i>Multi-Look calculado (sem filtragem)</i> | MLc |
| <i>Multi-Look calculado + filtro Lee modificado 5x5</i> | MLcF5 |
| <i>Multi-Look calculado + filtro Lee modificado 7x7</i> | MLcF7 |

3.3.3. Aquisição dos atributos coerentes e incoerentes

A próxima etapa foi dedicada à aquisição de diversos produtos oriundos das imagens SAR. Foram então obtidos os atributos incoerentes e coerentes. Os processamentos foram realizados com o PolSARpro 4.03 e ENVI 4.7. A seguir encontram-se as descrições dos atributos extraídos.

3.2.3.1. Atributos incoerentes:

- **Coefficiente de retroespalhamento:** também chamado de seção cruzada normalizada de radar, é gerado a partir da seção cruzada de radar (σ) e corresponde à porção de energia enviada que retorna ao sensor. É independente da área (m^2/m^2) permitindo comparações (WOODHOUSE, 2006). Foi obtido em escala linear nas três polarizações: σ_{HH}^0 , σ_{VV}^0 , σ_{HV}^0 .

$$\sigma_{ij}^0 = 10^{\frac{\sigma_{ij}^0 (dB)}{10}} \quad (3.15)$$

- **Potência total ou *Span*:** soma das potências espalhadas em todas as polarizações, apresentada por Boerner et al. (1991).

$$P_T = |S_{HH}|^2 + 2 * |S_{HV}|^2 + |S_{VV}|^2 \quad (3.16)$$

- **Razão de polarização paralela:** parâmetro que indica a dominância entre os retroespalhamentos nas polarizações paralelas, ou seja, a geometria preferencial dos alvos (HENDERSON; LEWIS, 1998).

$$R_p = \frac{\sigma_{VV}^0}{\sigma_{HH}^0} \quad (3.17)$$

- **Razão de polarização cruzada:** parâmetro que indica a dominância entre os retroespalhamentos nas polarizações HV, relacionado ao espalhamento volumétrico, e HH, relacionado ao espalhamento volumétrico e volume-superfície (HENDERSON e LEWIS, 1998).

$$R_c = \frac{\sigma_{HV}^0}{\sigma_{HH}^0} \quad (3.18)$$

- **Índice radar de degradação florestal** (*radar forest degradation index*): é inversamente proporcional à biomassa aérea e apresenta baixa sensibilidade à topografia e inclinação (SAATCHI et al., 2010).

$$RFDI = \frac{\sigma_{HH}^0 - \sigma_{HV}^0}{\sigma_{HH}^0 + \sigma_{HV}^0} \quad (3.19)$$

Os três índices seguintes foram desenvolvidos para o estudo da vegetação (POPE et al., 1994) :

- **Índices de biomassa:** relacionado principalmente à biomassa foliar, é utilizado como medida indireta da biomassa de troncos. Sofre influência da umidade das folhas e, portanto, é menor em florestas cujo elemento foliar está em fase de senescência.

$$BMI = \frac{\sigma_{HH}^0 + \sigma_{VV}^0}{2} \quad (3.20)$$

- **Índice de espalhamento volumétrico:** permite o dimensionamento da despolarização sofrida pela onda incidente e, portanto, do volume de elementos espalhadores (principalmente elementos cilíndricos).

$$VSI = \frac{\sigma_{HV}^0}{\sigma_{HV}^0 + BMI} \quad (3.21)$$

- **Índice de estrutura do dossel:** indica a importância das estruturas verticais se comparadas às estruturas horizontais. Reflexões do tipo *double-bounce* tendem a reduzir os valores deste índice.

$$CSI = \frac{\sigma_{VV}^0}{\sigma_{VV}^0 + \sigma_{HH}^0} \quad (3.22)$$

3.2.3.2. Atributos coerentes:

- **Diferença de fase ($\Delta\phi$):** contém informações sobre o tipo de mecanismo de espalhamento. A diferença de fase que contém, normalmente, mais informação é aquela entre os sinais recebidos nas polarizações HH e VV. Nesta diferença, valores próximos a 0 representam espalhamento do tipo direto (superficial); valores próximos a $\pm 180^\circ$ indicam espalhamento do tipo *double-bounce* e valores entre 0 e $\pm 180^\circ$ indicam múltiplas interações, que ocorrem em alvos como florestas. Foram extraídas todas as diferenças de fase possíveis, onde \arg é a função argumento e * indica o conjugado complexo:

$$\Delta\phi_{HH-VV} = \arg(S_{HH}S_{VV}^*) \quad (3.23)$$

$$\Delta\phi_{HV-VV} = \arg(S_{HV}S_{VV}^*) \quad (3.24)$$

$$\Delta\phi_{HH-HV} = \arg(S_{HH}S_{HV}^*) \quad (3.25)$$

Os três atributos seguintes são oriundos da decomposição de Cloude e Pottier (1997). Maiores detalhes podem ser vistos no item 2.3.1.1.

- **Entropia (H):** indica o grau de aleatoriedade no processo de espalhamento e varia de 0 a 1.
- **Anisotropia (A):** indica a importância relativa dos mecanismos de espalhamento secundários, complementando a informação contida na entropia.
- **Ângulo alfa (α):** indica o mecanismo de espalhamento dominante e varia no intervalo de 0° a 90° .

Os três últimos atributos são oriundos da decomposição de Freeman e Durden (1998). Maiores detalhes podem ser vistos no item 2.3.1.2.

- **Componente de espalhamento volumétrico (P_v):** traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento volumétrico para a potência total retroespalhada.
- **Componente de espalhamento *double-bounce* (P_d):** traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento do tipo *double-bounce* (de canto) na potência total retroespalhada.
- **Componente de espalhamento superficial (P_s):** traduz a contribuição do mecanismo de espalhamento superficial na potência total retroespalhada.

Os quatro seguintes atributos originam-se da decomposição de Touzi (2007). Segundo instruções de Touzi (comunicação pessoal, 2011), quando o filtro speckle é usado, a janela de aplicação desta decomposição deve ter dimensão 1x1; quando o filtro não é aplicado, a dimensão utilizada é de 7x7. Maior detalhamento sobre a aquisição destes atributos pode ser visto no item 2.3.1.3.

- **Magnitude do tipo de espalhamento (α):** fornece a dimensão do tipo de simetria referente ao tipo de espalhamento do alvo e é considerado um parâmetro complementar ao ângulo alfa de Cloude e Pottier (1997). Valores baixos ($\alpha \approx 0$) indicam simetria do alvo e espalhamento do tipo direto (*single bounce*). Valores intermediários ($\alpha = 45^\circ$) indicam assimetria do alvo e espalhamento múltiplo. Valores altos ($\alpha = 90^\circ$) indicam orientação de 90° do alvo em relação à onda incidente e espalhamento do tipo *double-bounce*.
- **Fase do tipo de espalhamento (Φ):** dá informações sobre o tipo de espalhamento. Pode ser analisada sob condições de coerência. Espera-se que o espalhamento dominante tenha a fase de maior coerência, já que corresponde ao autovetor de maior autovalor. Valores próximos a 0 indicam o espalhamento do tipo direto (*single bounce*). Valores próximos a $\pm 90^\circ$ indicam espalhamento *double-bounce*. Valores intermediários indicam espalhamentos múltiplos.
- **Ângulo de orientação (ψ):** ângulo de rotação aplicado para subtrair o efeito do ângulo de orientação no espalhamento do alvo. Fornece uma medida do ângulo

de inclinação do alvo. Valores próximos a 0 indicam que não há rotação do alvo e valores entre -45° e 45° indicam rotação do alvo.

- **Ângulo de helipticidade** (τ): indica o grau de simetria do espalhamento do alvo, distinguindo espalhadores simétricos de assimétricos dado o mesmo tipo de espalhamento observado no α de Cloude-Pottier. Varia de -45° a 45° . Um alvo simétrico possui $\tau_m=0$.

3.3.4. Extração dos atributos nas imagens SAR

Para a extração dos atributos polarimétricos das imagens SAR foi necessária a transformação das coordenadas das ROIs (regiões de interesse, ou seja, as parcelas inventariadas em campo) baseada no processo de geocodificação inversa (MEIER et al., 1993). Isto significa converter as coordenadas geográficas das ROIs (UTM/WGS84) em coordenadas *ground range* das imagens SAR (colunas/linhas). Este procedimento foi realizado graças ao módulo Basic polarimétrico (SARSCAPE, ENVI). Para tal transformação, foi também necessária a altitude de referência das imagens SAR. Para isto, foi recuperada a altitude média da área de cada imagem a partir de uma imagem SRTM. A eficácia do método foi avaliada visualmente a partir de feições reconhecíveis nas imagens SAR e em imagens TM-Landsat 5.

Uma vez adquiridos os polígonos (ROIs) em coordenadas compatíveis com as das imagens SAR, puderam ser extraídos os valores de cada atributo por pixel das ROIs. Os valores médios dos atributos por ROI foram calculados posteriormente. Os índices incoerentes BMI, CSI, VSI, RFDI, Rp e Rc foram calculados a partir dos valores médios linearizados de retroespalhamento (σ^0). Destaca-se o fato de que nesta etapa o conjunto de amostras foi reduzido de 50 para 39, já que algumas parcelas encontravam-se fora da área imageada pelo radar no modo polarimétrico.

3.3.5. Caracterização dos níveis de impacto do fogo através de parâmetros coerentes e incoerentes

Nesta etapa, foram realizadas análises com a finalidade de avaliar a sensibilidade dos dados polarimétricos frente às variações estruturais e florísticas ligadas aos níveis de

impacto do fogo. Para isto, técnicas de decomposição de alvos e de síntese de respostas polarimétricas foram empregadas.

3.3.5.1. Análise da sensibilidade dos parâmetros coerentes e incoerentes

A sensibilidade dos atributos polarimétricos aos impactos do fogo foi avaliada através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, que é análogo à ANOVA. Trata-se de um teste baseado na ordenação (*ranking*) das observações (variáveis ordinais). A partir da soma dos valores de ranking das amostras de cada grupo, a estatística H é obtida. H representa basicamente a variância das posições (*rank*) entre os grupos. Para identificar quais grupos diferiram entre si, foram feitas comparações múltiplas considerando um grau de significância de 0,05. Apenas os dados obtidos através do tratamento MlcF5 (Tabela 3.4) foram empregados nesta análise.

3.3.5.2. Classificação no plano $H/\bar{\alpha}$

Nesta análise os valores de entropia (H) e ângulo alfa médio (α), oriundos da decomposição descrita por Cloude e Pottier (1997) foram recuperados e dispostos no espaço de classificação bidimensional H/α . Para isto, os dados obtidos pelo tratamento MlcF5 (Tabela 3.4) foram empregados. A classificação das parcelas amostrais nas nove zonas possíveis pôde ser avaliada graficamente e discutida em relação às características estruturais de cada classe.

3.3.5.3. Análise das respostas polarimétricas

A representação gráfica da resposta de polarização paralela (co) de cada unidade amostral foi gerada conforme descrito por Van Zyl *et al.* (1987). As superfícies resultantes foram analisadas graficamente e interpretadas com base nas informações obtidas em campo. Para a obtenção propriamente dita destas respostas, foi utilizado um programa desenvolvido em IDL ENVI. Para isto, os dados de entrada necessários foram: (i) as imagens HH, HV e VV em formato complexo (SLC) e (ii) a localização das ROIs. Para a compatibilização das informações, as coordenadas geográficas das ROIs (UTM/WGS84) foram transformadas em coordenadas *slant range* das imagens SAR no formato SLC (linha x coluna) através do aplicativo SARSCAPE do ENVI.

Nas respostas polarimétricas apresentadas, os valores de intensidade foram normalizados em função do máximo observado, de acordo com Ouarzeddine et al.

(2007). Foram então analisadas as formas destas respostas com relação aos ângulos de helipticidade (χ) e orientação (ψ). Também foram comparadas as alturas dos pedestais, visto que este parâmetro é uma fonte de informação para a caracterização dos alvos (McNAIRN et al., 2002), provendo informação equivalente a obtida com o coeficiente de variação descrito por Van Zyl et al. (1987). Na prática, trata-se de um indicador do grau de despolarização do sinal recebido.

3.4. Modelagem da AGB em função de atributos polarimétricos

Para a avaliação da relação entre a biomassa florestal e os atributos polarimétricos foi empregada a análise de regressão. Para isto, foram utilizados todos os valores disponíveis de biomassa por parcela ($n=39$), oriundos do inventário florestal realizado em campo, ou seja, não houve distinção quanto à classe de impacto do fogo. O principal interesse no ajuste de um único modelo a partir de todas as observações é a possibilidade de posterior aplicação deste modelo preditivo em toda a área imageada, mesmo onde não se tem informações sobre a incidência (ou não) do fogo. No total, foram ajustados seis modelos de predição da biomassa: um para cada tratamento aplicado às imagens (Tabela 3.4). Vale ressaltar que os valores de biomassa aqui modelados referem-se à biomassa viva e seca acima do solo referente apenas aos elementos arbóreos (AGB).

Em primeira análise, foram utilizados diagramas de dispersão e matrizes de correlação a fim de verificar a relação entre as variáveis explicativas e entre cada variável explicativa e a variável dependente. No entanto, nenhuma variável foi retirada do conjunto de dados nesta etapa, tratando-se apenas de uma análise exploratória dos dados.

Em seguida, os modelos lineares (Eq. 3.26) foram ajustados através do método dos Quadrados Mínimos Ordinários (*Ordinary Least Squares - OLS*). Estes modelos visaram à predição da variável dependente biomassa (Y) em função dos atributos polarimétricos (variáveis independentes) extraídos das imagens.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_{p-1} X_{i,p-1} + \varepsilon_i \quad (3.26)$$

Onde: Y_i é o valor da variável dependente (biomassa) na i -ésima observação (em Mg.ha^{-1});

$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_{p-1}$ são os parâmetros do modelo;

$X_{i1}, X_{i2}, X_{i,p-1}$ são os valores das $p-1$ variáveis explicativas (regressores) na i -ésima observação e

ε_i é o termo cujo erro aleatório apresenta média $E\{\varepsilon_i\} = 0$ e variância $\sigma^2\{\varepsilon_i\} = \sigma^2$.

A seleção das variáveis explicativas foi feita através do algoritmo *Stepwise*, que é uma modificação do método de seleção *Forward*. Pelo método *Stepwise*, variáveis são inseridas no modelo desde que o p -valor da estatística F seja inferior ao α especificado. No entanto, após a adição de cada variável, uma avaliação do conjunto é feita e qualquer uma das variáveis já inseridas pode ser retirada se o valor da estatística F não for significativo (se $p\text{-valor} > \alpha$). Em outras palavras, uma variável inserida não permanece necessariamente no modelo. O critério de entrada no modelo foi o valor de significância de $p < 0,15$ e o de permanência foi de $p < 0,05$.

Uma vez modelada a biomassa para cada um dos seis tratamentos, os modelos obtidos foram confrontados. Neste diagnóstico foram comparados os coeficientes de determinação (R^2 e R^2 ajustado) e também os valores de raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), soma dos quadrados dos resíduos (SQR) e critério de informação de Akaike (AIC).

O coeficiente de determinação (R^2) indica a porcentagem de variabilidade da variável dependente explicada pela variação das variáveis independentes. O R^2 é função da soma de quadrados total (SQT) e da soma de quadrados dos erros (SQE). Já o R^2 ajustado é uma alternativa indicada ao R^2 , pois considera o número de parâmetros no modelo, ou seja, é corrigido para os graus de liberdade.

O SQR e o RMSE são medidas de precisão bastante utilizadas no diagnóstico de modelos de regressão. O RMSE é calculado em função do SQR e tem a vantagem de ser apresentado na mesma unidade da variável estimada. Já o AIC é uma medida da qualidade de ajustamento que foi introduzida por Akaike (1973) no intuito de aperfeiçoar a seleção de modelos. O AIC mede a discrepância entre o modelo

verdadeiro e o modelo aproximado e é função do número de observações, do SQR e do número de parâmetros. Quanto menor o AIC, melhor a avaliação recebida pelo modelo.

O uso destas estatísticas permitiu a seleção dos dois melhores modelos e estes foram retidos para análises mais detalhadas de desempenho. Para isto, análises de multicolinearidade, *outliers*, *Leverage*, influência e de resíduos foram realizadas.

A multicolinearidade das variáveis explicativas foi avaliada através da obtenção dos valores de inflação da variância (VIF), de acordo com Neter et al. (1996). Estes fatores indicam a inflação na variância das estimativas dos parâmetros consequente da colinearidade existente entre as variáveis explicativas. No entanto, não existe na literatura a definição formal de valores críticos. Para o melhor modelo posteriormente selecionado, foram novamente avaliados os diagramas de dispersão e a matriz de correlação obtida entre as variáveis explicativas e entre cada variável explicativa e a variável dependente. Tal abordagem foi utilizada no caso específico de dados radar por Gonçalves (2007).

Um *outlier* é a observação cujo valor da variável dependente não é próximo ao esperado dados os valores das variáveis independentes. Desta forma, a análise de *outliers* incluiu a avaliação dos resíduos padronizados. Segundo a literatura, considera-se *outlier* a observação cujo resíduo padronizado é superior a 2 ou inferior a -2.

Já uma observação cujo valor de uma respectiva variável independente é extremo é definida como de alta *Leverage*. Estas observações podem ter efeito sobre a estimativa dos coeficientes do modelo. Os valores de *Leverage* foram avaliados de acordo com o valor crítico $2p/n$ (onde p é o número de parâmetros, incluindo o intercepto, e n é o número total de observações).

Existem ainda métricas de influência que podem ser consideradas como uma combinação da análise de *outliers* e de *Leverage*. Uma observação com grande influência pode mudar as estimativas dos coeficientes do modelo. A influência de cada observação foi avaliada através da distância de Cook (Cook's D). Esta distância é proporcional à influência da amostra e seu valor mínimo é zero. O valor crítico convencional para esta métrica é de $4/n$, onde n é o número de observações.

Uma alternativa a esta avaliação foi dada por Kutner et al. (2004). Segundo os autores, para avaliar se a distância de Cook é de fato importante, deve-se obter o percentil da distribuição F com $(p, n-p)$ graus de liberdade (onde p é o número de parâmetros e $n-p$ é o número de observações menos o número de parâmetros). Se o valor obtido for inferior a 0,2 a amostra é considerada de pequena influência; se o valor obtido estiver entre 0,2 e 0,5 a amostra é considerada de moderada influência e, se o valor obtido for superior a 0,5 a amostra é considerada de grande influência.

Diante dos resultados obtidos nestas análises, o modelo de melhor desempenho na predição da biomassa aérea florestal pode ser eleito (modelo final). Em seguida, os resíduos foram avaliados no que se refere à normalidade de distribuição. Para isto foram realizadas análises gráficas e o teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965). Para o melhor modelo selecionado também foram avaliadas as distribuições dos resíduos por variável independente.

A avaliação mais profunda da precisão do modelo selecionado foi realizada através de dois métodos de validação. O primeiro método consistiu na avaliação da estatística PRESS, que é a soma dos quadrados da predição (NETER et al., 1996), tratando-se de uma validação cruzada do tipo “*leave-one-out*”. Neste método uma das observações é removida da base de dados e o modelo selecionado é ajustado a partir das observações remanescentes. O modelo obtido é então aplicado na predição da observação retirada. Este procedimento é repetido até que valores preditos sejam obtidos para todas as observações. O valor PRESS obtido foi então comparado à SQR anteriormente obtida. Quando os valores de PRESS e SQR são semelhantes, pode-se dizer que o quadrado médio dos resíduos (QMR) é um indicador adequado da capacidade preditiva do modelo (NETER et al., 1996). Também foram analisados os erros por classe de AGB.

O segundo método de validação do modelo consistiu no uso de um conjunto independente de dados (*hold-out*). Para isto as observações foram divididas aleatoriamente entre amostras de treinamento (pelo menos 80% das possíveis, como indicado por Neter et al., 1996) e de validação (20%). O modelo obtido anteriormente foi então calibrado com o conjunto de amostras de treinamento e posteriormente

aplicado às amostras de validação. Os erros gerais e por unidade foram avaliados e comparados aos da literatura.

Uma vez validado o modelo, este foi aplicado em toda a imagem de forma a obter o mapa de estimativa da AGB para toda a área correspondente. Também foi gerado um mapa simplificado de erro das estimativas, apenas para visualização espacial de possíveis áreas que apresentassem maiores ou menores erros. Este mapa foi obtido através da razão entre o erro absoluto médio para a faixa de valores de AGB (*i.e.* obtido na análise dos resíduos do modelo selecionado) e o valor estimado da AGB. Por exemplo, se o valor estimado de AGB foi $40 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, o erro no mapa foi aquele obtido com a razão entre o erro absoluto médio observado para os valores $<50\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e o valor de $40 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Esta metodologia foi baseada na apresentada por Blackard et al. (2008).

Uma última análise foi realizada a fim de avaliar a importância dos dados polarimétricos para a modelagem da AGB. As variáveis independentes, obtidas pelo melhor tratamento avaliado, foram divididas em coerentes e incoerentes. Para cada um destes grupos um modelo de predição da AGB foi gerado e seus resultados foram comparados em relação à qualidade de ajustamento (R^2 , R^2_{aj} , SQR, RMSE, AIC) e de variáveis preditoras.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Caracterização florística e estrutural do povoamento

4.1.1. Aspectos florísticos

No total das 50 parcelas inventariadas (12,5 ha) foram encontrados 5.593 indivíduos, dos quais 3.954 arbóreos e 1.639 não arbóreos (entre palmeiras, bananeiras-bravas e bambus). Ao todo, foram listadas 177 morfoespécies, 122 gêneros e 53 famílias. Foi possível observar, através da curva do coletor, que a partir da 41^a parcela a inclusão de novas espécies ocorre a uma taxa de 1 espécie por nova parcela (Figura 4.1). Diante disto, considerou-se o esforço amostral suficiente para representar tal povoamento.

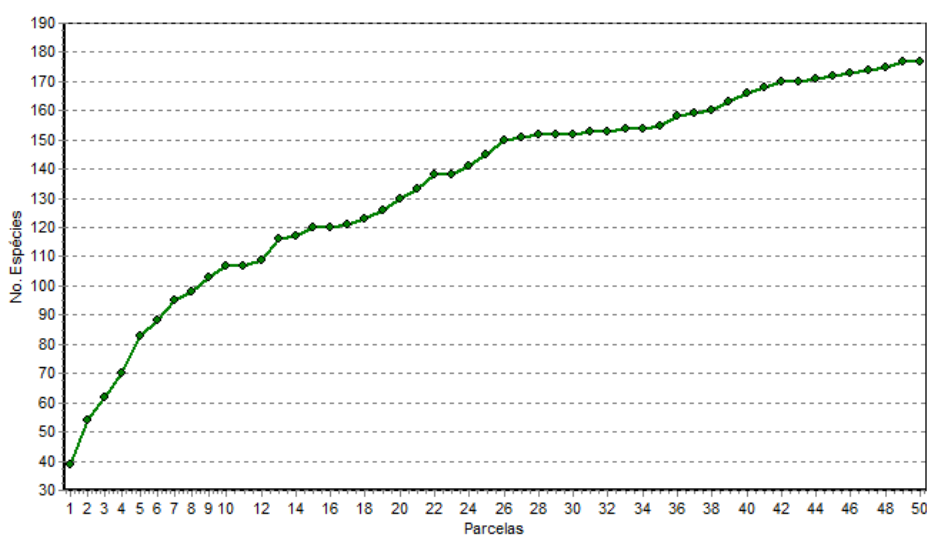


Figura 4.1 - Curva espécie-área considerando todo o conjunto de dados (n=50).

O índice de Shannon (H') obtido para o povoamento foi de 3,58 indicando uma média entropia, ou seja, um grau intermediário de incerteza na predição da espécie a qual pertence um indivíduo retirado ao acaso. Este valor é inferior àqueles comumente encontrados na Amazônia, a exemplo do visto no estudo de Oliveira et al. (2008) realizado na região central amazônica ($H'= 5,1$), assim como o calculado para a região do Tapajós ($H'= 4,22$) por Gonçalves e Santos (2008), ou mesmo aquele obtido na região sul do Estado de Roraima ($H'= 4,66$) por Alarcón e Peixoto (2007). A equabilidade de Pielou (J) obtida foi de 0,69, indicando a distribuição moderadamente uniformidade dos indivíduos entre as espécies, ou seja, indicando a provável existência de espécies dominantes em termos de frequência.

As cinco espécies mais abundantes no povoamento foram: *Cecropia leucoma* Miquel (embaúba-branca) com 1.050 indivíduos (84 ind.ha⁻¹); *Phenakospermum guianense* (Rich.) Miq. (bananeira-brava) com 934 indivíduos (75 ind.ha⁻¹); *Maximiliana martiana* Karst. (inajá) com 293 indivíduos (23 ind.ha⁻¹); *Oenocarpus bacaba* Mart. (bacaba) com 281 indivíduos (22 ind.ha⁻¹) e *Pouteria* sp.1 (abiu), 204 indivíduos (16 ind.ha⁻¹). Desta listagem, pode-se observar a importância das palmeiras na caracterização da paisagem local. Além disto, nota-se a forte presença de espécies colonizadoras ligadas às perturbações como a embaúba-branca e a bananeira-brava (NELSON et al., 1999 e RIBEIRO et al.,1999).

As famílias com maiores riquezas específicas foram Leguminosae (36 espécies, 20% do total), Moraceae (10 espécies, 6% do total), Apocynaceae (8 espécies, 4% do total), seguidas pelas famílias Anacardiaceae, Annonaceae, Arecaceae, Lecythidaceae e Vochysiaceae, cada uma contribuindo com 6 espécies (3% do total).

4.1.2. Aspectos estruturais

Com o conjunto de dados reduzido aos elementos arbóreos, foi encontrado o DAP médio de 21±3 cm. A distribuição diamétrica revelou o padrão “J invertido” comumente observado em florestas inequiâneas (Figura 4.2). A maioria dos indivíduos compõem classes diamétricas inferiores, sendo que 65 e 90% deles possuem DAP inferior a 20 e 35 cm, respectivamente. Este fato sugere, em um primeiro momento, a sustentabilidade do povoamento em longo prazo, já que a compensação da mortalidade pode ocorrer pelo recrutamento de indivíduos jovens amplamente disponíveis. No entanto, observou-se nestas classes uma grande participação de indivíduos do gênero *Cecropia* (DAP sempre inferiores a 40 cm neste estudo), espécie pioneira favorecida pelo distúrbio provocado pelo fogo.

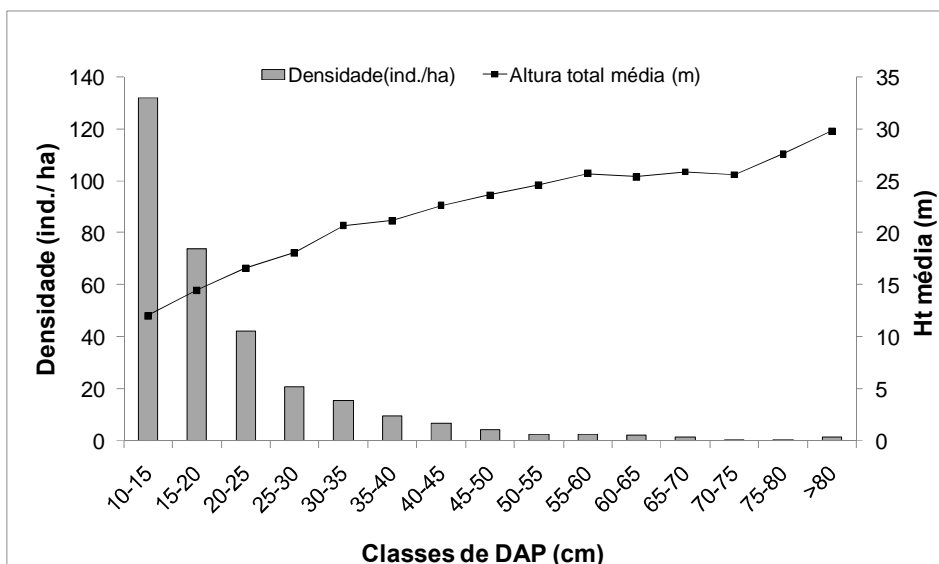


Figura 4.2 - Distribuição diamétrica dos 3.954 indivíduos arbóreos e altura média por classe.

Com relação à altura total, a média para os indivíduos arbóreos foi de 15 ± 2 m. A distribuição das alturas totais mostra que grande parte dos indivíduos arbóreos (43%) possui altura total compreendida entre 10 e 15 metros (Figura 4.3). Além disto, observa-se a baixa densidade de indivíduos com altura superior a 30 m.

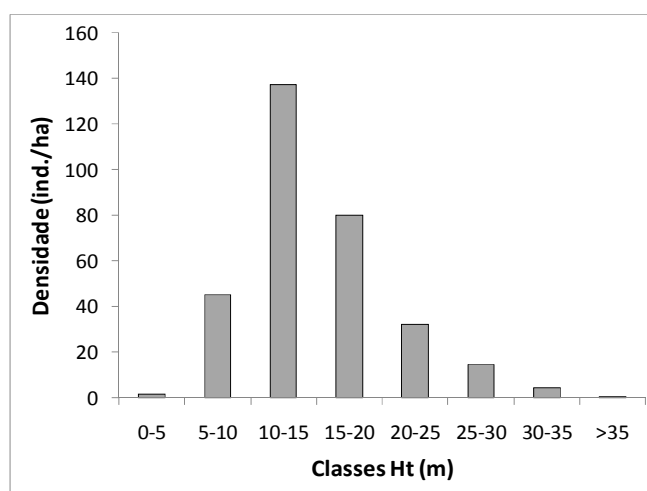


Figura 4.3 - Distribuição das alturas totais dos 3.954 indivíduos arbóreos.

A densidade de indivíduos arbóreos obtida para o povoamento foi de 316 ± 78 ind.ha⁻¹. A área basal média foi estimada em 14 ± 5 m².ha⁻¹ e a biomassa (AGB) média atingiu o valor de 124 ± 65 Mg.ha⁻¹. Acrescentando-se as biomassas dos indivíduos não arbóreos, este valor foi elevado em 5%, atingindo 130 Mg.ha⁻¹. Esta contribuição foi principalmente atribuída aos indivíduos da família Arecaceae (3,2% ou 4,2 Mg.ha⁻¹), que apresentaram densidade de 53 ± 64 ind.ha⁻¹.

4.2. Caracterização florística e estrutural das classes

4.2.1. Impacto do fogo sobre a composição florística

De maneira geral, as curvas espécie-área indicam que a amostragem foi suficiente no que se refere à composição florística das classes (Figura 4.4). Para as classes FQ1a, FQ2 e FQ3 (Tabela 3.1) a estabilização das curvas é evidente. As classes de floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada uma vez com baixa intensidade (FQ1b), apesar de não apresentarem um patamar claro, exibem baixas taxas de adição de novas espécies com o aumento do esforço amostral. Por outro lado, as curvas obtidas com a consideração aleatória das amostras (curvas em cinza) indicam padrões de estabilização do número de novas espécies encontradas. Desta forma, considera-se que o esforço amostral realizado foi suficiente e que os dados coletados são representativos da diversidade florística de cada classe.

Como esperado, a classe de floresta não queimada apresentou os maiores valores de riqueza de espécies. Foi possível constatar diferenças significativas ($\alpha=0,05$) entre as classes em termos de abundância das espécies arbóreas (Tabela 4.1). Sob este aspecto, a classe FNQ não diferiu da classe FQ1b, confirmando relatos anteriores de que o impacto do incêndio não foi suficiente para modificar a composição florística destas áreas (SANTOS et al., 1998; BARBOSA e FEARNSTIDE, 1999).

Por outro lado, o estrato FNQ apresentou valor de riqueza médio significativamente superior àquele observado na classe FQ1a (Tabela 4.1). Diante disto, a intensidade de queima (severidade) pode ser apontada como um dos fatores mais importantes na resiliência florestal pós-fogo, pelo menos no que se refere à diversidade de espécies. Estas diferenças também apareceram no índice de Shannon, que apontou uma pequena redução quando comparadas as classes FNQ e FQ1b, ao passo que uma diferença de 28% foi observada entre as classes FNQ e FQ1a. Entre as classes FQ1b e FQ1a, a diferença no índice de diversidade de Shannon foi de 22% e, apesar de não significativa, a redução na riqueza de espécies arbóreas foi de 23%.

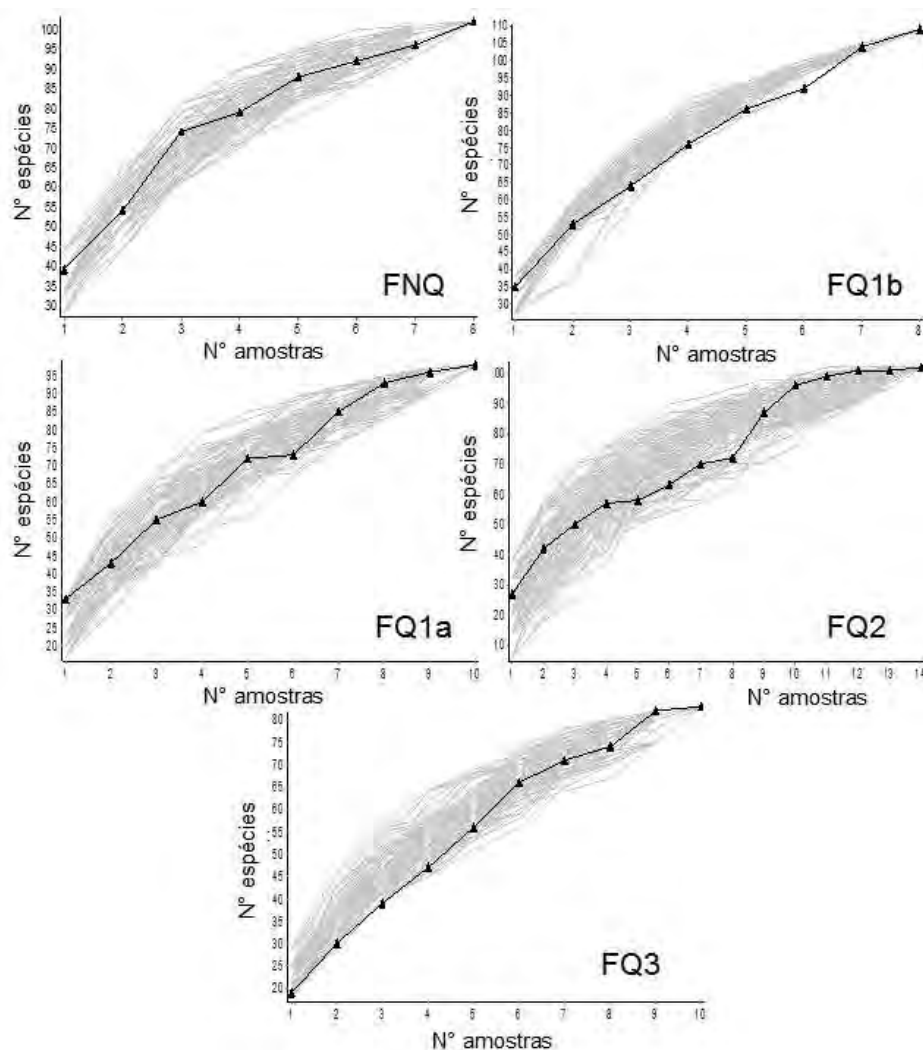


Figura 4.4 - Curvas espécie-área por classe. Em cinza estão as 99 curvas aleatórias (a partir das quais se pode ter ideia sobre a curva média) e em preto a curva obtida respeitando-se a ordem de coleta dos dados.

Tabela 4.1 - Riqueza e diversidade de espécies por classe, onde: S = número médio de espécies arbóreas por parcela (desvio padrão) e grupo de Tukey (letras diferentes indicam diferença significativa com $\alpha=5\%$); H' = índice de Shannon para indivíduos arbóreas; J = equabilidade para indivíduos arbóreas; S_t = número médio de espécies por parcela (desvio padrão); H'_t = índice de Shannon para o total de indivíduos; J_t = equabilidade para o total de indivíduos.

| Classe | S | H' | J | S_t | H'_t | J_t |
|---|---------------------|------|------|-------|--------|-------|
| Floresta não queimada (FNQ) | 32(4) ^a | 4,02 | 0,88 | 35(3) | 3,95 | 0,85 |
| Floresta queimada 1 vez baixa severidade (FQ1b) | 30(3) ^{ab} | 3,95 | 0,85 | 33(3) | 3,69 | 0,78 |
| Floresta queimada 1 vez alta severidade (FQ1a) | 23(6) ^{bc} | 3,14 | 0,69 | 26(5) | 2,63 | 0,57 |
| Floresta queimada 2 vezes (FQ2) | 22(8) ^c | 2,90 | 0,63 | 24(8) | 3,03 | 0,65 |
| Floresta queimada 3 vezes (FQ3) | 20(3) ^c | 2,89 | 0,66 | 22(3) | 3,05 | 0,69 |

Os altos índices de Shannon (H') e de equabilidade (J) encontrados para as classes FNQ indicam a grande diversidade e baixa uniformidade desta floresta no que se refere apenas às espécies arbóreas (4,02 e 0,88, respectivamente) e também quando consideradas as demais espécies (3,95 e 0,85, respectivamente). Nota-se nesta classe a forte presença de espécies de palmeiras (*Oenocarpus bacaba* Mart. e *Maximiliana martiana* Karst.), espécies que apresentam altos IVIs (Tabela 4.2), que se justificam pela alta densidade relativa (DR) das mesmas. Ainda na classe não atingida pelo fogo, a importância da espécie *Dinizia excelsa* Ducke (angelim-pedra) é devida ao grande porte dos indivíduos encontrados (DAP médio de 94,4 cm) mesmo que em baixa frequência (2 ind.ha⁻¹), conferindo alta dominância relativa à espécie (DoR).

Nas parcelas representativas da classe FQ1b, *Oenocarpus bacaba* Mart. (bacaba) e *Phenakospermum guianense* (bananeira-brava) apresentam altas densidades (73 e 56,5 ind.ha⁻¹, respectivamente) e portanto alta densidade relativa (DR). Já *Vochysia* sp. (quaruba-rosa) e *Protium* sp. (breu) são espécies com mais baixas densidades (38 e 20,5 ind.ha⁻¹, respectivamente), porém com alta dominância relativa (DoR).

Já na classe FQ1a, os baixos valores dos índices de Shannon e equabilidade (apenas das árvores e totais) podem ser explicados devido à grande frequência de *Cecropia leucoma* (embaúba-branca), com 110 ind.ha⁻¹ e de *Phenakospermum guianense*, com 237 ind.ha⁻¹, espécies típicas de áreas alteradas (NELSON et al., 1999 e RIBEIRO et al., 1999). Isto se confirma pelos altos valores de importância tanto das espécies como das respectivas famílias (Tabela 4.2 e 4.3). As demais espécies cujos valores de IVI estiveram entre os cinco mais altos na classe FQ1a apresentam densidades menores, como a *Geissospermum sericeum* (quinarana) com 26,8 ind.ha⁻¹ e *Dinizia excelsa* (angelim-pedra), com 2,4 ind.ha⁻¹ e cuja média de DAP atingiu 86,4 cm, conferindo grande DoR à espécie.

As classes FQ2 e FQ3 apresentaram valores significativamente menores de riqueza específica em relação às classes FNQ e FQ1b. Este resultado indica que a incidência frequente do fogo reduziu significativamente a diversidade de espécies arbóreas. As classes FQ2 e FQ3 também apresentaram menores índices de diversidade e equabilidade. Estes números traduzem a forte dominância da *Cecropia leucoma* (embaúba-branca), espécie que sozinha representa 31% e 32% do total de indivíduos

nas classes FQ2 e FQ3, respectivamente. Estudos apontam que a mortalidade parcial dos indivíduos após a queimada acarreta uma abertura do dossel florestal em mosaicos (BARBOSA e FEARNSSIDE, 1999; SANTOS et al., 1998), podendo favorecer a instalação de espécies oportunistas (COCHRANE e SCHULZE, 1999; BARLOW e PERES, 2008).

Tabela 4.2 - Espécies e famílias com maiores IVIs por classe. Onde: DA= densidade absoluta; DR= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FR= frequência relativa; DoA= dominância absoluta; DoR= dominância relativa e IVI= índice de valor de importância. Mais detalhes no item 3.2.2.2.

| Classe | Espécie | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | IVI |
|--------|---|-------|------|-------|-----|------|-------|-------|
| FNQ | <i>Oenocarpus bacaba</i> Mart. | 39,0 | 9,8 | 87,5 | 2,5 | 0,72 | 3,48 | 15,83 |
| | <i>Protium</i> sp3 | 13,5 | 3,4 | 62,5 | 1,8 | 2,00 | 9,64 | 14,85 |
| | <i>Maximiliana martiana</i> Karst | 25,5 | 6,4 | 75,0 | 2,2 | 1,08 | 5,22 | 13,81 |
| | <i>Eschweilera</i> sp. | 28,5 | 7,2 | 62,5 | 1,8 | 0,92 | 4,45 | 13,43 |
| | <i>Dinizia excelsa</i> Ducke | 2,0 | 0,5 | 50,0 | 1,4 | 2,03 | 9,82 | 11,76 |
| FQ1b | <i>Oenocarpus bacaba</i> Mart. | 73,0 | 14,8 | 87,5 | 2,7 | 1,31 | 6,46 | 23,95 |
| | <i>Vochysia</i> sp.2 | 38,0 | 7,7 | 25,0 | 0,8 | 2,71 | 13,32 | 21,80 |
| | <i>Phenakospermum guianense</i> (Rich.) Miq. | 56,5 | 11,5 | 37,5 | 1,1 | 1,00 | 4,91 | 17,52 |
| | <i>Protium</i> sp.1 | 20,5 | 4,2 | 100,0 | 3,0 | 0,82 | 4,02 | 11,23 |
| | <i>Manilkara huberi</i> Standl. | 8,5 | 1,7 | 62,5 | 1,9 | 1,38 | 6,80 | 10,43 |
| FQ1a | <i>Phenakospermum guianense</i> (Rich.) Miq. | 237,2 | 39,8 | 70,0 | 2,7 | 4,19 | 21,62 | 64,11 |
| | <i>Cecropia leucoma</i> Miquel | 110,0 | 18,5 | 90,0 | 3,4 | 2,39 | 12,32 | 34,21 |
| | <i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers | 26,8 | 4,5 | 40,0 | 1,5 | 2,09 | 10,77 | 16,79 |
| | <i>Dinizia excelsa</i> Ducke | 2,4 | 0,4 | 30,0 | 1,1 | 1,46 | 7,56 | 9,10 |
| | <i>Pouteria</i> sp. 1 | 12,4 | 2,1 | 70,0 | 2,7 | 0,65 | 3,33 | 8,08 |
| FQ2 | <i>Cecropia leucoma</i> Miquel | 137,4 | 31,0 | 100,0 | 4,2 | 2,56 | 16,10 | 51,36 |
| | <i>Maximiliana martiana</i> Karst | 38,3 | 8,6 | 78,6 | 3,3 | 1,37 | 8,63 | 20,60 |
| | <i>Phenakospermum guianense</i> (Rich.) Miq. | 45,4 | 10,3 | 42,9 | 1,8 | 0,80 | 5,04 | 17,11 |
| | <i>Pouteria</i> sp. 1 | 18,3 | 4,1 | 78,6 | 3,3 | 0,93 | 5,83 | 13,28 |
| | <i>Eugenia</i> sp. | 22,0 | 5,0 | 85,7 | 3,6 | 0,52 | 3,28 | 11,88 |
| FQ3 | <i>Cecropia leucoma</i> Miquel | 94,8 | 32,5 | 100,0 | 4,5 | 2,57 | 22,25 | 59,28 |
| | <i>Pouteria</i> sp. 1 | 19,6 | 6,7 | 100,0 | 4,5 | 1,10 | 9,52 | 20,76 |
| | <i>Maximiliana martiana</i> Karst | 18,0 | 6,2 | 60,0 | 2,7 | 0,96 | 8,34 | 17,22 |
| | <i>Apeiba</i> sp. | 15,2 | 5,2 | 100,0 | 4,5 | 0,29 | 2,49 | 12,22 |
| | <i>Talisia</i> sp. 1 | 8,4 | 2,9 | 50,0 | 2,3 | 0,70 | 6,03 | 11,17 |

Em relação às famílias, *Arecaceae* (família das palmeiras) aparece com altos IVIs em todas as classes, reforçando a importância destes elementos na caracterização da paisagem na região estudada. Pode-se notar ainda uma gradual diminuição da

importância da família Leguminosae com o aumento do impacto do fogo. Ao contrário, as famílias Urticaceae (família das *Cecropias* spp.) e Strelitziaceae (família do *Phenakospermum guianense*) apresentam-se mais importantes nas classes mais degradadas. Nota-se também que, com o aumento da degradação, a porcentagem do número de espécies representada pelas famílias listadas diminui ao passo que a porcentagem do número de indivíduos aumenta. Em outras palavras, há menor uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies, confirmando a dominância de espécies oportunistas.

Tabela 4.3 - Famílias botânicas com maiores IVIs por classe (DR; FR; DoR; IVI), sendo que DR= densidade relativa; FR= frequência relativa; DoR= dominância relativa e IVI= índice de valor de importância. Onde: % *N.spp* é a porcentagem de espécies pertencentes às cinco famílias relacionadas e % *N.ind* é a porcentagem de indivíduos pertencentes às cinco famílias relacionadas.

| | FNQ | FQ1b | FQ1a |
|----------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | Leguminosae (7;5;23;35) | Arecaceae (20;5;11;37) | Strelitziaceae (40;4;22;66) |
| | Arecaceae (18;4;10;32) | Vochysiaceae (9;4;15;29) | Urticaceae (21;6;14;40) |
| | Burseraceae (7;5;12;25) | Leguminosae (8;5;14;27) | Apocynaceae (5;5;12;23) |
| | Sapotaceae (7;4;11;22) | Burseraceae (7;5;11;23) | Leguminosae (3;6;13;22) |
| | Lecythidaceae (10;5;6;21) | Sapotaceae (7;4;11;21) | Arecaceae (5;6;6;17) |
| <i>% N.spp</i> | 50 | 50 | 34 |
| <i>% N.ind</i> | 50 | 50 | 74 |

| | FQ2 | FQ3 |
|----------------|----------------------------|-------------------------|
| | Urticaceae (32;6;16;54) | Urticaceae (33;6;23;62) |
| | Arecaceae (11;6;11;28) | Sapotaceae (9;6;12;28) |
| | Sapotaceae (6;6;10;22) | Arecaceae (9;5;11;25) |
| | Strelitziaceae (10;3;5;18) | Tiliaceae (7;6;4;17) |
| | Leguminosae (4;5;8;17) | Leguminosae (5;6;5;17) |
| <i>% N.spp</i> | 29 | 30 |
| <i>% N.ind</i> | 63 | 64 |

4.2.2. Impacto do fogo sobre a estrutura florestal

O impacto do fogo sobre a estrutura florestal ficou claro em termos qualitativos durante o trabalho de levantamento de dados em campo (Figura 4.5). Este impacto foi evidenciado principalmente pela abertura gradual do dossel e pela maior densidade no sub-bosque e de lianas (áreas de mais difícil caminhar), assim como pela presença maciça de espécies nitidamente oportunistas (*Cecropias*, bananeiras-bravas, helicônias).



Figura 4.5- Aspecto visual dos estratos, onde P_{ij} indica a parcela.

Quando foram analisadas as distribuições diamétricas dos indivíduos arbóreos, todos os estratos apresentaram histogramas com padrão J invertido, indicando maior densidade de indivíduos com menores DAPs (Figura 4.6). A densidade de indivíduos na primeira classe diamétrica é máxima no estrato FQ2 e decresce nos estratos FQ1a, FQ1b, FNQ e FQ3. O contrário ocorre com as alturas médias nesta mesma classe diamétrica, que é mínima na classe FQ3 e aumenta no sentido estrato FQ2, FQ1a, FQ1b e FNQ. Este gradiente de altura é observado até a sétima classe de diâmetro (40 – 45 cm).

As altas densidades de indivíduos com menores diâmetros indicam altos potenciais regenerativos, principalmente pela colonização de espécies pioneiras como aquelas do gênero *Cecropia* (embaúbas). Nas classes FQ1b, FQ1a e FQ3, notou-se a ausência de indivíduos com diâmetros entre 70 e 80 cm. Na classe FQ3, as baixas densidades podem estar associadas aos efeitos ainda recentes (três anos) da passagem do fogo, já que a mortalidade de indivíduos se estende durante pelo menos três anos após a queima (BARLOW et al., 2003).

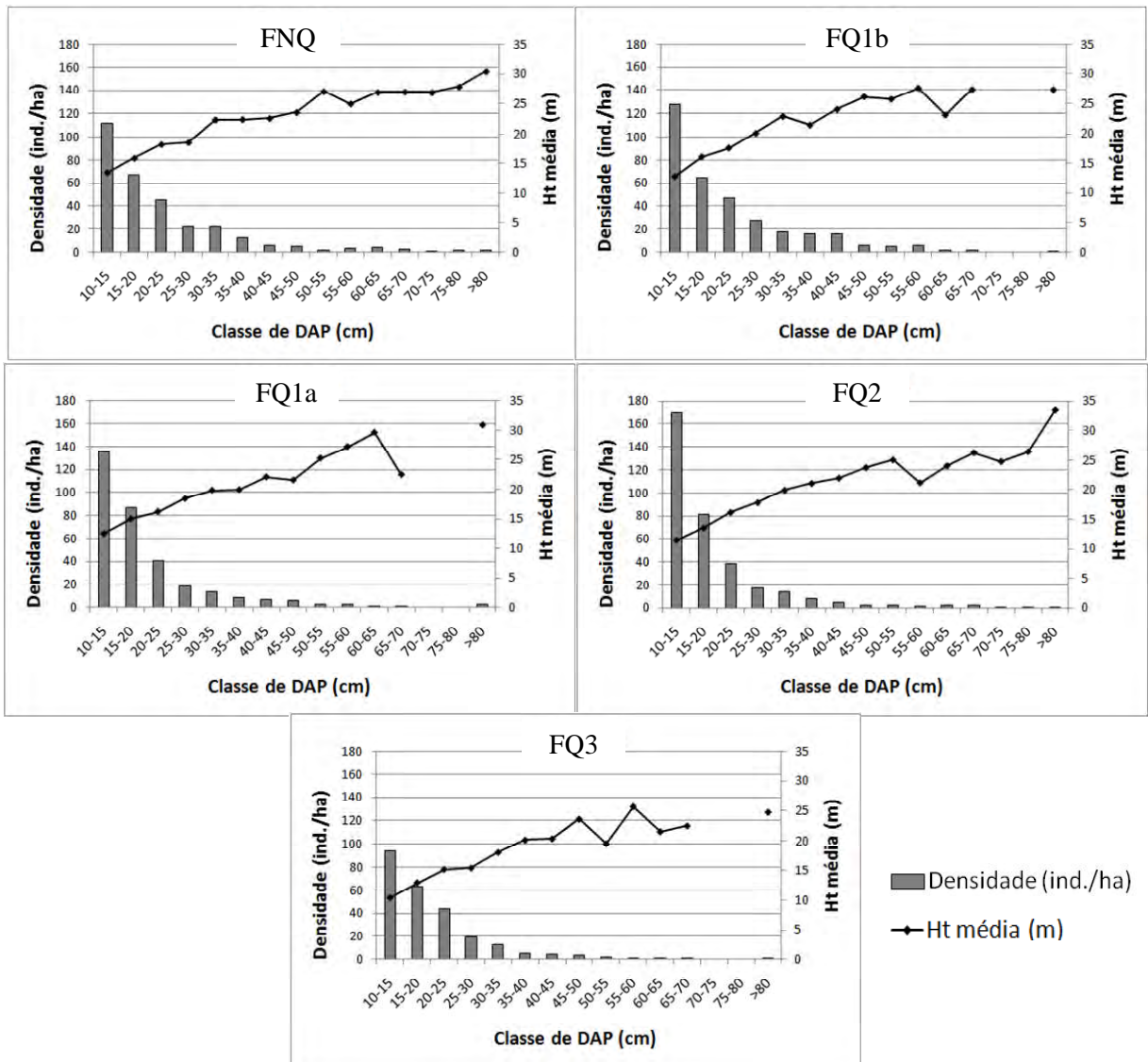


Figura 4.6- Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos por estrato e respectivas alturas médias.

Após a realização dos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e de igualdade de variâncias (Bartlett), verificou-se que os parâmetros de interesse atenderam aos requisitos da ANOVA. São eles: densidade de indivíduos, altura total, DAP e área basal; todos relativos apenas aos indivíduos arbóreos (Figura 4.7).

A densidade média de indivíduos arbóreos (Figura 4.7a) se mostrou uma variável pouco sensível à incidência do fogo, assim como relatado por Haugaasen et al. (2003), já que apenas as classes FQ2 e FQ3 apresentaram valores significativamente diferentes ($p < 0,05$). Esta diferença pode ser consequência do maior grau de degradação, devido a

maior frequência de incêndios, e menor tempo decorrido após o último incêndio (três anos) da classe FQ3, face à densidade máxima observada no estrato FQ2, que se deve principalmente à forte presença da *Cecropia leucoma*, espécie que representa 39% da densidade do referido estrato.

De acordo com Barlow e Peres (2008) a mortalidade de espécies pioneiras pode aumentar com a incidência recorrente de incêndios. Outros estudos apontam baixa mortalidade destas espécies diante de incêndios de severidade baixa ou moderada (d'OLIVEIRA et al., 2011; UHL et al., 1981). No presente estudo, foi observado o aumento gradual da proporção de indivíduos de *Cecropia* (principalmente *C. leucoma*) com o a recorrência de fogo, indicando a resistência do gênero. Cochrane e Schulze (1999) também relataram o aumento na densidade de espécies pioneiras com o aumento da severidade e frequência dos incêndios. Além disto, os indivíduos de *Cecropia* spp. apresentaram DAP médio maior na classe de florestas mais atingidas (FQ1a= 16 ± 4 cm, FQ2= 15 ± 4 cm e FQ3= 18 ± 5 cm). A recorrência do fogo poderia então favorecer o estabelecimento destas pioneiras, já que os indivíduos adultos parecem resistir.

Embora os valores de densidade média de indivíduos arbóreos não tenham apresentado diferenças significativas, foi possível identificar um efeito de compensação da perda de indivíduos das variadas espécies, devido à queima, pelo avanço e colonização dos indivíduos de *Cecropia* spp. Na classe FNQ, relativa às florestas não atingidas, a relação entre o número de indivíduos de *Cecropia* spp. e o número de indivíduos das demais espécies foi de 1:51, ao passo que no estrato FQ1b ela passou a ser de 1:11. Já no estrato FQ1a esta proporção foi de 1:1,6 e permaneceu estável nos estratos FQ2 (1:1,5) e FQ3 (1:1,6), indicando maior distúrbio do ambiente. Este efeito foi confirmado pela análise seguinte em que estes indivíduos foram retirados do conjunto de dados. Sem as *Cecropias*, a configuração dos grupos segundo o teste de Tukey foi modificada e as classes de floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada uma vez com intensidade baixa (FQ1b) passaram a apresentar densidades médias significativamente superiores às demais classes.

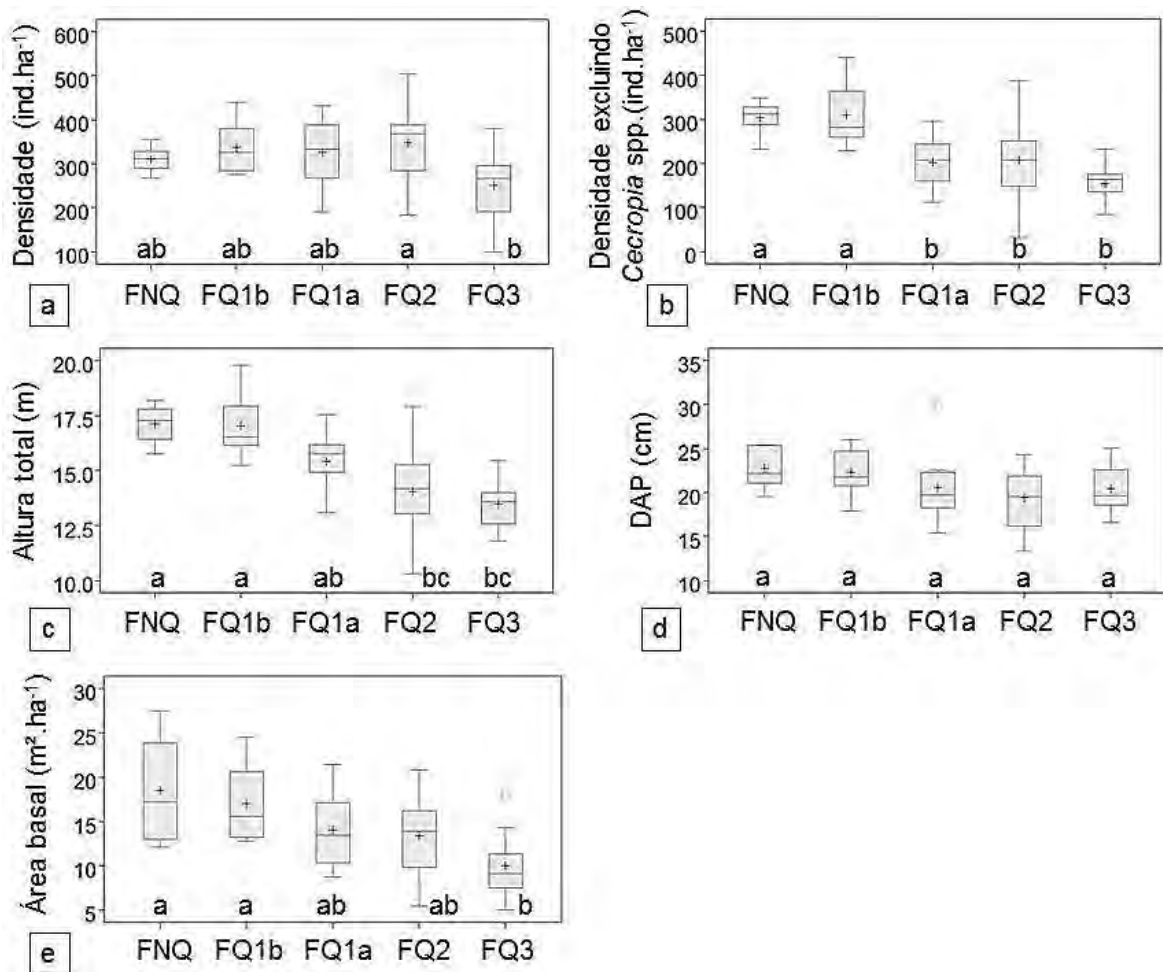


Figura 4.7- ANOVA e teste de Tukey (letras diferentes indicam diferença significativa com $\alpha=5\%$). (a) Densidade média (indivíduos por hectare); (b) Densidade média excluindo os indivíduos de *Cecropia* spp. (indivíduos por hectare); (c) Altura total média (m); (d) DAP médio (cm); (e) Área basal média (m^2 por hectare). Todos os parâmetros foram obtidos considerando-se apenas os elementos arbóreos.

As alturas totais médias dos estratos formaram dois principais grupos segundo o teste de Tukey. É possível dizer que os estratos mais conservados (FNQ e FQ1b) apresentam alturas médias superiores ($p < 0,05$) àquelas dos estratos mais degradados (FQ2 e FQ3). Já o estrato FQ1a, aparenta representar um estágio intermediário de degradação, pois não diferiu significativamente dos outros dois grupos formados.

A ANOVA e o teste de Tukey indicaram igualdade entre os DAPs médios, sugerindo baixa sensibilidade desta variável à degradação florestal. Já as áreas basais médias dos estratos, indicadoras da biomassa aérea, foram significativamente diferentes entre as classes de floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada três vezes (FQ3). Haugaasen et al. (2003) não encontraram diferença significativa da área basal média

após um ano da ocorrência do incêndio em relação à área testemunha. No entanto, no referido trabalho as diferenças foram significativas, para este mesmo parâmetro, considerando-se apenas os indivíduos mortos.

4.2.3. Impactos do fogo sobre a biomassa arbórea acima do solo (AGB)

As estimativas de AGB obtidas através das equações alométricas desenvolvidas por Brown et al. (1989) e Chave et al. (2005) apresentaram resultados semelhantes. Diante de diferenças não significativas para as médias dos estratos (ANOVA; $\alpha=0,05$), as estimativas resultantes da equação de Chave et al. (2005) foram retidas para as análises seguintes (Tabela 4.4). Considera-se que a densidade da madeira (ρ), variável incorporada na equação apresentada por Chave et al. (2005), é importante no aperfeiçoamento das estimativas dos estoques de carbono (CHAVE et al. (2005; MALHI et al., 2006). Além disto, esta equação foi também utilizada em estudos recentes na região tropical que abordam a estimativa de biomassa aérea a partir de imagens de radar em banda L (MITCHARD et al., 2011). É importante destacar que as diferenças entre as classes em termos de biomassa são indicativas de perdas devido aos efeitos diretos dos incêndios (sobretudo a mortalidade), mas incorporam também ganhos como o crescimento dos indivíduos remanescentes e estabelecimento de novos indivíduos ao longo do período pós-fogo.

A AGB média estimada para a classe de floresta não queimada atingiu $188\pm 78 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, (com amplitude de 112 a $297 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) valor semelhante àqueles obtidos em florestas primárias na mesma região por Xaud (1998), Araújo (1999) e Barbosa et al. (2010), que estimaram densidades de $195\pm 33 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (amplitude de 144 a $248 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), $130\pm 32 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (amplitude de 75 a $181 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e $164\text{-}255 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente. Estes resultados corroboram estudos anteriores nos quais as florestas transicionais apresentam estoques de biomassa inferiores em relação à região central da Amazônia (MALHI et al., 2006; SAATCHI et al., 2007b).

Diferenças significativas (ANOVA; $p=0,0002$) foram encontradas entre os valores médios de biomassa aérea (AGB) dos estratos, indicando um efeito gradual (ou “em cascata”) dos incêndios recorrentes sobre este estoque (Figura 4.8). Desta forma, a AGB pode ser considerada uma variável indicadora do grau de impacto no ambiente.

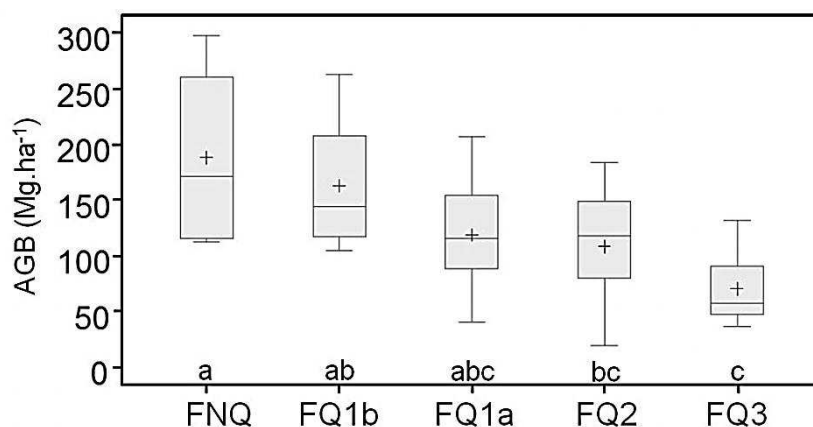


Figura 4.8- Comparação entre valores médios estimados de biomassa seca acima do solo (AGB) por estrato, obtida apenas com indivíduos arbóreos. Letras diferentes indicam diferença significativa, segundo o teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

Os valores médios de AGB variaram de $70,1 \pm 32 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (em florestas atingidas três vezes) a $188 \pm 78 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (em florestas não queimadas). De acordo com os resultados da ANOVA e do teste de Tukey, as médias de AGB das classes FNQ, FQ1b ($162,9 \pm 57 \text{ Mg.ha}^{-1}$) e FQ1a ($118,7 \pm 52 \text{ Mg.ha}^{-1}$) não diferiram significativamente. As parcelas de floresta não queimada apresentaram média significativamente superior àquelas de florestas queimadas duas ($108,1 \pm 48 \text{ Mg.ha}^{-1}$) e três vezes ($70,1 \pm 32 \text{ Mg.ha}^{-1}$), o que se traduz em reduções de 57% e 63%, respectivamente.

Apesar de não significativa, a diferença de 27% entre as médias das classes FQ1b e FQ1a aponta para a importância da severidade do fogo na redução dos estoques de biomassa. Além disso, a diferença entre a média de AGB da FNQ em relação à FQ1a é três vezes maior (37%) do que a diferença entre as médias de FNQ e FQ1b (13%). A classe FQ1a se mostrou mais uma vez como um estágio intermediário de degradação, com parcelas bastante heterogêneas e não apresentando diferença significativa se comparado aos estratos menos degradados e tampouco aos estratos mais degradados, mesmo após 12 anos da incidência do fogo.

A retirada dos indivíduos de *Cecropia* spp. do conjunto de dados não alterou os resultados desta análise, apesar de seu efeito significativo sobre a densidade de indivíduos relatado anteriormente (Figuras 4.7a e 4.7b). Isto pode ser explicado pela baixa densidade da madeira deste gênero, assim como por sua arquitetura particular

(NELSON et al., 1999), características que acarretaram em uma pequena contribuição para a AGB em relação a outras espécies. Este fato pode ser consequência do uso da equação alométrica específica para o gênero (Tabela 3.2). A importância das equações específicas foi destacada no trabalho de Nelson et al. (1999).

Diversos estudos abordaram o impacto do fogo sobre a biomassa aérea na Amazônia brasileira (GRAÇA et al., 1999; FEARNSIDE et al., 2001; 2007; GERWING, 2002; BARLOW et al., 2003; HAUGAASEN et al., 2003; BALCH et al., 2011). O intervalo entre os eventos de fogo, a frequência, a severidade e a biomassa remanescente são informações relatadas. Com base nestes estudos anteriores e no presente foi possível analisar, simplificadamente, a dinâmica de redução da biomassa após o fogo, considerando-se a severidade e/ou frequência (Figura 4.9). Os valores se distribuíram apontando crescente perda de biomassa nos primeiros três anos pós-fogo. O presente estudo complementa as estimativas realizadas nos demais trabalhos encontrados na literatura no que se refere ao tempo decorrido depois do último incêndio. Isto porque a coleta de dados (e estimativa de biomassa) foi realizada em áreas com sete e doze anos desde a ocorrência do último incêndio (período pós-fogo), os maiores intervalos relatados (Figura 4.9).

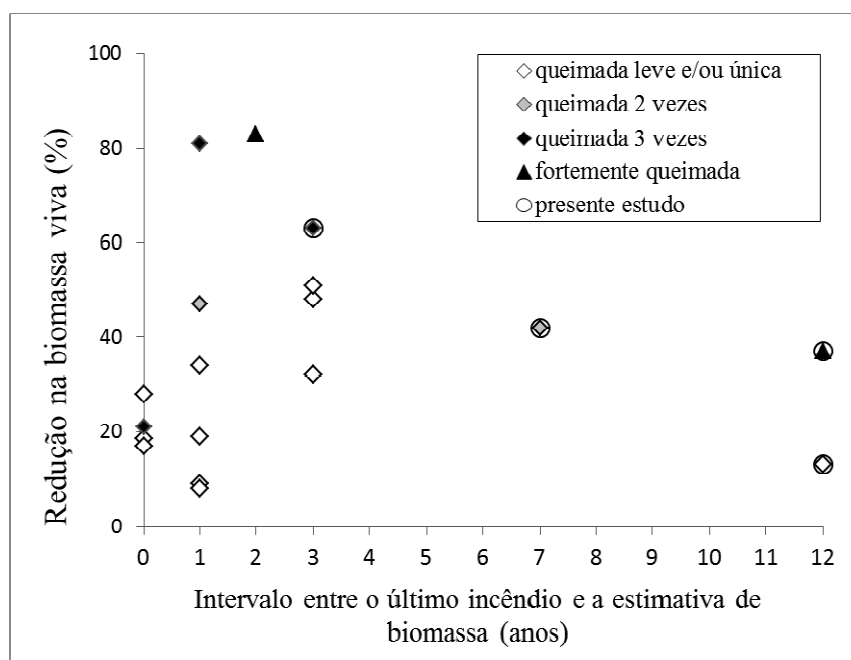


Figura 4.9 – Dinâmica de redução da biomassa considerando trabalhos da literatura

Fonte: Barbosa e Fearnside, 1999; Cochrane et al., 1999; Graça et al., 1999; Fearnside et al., 2001; Gerwing, 2002; Barlow et al., 2003; Hougaasen et al., 2003; Fearnside et al., 2007; Balch et al., 2011) e o presente estudo.

Dentre os estudos considerados, alguns relataram a redução de biomassa de aproximadamente 20% imediatamente após a passagem do fogo (GRAÇA et al., 1999; FEARNSSIDE et al., 2001; 2007; BALCH et al., 2011), e de aproximadamente 50% passados três anos (GERWING, 2002; BARLOW et al., 2003; BALCH et al., 2011). Este retardo na perda de biomassa foi provavelmente resultante da maior resistência ao fogo de árvores de grande porte, o que amplia a distribuição de mortalidade ao longo de vários anos (BARLOW et al., 2003).

Os resultados obtidos no presente trabalho, junto a outros estudos já realizados, revelam que a resiliência da floresta em termos de biomassa depende do histórico de fogo. Este histórico inclui não só o tempo decorrido após o último incêndio, mas também de sua frequência e severidade (NUMATA et al., 2011), que tendem a aumentar a perda de biomassa e o atraso na recomposição do estoque inicial. No entanto, esta perda pode também sofrer influência do tempo decorrido entre os eventos, aliado às condições de sítio e da matriz florestal em que a área queimada se insere. Em Balch et al. (2011), a redução de biomassa em floresta queimada três vezes foi amenizada pelo intervalo de apenas um ano entre os eventos, tempo insuficiente para recomposição substancial do material fino e combustível.

As diferenças nos estoques de biomassa foram menos expressivas com sete e 12 anos após o fogo em relação à floresta primária não queimada, demonstrando perdas similares às estimadas imediatamente após o fogo. Doze anos depois da queima, o estoque de biomassa foi aparentemente recomposto, ilustrando a alta resiliência desta floresta, pelo menos em áreas que foram afetadas apenas uma vez. Embora a identificação precisa do ponto, no período pós-fogo, no qual a biomassa aérea para de sofrer reduções e volta a aumentar (estocar carbono), seja mais complexa, esta análise traz indícios de que este ponto pode estar situado entre o terceiro e o sétimo ano depois da ocorrência do último incêndio. Um estudo mais aprofundado desta dinâmica pode trazer novos elementos à discussão sobre o papel da Amazônia enquanto fonte e/ou sumidouro de carbono.

4.2.4. Impactos do fogo sobre a biomassa total acima do solo (TAGB)

A contribuição média de palmeiras e *Phenakospermum guianense* (bananeira-brava) para o estoque total de biomassa aérea (TAGB) foi de 5%, sendo que apenas palmeiras contribuíram com 3,2% (4,2 Mg.ha⁻¹). A pequena adição de biomassa destas espécies explica os resultados análogos encontrados na análise de variância e agrupamento de Tukey realizados com a AGB e a TAGB das classes analisadas.

Estes aportes apresentaram padrões opostos ao longo das classes, sugerindo uma relação de competição em termos de biomassa (Figura 4.10). A contribuição de palmeiras foi mais importante nas classes FNQ e FQ1b. Na classe de florestas não atingidas pelo fogo, a contribuição média das palmeiras foi estimada em 6.81 Mg.ha⁻¹ (3%). Já a biomassa de *P. guianense* foi mais importante na classe FQ1a (4%).

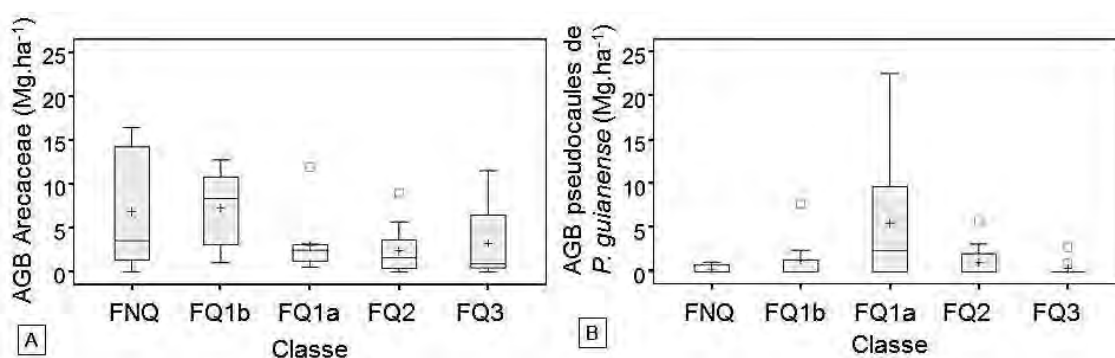


Figura 4.10 - Biomassa média por estrato (Mg.ha⁻¹) de (A) palmeiras e (B) pseudocauls de *Phenakospermum guianense*.

Na mesma região do presente estudo, Fearnside et al. (2007) relataram a redução na biomassa de palmeiras de 79% (de 2,09 Mg.ha⁻¹ para 0,44 Mg.ha⁻¹) imediatamente após um evento de fogo. Reduções menos severas foram estimadas com os dados coletados neste trabalho (-56% em FQ1a, -65% em FQ2 e -52% em FQ3, em relação a FNQ). Ambos os resultados sublinham o impacto do fogo sobre o estoque de biomassa de palmeiras, que representa menos de 50% do estoque observado em florestas não atingidas mesmo depois de 12 anos da incidência. Estes estudos mostraram reduções mais importantes se comparados àqueles relatados em Graça et al. (1999) em floresta aberta (de 8,6 para 7,1 Mg.ha⁻¹ ou -17%), ou Fearnside et al. (2001), na região central da Amazônia (de 1,3 a 1,1 Mg.ha⁻¹ ou -15%).

Quanto às espécies de palmeiras presentes, *Oenocarpus bacaba* (bacaba) foi a mais frequente nos estratos FNQ e FQ1b e *Maximiliana martiana* (inajás), nos estratos FQ2 e FQ3, o que pode ser explicado pela grande resistência desta última ao fogo, inclusive com a quebra de dormência de sementes. A contribuição em biomassa da espécie *M. martiana* foi maior em todos os estratos, exceto no FQ1b.

4.2.5. Efeitos do fogo sobre a distribuição diamétrica da AGB

A distribuição da AGB média das classes em relação aos diâmetros dos indivíduos que a compõem não mostrou um padrão claro de repartição em diâmetros ≤ 50 cm (Figura 4.11a); exceto pela classe FQ3, que foi sempre inferior às demais. No entanto, as diferenças foram significativas entre FNQ e FQ3, apontando o grande impacto da ocorrência de um terceiro incêndio.

As diferenças foram mais evidentes nos diâmetros superiores a 50 cm e a AGB média decresceu progressivamente com o aumento do distúrbio causado pelo fogo (Figura 4.11a), revelando o impacto sobre as árvores de grandes dimensões. Mais uma vez, diferenças significativas foram apontadas entre as classes FNQ e FQ3. As diferenças em relação à classe FNQ foram de 21, 45, 50 e 54% da classe FQ1b à FQ3.

Apenas a classe FQ1b apresentou valores superiores àqueles de FNQ em diâmetros ≤ 50 cm (Figura 4.11a). Este resultado ilustra que, 12 anos após a ocorrência do incêndio, houve o aumento de biomassa advinda de indivíduos com diâmetros intermediários (20 a 50 cm), mas as taxas de crescimento ainda não permitiram o aumento da biomassa de indivíduos de grande porte ($DAP > 50$ cm).

Foi também notado que a contribuição média dos indivíduos com $DAP \leq 50$ cm foi similar àquela dos indivíduos com $DAP > 50$ cm nas parcelas de florestas não afetadas por incêndios. No entanto, diferenças em relação à densidade destes indivíduos (293 e 17 ind.ha⁻¹, respectivamente) destacam a grande contribuição dada à biomassa por poucos indivíduos de grande porte, típica de florestas tropicais (BROWN, 1977; NEEFF et al., 2005).

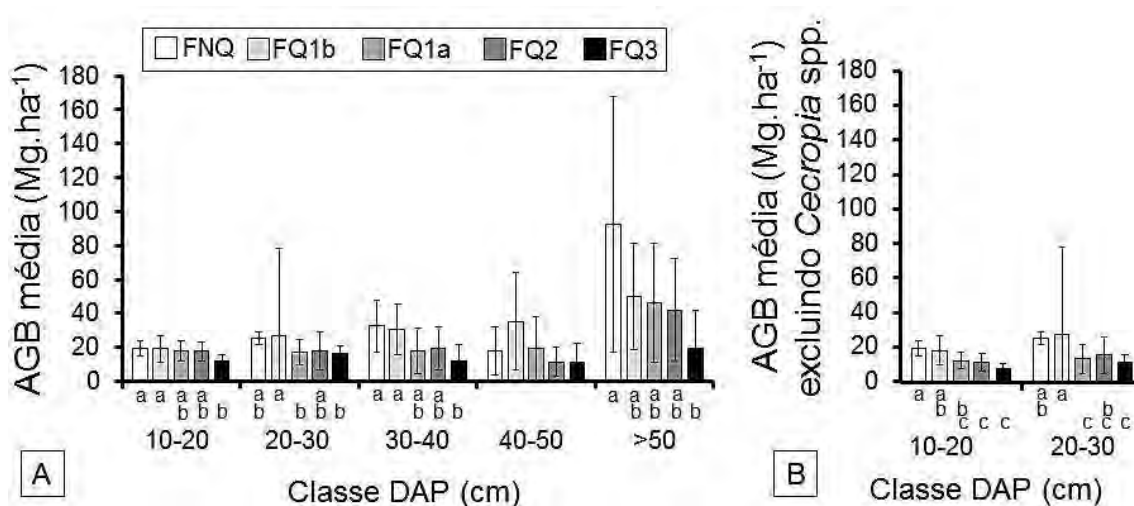


Figura 4.11 – Distribuição da AGB entre as classes de diâmetro de (A) todas as espécies arbóreas e (B) excluindo-se os indivíduos de *Cecropia* spp.

A retirada dos indivíduos de *Cecropia* spp. desta análise diamétrica alterou apenas a biomassa nas classes de diâmetros menores, já que estas espécies ocorreram naturalmente com diâmetros sempre inferiores a 40 cm (Figura 4.11b). Nas classes FQ1a, FQ2 e FQ3, a retirada destas espécies resultou em reduções de 32%, 36% e 34%, respectivamente, quando considerados diâmetros de 10 a 20 cm. Diante disto, as diferenças entre estas classes e aquelas menos (ou não) afetadas pelo fogo foram acentuadas.

4.2.6. Relações entre diversidade, AGB e impacto do fogo

De maneira geral, o índice de Shannon (H') - obtido apenas com os indivíduos arbóreos - apresentou relação significativa ($p < 0,001$), positiva e logarítmica com a AGB (Figura 4.12). Um *outlier* foi retirado desta análise devido aos seus valores anormais (AGB=206,7 Mg.ha⁻¹ e $H' = 1,81$) relacionados à ocorrência de dois indivíduos de grande porte e da mesma espécie (*Dinizia excelsa* Ducke). A diversidade de espécies decresceu com a maior frequência de incidência do fogo, como relatado em diversas partes da Amazônia (COCHRANE e SCHULZE, 1999; BARLOW et al., 2003; BALCH et al., 2011), refletindo na redução dos estoques de biomassa.

Diferentes comportamentos foram demonstrados pelas classes em relação à biomassa e índice de diversidade. No geral, as classes de floresta mais conservadas (FNQ e FQ1b) mostraram valores de H' superiores àqueles das áreas mais degradadas. Para as classes

FNQ, FQ1b e FQ3, as relações não foram significativas, uma vez que H' foi praticamente constante para a amplitude de biomassa observada. O tempo pós-fogo de 12 anos permitiu que as parcelas da classe FQ1b exibissem valores de H' similares àqueles da floresta não queimada, como observado também no item 4.1.2.2.

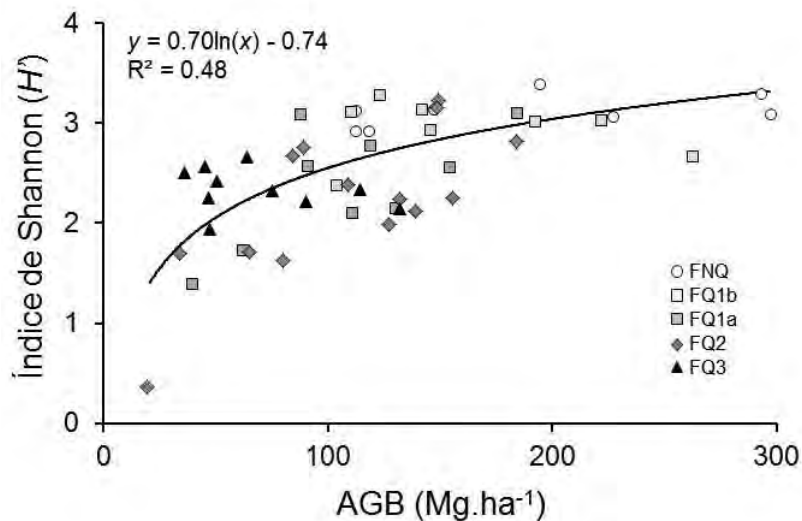


Figura 4.12- Relação logarítmica entre os valores de AGB (Mg.ha^{-1}) e Índice de Shannon (H') para o conjunto total de amostras, com indicações sobre a classe de impacto pelo fogo.

Por outro lado, relações positivas foram observadas para as classes FQ1a e FQ2. Nestes dois casos, a baixa entropia de espécies (H' menores) pode estar correlacionada à dominância de espécies pioneiras como as cecropias, que apresentam relativa baixa biomassa devido à densidade da madeira. Já no caso da classe FQ3, a relativa alta entropia encontrada (traduzida em valores medianos de H') pode ser um artifício causado pela menor densidade de indivíduos.

4.2.7. Análise da composição florística da AGB

As cinco espécies e famílias que mais contribuíram para a AGB de cada classe estão listadas na Tabela 4.4. Com o aumento do impacto do fogo, o DAP médio destas espécies diminuiu ao passo que a densidade aumentou. Esta tendência foi desenhada, sobretudo, pela influência dos indivíduos de *Cecropia leucocom* (embaúba-branca), que fizeram contribuição notável à AGB da classe FQ1a assim como nas demais classes mais degradadas. Resultados similares podem ser observados para a espécie *Pouteria* sp (abiu).

No estrato FNQ, as cinco espécies listadas agregam 43% da biomassa média total do estrato. O efeito de indivíduos de grande porte no estoque de biomassa é exemplificado pelos indivíduos de *Dinizia excelsa* Ducke (angelim pedra), que aumentam fortemente a AGB nas classes FNQ e FQ1a. Esta espécie é considerada emergente e ocorre em baixas densidades atingindo grande porte (EMBRAPA, 2004). Já *Vochysia* sp. (quaruba-rosa) e *Manilkara huberi* Standl. (maçaranduba) são espécies de interesse comercial e que aportam quantidades expressivas de biomassa à classe FQ1b.

A partir do estrato FQ1a, os indivíduos de *Cecropia leucocoma* colaboram com porção crescente da biomassa arbórea. O mesmo progresso é observado para *Pouteria* sp. (abiu), já que as contribuições são crescentes nos estratos FQ1a, FQ2 e FQ3. Em experimento relatado por Balch et al. (2011) a espécie *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk apresentou baixas taxas de mortalidade, mesmo com a incidência recorrente de fogo.

A contribuição do *Protium* sp. decresceu com o aumento da frequência dos incêndios, o que concorda com a alta taxa de mortalidade encontrada por Balch et al. (2011) para uma espécie do mesmo gênero (*Protium guianense* (Aublet) Marchand). A mesma similaridade entre os estudos pode ser observada para *Vochysia vismiifolia* Spr. ex Warm. e *Vochysia* sp., que responde com alta taxa de mortalidade frente ao fogo recorrente e apresenta grande contribuição à biomassa da classe FQ1b, com ocorrência também registrada na classe de FNQ (não entre as listadas).

O estrato FQ2 é principalmente marcado pela alta densidade de *Cecropia leucocoma* (137 ind.ha⁻¹). No entanto, a repartição da biomassa é mais homogênea entre as cinco espécies mais importantes, que juntas contribuem com 33% do total, menor valor encontrado. Já no estrato FQ3, esta espécie agrega o maior estoque de biomassa (13%). É neste estrato apenas que as espécies pioneiras são maioria entre as cinco citadas.

A Tabela 4.4 também apresenta as famílias com os mais importantes estoques de biomassa por classe. A participação da família Leguminosae decresceu com o aumento da frequência de queima, atingindo apenas 5% da AGB na classe FQ3. Também a Vochysiaceae apresentou forte declínio de aporte à AGB, com valores de aproximadamente 1% nas classes FQ1a, FQ2 e FQ3. Já a família Sapotaceae participou

de forma quase constante ao longo do gradiente de impacto do fogo, aparentando não sofrer efeitos positivos ou negativos das queimadas.

Burseraceae contribuiu de forma importante para todas as classes, exceto na mais atingida, FQ3, em que a participação foi de apenas 4%. Por outro lado, grande estoque de biomassa foi estimada para a família Apocynaceae na classe FQ1a (16%), ao passo que nas outras classes os valores foram de aproximadamente 2%. Urticaceae, representada por duas espécies do gênero *Cecropia*, foi aparentemente favorecida pelo aumento da frequência do fogo. Também nas classes mais atingidas, Sapindaceae mostrou ligeiro aumento de AGB.

4.2.8. Observações sobre os estoques de carbono e perspectivas diante de mudanças climáticas

O estoque médio de carbono estimado para a classe floresta não queimada (FNQ) foi de 94 Mg.ha⁻¹. Após 12 anos da incidência de fogo, os estoques foram estimados em 81 Mg.ha⁻¹ e 59 Mg.ha⁻¹ nas classes menos (FQ1b) e mais degradadas (FQ1a), respectivamente. Para a classe de florestas atingidas pelo fogo duas vezes (FQ2), o valor estimado (três anos após o evento) foi de 54 Mg.ha⁻¹ e para a classe atingida três vezes (FQ3), 35 Mg.ha⁻¹. A diferença entre as classes FNQ e FQ3 atingiu 59 Mg.ha⁻¹, ou seja, as florestas atingidas três vezes apresentaram um estoque médio equivalente a 37% daquelas não atingidas.

No entanto, a avaliação de mudanças nos estoques de carbono é dificultada, assim como na biomassa, pela interação dos fatores de histórico de incêndio, taxas de decomposição e também pelas diferenças nas condições dos sítios e da matriz florestal, como já destacado. O balanço de carbono integra, portanto, diversas fontes e sumidouros e se torna mais complexo com o aumento do tempo pós-fogo. Para as áreas atingidas três vezes (FQ3), as estimativas foram feitas três anos após o último incêndio, período em que as perdas de biomassa possivelmente atingem níveis máximos (conforme exposto anteriormente no item 4.1.2.4) espera-se, como premissa, que a estimativa de redução no estoque de carbono devido ao fogo seja a mais próxima do valor real (-63%).

Tabela 4.4 - TAGB= biomassa viva total média; P= porcentagem da TAGB média advinda de palmeiras; P.g= porcentagem da TAGB média advinda de *Phenakospermum guianense*; AGB= biomassa arbórea viva média; % spp. AGB= porcentagem da respectiva espécie na AGB média; % fam. AGB= porcentagem da respectiva família na AGB média. Entre parênteses estão os desvios padrões das respectivas médias.

| Estrato | TAGB (Mg.ha ⁻¹) | P (%) | P. g. (%) | AGB (Mg.ha ⁻¹) | Espécies com maiores contribuições à AGB | % spp. AGB | Densidade (ind.ha ⁻¹) | DAP (cm) | Espécie pioneira | Famílias com maiores contribuições à AGB | % fam AGB |
|---|--------------------------------|----------|--------------|-------------------------------|--|---------------|--------------------------------------|----------|---------------------|--|--------------|
| Floresta não queimada (FNQ) | 195,1 (74) | 3 | 0,2 | 188 (78) | <i>Dinizia excelsa</i> Ducke | 15 | 2 | 94 (73) | não | Leguminosae | 32 |
| | | | | | <i>Protium</i> sp. | 9 | 14 | 40 (17) | não | Sapotaceae | 13 |
| | | | | | <i>Pouteria</i> sp.2 | 9 | 5 | 56 (21) | não | Burseraceae | 12 |
| | | | | | <i>Qualea paraensis</i> | 6 | 12 | 27 (20) | não | Vochysiaceae | 8 |
| | | | | | <i>Sclerobium</i> sp. | 4 | 7 | 30 (19) | sim | Lecythidaceae | 5 |
| Floresta queimada uma vez, baixo impacto (FQ1b) | 171,5 (58) | 4 | 1 | 162,9 (57) | <i>Vochysia</i> sp. | 17 | 38 | 27 (14) | não | Vochysiaceae | 22 |
| | | | | | <i>Manilkara huberi</i> Standl. | 10 | 9 | 43 (16) | não | Leguminosae | 19 |
| | | | | | <i>Protium</i> sp. | 6 | 10 | 36 (14) | não | Sapotaceae | 15 |
| | | | | | <i>Vitex</i> sp.1 | 5 | 12 | 29 (15) | sim | Burseraceae | 13 |
| | | | | | <i>Protium</i> sp.1 | 4 | 21 | 20 (10) | não | Lamiaceae | 5 |
| Floresta queimada uma vez, alto impacto (FQ1a) | 127,2 (50) | 2 | 4 | 118,7 (52) | <i>Dinizia excelsa</i> Ducke | 16 | 2 | 86 (19) | não | Leguminosae | 26 |
| | | | | | <i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers | 12 | 27 | 30 (10) | não | Apocynaceae | 16 |
| | | | | | <i>Cecropia leucocoma</i> Miquel | 7 | 110 | 16 (4) | sim | Sapotaceae | 9 |
| | | | | | <i>Pouteria</i> sp. | 5 | 12 | 22 (14) | não | Burseraceae | 9 |
| | | | | | <i>Protium</i> sp. | 5 | 4 | 38 (19) | não | Urticaceae | 8 |
| Floresta queimada duas vezes (FQ2) | 111,5 (48) | 2 | 1 | 108,1 (48) | <i>Talisia</i> sp.1 | 8 | 6 | 37 (24) | não | Leguminosae | 14 |
| | | | | | <i>Cecropia leucocoma</i> Miquel | 8 | 137 | 15 (4) | sim | Sapotaceae | 13 |
| | | | | | <i>Pouteria</i> sp. | 7 | 18 | 23 (11) | não | Burseraceae | 10 |
| | | | | | <i>Protium</i> sp. | 6 | 5 | 41 (15) | não | Urticaceae | 8 |
| | | | | | <i>Spondias lutea</i> L. | 5 | 3 | 35 (30) | sim | Sapindaceae | 8 |
| Floresta queimada três vezes (FQ3) | 73,7 (33) | 4 | 1 | 70,1 (32) | <i>Cecropia leucocoma</i> Miquel | 13 | 95 | 18 (5) | sim | Sapotaceae | 16 |
| | | | | | <i>Pouteria</i> sp. | 11 | 20 | 24 (11) | não | Urticaceae | 14 |
| | | | | | <i>Talisia</i> sp.1 | 9 | 8 | 30 (13) | não | Sapindaceae | 9 |
| | | | | | <i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don. | 6 | 2 | 45 (30) | sim | Lamiaceae | 9 |
| | | | | | <i>Vitex</i> sp.1 | 4 | 9 | 24 (11) | sim | Lecythidaceae | 7 |

Como exposto, no presente trabalho compartilhou-se da dificuldade identificada em outros estudos no que se refere ao isolamento dos fatores críticos na dinâmica da floresta tropical frente ao fogo. Os efeitos de frequência, severidade e tempo decorrido após o último incêndio foram quase sempre indissociáveis. Além destes, também adaptações às condições locais devem ser consideradas, pois podem ter influência sobre o grau de impacto do fogo. Fica clara a necessidade de suporte a estudos mais precisos e de longo prazo, a exemplo dos experimentos conduzidos na região sudeste da Amazônia e relatados em Balch et al. (2008; 2011). Sobretudo diante dos cenários presentes e futuros que apontam o fogo como uma ameaça na região.

O regime de incêndios é influenciado pelas mudanças no clima e práticas humanas de uso da terra (COCHRANE e BARBER, 2009; SILVESTRINI et al., 2011; DAVIDSON et al., 2012). O cenário futuro inclui clima mais quente e seco (IPCC 2007; SALAZAR et al., 2007; MALHI et al., 2008), aumentando a susceptibilidade da floresta à ignição e propagação de fogo (RAY et al., 2005), sobretudo em áreas já afetadas (NEPSTAD et al., 1999). Além disto, Aragão e Shimabukuro (2010) relataram o aumento na ocorrência de incêndios causados por práticas humanas, mesmo em áreas com taxas reduzidas de desflorestamento na Amazônia. Diante desta conjuntura, pode ocorrer um importante aumento na ocorrência de incêndios, cujo número pode dobrar em anos de secas severas (SILVESTRINI et al., 2011), elevando a vulnerabilidade destas florestas e representando maior perda de biomassa e de diversidade.

4.3. Caracterização florística e estrutural das unidades amostrais

4.3.1. Aspectos florísticos

A riqueza de espécies variou de 6 a 44 nas parcelas 29 (FQ2) e 5 (FNQ), respectivamente. O índice de Shannon (H') seguiu a mesma tendência e foi máximo e mínimo nestas mesmas parcelas. Já o índice de Pielou (J') foi mínimo na parcela 8 (0,31), provavelmente devido à grande densidade de *Phenakospermum guianense* (bananeira-brava) observada, e foi máximo na parcela 36 (0,93). A análise de similaridade pelo agrupamento das parcelas confirmou diferenças florísticas entre as parcelas mais degradadas e as menos degradadas em relação aos elementos arbóreos (Figura 4.13). Foi detectada também a maior similaridade florística entre as parcelas mais fortemente atingidas pelo fogo.

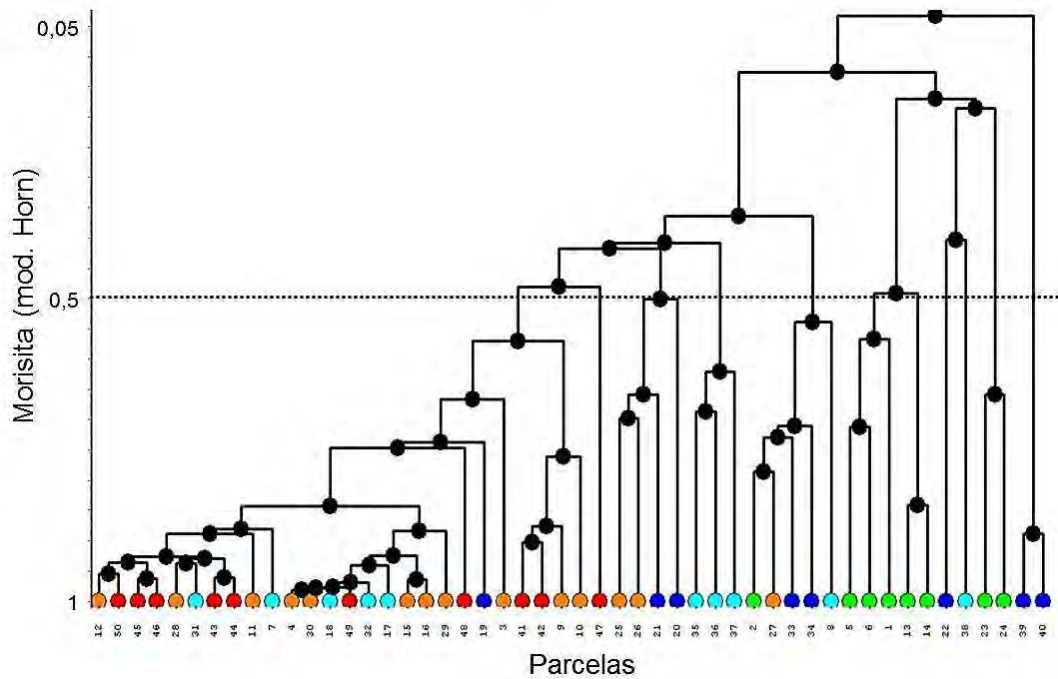


Figura 4.13 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento UPGMA considerando-se apenas os indivíduos arbóreos. Parcelas agrupadas por cores em relação à classe: verde=FNQ; azul escuro=FQ1b; azul claro= FQ1a; laranja=FQ2 e vermelho=FQ3.

Devido ao potencial impacto das bananeiras nos atributos das imagens SAR, foi observada mais detalhadamente a distribuição deste elemento nas unidades amostrais (Figura 4.14). Vale ressaltar que as bananeiras ocupam o sub-bosque da floresta, mas podem ficar expostas onde as aberturas no dossel são maiores. Devido à grande proporção de bananeiras em relação aos indivíduos arbóreos, valores alterados nas imagens podem ser esperados principalmente nas parcelas 7, 8, 17, 18, 20 e 29.

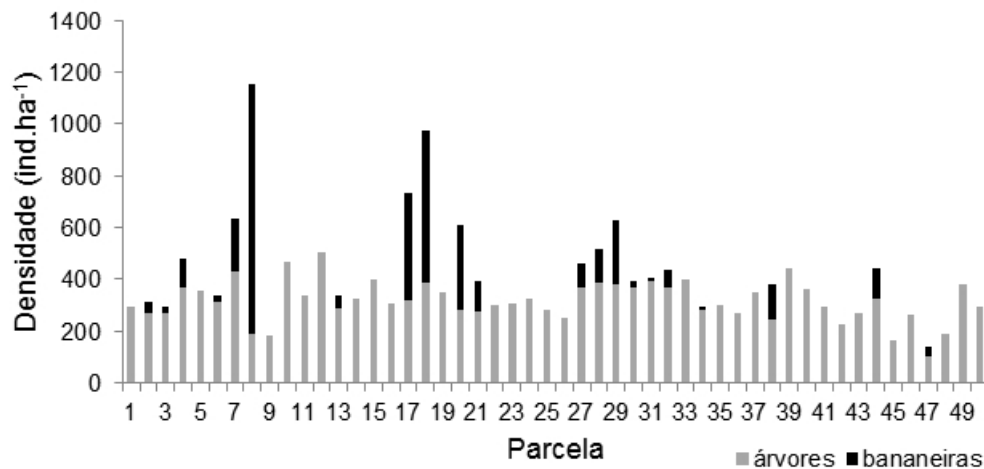


Figura 4.14 - Densidade de indivíduos de *Phenakospermum guianense* (bananeira-brava) e arbóreos por parcela.

4.3.2. Aspectos estruturais

Os valores de AGB e TAGB encontrados para cada unidade amostral são apresentados na Tabela 4.5. A partir da análise da AGB, nota-se o valor máximo exibido pela parcela 14 (297,6 Mg.ha⁻¹), enquanto a parcela 29 apresenta o valor mínimo (19,1 Mg.ha⁻¹), resultando em uma amplitude de 278,5 Mg.ha⁻¹. Considerando-se a TAGB, as parcelas 14 e 29 ainda apresentam os valores extremos, mas a amplitude cai para 275 Mg.ha⁻¹.

Tabela 4.5 – Biomassa aérea (Mg.ha⁻¹) por parcela, onde AGB é a biomassa viva relativa aos indivíduos arbóreos e TAGB é a biomassa viva total (relativa à soma da biomassa dos indivíduos arbóreos, palmeiras e bananeiras-bravas).

| <i>Parcela</i> | <i>AGB</i> | <i>TAGB</i> | <i>Estrato</i> | <i>Parcela</i> | <i>AGB</i> | <i>TAGB</i> | <i>Estrato</i> |
|----------------|------------|-------------|----------------|----------------|------------|-------------|----------------|
| 1 | 293,2 | 297,2 | FNQ | 3 | 88,8 | 91,3 | FQ2 |
| 2 | 118,7 | 119,7 | FNQ | 4 | 127,1 | 130,6 | FQ2 |
| 5 | 194,7 | 197,9 | FNQ | 9 | 108,8 | 108,8 | FQ2 |
| 6 | 227,6 | 228,2 | FNQ | 10 | 132 | 133,2 | FQ2 |
| 13 | 112,4 | 126 | FNQ | 11 | 138,7 | 139,1 | FQ2 |
| 14 | 297,6 | 300 | FNQ | 12 | 155,5 | 157,4 | FQ2 |
| 23 | 147,2 | 163,1 | FNQ | 15 | 64,7 | 68,3 | FQ2 |
| 24 | 112,5 | 128,9 | FNQ | 16 | 33,5 | 33,7 | FQ2 |
| 19 | 145,7 | 157,4 | FQ1b | 25 | 149 | 158 | FQ2 |
| 20 | 123,2 | 140,7 | FQ1b | 26 | 148,6 | 154,3 | FQ2 |
| 21 | 142 | 151,7 | FQ1b | 27 | 183,7 | 187 | FQ2 |
| 22 | 222,2 | 231,6 | FQ1b | 28 | 84 | 92,4 | FQ2 |
| 33 | 192,7 | 193,7 | FQ1b | 29 | 19,1 | 25 | FQ2 |
| 34 | 110,7 | 114,8 | FQ1b | 30 | 79,7 | 82,1 | FQ2 |
| 39 | 104,2 | 106,6 | FQ1b | 41 | 114 | 114,9 | FQ3 |
| 40 | 262,9 | 275,6 | FQ1b | 42 | 63,9 | 75,4 | FQ3 |
| 7 | 154,3 | 159,1 | FQ1a | 43 | 46,8 | 46,8 | FQ3 |
| 8 | 87,8 | 112,9 | FQ1a | 44 | 132 | 136,1 | FQ3 |
| 17 | 110,9 | 123,4 | FQ1a | 45 | 90,3 | 100 | FQ3 |
| 18 | 62,3 | 79,2 | FQ1a | 46 | 50,6 | 57 | FQ3 |
| 31 | 91,1 | 92,5 | FQ1a | 47 | 45,2 | 46,6 | FQ3 |
| 32 | 39,8 | 44,5 | FQ1a | 48 | 35,9 | 36,8 | FQ3 |
| 35 | 119,3 | 131,2 | FQ1a | 49 | 47 | 48 | FQ3 |
| 36 | 184,7 | 187 | FQ1a | 50 | 75,2 | 75,3 | FQ3 |
| 37 | 130,3 | 131,5 | FQ1a | | | | |
| 38 | 206,7 | 210,5 | FQ1a | | | | |

Para as parcelas 9 e 43, não houve diferença entre a biomassa arbórea e a total, indicando a ausência de palmeiras e bananeiras. Já as parcelas 29 e 8 apresentaram as maiores contribuições dos elementos não arbóreos no cômputo da biomassa total (23 e 22%, respectivamente). As parcelas 23 e 24 apresentaram os mais elevados valores de biomassa de palmeiras (ambas com 16 Mg.ha⁻¹). Já na parcela 8 foi registrado o mais elevado valor de biomassa de *P. guianense* (22 Mg.ha⁻¹), seguida em distância pela parcela 18 (14 Mg.ha⁻¹).

É possível notar baixos valores de AGB associados às classes de maior impacto do fogo (FQ2 e FQ3), valores estes contidos na amplitude de 14 a 79 Mg.ha⁻¹ relatada por Araújo (1999) em áreas de florestas secundárias, com idades entre 4 e 6 anos, na mesma região de estudo. Também na região do Apiaú, Xaud (1998) encontrou uma variação de 33 a 57 Mg.ha⁻¹ em florestas secundárias. Portanto, a incidência frequente do fogo reduziu os estoques de biomassa, em algumas das unidades amostrais, à valores similares aos já observados em florestas secundárias nesta região.

Estes valores de AGB foram utilizados na modelagem de biomassa a partir dos parâmetros extraídos das imagens polarimétricas. O teste de Kolmogorov-Smirnov confirmou a normalidade da distribuição destes valores ao nível de significância de 0,05 ($d=0,098$ e $p=0,163$).

4.4. Processamento das imagens SAR

4.4.1. Aquisição dos atributos

Como detalhado no item 3.3.2, foram avaliados seis tratamentos para a construção do modelo de estimativa da biomassa a partir dos parâmetros extraídos das imagens polarimétricas. Os fatores de amostragem obtidos para aplicação do *multilook* em cada imagem encontram-se na Tabela 4.6. Encontram-se, em seguida, algumas composições coloridas para ilustração da área de estudo e dos produtos obtidos (Figuras 4.15 e 4.16).

Tabela 4.6 - Fatores de amostragem (F_r) para aplicação nos tratamentos que envolvem o modo “multilook calculado”. Onde $LS=$ *Line Spacing* e $PS=$ *Pixel Spacing*.

| <i>Imagem</i> | <i>Dados</i> | Gr | F_r | <i>Elemento de resolução final</i> |
|---------------|--------------------------------|--|----------------------------|------------------------------------|
| 171 | $\theta_{inc.} = 23,958^\circ$ | $Gr = \frac{9,3685}{\text{sen}(23,958^\circ)}$ | $F_r = \frac{23,07}{3,52}$ | 23,07 (<i>range</i>) x |
| | $LS = 3,5202255$ m | | | 24,64 (<i>azimuth</i>) |
| | $PS = 9,3685$ m | $Gr = 23,07$ | $F_r = 6,553 \approx 7$ | |
| 178 | $\theta_{inc.} = 25,784^\circ$ | $Gr = \frac{9,3658}{\text{sen}(25,784^\circ)}$ | $F_r = \frac{21,54}{3,77}$ | 21,54 (<i>range</i>) x |
| | $LS = 3,7668150$ m | | | 22,60 (<i>azimuth</i>) |
| | $PS = 9,3685$ m | $Gr = 21,54$ | $F_r = 5,718 \approx 6$ | |

A partir das imagens compostas pelos coeficientes de retroespalhamento (Figuras 4.15a e 4.16a), é possível notar a maior participação do σ^0 na polarização HH em áreas desflorestadas. O canal L-HH já foi indicado para identificação de desflorestamento em estudos anteriores (RIGNOT et al., 1997; HOEKMAN e QUIÑONES, 2000), porém Almeida Filho et al. (2005) destacaram que a confusão com outros tipos de cobertura do solo é reduzida se o processo de desflorestamento foi completo (corte seguido de queima e limpeza). Alguns estudos destacaram a necessidade da combinação de canais para a detecção do desflorestamento com maior precisão (HOEKMAN e QUIÑONES, 2000; ALMEIDA FILHO et al., 2005; SANTOS et al., 2008).

Já as áreas ocupadas por florestas exibiram valores mais altos de retroespalhamento na polarização cruzada HV. Diversos estudos indicaram esta polarização como característica de áreas florestadas devido a sua sensibilidade à biomassa e à estrutura florestal (LE TOAN et al., 1992; SAATCHI et al., 1997; SANTOS et al., 2003).

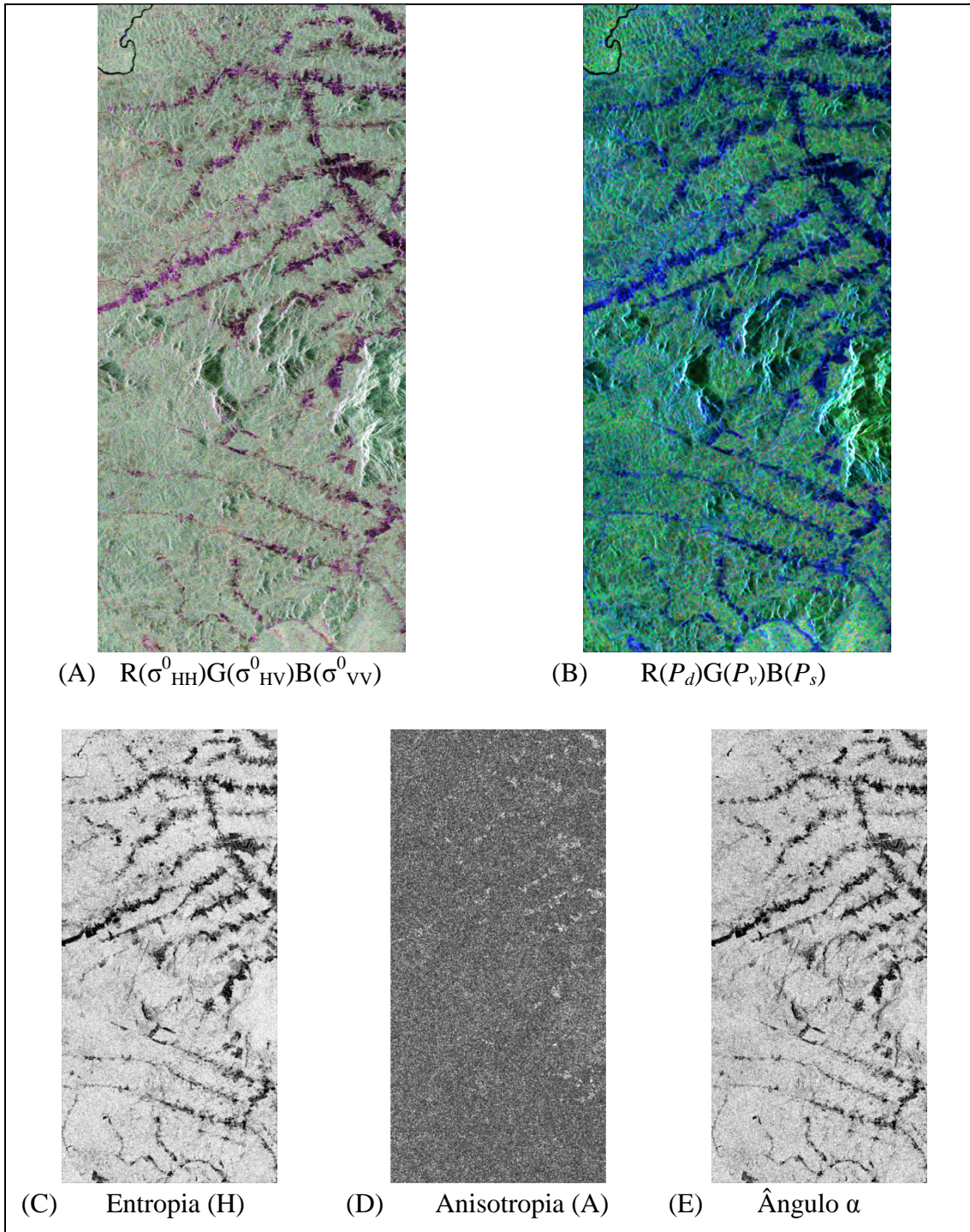


Figura 4.15 - Produtos da imagem 171 após aplicação do *multilook* 7:1 e filtro Lee modificado 5x5.

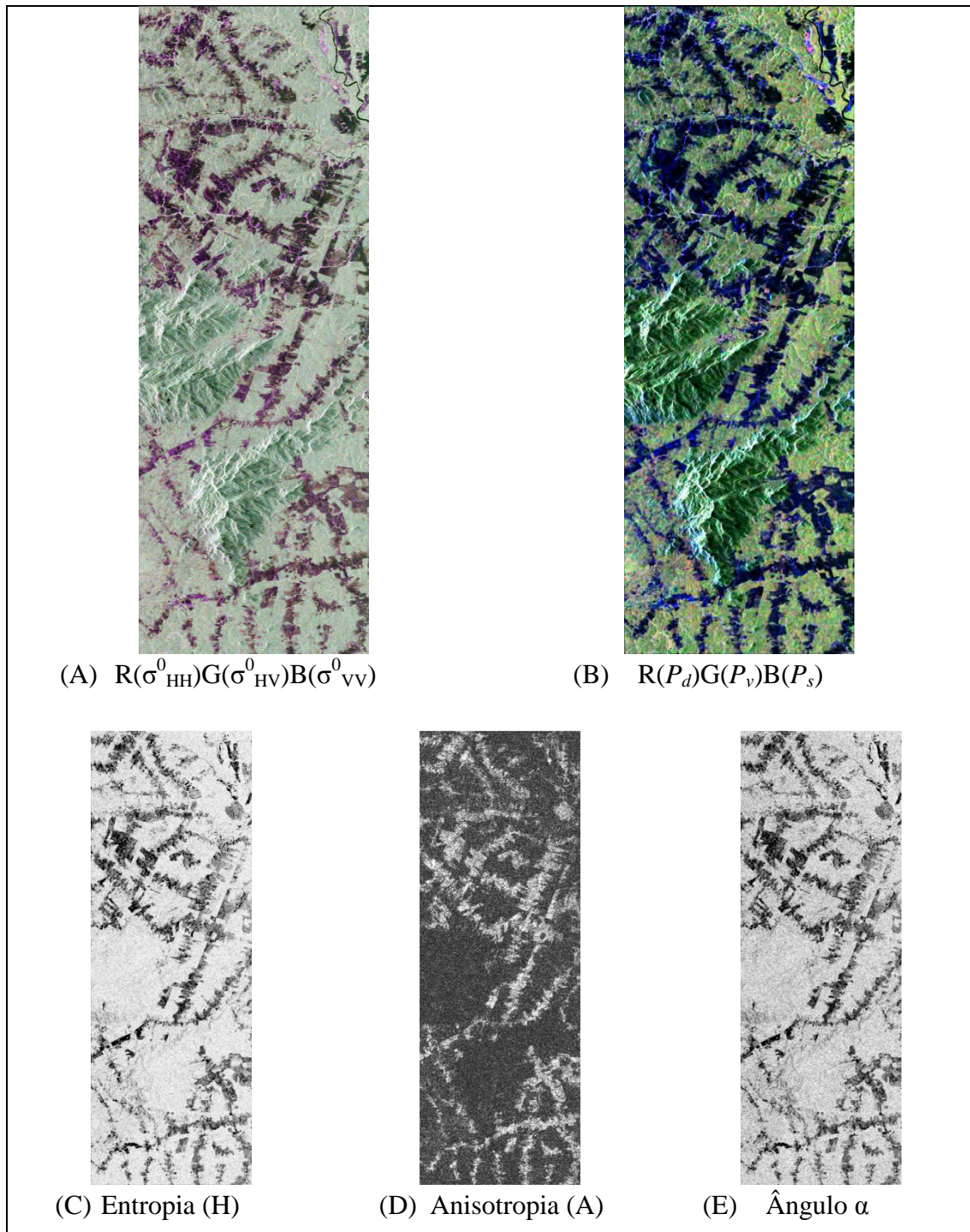


Figura 4.16 - Produtos da imagem 178 após aplicação do *multilook* 6:1 e filtro Lee modificado 5x5.

Nas imagens obtidas através das componentes da decomposição de Freeman-Durden (Figuras 4.15b e 4.16b), observa-se um forte contraste entre as áreas de floresta e não floresta. Nas áreas de não floresta dominou o mecanismo de espalhamento do tipo superficial (P_s) ao passo que, em áreas de floresta, dominou o espalhamento do tipo

volumétrico (P_v). Isto exemplifica a mais fácil interpretação dos resultados desta decomposição, apontada como uma vantagem em relação aos outros métodos.

Nos produtos da decomposição de Cloude-Pottier (Figuras 4.15c,d,e e 4.16c,d,e) observa-se, em geral, alto contraste entre as áreas florestadas e as áreas não florestadas. As áreas de floresta apresentaram maior entropia se comparadas às áreas não florestadas (Figuras 4.15c e 4.16c), o que pode ser constatado pelos tons mais claros nas imagens.

A anisotropia apresentou-se mais ruidosa na imagem 171 (Figura 4.15d) do que na imagem 178 (Figura 4.16d), que por sua vez apresentou alto contraste entre áreas de floresta e não floresta. Além da data, a única diferença de configuração detectada na aquisição das imagens se refere ao ângulo de incidência ($\theta_{171}=23,96^\circ$ e $\theta_{178}=25,78^\circ$). No entanto, não foram encontrados relatos anteriores de que o ângulo de incidência tenha influenciado este parâmetro. Por outro lado, Lee e Pottier (2009) apontam que os parâmetros da decomposição de Cloude-Pottier são dependentes do processo de média espacial. Em geral, os valores de entropia aumentam com o aumento do fator de reamostragem utilizado, já os valores de anisotropia diminuem (LEE e POTTIER, 2009).

As imagens referentes ao ângulo alfa médio (Figura 4.15e e Figura 4.16e) indicam valores relativamente inferiores em áreas não florestadas indicando a dominância do espalhamento superficial. Em áreas florestadas, os valores são relativamente superiores e indicam a presença do espalhamento volumétrico e *double-bounce*.

O resultado da transformação inversa das coordenadas das ROIs - de UTM/WGS84 para colunas/linhas (item 3.4) - pode ser verificado na Figura 4.17. Pode-se constatar que a transformação apresentou bons resultados.

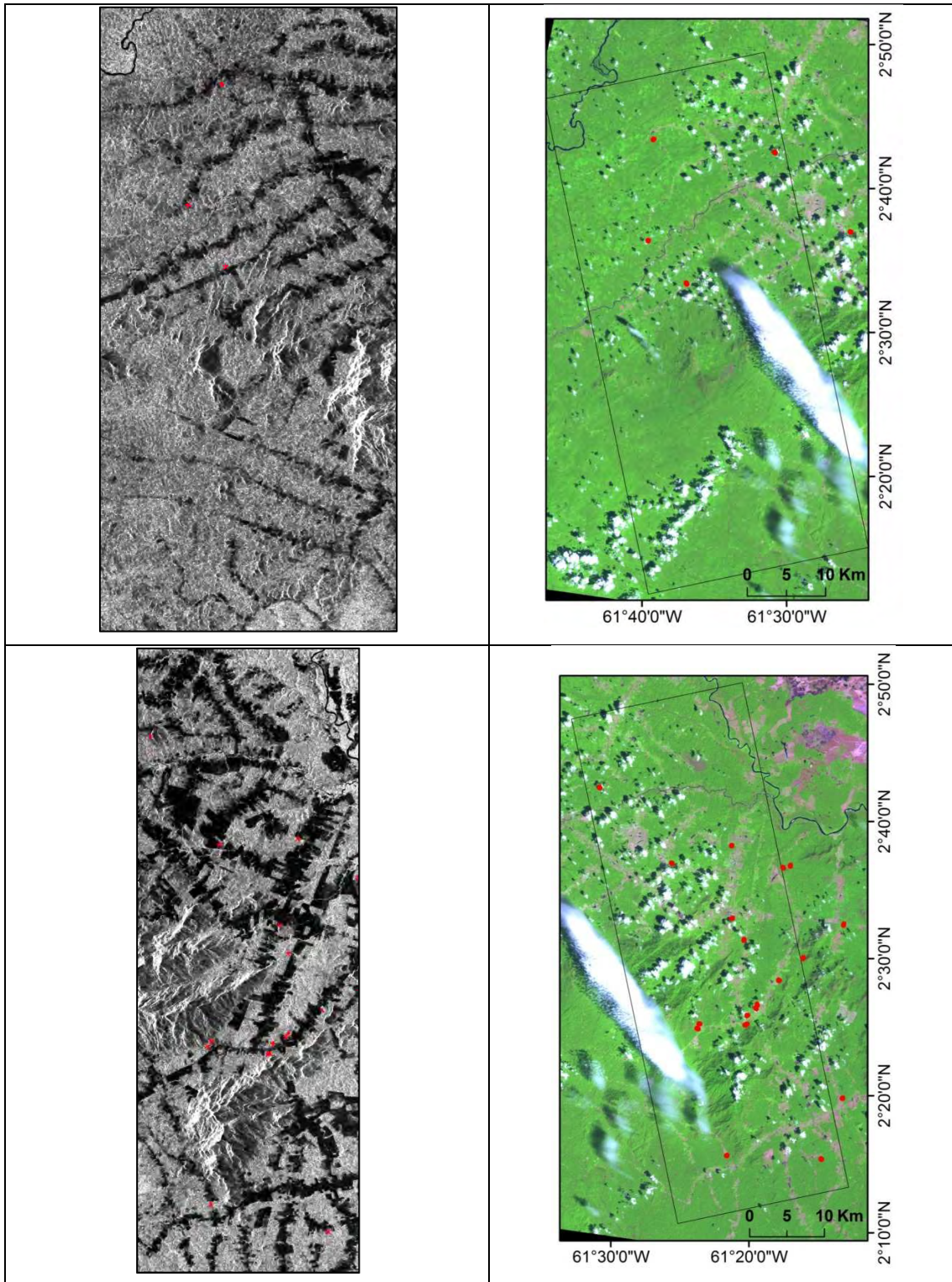


Figura 4.17 - Verificação das localizações das ROIs nas imagens P_v 171 (acima) e P_v 178 (abaixo) após transformação inversa das coordenadas das parcelas, à esquerda, em relação às localizações das mesmas em uma imagem TM-Landsat Geocover de 2004 (UTM/WGS84), à direita.

Como algumas unidades amostrais estavam fora da área das imagens SAR, o conjunto de dados foi reduzido de 50 para 39 parcelas. Na classe FNQ e FQ1a foram descartadas

duas parcelas em cada, na classe FQ1b, quatro e na classe FQ2 foram perdidas três parcelas. Na classe FQ3 não houve perda de unidades. Em seguida, foram extraídos os atributos nestas ROIs.

4.5. Parâmetros polarimétricos frente às classes de impacto do fogo

O retroespalhamento na polarização HV (σ_{HV}^0) apresentou diminuição gradual com o aumento do impacto do fogo (Figura 4.18a). A amplitude dos valores médios atingiu ≈ 5 dB e o teste de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa entre as classes FNQ e FQ3 ($p=0,004$). Tanase et al. (2010b) relataram a sensibilidade à severidade do fogo do σ_{HV}^0 em banda L na região mediterrânea. Além disto, o retroespalhamento neste canal é comumente associado à vegetação, tendo sido relatado como de grande sensibilidade à variação de biomassa em florestas tropicais (LE TOAN et al., 1992; SAATCHI et al., 1997; SANTOS et al., 2003).

Comparando áreas de florestas recentemente queimadas e áreas não queimadas na região mediterrânea e boreal (florestas de menores densidades), Tanase et al. (2011) encontraram amplitude de aproximadamente 8 dB nos valores médios de σ_{HV}^0 entre as diferentes classes, também em banda L. A amplitude de ≈ 5 dB encontrada no presente estudo é comparável à obtida por estes autores quando utilizada a banda C (3-4 dB).

Os valores de σ_{VV}^0 apresentaram maior amplitude entre as médias, atingindo ≈ 6 dB (Figura 4.18b). O teste de Kruskal-Wallis indicou diferenças significativas entre as classes FNQ e FQ3 ($p=0,010$), entre FQ1b e FQ3 ($p=0,011$) e entre FQ2 e FQ3 ($p=0,006$). Já os valores de σ_{HH}^0 apresentaram a menor amplitude entre as médias das classes (≈ 2 dB). Apesar do potencial deste canal para a detecção de florestas degradadas já ter sido relatado (SAATCHI et al., 1997), esta sensibilidade não foi constatada nas classes de florestas degradadas pelo fogo analisadas no presente trabalho (Figura 4.18c).

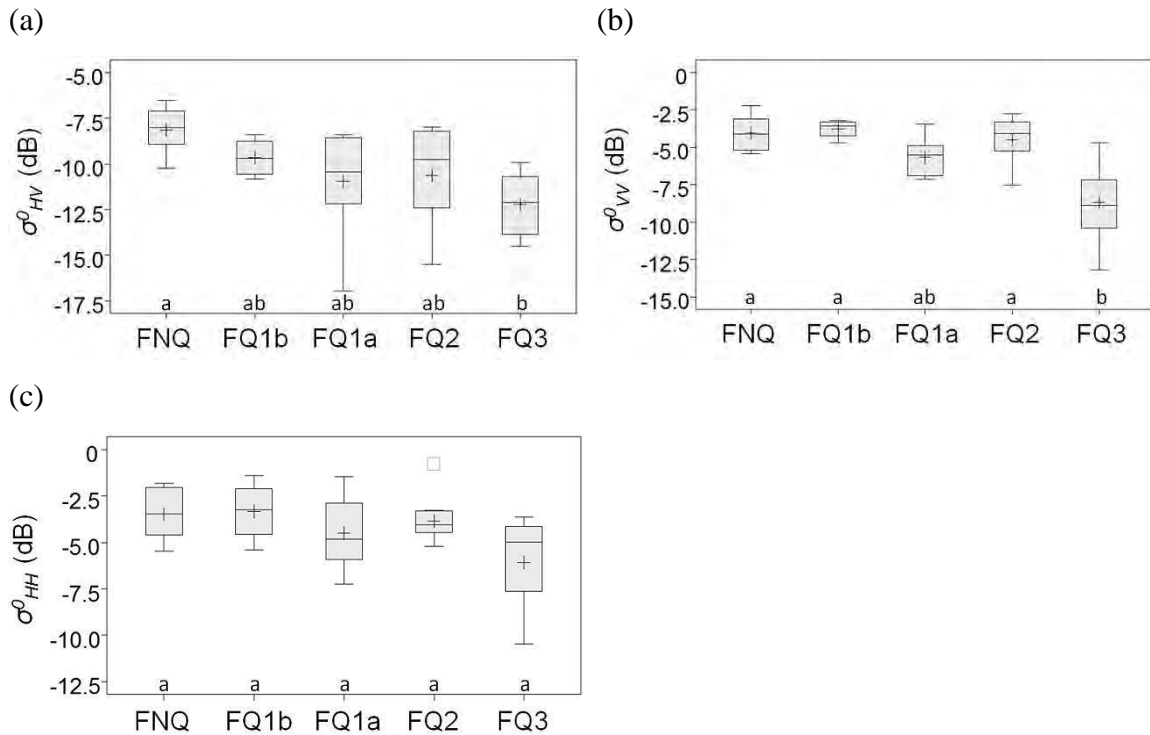


Figura 4.18 – Diagrama de caixas (boxplots) para valores de (a) σ^0_{HV} , (b) σ^0_{VV} e (c) σ^0_{HH} para as classes e agrupamento, segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

O único índice oriundo das medidas de potência que apresentou alguma diferença significativa entre as classes analisadas foi o BMI, índice de biomassa (Figura 4.19a). A partir deste índice foi possível identificar os mesmos grupos significativamente diferentes daqueles encontrados com os valores de σ^0_{VV} , com níveis de significância ligeiramente inferiores. Isto porque o índice BMI é obtido a partir da média entre os valores de σ^0_{VV} e σ^0_{HH} .

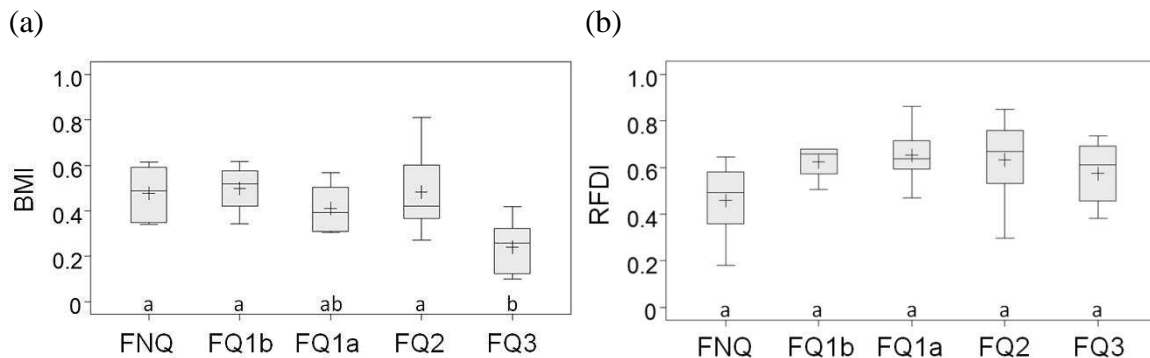


Figura 4.19 – Boxplots por classe para (a) índice de biomassa (BMI), desenvolvido por Pope (1994) e (b) índice de degradação florestal (RFDI), desenvolvido por Saatchi et al. (2010) e agrupamento segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

Já o índice de degradação florestal (RFDI) não apresentou diferenças significativas entre as classes segundo o teste de Kruskal-Wallis (Figura 4.19b). Este índice se baseia na diferença entre σ_{HH}^0 e σ_{HV}^0 , que não demonstraram grandes sensibilidades à degradação florestal pelo fogo. No entanto, o valor médio da classe não atingida pelo fogo foi relativamente menor.

A diferença de fase entre os sinais nas polarizações HV e VV (Figura 4.20) apresentou valores significativamente diferentes apenas entre as classes FNQ e FQ2 ($p=0,018$). As diferenças de fase entre os demais canais não apresentaram valores significativamente distintos entre classes.

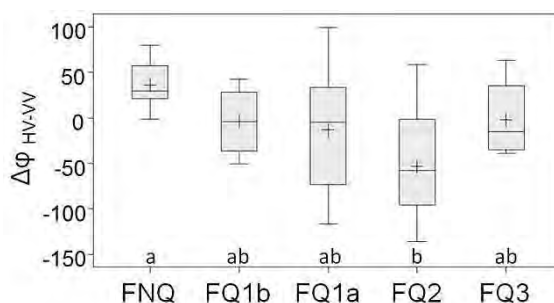


Figura 4.20 – Boxplot da diferença de fase entre os canais HV-VV e agrupamento segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

A componente de espalhamento volumétrico (P_v), derivada da decomposição de Freeman e Durden (1998), apresentou valores médios decrescentes com o aumento da degradação da floresta (Figura 4.21a). Através destes valores, foi possível detectar diferença significativa entre as classes FNQ e FQ3 ($p=0,005$), indicando que o espalhamento volumétrico é afetado pela recorrência dos incêndios.

A componente de retroespalhamento superficial (P_s) apresentou diferenças significativas (Figura 4.21b) entre as classes FNQ e FQ3 ($p=0,002$) e entre FQ2 e FQ3 ($p=0,024$). Apesar dos valores superiores nas classes de floresta não atingida (FNQ) e atingida duas vezes (FQ2), este tipo de espalhamento não acontece necessariamente no solo, podendo ocorrer diretamente do dossel florestal ou dos troncos (VAN der SANDEN, 1997, Figura 2.3). Por outro lado, a proporção desse mecanismo de espalhamento no espalhamento total varia. Em relação ao espalhamento volumétrico (P_v , Figura 4.21a), as médias de P_s são inferiores (Figura 21c) e, em geral, esta diferença diminui com o

aumento da degradação, ou seja, nas áreas de maior impacto do fogo a importância do retroespalhamento superficial é maior. Ainda em relação às participações relativas dos mecanismos de espalhamento, os valores médios do espalhamento *double-bounce* (P_d) foram inferiores àqueles de P_v e de P_s . Uma diferença pouco significativa foi observada entre as classes FQ1b e FQ3 ($p=0,049$).

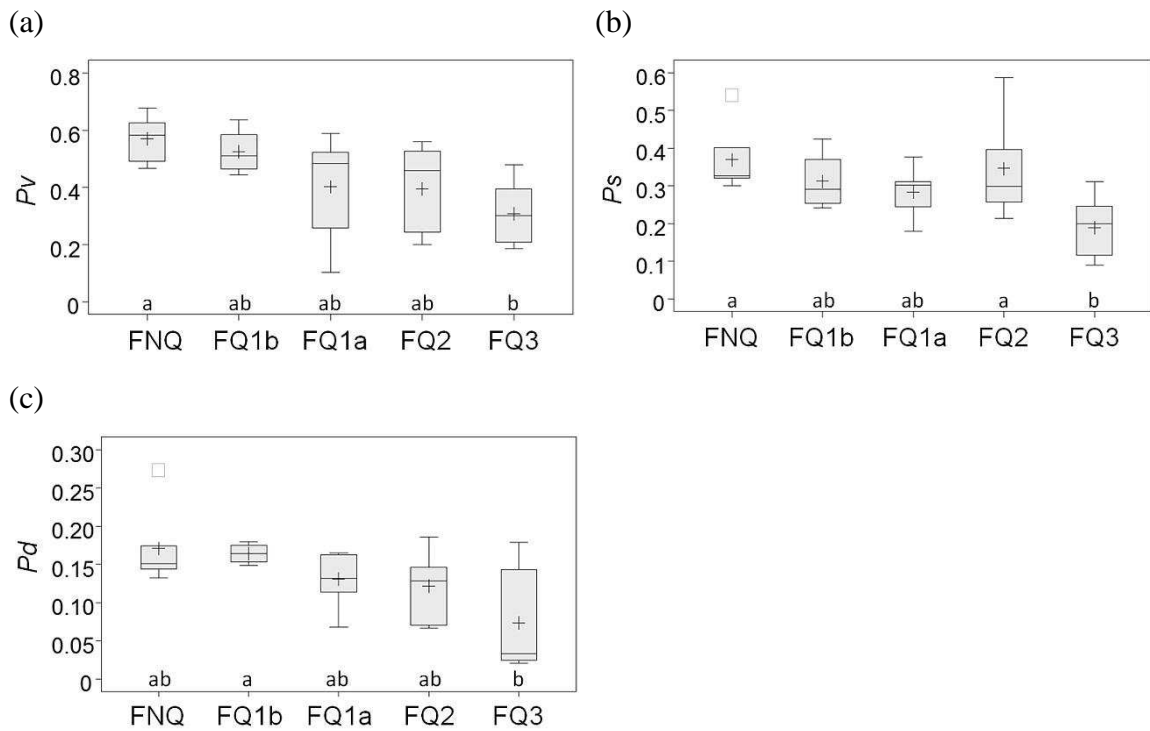


Figura 4.21 – Boxplots por classe da componente de espalhamento *double-bounce* (P_d), volumétrico (P_v) e superficial (P_s) da decomposição de Freeman-Durden e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

Dos atributos oriundos da decomposição de Cloude e Pottier (1997), apenas a anisotropia apresentou valores diferentes significativamente entre classes (Figura 4.22a). Através deste parâmetro foi possível distinguir a classe FNQ da classe FQ1a ($p=0,034$). O comportamento da Anisotropia ao longo das classes é coerente, já que menores valores estão associados ao espalhamento aleatório, ou seja, além do espalhamento dominante, existem contribuições do segundo e terceiro mecanismos. Já valores de anisotropia maiores (médio a alto) indicam a existência de um segundo mecanismo de espalhamento com a mesma probabilidade que o primeiro (LEE; POTTIER, 2009). Devido à complexidade estrutural de florestas tropicais primárias, aliada à maior continuidade do dossel, pode-se esperar a contribuição de todos os tipos

de mecanismos de espalhamento (espalhamento aleatório) e, portanto, valores baixos de anisotropia.

Quanto à entropia, notam-se valores médios altos ($>0,9$) nas classes de floresta não atingida (FNQ) e de floresta atingida uma vez com baixo impacto (FQ1b), além de uma baixa amplitude (Figura 4.22b). Isto pode ser explicado pela maior complexidade estrutural destas áreas. A classe de florestas atingidas duas vezes pelo fogo (FQ2) apresentou o menor valor médio de entropia e a maior amplitude.

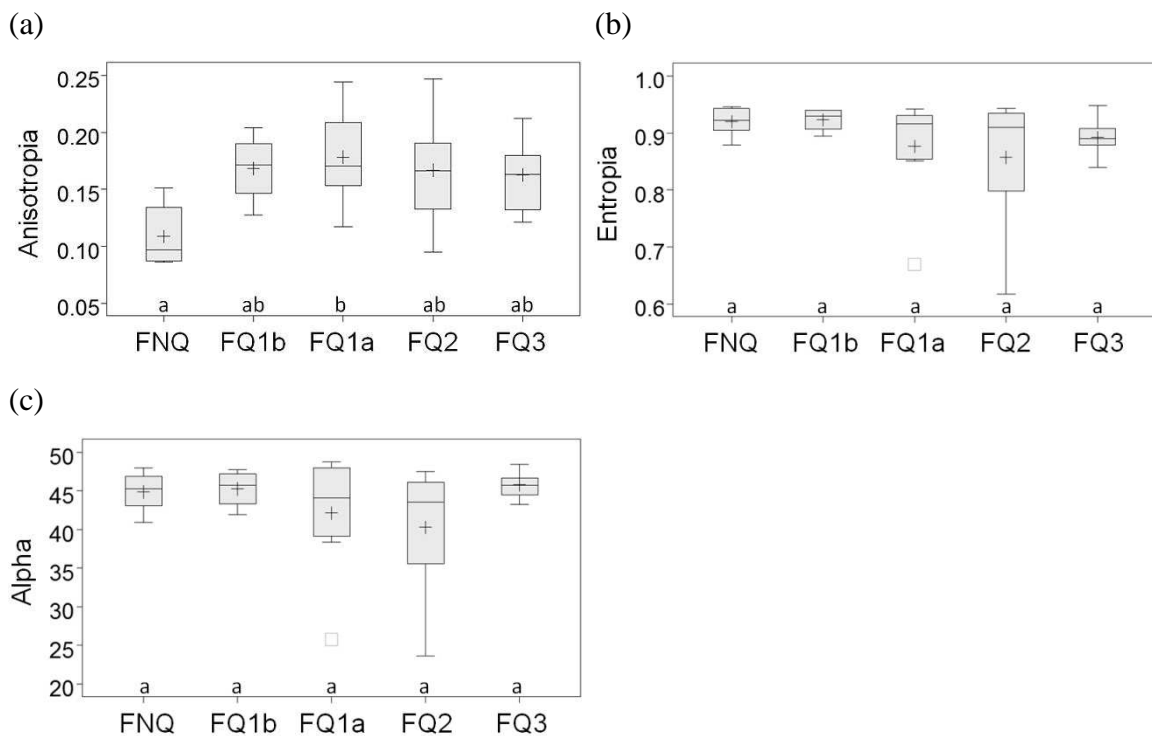


Figura 4.22- Boxplots dos parâmetros (a) anisotropia (A), (b) entropia (H) e (c) ângulo alfa (α), oriundos da decomposição de Cloude-Pottier e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

Os valores do ângulo alfa médio foram, em geral, próximos a 45° indicando o domínio do espalhamento volumétrico (Figura 4.22c). A classe de florestas atingidas duas vezes pelo fogo (FQ2) apresentou a maior amplitude de valores e estes indicaram a importante contribuição do espalhamento superficial em algumas unidades. Os valores de entropia e ângulo alfa médio não permitiram a distinção entre as classes. Uma análise conjunta e mais detalhada destes parâmetros é realizada no item seguinte.

A magnitude da decomposição de Touzi fornece indicações sobre a simetria do alvo e o tipo de espalhamento, sendo considerado complementar ao ângulo alfa da decomposição de Cloude-Pottier. Os valores encontrados para as classes foram intermediários (entre 0 e 180°) e indicam uma assimetria do alvo, e a presença do espalhamento do tipo múltiplo (Figura 4.23a). Devido à maior simetria relativa dos alvos na classe FQ2, esta apresentou diferença significativa em relação à classe FQ3 ($p=0,004$).

Outro parâmetro da decomposição de Touzi que apresentou alguma sensibilidade significativa em relação ao impacto do fogo sobre a floresta foi o ângulo de helipticidade da segunda componente (Figura 4.23b). Este parâmetro permite a medida do grau de simetria do espalhamento do alvo. Os valores médios das classes foram em geral próximos a zero, indicando a presença de alvos assimétricos. Apesar de pouco significativa ($p=0,044$), houve diferença entre as classes FNQ e FQ3.

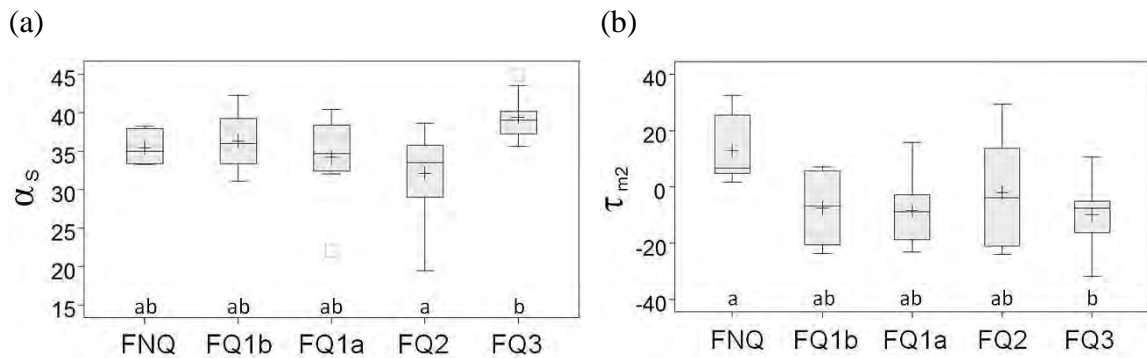


Figura 4.23 – Boxplots para (a) magnitude e (b) ângulo de helipticidade, oriundos da decomposição de Touzi e agrupamentos segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

Diante dos resultados expostos neste item nota-se que, com o conjunto de dados polarimétricos, foi possível a distinção de quase todas as classes consideradas. Observa-se também que a informação de fase, expressa pelos atributos coerentes, pode agregar elementos na caracterização dos alvos, como demonstrado neste estudo para florestas degradadas pelo fogo.

4.6. Classificação no plano $H/\bar{\alpha}$

Todas as unidades amostrais ($n=39$) foram classificadas em zonas de média a alta entropia, ou seja, $H>0,7$ (Figura 4.24). As unidades amostrais das classes FNQ e FQ1b não foram classificadas claramente em uma única zona, mas estiveram predominantemente na zona 2. De forma geral, estas unidades apresentaram altos valores de entropia e mecanismo de espalhamento predominantemente volumétrico ($\bar{\alpha}\approx 45^\circ$), confirmando o encontrado no item anterior (Figura 4.22), sendo que este mecanismo está associado ao espalhamento produzido por estruturas complexas. É uma zona característica do espalhamento de dosséis florestais, mas também do espalhamento de alguns tipos de superfícies vegetais com elementos aleatórios altamente anisotrópicos (CLOUDE; POTTIER, 1997; LEE; POTTIER, 2009).

Utilizando também dados PALSAR, Narvaes (2010) encontrou classificações semelhantes para áreas de floresta primária na Amazônia. Guerra et al. (2008), também relataram a classificação de florestas primárias da Amazônia na zona 2 utilizando dados coletados pelo sensor aerotransportado (R99B) em banda L.

Florestas primárias não degradadas na Amazônia foram classificadas nas zonas 4 e 5 quanto utilizada a banda P (FREITAS et al., 2008). Neste caso, o maior comprimento de onda utilizado causa uma maior penetração no dossel florestal, aumentando a contribuição do espalhamento do tipo *double-bounce* no sinal de retorno registrado, já que as interações se dão com elementos de maiores dimensões contidos nos estratos da floresta, como os troncos.

Os estratos de florestas mais afetadas pelo fogo apresentaram classificações mais evidentes no plano $H/\bar{\alpha}$. As parcelas referentes ao estrato FQ1a foram classificadas na zona 2, tratando-se de uma zona de espalhamento característico da vegetação já que os valores de α indicam a dominância do espalhamento volumétrico ($\bar{\alpha} \approx 45^\circ$) e os valores de entropia são altos ($H>0,7$). Neste caso, os elementos anisotrópicos podem estar representados pelos indivíduos de *P. guianense* (bananeira-brava), pois suas folhas possuem orientações preferenciais. Valores extremos à direita da zona são associados a ruídos aleatórios, ou seja, a uma independência da polarização (CLOUDE; POTTIER, 1997; LEE; POTTIER, 2009).

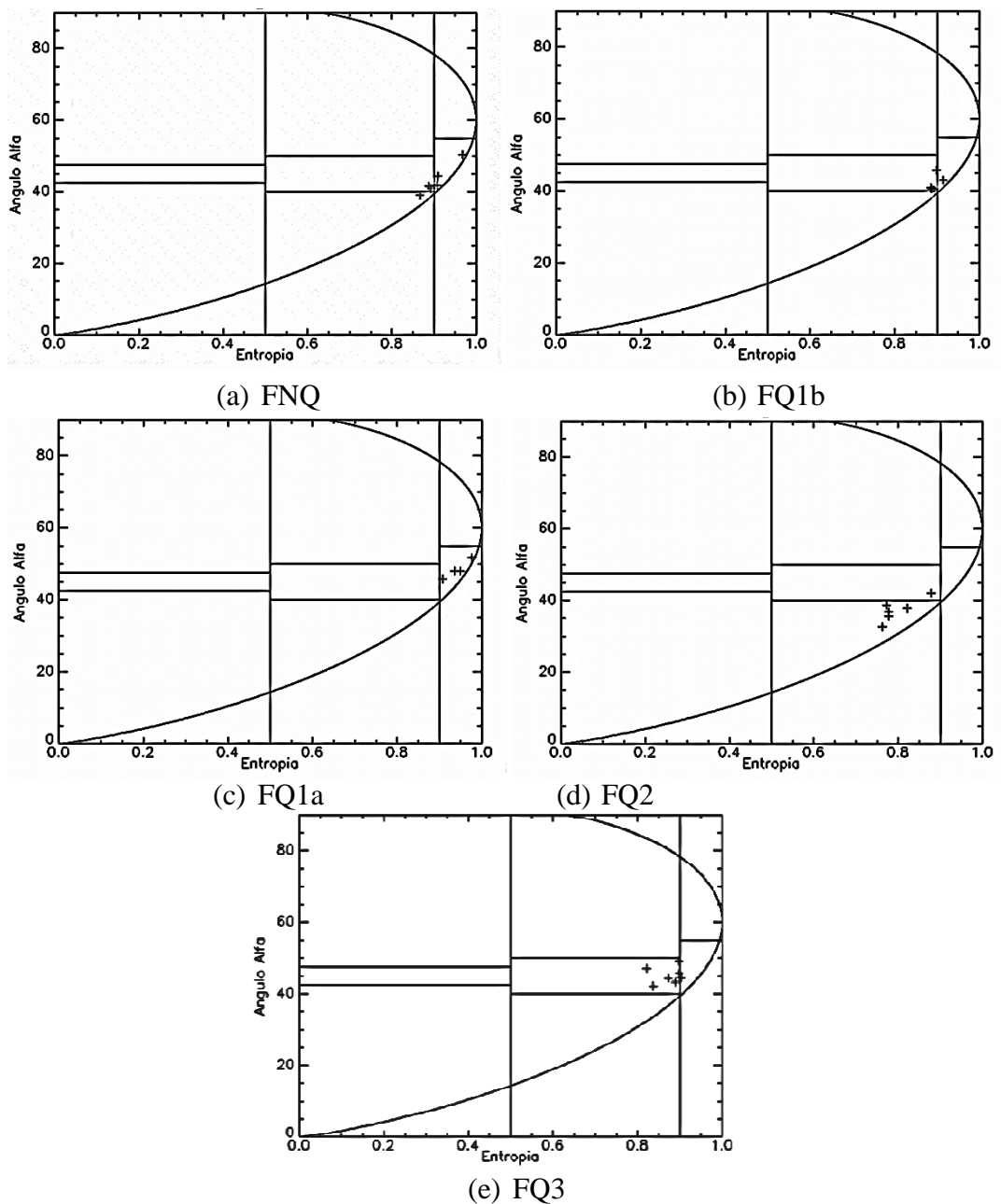


Figura 4.24 - Classificação das ROIs no plano H/ (entropia/ângulo alfa) de acordo com as classes de impacto do fogo, onde: (a) floresta não queimada (FNQ); (b) floresta queimada uma vez com baixo impacto (FQ1b); (c) floresta queimada uma vez com alto impacto (FQ1a); (d) floresta queimada duas (FQ2) e (e) floresta queimada três vezes (FQ3).

As parcelas de áreas de floresta queimada duas (FQ2) e três vezes (FQ3) foram classificadas mais claramente em áreas de média entropia. O aumento do impacto da queima implica na redução do número de espalhadores no dossel (TANASE et al., 2011), o que pode induzir a uma menor entropia no sinal retroespalhado.

As parcelas de FQ2 foram majoritariamente classificadas na zona 6, que é caracterizada pela moderada entropia e pelo domínio do espalhamento superficial. Esta zona reflete um aumento na entropia devido a mudanças na rugosidade e efeitos de propagação no dossel. Segundo Lee e Pottier (2009), este tipo de espalhamento pode ser causado pela cobertura de folhas (espalhadores elipsoidais). Nota-se também que os valores de α estão bastante próximos daqueles associados ao espalhamento volumétrico ($\bar{\alpha}= 45^\circ$).

As parcelas mais atingidas pelo fogo (FQ3) foram classificadas na zona 5, visto que apresentaram valores médios de entropia e espalhamento dominante característico da vegetação ($\bar{\alpha}\approx 45^\circ$). Nesta zona predomina o espalhamento proveniente de partículas anisotrópicas e o mecanismo de espalhamento dominante é do tipo dipolo (CLOUDE; POTTIER, 1997; LEE; POTTIER, 2009). No próximo tópico o comportamento de alvos do tipo dipolo é detalhado.

4.7. Respostas polarimétricas

A seguir estão representadas as respostas co-polarizadas de cinco ROIs, uma por estrato (Figura 4.25). Considerando-se a representação destas respostas em um plano ($-90^\circ < \psi < +90^\circ$), altos valores de intensidade para um ângulo de helipticidade (χ) em 0° e um ângulo de orientação (ψ) em 0° representam a polarização orientada horizontalmente (EVANS et al., 1988; MCNAIRN et al. 2002).

A escolha da ROI representativa de cada classe foi baseada na maior proximidade de seu valor de AGB em relação ao valor médio da respectiva classe, valendo-se do fato que a biomassa é um indicador do estado de conservação da floresta (item 4.1.2.4). No entanto, vale lembrar que as configurações encontradas não são simplesmente decorrentes destes estoques de AGB, havendo uma diversidade de variáveis que influenciam o espalhamento, como a estrutura formada por árvores de maiores e menores diâmetros, a densidade e distribuição dos indivíduos na parcela, a presença de clareiras, o adensamento ou não de ramos e galhos, o teor de umidade na massa foliar e no solo, a constante dielétrica do alvo investigado (SANTOS et al., 2009).

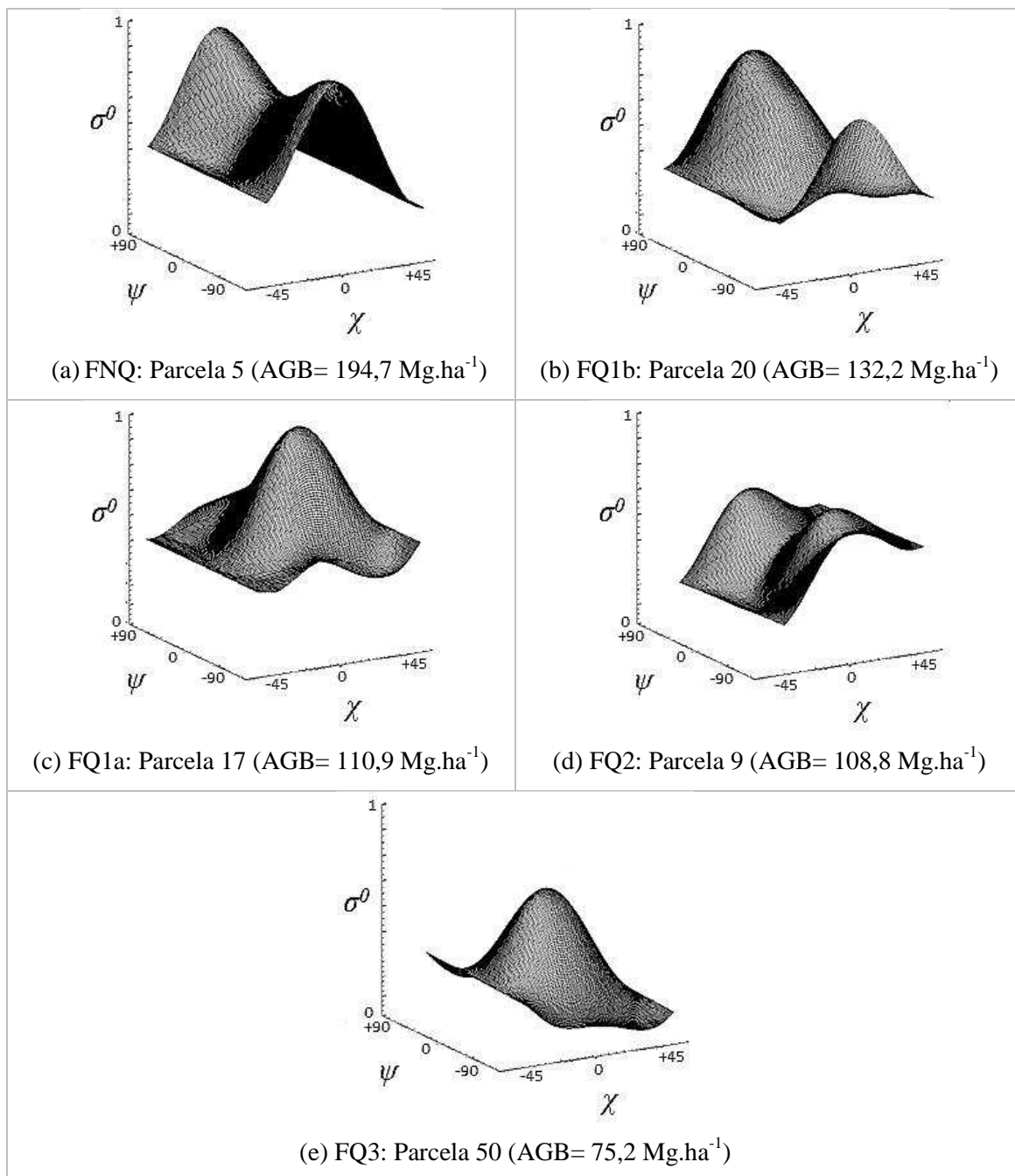


Figura 4.25 - Respostas co-polarizadas de unidades representativas dos estratos (a) floresta não queimada – FNQ; (b) floresta queimada uma vez com baixo impacto – FQ1b; (c) floresta queimada uma vez com alto impacto – FQ1a; (d) floresta queimada duas vezes – FQ2; (e) floresta queimada três vezes – FQ3.

Para a unidade representante do estrato das florestas não queimadas (FNQ), observam-se picos de retroespalhamento na polarização vertical ($\psi \approx \pm 90^\circ$) e a contribuição relativamente menor do retroespalhamento na polarização horizontal ($\psi \approx 0^\circ$) (Figura 4.25a). Este padrão de resposta foi observado em praticamente todas as ROIs desta

classe (n=6) e pode ser associado ao domínio do retroespalhamento advindo dos troncos das árvores. Respostas semelhantes foram obtidas por Guerra et al. (2008) a partir de imagens em banda L (aerotransportado) em floresta ombrófila na região sudoeste da Amazônia brasileira.

Narvaes (2010) apresentou respostas co-polarizadas, obtidas também de imagens PALSAR, para florestas primárias na FLONA Tapajós. De maneira geral estas indicaram grandes contribuições do retroespalhamento na polarização vertical, assim como os encontrados no presente trabalho. No entanto, em Narvaes (2010), os picos de reflexão na polarização horizontal foram superiores. Estas dissimilaridades podem decorrer de algumas diferenças estruturais entre as florestas de zonas de contato com os Cerrados que ocorrem na Amazônia, amostradas no presente trabalho, e aquelas de regiões mais úmidas e centrais, como é o caso das do trabalho de Narvaes (2010).

Já em Gonçalves (2007), a resposta obtida para floresta primária diferiu claramente daquela apresentada na Figura 4.25a. Estas diferenças podem estar ligadas não só à estrutura, visto que o trabalho citado foi realizado na FLONA de Tapajós (Pará), mas também aos maiores ângulos de incidência utilizados no imageamento (36 a 71°).

A classe FQ1b apresentou respostas semelhantes àsquelas da classe FNQ. No entanto, notou-se que algumas parcelas desta classe apresentaram respostas similares às encontradas nas classes de florestas mais fortemente atingidas pelo fogo. Para a parcela 20 especificamente (Figura 4.25b), nota-se uma grande semelhança com a resposta observada para a parcela 5, de floresta não atingida pelo fogo. É possível também observar alguma similaridade com a resposta canônica de um cilindro orientado (Figura 2.6) indicando um ligeiro aumento do retroespalhamento na polarização horizontal que pode estar associado à contribuição relativamente maior de pequenos galhos.

O padrão observado nas amostras das classes FQ1a (Figura 4.25c) e FQ3 (Figura 4.25e) indica a forte presença do retroespalhamento linear polarizado horizontalmente ($\psi \approx 0^\circ$). Esta configuração remete àquela observada para dipolos horizontais (Figura 2.6), cujas formas podem ser associadas a cilindros finos e curtos. Isso sugere que o espalhamento produzido por galhos e pequenos ramos, ou ainda a troncos caídos, domina o retroespalhamento total destas parcelas compensando a diminuição da contribuição de

elementos espalhadores com maiores dimensões e verticalmente orientados (principalmente troncos).

Na parcela 17 (FQ1a), especificamente (Figura 4.25c), o dossel florestal apresentou-se relativamente mais aberto. Segundo Tanase et al. (2011), o aumento da severidade da queima implica de fato na redução do número de espalhadores no dossel, acarretando em um aumento da penetração das micro-ondas e numa maior proporção de retroespalhamento do solo no retroespalhamento total. Também foi constatada a presença de *Cecropia* spp. e *P. guianense* (bananeira-brava) nesta parcela; esta última podendo ter contribuído ao espalhamento horizontal devido à posição de suas folhas.

A classe FQ3 apresentou grande homogeneidade nas respostas polarimétricas de suas ROIs e apenas três amostras (de um total de dez) apresentaram padrão diferente do observado na parcela 50 (Figura 4.25e). Este tipo de resposta é associada a alvos do tipo dipolo que podem, neste caso, estar representados por troncos caídos e dispostos horizontalmente na superfície florestal, por sua vez mais exposta com a abertura do dossel. De fato, as parcelas desta classe foram classificadas claramente na zona 5 do plano $H/\bar{\alpha}$, também associada a alvos do tipo dipolo.

Respostas semelhantes à observada na parcela 50 foram encontradas por Guerra et al. (2008) a partir de imagens em banda L (aertransportado) em áreas de corte raso da floresta seguido de queima na região sudoeste da Amazônia. Santos e Gonçalves (2008) obtiveram resposta polarimétrica também semelhante para uma amostra de floresta degradada através de dados em banda L (aertransportado) adquiridos na FLONA Tapajós. Também em Santos et al. (2009), foram relatados padrões semelhantes, com picos de reflexão na polarização horizontal, em florestas de sucessão secundária em estágio intermediário e inicial também na FLONA de Tapajós.

A classe FQ2, representada pela parcela 9 (Figura 4.25d), apresentou grande diversidade nas respostas polarimétricas, que vão desde repostas teóricas de dipolos horizontais à respostas semelhantes àsquelas encontradas para florestas não degradadas. Para a parcela 9, observam-se picos de reflexão na polarização vertical com contribuições na polarização circular à direta ($\chi \approx +45^\circ$). Nesta parcela foram registrados dois indivíduos de grande porte caídos e a presença maciça de helicônias (Figura 4.26); no entanto,

deve-se considerar a incerteza na associação destas características com a resposta polarimétrica uma vez que existe um intervalo de oito meses entre a aquisição da imagem e a coleta de dados em campo.



Figura 4.26 - Indivíduos de grande porte caídos na parcela 9 (classe FQ2, 7 anos após a queima).

A alta densidade de *P. guianense* nas parcelas 8, 17, 18 e 20 (Figura 4.15) não pareceu afetar de forma significativa as respectivas respostas polarimétricas, uma vez que os padrões encontrados foram diversos. De qualquer modo, a resposta polarimétrica obtida para a parcela 8 (FQ1a), cuja densidade de bananeiras foi a mais alta registrada, é apresentada abaixo (Figura 4.27) e indica uma maior contribuição do retroespalhamento na polarização horizontal, que pode ser explicada à orientação predominante horizontal das folhas da espécie *P. guianense* (Figura 3.5). Além disto, é notada a contribuição do espalhamento na polarização circular à direita ($\chi \approx 45^\circ$) e a atenuação do sinal retroespalhado evidenciada pela pequena amplitude na intensidade (de 0,2 a 0,4).

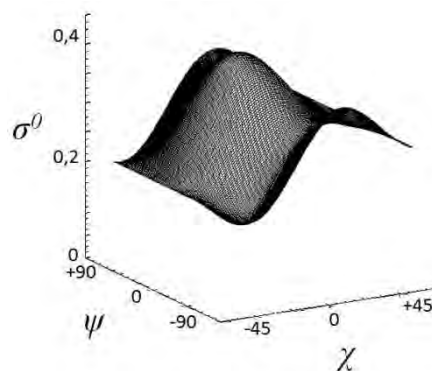


Figura 4.27 – Resposta polarimétrica atribuída à parcela 8, cuja densidade de *P. guianense* foi a maior registrada.

Apesar da grande variabilidade de respostas ao longo do gradiente de impacto do fogo, pôde-se notar que a maior degradação acarretou em uma dominância do

retroespalhamento linear orientado horizontalmente ($\psi \approx 0^\circ$) e na diminuição relativa do retroespalhamento linear orientado verticalmente ($\psi \approx \pm 90^\circ$), indicando maior contribuição de elementos dispostos horizontalmente, como troncos ou galhos caídos.

A altura do pedestal é um indicador do coeficiente de variação definido por Van Zyl et al. (1987), apontando o grau de despolarização causado durante o processo de espalhamento. Nas respostas polarimétricas acima destacadas, é possível observar que esta altura é menor conforme o maior grau de degradação da floresta. A maior complexidade estrutural de florestas primárias conservadas se reflete na maior altura do pedestal observada.

4.8. Modelagem da AGB

Na Tabela 4.7 encontram-se descritos os modelos obtidos para cada tratamento aplicado às imagens. De modo geral, a aplicação do filtro melhorou o desempenho dos modelos. Pode-se notar que, quando aplicado o *multilook* em uma janela menor, o melhor modelo foi aquele obtido com a filtragem em uma janela maior, e vice-versa. Portanto, houve um compromisso entre *multilook* e filtragem.

Tabela 4.7- Descrição dos modelos obtidos por tratamento. Onde: NP é o número de parâmetros, incluindo a constante; R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} é o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio; e AIC é o critério de informação de Akaike. Todos os modelos foram significativos ($p < 0,001$).

| Tratamento | Modelo | | | | | | |
|------------|---|----|-------|------------|----------|------|-------|
| | Variáveis explicativas | NP | R^2 | R^2_{aj} | SQR | RMSE | AIC |
| ML3 | σ^0_{VH} | 2 | 0,47 | 0,45 | 87.929,7 | 48,7 | 305,1 |
| ML3F5 | $\Delta\phi_{HH-VV}, \sigma^0_{HV}$ | 3 | 0,56 | 0,54 | 71.622,4 | 44,6 | 299,1 |
| ML3F7 | $\Delta\phi_{HV-VV}, \Delta\phi_{HH-HV}, \phi_{s1}, A, P_d, Rp$ | 7 | 0,77 | 0,73 | 37.677,9 | 34,3 | 282,1 |
| MLc | $Span, A, \alpha$ | 4 | 0,55 | 0,51 | 73.535,8 | 45,8 | 302,1 |
| MLcF5 | ψ_2, A, P_d, VSI | 5 | 0,79 | 0,76 | 35.013,4 | 32,1 | 275,2 |
| MLcF7 | $\Delta\phi_{HH-HV}, \phi_{s1}, P_v$ | 4 | 0,61 | 0,58 | 63.853,7 | 42,7 | 296,6 |

Os maiores valores de R^2 , R^2_{aj} e os menores valores de SQR, RMSE e AIC foram observados nos modelos obtidos com os tratamentos ML3F7 e MLcF5. Porém, um melhor desempenho pode ser observado quando utilizados os dados provenientes do tratamento MLcF5. Para este modelo, pode ser também observado o menor número de variáveis explicativas (apenas quatro) em relação ao ML3F7 (seis variáveis). Estes dois modelos foram retidos para as análises seguintes.

Os valores de inflação das variâncias (VIF) encontrados para as variáveis independentes de ambos os modelos selecionados (Tabela 4.8) foram baixos (VIF máximo= 1,64). Desta forma, é possível dizer que não há multicolinearidade entre as variáveis independentes.

Tabela 4.8 – Variáveis independentes em cada modelo selecionado e seus respectivos R^2 parciais, coeficientes (com desvios padrões e *p-valor*) e valores de inflação da variância (VIF).

| <i>Tratamento</i> | <i>Modelo</i> | | | | |
|-------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------|-------------------|------------|
| | <i>Variável independente</i> | <i>R² parcial</i> | <i>Coefficiente</i> | <i>Pr> t </i> | <i>VIF</i> |
| ML3F7 | Intercepto | - | 115,489 ± 29,997 | 0,001 | 0,0 |
| | A | 0,33 | -594,222 ± 121,204 | <0,0001 | 1,11 |
| | P_d | 0,22 | 559,639 ± 104,728 | <0,0001 | 1,16 |
| | φ_{s1} | 0,10 | 1,198 ± 0,323 | 0,001 | 1,01 |
| | Rp | 0,05 | 49,125 ± 19,453 | 0,017 | 1,16 |
| | $\Delta\varphi_{HV-VV}$ | 0,04 | 0,307 ± 0,104 | 0,006 | 1,08 |
| | $\Delta\varphi_{HH-HV}$ | 0,04 | 0,291 ± 0,102 | 0,007 | 1,25 |
| MLcF5 | Intercepto | - | 272,769 ± 43,868 | <0,0001 | 0,0 |
| | A | 0,51 | -1146,071 ± 155,721 | <0,0001 | 1,64 |
| | P_d | 0,20 | 565,169 ± 95,136 | <0,0001 | 1,08 |
| | ψ_{s2} | 0,05 | 0,421 ± 0,149 | 0,008 | 1,02 |
| | VSI | 0,03 | -213,265 ± 95,822 | 0,033 | 1,57 |

A baixa correlação entre as variáveis explicativas foi confirmada pela análise dos gráficos de dispersão e respectivos coeficientes de correlação (R), sempre inferiores a 0,6 em ambos os modelos (Figuras 4.28 e 4.29).

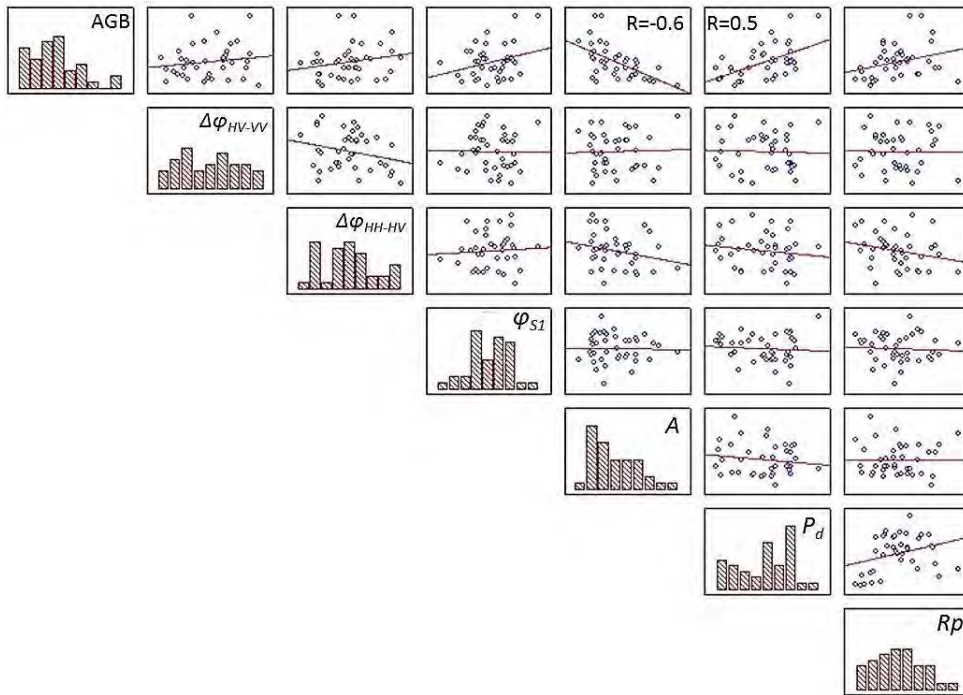


Figura 4.28 - Gráficos de dispersão e correlações entre as variáveis do modelo ML3F7. Apenas as correlações significativas ($p < 0,05$) estão indicadas.

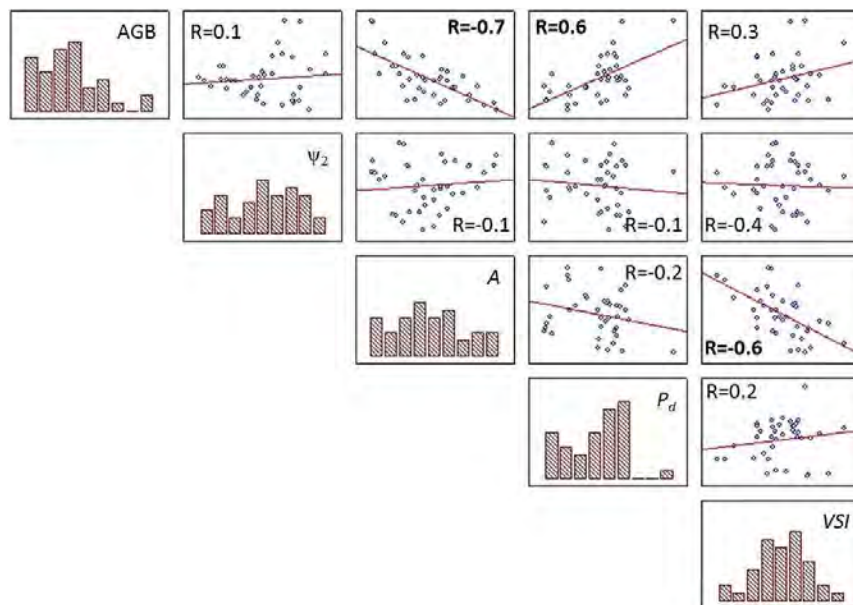


Figura 4.29 - Gráficos de dispersão e correlações entre as variáveis do modelo MLcF5. Correlações significativas ($p < 0,05$) estão destacadas.

Poucas amostras foram identificadas como *outliers* ou Leverages em ambos os modelos (Figura 4.30). No modelo ML3F7, apenas a parcela de número 1 é um *outlier* e seu resíduo padronizado ultrapassa largamente o valor crítico. Por outro lado, três amostras foram apontadas como *outliers* no modelo MLcF5, mas seus resíduos padronizados são relativamente mais próximos aos valores críticos.

A parcela 14 foi identificada como um *Leverage* em ambos os modelos. Isto se deve ao fato de que nesta parcela foi observado o valor máximo de biomassa ($297,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Já na parcela 16, foi observado um dos valores mínimos de biomassa ($33,5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). No entanto, nota-se o maior distanciamento dos *Leverages* em relação às demais amostras no modelo ML3F7 do que no modelo MLcF5.

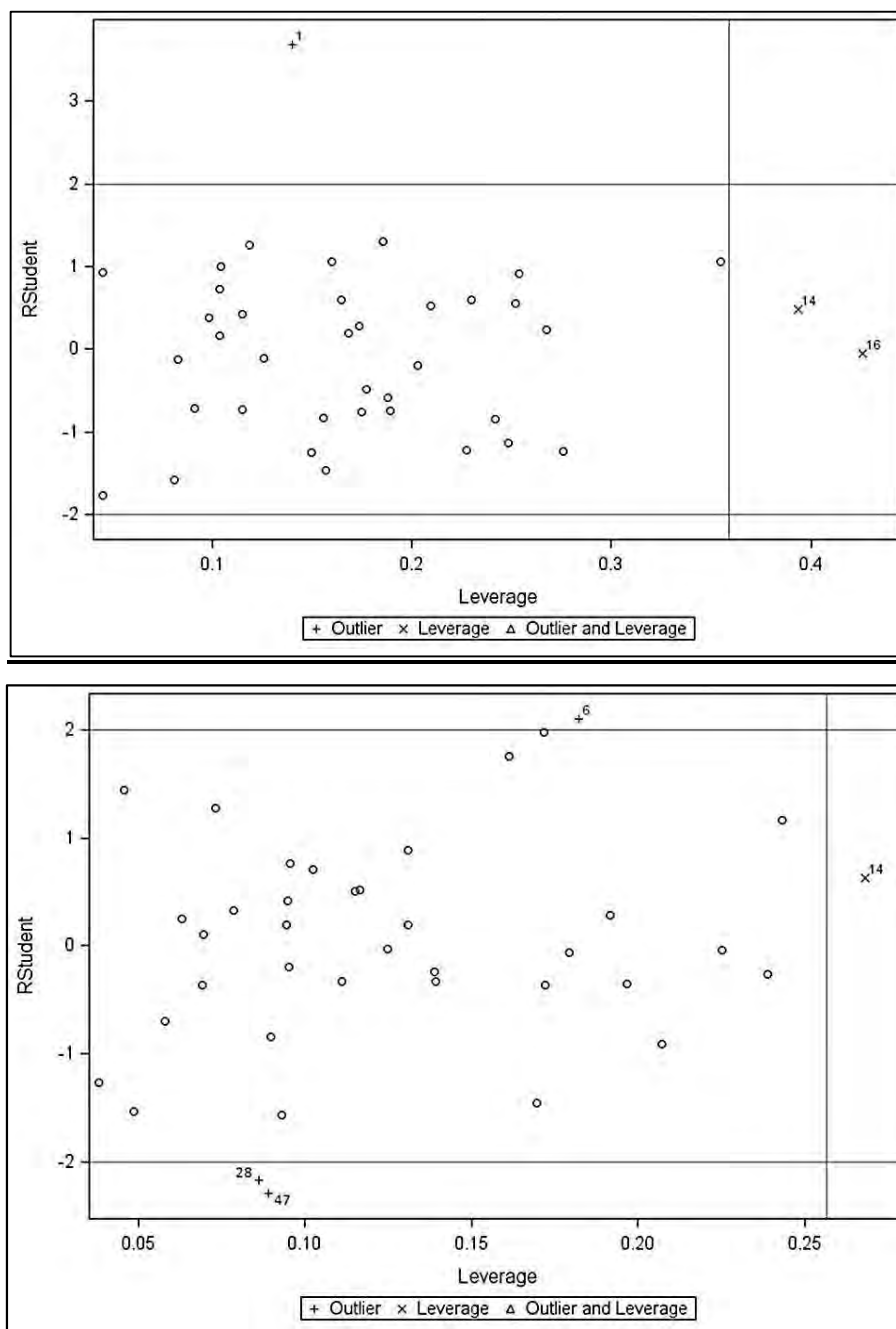


Figura 4.30 - *Outliers* e *Leverages* identificados com a aplicação do modelo ML3F7 (a) e MLcF5 (b). No eixo y estão apresentados os resíduos normalizados (RStudent).

Prosseguindo-se para a análise de influência, a distância de Cook (Cook's D) indicou também a parcela 1 como uma amostra problemática quando utilizado o modelo ML3F7 (Figura 4.31). Já no modelo MLcF5, três amostras foram identificadas como supostamente de grande influência: 1, 6 e 31 (Figura 4.31). Porém, pode-se notar que os valores de distâncias encontrados são sempre inferiores a 0,3, valor considerado pequeno.

Estas pequenas distâncias foram então analisadas de acordo com o teste proposto por Kutner et al. (2004). Os resultados mostraram que as influências exercidas pelas amostras inicialmente suspeitas são desprezíveis, já que todos os percentis encontrados foram inferiores a 0,2 (Tabela 4.9). Isto significa que as amostras exercem pequena influência sobre a estimativa dos coeficientes. Diante destes resultados, nenhuma amostra foi descartada do conjunto de dados.

Tabela 4.9 - Teste para verificação de influências a partir da distância de Cook.

| <i>Modelo</i> | <i>Parcela</i> | <i>Cook's D</i> | <i>Percentil F</i> |
|---------------|----------------|-----------------|--------------------|
| ML3F7 | 1 | 0,227 | 0,024 |
| | 1 | 0,149 | 0,021 |
| MLcF5 | 6 | 0,178 | 0,031 |
| | 31 | 0,111 | 0,011 |

Como não houve retirada de amostras, os modelos finais foram os mesmos obtidos inicialmente (como mostrado na Tabela 4.8). Diante destes resultados, considera-se que o tratamento mais adequado das imagens PALSAR para este estudo foi o MLcF5, decorrente da aplicação do fator de reamostragem de *multi-look* com tamanho de janela calculado em função dos parâmetros de aquisição das imagens com posterior aplicação do filtro Lee modificado em janela de tamanho 5x5. Além de apresentar os maiores valores de R^2 (0,79) e R^2_{aj} (0,76) e os menores valores de RMSE (32,1 Mg.ha⁻¹), SQR e AIC, este modelo apresentou menor número de variáveis independentes. Quanto menor o número de regressores, mais facilmente generalizável é o modelo, ou seja, menos específico para área de estudo e para as condições encontradas em determinado momento.

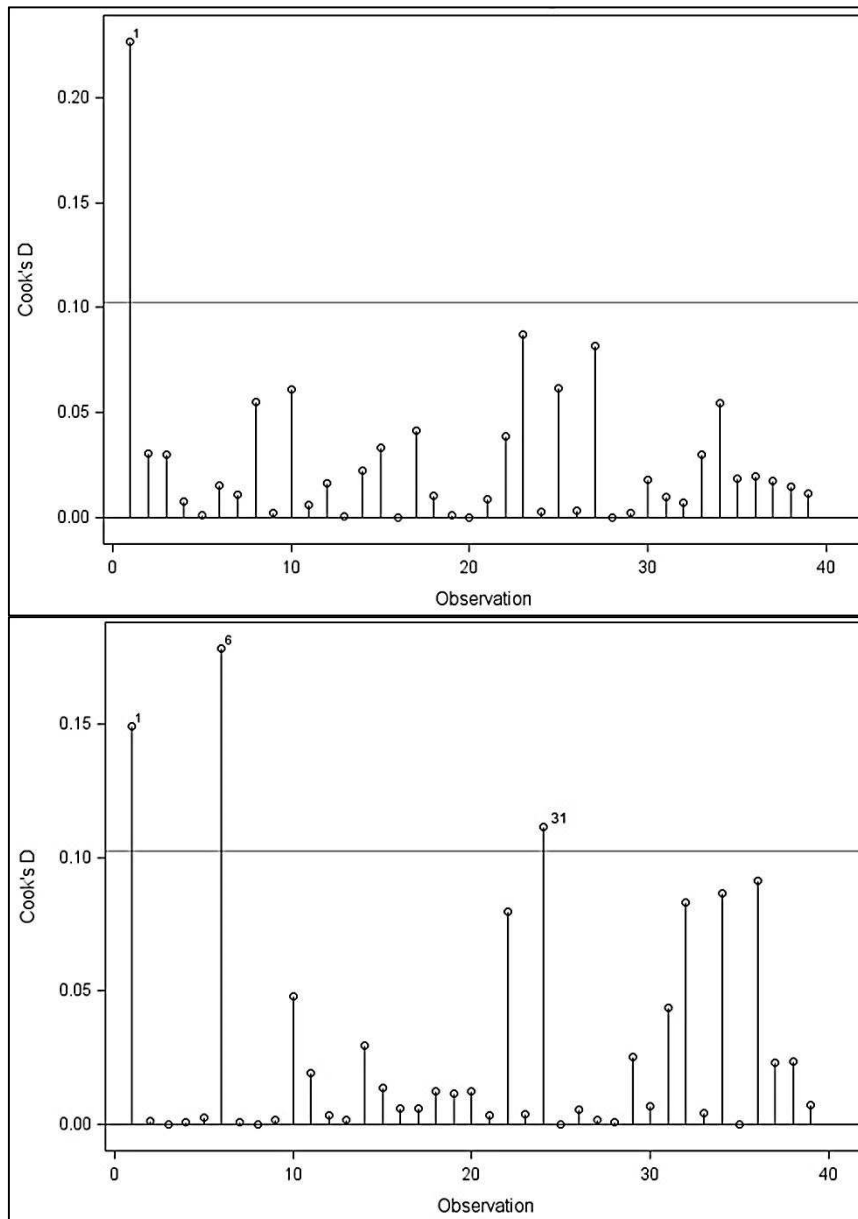


Figura 4.31 - Distância de Cook para cada observação segundo aplicação dos modelos ML3F7 (acima) e MLcF5 (abaixo). Em destaque estão as parcelas cujas distâncias de Cook são superiores ao valor crítico (linha horizontal).

Portanto, o modelo de predição da AGB selecionado foi (Eq. 4.1):

$$AGB = 272,8 + 0,4 * \psi_2 - 1146,1 * A + 565,2 * P_d - 213,3 * VSI \quad (4.1)$$

Onde: **AGB** = biomassa acima do solo dos indivíduos arbóreos em Mg.ha⁻¹.

ψ_2 = ângulo de orientação da segunda componente, oriundo da decomposição de Touzi (2007);

A = Anisotropia, oriunda da decomposição de autovetores e autovalores de Cloude e Pottier (1997);

P_d = Componente de espalhamento *double-bounce*, oriunda da decomposição de Freeman e Durden (1998);

VSI = índice volumétrico de Pope (1994).

Estes parâmetros não haviam sido relatados em modelos de predição da biomassa aérea na Amazônia até o presente momento. Isto ilustra a necessidade de calibração dos modelos com dados obtidos em campo na própria área de interesse. Por outro lado, florestas atingidas pelo fogo não haviam sido objeto deste tipo de estudo com dados radar.

O modelo desenvolvido por Narvaes (2010) para estimativa de biomassa aérea, desde florestas primárias até florestas em estágio de sucessão inicial (66 ± 32 a 180 ± 71 Mg.ha⁻¹) na FLONA de Tapajós, também contou com uma componente da decomposição de Freeman-Durden (P_v) e de parâmetros da decomposição de Touzi (α_{S2} , φ_{S2} , φ_{S3} e τ_m), além do parâmetro σ_{HH}^0 . O valor de R^2 foi 0,46 e o de QMR foi 3245,60.

Por sua vez, Gonçalves (2011), trabalhando em área de florestas primárias e com exploração madeireira, mas utilizando como variável dependente o volume florestal (e não a biomassa), teve como atributos em sua modelagem a razão de polarização cruzada (R_c), a componente P_v da decomposição de Freeman-Durden e o coeficiente de retroespalhamento na polarização HH (σ_{HH}^0). Vale ressaltar que no citado trabalho a decomposição de Touzi não foi utilizada. A validação cruzada do modelo indicou um RMSE de 20-29 m³.ha⁻¹, correspondendo a 8-12% do valor de volume médio.

Como visto no item 4.4, as unidades amostrais apresentaram alta entropia ($H > 0,7$). Desta forma, a anisotropia pôde trazer contribuições para a identificação dos mecanismos de espalhamento, ou seja, para a caracterização dos alvos. Quando a entropia é baixa, os mecanismos secundários de espalhamento (λ_2 e λ_3) são altamente afetados pelo ruído (LEE e POTTIER, 2009) e, portanto, a anisotropia também seria. A anisotropia também foi um parâmetro de destaque no trabalho relatado por Garestier et al. (2009), tendo exibido uma relação linear inversa ($R^2 = 0,93$) com a altura média em

povoamentos de *Pinus pinaster* (RMSE= 2m, 10%). No presente trabalho a correlação entre a anisotropia e a AGB foi significativa com $R=0,7$ (Figura 4.30).

Através da análise dos valores preditos em relação aos observados³ nenhum ponto de saturação do sinal foi identificado (Figura 4.32). No entanto, os valores de AGB observados são inferiores a $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Por outro lado, alguns trabalhos indicaram saturação do sinal em banda L a partir de valores de $70\text{-}100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (LE TOAN et al., 1992; DOBSON et al. 1992; RAUSTE et al. 1994; SAATCHI et al., 2011) quando utilizados apenas parâmetros incoerentes. O efeito de redução da saturação do sinal quando utilizados parâmetros coerentes foi destacado por Narvaes (2010).

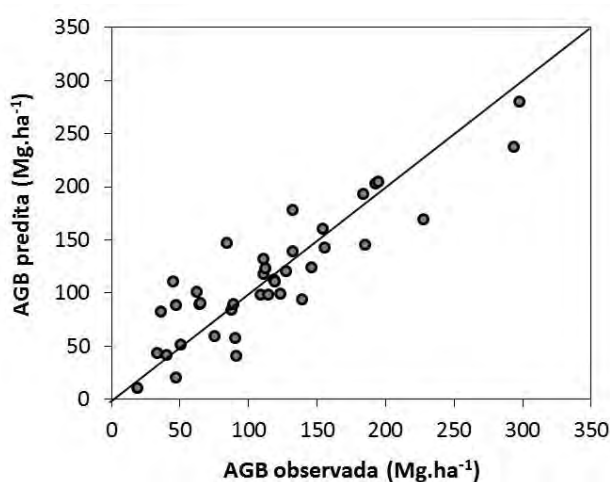


Figura 4.32 - Valores preditos x valores observados com aplicação do modelo de melhor desempenho.

A média da AGB observada nas 39 parcelas foi de $115,5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com coeficiente de variação de $28 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. O RMSE de $32,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ representa portanto um erro de 27,8% em relação à média. Os erros foram também calculados por intervalo de valores de AGB (Tabela 4.10). Nota-se que a precisão do modelo é menor para valores de AGB menores, ao contrário do que é observado comumente na literatura. Em geral, a precisão diminui com o aumento da biomassa, o que é associado muitas vezes à saturação do sinal.

³ Vale ressaltar que São denominados valores “observados” aqueles obtidos por estimativa através da aplicação de equações alométricas com medidas obtidas em campo.

Tabela 4.10 – Precisão das estimativas de AGB a partir do modelo obtido.

| | Total | AGB (Mg.ha ⁻¹) | | |
|---|----------|----------------------------|---------|-------|
| | | <200 | <100 | <50 |
| Número de amostras | 39 | 36 | 17 | 7 |
| Amplitude da AGB observada (Mg.ha ⁻¹) | 19-297,6 | 19-194,7 | 19-91,1 | 19-47 |
| Média da AGB observada (Mg.ha ⁻¹) | 115,5 | 102,4 | 60,4 | 38,2 |
| RMSE (Mg.ha ⁻¹) | 32,1 | 30,2 | 40,7 | 67,8 |
| Erro absoluto médio (Mg.ha ⁻¹) | 23,3 | 21,6 | 27,0 | 28,8 |

No entanto, os menores valores de AGB foram encontrados em florestas atingidas pelo fogo em três ocasiões, como confirmado pela ANOVA e teste Tukey (Figura 4.8). Estas parcelas localizam-se, em sua maioria (6 de 10), na área correspondente à imagem 171, sendo que apenas estas ROIs encontram-se nesta imagem. Fato é que a anisotropia desta área apresentou-se bastante ruidosa (Figura 4.15d) em relação à anisotropia da outra área imageada em que se localizam todas as demais ROIs (4.16d). Como a anisotropia foi uma variável explicativa importante no modelo, com R² parcial de 0,51, pode-se imaginar que o ruído observado tenha degradado a relação entre tal variável e a AGB, produzindo maiores erros.

Outro fato é que para a classe de AGB<50 Mg.ha⁻¹ o número de amostras disponíveis para avaliação do erro foi menor. Além disto, é esperada uma maior alteração relativa nos estoques de biomassa desta classe no intervalo entre a aquisição da imagem e a aquisição dos dados de campo devido ao avanço da regeneração.

Apesar disto, foi verificado através de uma análise de regressão que os resíduos não são dependentes da classe de impacto de fogo ($p>0,05$), ou seja, o fato de pertencer a uma classe não determina que a predição de AGB apresente maior ou menor erro. Ainda com relação aos resíduos deste modelo, confirmou-se sua distribuição normal (Kolmogorov-Smirnov; $\alpha=0,05$; $D=0,054$; $D_{crítico}=0,21$) com média próxima a zero (Figura 4.33). Além disto, os resíduos em relação a cada variável independente foram avaliados e não apresentaram tendências, ou seja, estão distribuídos homogeneamente acima e abaixo de zero (Figura 4.34).

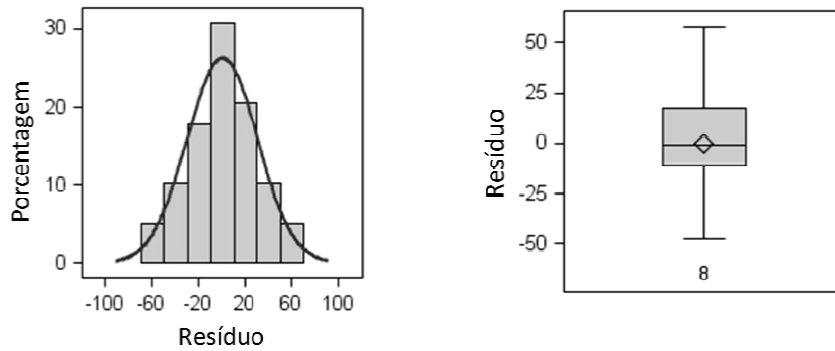


Figura 4.33 - Distribuição dos resíduos em relação à curva normal (esquerda) e média dos resíduos (direita).

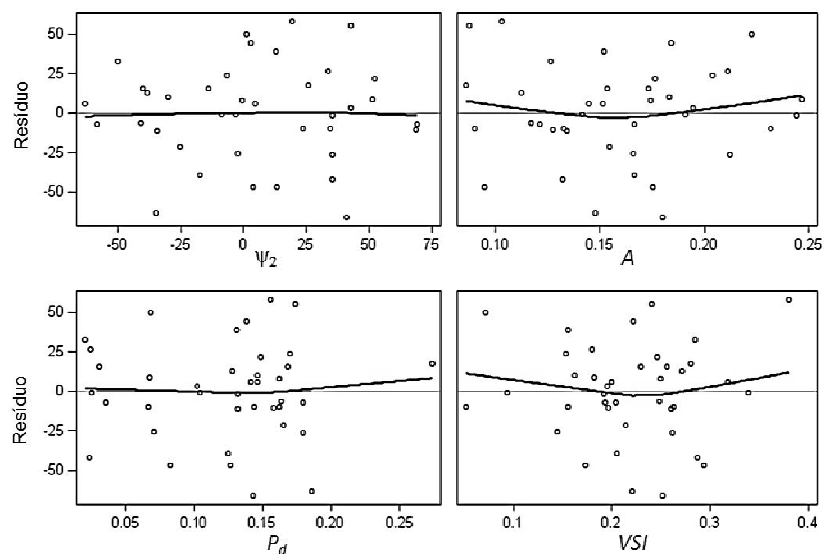


Figura 4.34 - Distribuição dos resíduos em função de cada variável explicativa que compõe o modelo.

4.9. Validações do modelo de predição da AGB

4.9.1. Validação cruzada *leave-one-out*

A soma dos valores PRESS foi de 45.495,5, valor próximo ao SQR encontrado anteriormente (35.013,4). Esta proximidade indica uma boa eficácia do modelo selecionado (NETER et al., 1996; RENCHER; SCHAALJE, 2007). A seguir podem ser vistos os valores preditos em relação aos valores observados (Figura 4.35a), assim como a distribuição dos resíduos, indicando maior frequência de valores próximos a zero (Figura 4.35b).

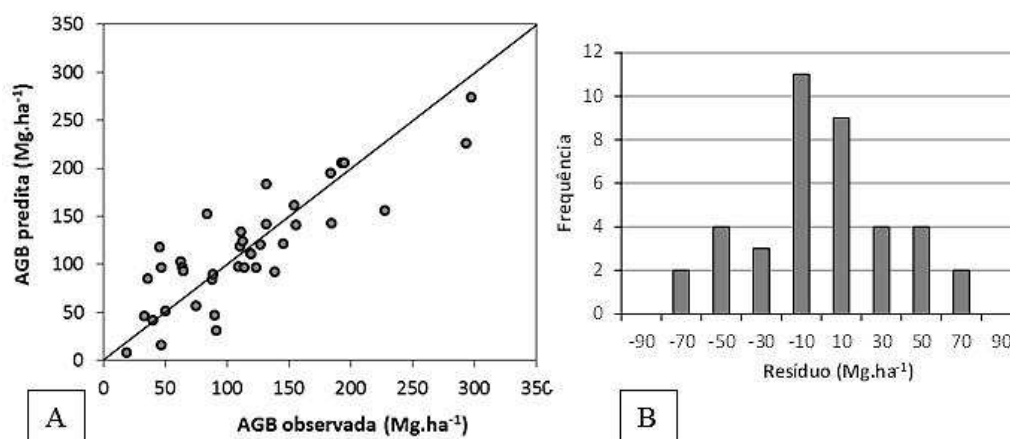


Figura 4.35 – (a) Valores preditos em relação aos valores observados pela validação cruzada do tipo *leave-one-out* e (b) distribuição dos resíduos obtidos pela mesma validação (no eixo x estão os centros de classe).

O RMSE obtido nesta validação atingiu $36,6 \text{ Mg.ha}^{-1}$, o que representa 31% da média dos valores observados (Tabela 4.11). O erro absoluto médio foi de $26,6 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (23% da média). A precisão observada através deste tipo de validação considerando-se toda a amplitude de valores de AGB é comparável àquela obtida por Saatchi et al. (2011) em La Selva, na Costa Rica, para estimativa de AGB em florestas primárias, secundárias e plantações mistas. O modelo de melhor desempenho relatado (quando considerada a mesma escala de $0,25 \text{ ha}$ do presente estudo e banda L) foi obtido com todos os canais disponíveis (L-HH, HV, VV) e o RMSE atingiu $42,5 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (25% em relação à média de $169,7 \text{ Mg.ha}^{-1}$). Ainda no estudo de Saatchi et al. (2011), foi encontrado o RMSE de $37,7 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para valores de $\text{AGB} < 200 \text{ Mg.ha}^{-1}$. Na tabela 4.11 observa-se um RMSE de $33,8 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para o mesmo intervalo de $\text{AGB} < 200 \text{ Mg.ha}^{-1}$.

No entanto, os erros obtidos nesta validação foram mais expressivos para menores valores de AGB (<100 e $<50 \text{ Mg.ha}^{-1}$), o que pode ter decorrido da influência da anisotropia, como discutido anteriormente. Além disto, áreas mais degradadas e, conseqüentemente, com menores estoques de biomassa, muitas vezes apresentam dosséis mais abertos, o que pode causar uma menor entropia. Uma menor entropia está relacionada a uma anisotropia mais ruidosa, por definição. Esta nova configuração pode também implicar em uma maior interação das micro-ondas com o solo e, portanto, em uma maior influência das propriedades da superfície como umidade e rugosidade no sinal registrado. Outros estudos relataram a maior influência do solo no sinal retroespalhado de áreas queimadas (FRENCH et al., 1996; SIEGERT; RUECKER,

2000). Saatchi et al. (2011) ressaltaram que a sensibilidade do sinal em banda P a valores de $AGB < 20 \text{ Mg.ha}^{-1}$ é frequentemente questionável devido à influência da superfície.

Tabela 4.11 – Precisão das estimativas de AGB a partir da validação cruzada do tipo *leave-one-out* para o modelo obtido.

| | Total | AGB (Mg.ha^{-1}) | | |
|--|----------|-----------------------------|---------|-------|
| | | <200 | <100 | <50 |
| Número de amostras | 39 | 36 | 17 | 7 |
| Amplitude da AGB observada (Mg.ha^{-1}) | 19-297,6 | 19-194,7 | 19-91,1 | 19-47 |
| Média da AGB observada (Mg.ha^{-1}) | 115,5 | 102,4 | 60,4 | 38,2 |
| RMSE (Mg.ha^{-1}) | 36,6 | 33,8 | 46,1 | 75,6 |
| Erro absoluto médio (Mg.ha^{-1}) | 26,6 | 24,3 | 30,9 | 32,5 |

Por outro lado, o histórico de fogo (frequência, severidade e tempo decorrido) tem consequências sobre o estado de regeneração da área. Durante este processo, a floresta pode apresentar um sub-bosque mais denso em dado momento, o que permitiria que uma área altamente degradada apresentasse alta entropia (e anisotropia menos ruidosa), mesmo exibindo baixos valores de biomassa (sobretudo biomassa de indivíduos com $DAP \geq 10 \text{ cm}$).

4.9.2. Validação cruzada por conjunto independente (*hold-out*)

Com a seleção aleatória de oito parcelas (20% do conjunto total) foi formado o conjunto de dados independentes. A partir das 31 amostras remanescentes o modelo obtido anteriormente (Eq. 4.1) foi calibrado novamente ($p < 0,001$) e apresentou os seguintes coeficientes:

$$AGB = 243,2 + 0,3 * \psi_2 - 1024,3 * A + 536,9 * P_d - 157,3 * VSI \quad (4.2)$$

Onde: **AGB** = biomassa acima do solo dos indivíduos arbóreos em Mg.ha^{-1} .

ψ_2 = ângulo de orientação da segunda componente, oriundo da decomposição de Touzi (2007);

A = Anisotropia, oriunda da decomposição de autovetores e autovalores de Cloude e Pottier (1997);

P_d = Componente de espalhamento *double-bounce*, oriunda da decomposição de Freeman e Durden (1998);

VSI = índice volumétrico de Pope (1994).

Este modelo apresentou $R^2= 0,74$, $R^2_{aj}=0,70$ e $RMSE= 32,4$ (22,9% da média), valores bastante próximos aos encontrados quando utilizado todo o conjunto de dados, indicando sua estabilidade (Tabela 4.7, modelo MlcF5). Os resíduos obtidos na predição das oito parcelas do conjunto independente são vistos na Tabela 4.12. Nota-se que a maior parte dos resíduos é positiva (Figura 4.36), assim como os maiores erros são positivos. Isto indica que a AGB observada é maior do que a predita, o que dá ao modelo o caráter conservador.

Tabela 4.12 – Valores de AGB ($Mg.ha^{-1}$) observados e preditos para as amostras de validação (independentes) e respectivos resíduos ($Mg.ha^{-1}$).

| <i>Parcela</i> | <i>Classe</i> | <i>AGB observada</i> | <i>AGB predita</i> | <i>Resíduo</i> |
|----------------|---------------|----------------------|--------------------|----------------|
| 13 | FNQ | 112,4 | 125,3 | -12,9 |
| 1 | FNQ | 293,2 | 222,4 | 70,8 |
| 33 | FQ1b | 192,7 | 187,7 | 5,0 |
| 18 | FQ1a | 62,3 | 102,3 | -40,0 |
| 7 | FQ1a | 154,3 | 159,3 | -5,0 |
| 36 | FQ1a | 184,7 | 138,0 | 46,7 |
| 29 | FQ2 | 19,1 | 13,4 | 5,7 |
| 41 | FQ3 | 114,0 | 104,3 | 9,7 |

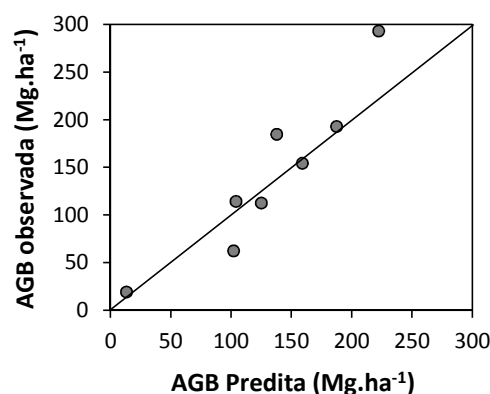


Figura 4.36 - Valores observados em relação aos valores preditos pela validação cruzada com conjunto de dados independentes (*hold-out*).

O maior erro relativo obtido foi associado à parcela 18, onde houve uma superestimação de 64% da AGB observada. Esta unidade apresentou uma das maiores densidades de indivíduos de *P. guianense* (Figura 4.14). Além disto, durante o trabalho de campo, pôde ser notada a presença de muitos indivíduos jovens de *Cecropia* spp., cujos DAP não atingiram o limite mínimo de 10 cm (Figura 4.37). Por outro lado, Foody et al. (1997) encontraram as relações mais importantes entre o retroespalhamento e as florestas dominadas por cecropias ($R= 0,87$, $p<0,05$) se comparadas às demais tipologias estudadas.



Figura 4.37 – Ilustração da alta densidade de helicônias e *P. guianensis* (à esquerda) e indivíduos jovens de *Cecropia* spp. (à direita) na parcela 18 em que houve superestimação da AGB pelo modelo.

A segunda amostra com maior erro de predição foi a 29, em que o valor foi subestimado em 29%. Apesar da densidade de 380 ind. ha^{-1} , esta parcela foi associada ao dossel mais degradado (aberto), ao menor valor de AGB observado e também à menor diversidade de espécies arbóreas (apenas quatro). Estes fatores podem ter contribuído para uma maior interação das micro-ondas com o solo, degradando a relação entre o retroespalhamento e a AGB.

No trabalho de Narvaes (2010), que estimou a AGB em florestas primárias e secundárias na FLONA de Tapajós, foi observado um erro médio de 7,45% para as amostras de validação, com erros sempre inferiores a 20%. No caso do presente estudo, o erro médio de $24,5 \text{ Mg. ha}^{-1}$ representa 17,3% da média dos valores de AGB observados no conjunto de dados utilizados na validação ($141,6 \text{ Mg. ha}^{-1}$). O erro padrão

da estimativa ($S = \sqrt{QMR}$) indicado por Narvaes (2010) foi de 56,9 Mg.ha⁻¹. Já no presente trabalho foi de 33,8 Mg.ha⁻¹ (28% da média). Em estimativa do volume em florestas primárias e florestas com extração madeireira, Gonçalves (2007) apontou um erro médio de 9,5%, com erro padrão da estimativa de 20 m³ (7,8%). Este conjunto de trabalhos demonstra a alta precisão alcançada por modelos construídos com a combinação de parâmetros incoerentes e coerentes de imagens SAR.

4.10. Mapeamento da estimativa de AGB

A seguir são apresentadas as estimativas de AGB para a área total imageada. Estas estimativas foram obtidas a partir da aplicação do modelo 4.1. Destaca-se que estes mapas devem ser utilizados com cautela, pois necessitam de refinamento uma vez que foram calibrados para uma determinada fitofisionomia florestal. Além disto, a maior parte das amostras é de florestas atingidas pelo fogo. Portanto, o modelo apresentado é ideal para áreas de Floresta Ombrófila Densa ou Aberta e Floresta Estacional em regiões de fronteira do bioma amazônico, que apresentem naturalmente menores densidades de biomassa aérea e que apresentem em seu histórico a incidência de fogo.

A aplicação do modelo em toda a área da imagem permitiu a visualização de uma estimativa bastante ruidosa para a imagem 171 (Figura 4.38 à esquerda). Este efeito provavelmente foi causado pela anisotropia, que apresentou menores contrastes em toda a área da imagem 171 (Figura 4.15d), se comparada à anisotropia da imagem 178 (Figura 4.16d), mas possui grande peso no modelo selecionado. No entanto, a relação entre a anisotropia e a AGB foi preservada nas unidades localizadas na imagem 171 (Figura 4.39).

Lee e Pottier (2009) mostraram que quanto maior a janela utilizada na média espacial (fator de reamostragem), mais baixos são os valores de anisotropia encontrados, especialmente para as áreas de baixa anisotropia. Diante disto, seria possível que o efeito observado tanto com a aplicação do modelo, quanto na própria anisotropia, fosse consequente do fator de reamostragem selecionado. No entanto, a anisotropia apresentou este padrão para a imagem 171 em todos os tratamentos testados (Tabela 3.2). Ou seja, através das análises realizadas não foi possível identificar qual o fator responsável pelo maior ruído observado na Anisotropia da imagem 171.

Já o mapa obtido para a área da imagem 178 não apresentou tal problema (Figura 4.38 à direita). Nota-se ainda que as áreas que exibiram menores valores de AGB estimada são aquelas associadas às áreas desflorestadas ou bordas de florestas.

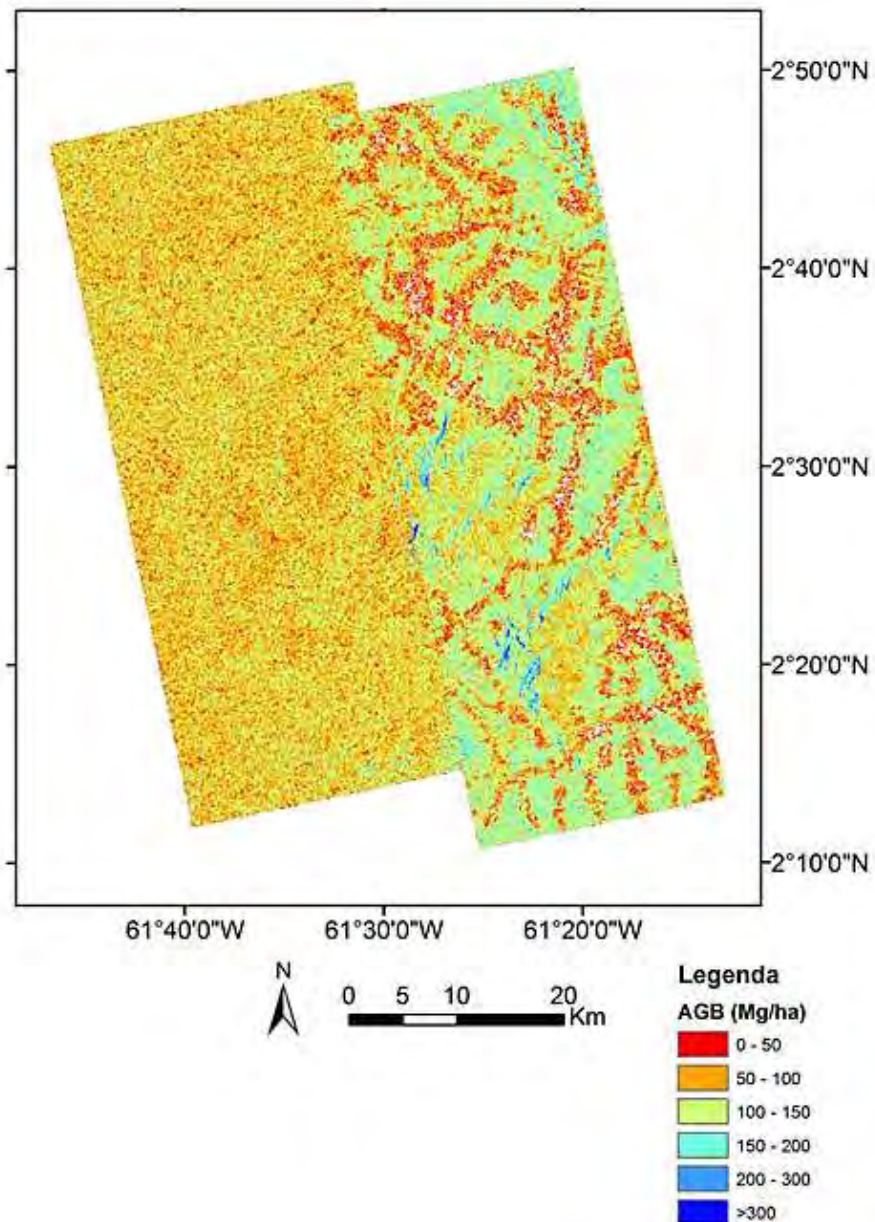


Figura 4.38 – Distribuição das estimativas de AGB derivadas do modelo construído (Eq. 4.1) a partir de atributos polarimétricos em banda L para a área da imagem 171 (esquerda) e da imagem 178 (direita). A resolução no mapa foi degradada para 1 ha para melhor visualização.

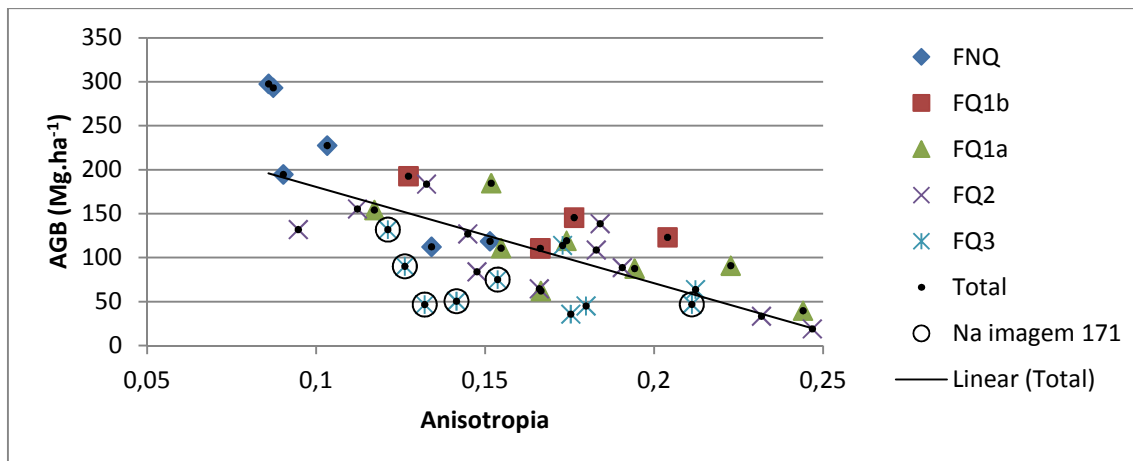


Figura 4.39 – Relação entre AGB e Anisotropia, com destaque para as unidades localizadas na imagem 171.

A seguir pode-se visualizar o erro associado às estimativas de AGB (Figura 4.40). Nota-se que os maiores erros (40 a >100 % do valor estimado) estão nas áreas desflorestadas. Estas áreas apresentaram os menores valores estimados de AGB (Figura 4.38) e, além disto, a amostragem de campo não contemplou estas regiões. Desta forma os altos erros podem estar associados à valores de AGB não contemplados nesta modelagem.

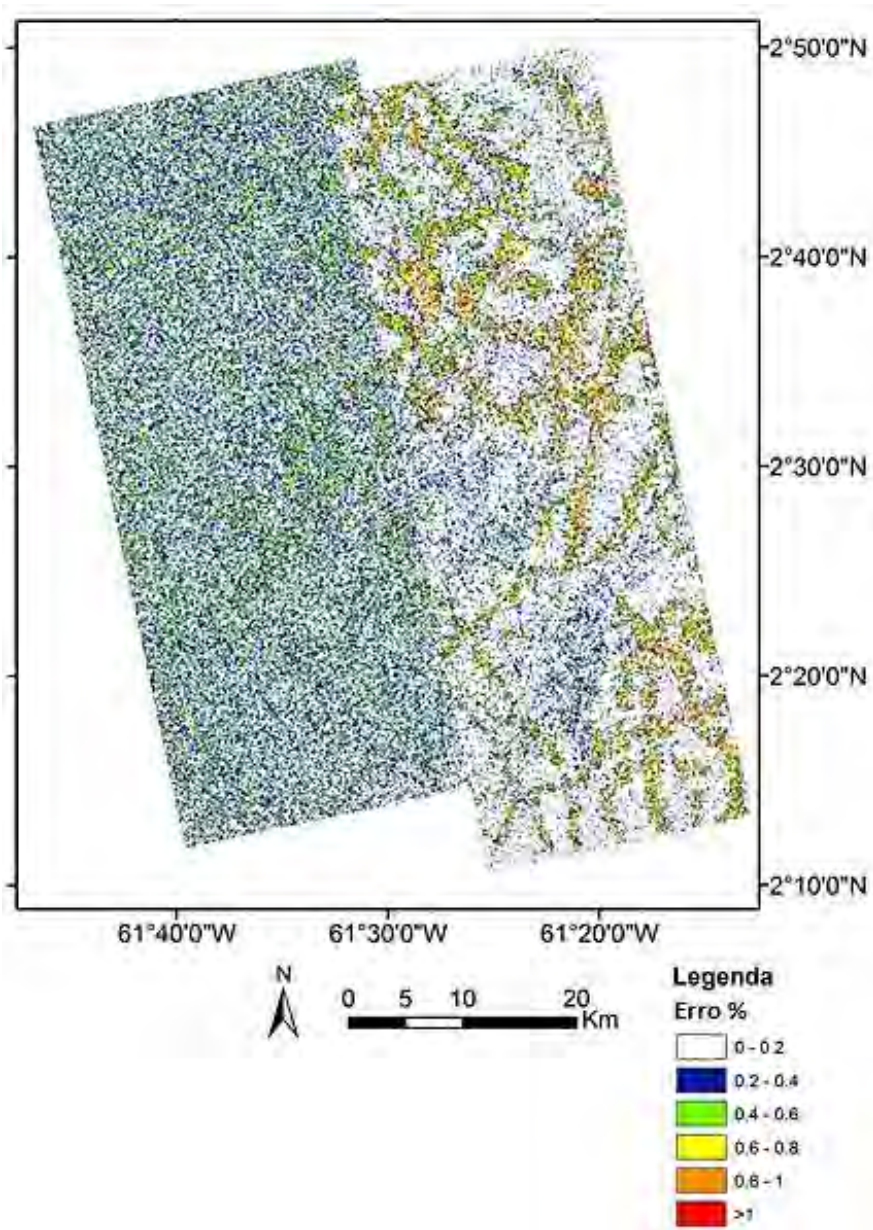


Figura 4.40 – Distribuição dos erros associados às estimativas de AGB.

4.11. Importância dos atributos polarimétricos para a modelagem da AGB

Para a avaliação da importância dos dados polarimétricos, utilizou-se os atributos extraídos com o tratamento MLcF5. A Tabela 4.13 apresenta os modelos obtidos para predição da AGB quando separados os atributos coerentes e incoerentes em conjuntos de dados distintos. É possível observar que o modelo obtido apenas com os atributos coerentes é muito semelhante ao modelo de melhor desempenho obtido anteriormente (Eq. 4.1), havendo apenas a substituição do atributo VSI (coerente) pela diferença de

fase entre os canais HH-VV ($\Delta\phi_{HH-VV}$). Com a substituição, não houve redução do R^2_{aj} e tampouco aumento no RMSE.

Tabela 4.13 - Comparação do modelo obtido apenas com atributos coerentes e daquele obtido apenas com atributos incoerentes. R^2 é o coeficiente de determinação; R^2_{aj} . É o coeficiente de determinação ajustado; SQR é a soma dos quadrados dos resíduos; RMSE é a raiz quadrada do erro quadrático médio; e AIC é o critério de informação de Akaike.

| <i>Atributos</i> | <i>Variáveis explicativas</i> | R^2 | R^2_{aj} | SQR | $RMSE$ | AIC |
|------------------|--------------------------------------|-------|------------|----------|--------|-------|
| Coerentes | $\Delta\phi_{HH-VV}, \psi_2, A, P_d$ | 0,79 | 0,76 | 35.199,6 | 32,2 | 275,4 |
| Incoerentes | σ^0_{HV} | 0,49 | 0,47 | 84.283,3 | 47,7 | 303,5 |

Por outro lado, o modelo construído a partir dos atributos incoerentes apresentou drástica deterioração se comparado aos demais modelos. Apesar do σ^0_{HV} explicar 49% da variação em AGB, esta foi a única variável significativa ($\alpha=5\%$). Diante disto, o RMSE foi elevado para 47,7 Mg.ha⁻¹ e as demais estatísticas (SQR, PRESS, AIC) também foram degradadas (Tabela 4.13).

No modelo desenvolvido por Santos et al. (2000), o σ^0_{HV} , banda L (SIR-C), apresentou também o maior coeficiente de determinação ($R^2= 0,82$) para estimativa de biomassa aérea na Amazônia brasileira. A maior precisão de estimativas da biomassa aérea também foi atingida quando utilizado o σ^0_{HV} de imagens ALOS/PALSAR (RMSE= 49 Mg.ha⁻¹ e $R^2= 0,86$) obtidas em região de contato floresta tropical-savana em Camarões (MITCHARD et al., 2011).

Os resultados do modelo incoerente apresentado na tabela acima são similares aos encontrados por Saatchi et al. (2011) em La Selva, na Costa Rica, onde a biomassa aérea (7 a 370,9Mg.ha⁻¹) foi estimada com RMSE= 53,4 e $R^2= 0,39$ através do parâmetro γ^0_{HV} ($\gamma^0 = \sigma^0/\cos\theta$), também em banda L (AIRSAR). Ainda em Saatchi et al. (2011), o modelo que contou com γ^0 nas três polarizações foi o de melhor desempenho (RMSE= 42,5 e $R^2= 0,62$) para a banda L quando considerada a escala de 0,25 ha, igual à do presente trabalho.

Diante destes resultados, corrobora-se o fato de que atributos polarimétricos são sensíveis à biomassa aérea de florestas tropicais. Além disto, foi mostrado neste último item que a utilização de parâmetros coerentes minimiza o efeito da saturação do sinal retroespalhado, como já destacado por Narvaes (2010).

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O principal propósito deste trabalho de pesquisa foi avaliar a sensibilidade de dados *full*-polarimétricos em banda L às variações estruturais decorrentes da degradação pelo fogo em florestas tropicais. Além da análise dos dados de sensoriamento remoto, foram igualmente explorados os dados coletados em campo. Nesta etapa o objetivo foi avaliar os impactos do fogo sobre o estoque de biomassa aérea viva, estrutura e composição florística dos estratos considerados.

Através das análises realizadas foi possível concluir que a incidência frequente do fogo diminuiu a riqueza florística de forma significativa, aumentando a dominância de espécies pioneiras. Foi possível também concluir que as unidades amostrais dos estratos mais atingidos apresentaram maiores índices de semelhança florística, ao passo que as unidades dos estratos mais conservados apresentaram índices de similaridade menores.

Observou-se a gradual degradação da estrutura florestal com o aumento da frequência e severidade do fogo em relação às variáveis analisadas, acarretando em alterações significativas, sobretudo, após um terceiro incêndio. Foi relatado o efeito significativo de compensação da perda de indivíduos das variadas espécies pelo avanço e colonização por indivíduos de *Cecropia* spp. Foi também possível concluir que os estratos mais conservados apresentaram alturas médias superiores àquelas dos estratos mais degradados. Por outro lado, não foram constatadas diferenças significativas em relação ao DAP médio observado nas classes, sugerindo baixa sensibilidade desta variável à degradação florestal. Já as áreas basais médias dos estratos, variável diretamente relacionada à biomassa aérea, sofreram diminuição significativa após três incidências do fogo.

Doze anos após o incêndio, os estoques de AGB apresentaram valores semelhantes ao de uma floresta não atingida. No entanto, diferenças na composição florística foram notadas e associadas a uma maior severidade da queima. Foram constatadas reduções significativas nos estoques de AGB em florestas atingidas pelo fogo duas (-57%) e três vezes (-63%) se comparadas às florestas não atingidas. Estas reduções foram suficientes para que os estoques de AGB passassem a ser semelhantes aos encontrados em florestas secundárias da mesma região.

A incidência do fogo provocou alterações no aporte de biomassa por classe de diâmetro, indicando diferenças significativas entre as florestas não atingidas e as florestas atingidas três vezes. Houve uma redução notável na contribuição de grandes indivíduos (DAP > 50 cm) após um ou dois incêndios, sendo que esta redução foi significativamente inferior após um terceiro incêndio.

A degradação pelo fogo também provocou modificações nas contribuições das espécies aos estoques de AGB. Foi observado que mesmo após 12 anos da ocorrência do incêndio, indivíduos de *Cecropia* spp. dominaram a composição destes estoques. Apesar de não realizado neste trabalho, destaca-se a importância do estudo da ecologia de cada espécie, incluindo informações sobre taxas de mortalidade e regeneração após o impacto.

Associando os resultados deste trabalho a outros encontrados na literatura, foi possível confirmar que a recomposição dos estoques de AGB é dependente do histórico de fogo. Nesta dinâmica, frequência e severidade maximizam as perdas e o tempo necessário para a recomposição dos estoques. No entanto, a individualização dos efeitos ligados à frequência, ou à severidade ou ainda ao tempo decorrido após o último incêndio (e entre os incêndios recorrentes) continua um desafio. Estudos de longo prazo se fazem necessários neste sentido, de modo a possibilitar a compreensão da diversidade das consequências ecológicas do fogo sobre a floresta amazônica.

Ainda considerando-se a literatura e o presente trabalho, foram observados indícios de que as reduções nos estoques de AGB ocorrem até certo ponto no tempo entre três e sete anos após o último incêndio. O estudo desta dinâmica de recomposição da biomassa aérea pode contribuir nas discussões sobre o papel das florestas tropicais enquanto fontes ou sumidouros de carbono. Vale lembrar que a análise em questão não considera distúrbios adicionais. Além disto, a área de estudo está inserida em uma matriz florestal pouco fragmentada.

Na segunda grande etapa deste trabalho, buscou-se caracterizar os diferentes níveis de degradação e também modelar a biomassa aérea a partir de parâmetros extraídos das imagens polarimétricas. Diante das análises realizadas conclui-se que:

Através da análise dos parâmetros extraídos das imagens polarimétricas foi possível identificar diferenças significativas entre as classes de florestas degradadas pelo fogo em diferentes níveis. Pôde-se observar que, dentre os parâmetros sensíveis, aqueles considerados coerentes foram mais numerosos. Desta forma, conclui-se que este tipo de dado, derivado da informação de fase, contribui para a caracterização dos alvos. Apesar da interpretação física complexa destes parâmetros em relação ao cenário de florestas degradadas, estes dados podem ser úteis em mapeamentos.

A classificação das unidades no plano $H/\bar{\alpha}$ indicou que o mecanismo de espalhamento volumétrico predominou nas unidades consideradas. No entanto, as áreas com recorrência de incêndios apresentaram maior contribuição do espalhamento superficial e menores valores de entropia. A associação destes resultados com aqueles obtidos com as respostas polarimétricas permitiu uma melhor caracterização dos alvos.

Quanto a estas respostas polarimétricas, foi constatada grande diversidade de configurações, sugerindo diferenças em relação aos mecanismos de espalhamento. As classes de florestas não atingidas pelo fogo e de florestas atingidas três vezes pelo fogo apresentaram as respostas mais antagônicas. Estas mesmas classes apresentaram as maiores homogeneidades intraclasses. Notou-se que a maior degradação florestal pelo fogo acarretou na dominância do retroespalhamento orientado horizontalmente ($\psi \approx 0^\circ$) e na diminuição do retroespalhamento orientado verticalmente ($\psi \approx \pm 90^\circ$). Foi igualmente evidenciada a diminuição gradual da altura do pedestal com este tipo de degradação da floresta. Diante disto, acredita-se que uma análise quantitativa das respostas polarimétricas pode trazer novos elementos para a compreensão da interação das micro-ondas com os elementos espalhadores em florestas degradadas pelo fogo.

Dentre os tratamentos testados, aquele que resultou em um modelo de predição da AGB de melhor desempenho foi o MLCF5, ou seja, com a aplicação do fator de reamostragem calculado e filtro Lee modificado em uma janela 5x5. Portanto, recomenda-se este procedimento para a modelagem de biomassa aérea em condições semelhantes à deste estudo.

Através da análise de regressão, a construção de um modelo linear apresentou bom desempenho para a amplitude, não sendo necessária a transformação das variáveis.

Além disto, não foi observado ponto de saturação das estimativas, ou seja, a AGB foi predita até valores próximos a $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, o que foi atribuído a inserção de variáveis coerentes no modelo. O modelo obtido foi composto pelas seguintes variáveis: ψ_2 (ângulo de orientação da segunda componente, oriundo da decomposição de Touzi, 2007), *anisotropia* (obtida pela decomposição de Cloude e Pottier, 1997), P_d (componente de espalhamento *double-bounce* obtida pela decomposição de Freeman e Durden, 1997), *VSI* (índice volumétrico desenvolvido por Pope, 1998). Todas estas variáveis apresentaram *p*-valores inferiores a 0,05. Para este modelo o R^2 ajustado foi de 0,76 e o RMSE foi $32,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (27,8% da média).

A validação cruzada do modelo de predição da AGB pelo método *leave-one-out* indicou um RMSE= $36,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (31% da média). Através da validação por conjunto independente de amostras foi encontrado um RMSE= $32,45 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (23% da média). O modelo obtido nesta calibração apresentou um R^2 ajustado de 0,7 indicando a estabilidade do mesmo. Além disto, este modelo se mostrou conservador em suas estimativas.

Dada a complexidade do ambiente, decorrente da heterogeneidade da degradação causada pelo fogo, a precisão do modelo foi considerada aceitável. No geral, os erros de predição foram menores quanto maiores os valores observados, o que foi atribuído principalmente a uma anisotropia mais ruidosa, sobretudo naqueles trechos da imagem onde se localizam as parcelas com menores estoques de AGB.

Tendo em vista o importante papel que a anisotropia demonstrou ter na modelagem da biomassa aérea destas florestas (R^2 parcial= 0,51, $p < 0,0001$), recomenda-se o estudo mais aprofundado sobre os efeitos da média espacial e filtragem sobre este parâmetro. Além disto, acredita-se que a classificação das unidades amostrais no espaço 3D H- $\bar{\alpha}$ - A (LEE; POTTIER, 2009) possa trazer informações comportamentais mais detalhadas para a caracterização dos alvos.

Houve concordância entre os resultados obtidos através das análises dos dados de campo e imagens polarimétricas, indicando que a ocorrência frequente do fogo promoveu a “secundarização” das florestas primárias, como já apontado por Barlow e Peres (2008). Os estoques de AGB foram reduzidos a valores próximos aos já estimados

em florestas secundárias na mesma região. A diversidade de espécies foi igualmente reduzida, e mesmo após 12 anos da incidência do fogo, algumas unidades ainda eram dominadas pelo gênero *Cecropia*. No campo da polarimetria, a classificação no plano $H/\bar{\alpha}$ indicou menor entropia e presença do espalhamento superficial. Foi observada também uma evolução das respostas polarimétricas indicando dominância do espalhamento na polarização VV em florestas pouco ou não degradadas e a dominância do espalhamento na polarização HH nas unidades mais degradadas. Estas evidências ficaram mais claras nas unidades atingidas três vezes pelo fogo, possivelmente devido ao menor tempo de regeneração.

Diante do exposto, confirmou-se a alta vulnerabilidade das florestas tropicais ao fogo e a sensibilidade dos dados de radar polarimétricos em banda L às variações causadas pelo fogo em termos de biomassa aérea. Vale ressaltar que está previsto o lançamento de um segundo sensor orbital operando nesta frequência (PALSAR 2), que irá oferecer resolução espacial ainda mais fina. Finalmente, ressalta-se a importância da aquisição e análise dos dados de campo, que trazem elementos valiosos à compreensão do próprio alvo e da interação deste com as micro-ondas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE INFORMATION THEORY, 2., 1973, Budapest. **Proceedings...** Budapest: Academiai Kiado, 1973. p.267-281.

ALARCÓN, J.G.S.; PEIXOTO, A.L. Floristic composition and structure in one hectare of terra firme forest, Caracaraí, state of Roraima, Brazil. **Ciências Naturais**, v.2, p. 33-60, 2007. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi.

ALENCAR, A.; ASNER, G.P.; KNAPP, D.; ZARIN, D. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. **Ecological Applications**, v.21, p.2397-2412, 2011.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; DIAZ, M.C.V. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. **Earth Interactions**, v.10, p.1–17, 2006.

ALENCAR, A.; SOLORZANO, L.; NEPSTAD, D. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v.14, n.4, p.S139–S149, 2004.

ALMEIDA FILHO, R.; ROSENQVIST, A.; SHIMABUKURO, Y.E.; SANTOS, J.R. Evaluation and perspectives of using multitemporal L-band SAR data to monitor deforestation in the Brazilian Amazônia. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 2, p. 409–412, 2005.

ANDREAE, M.O.; ROSENFELD, D.; ARTAXO, P.; COSTA, A.A.; FRANK, G.P. ; LONGO, K.M.; SILVA-DIAS, M.A.F. Smoking rain clouds over the Amazon. **Science**, v. 303, p. 1337–1342, 2004.

ARAGÃO, L.E.O.C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R.M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L.O.; SHIMABUKURO, Y.E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, p. L07701, 2007.

ARAGÃO, L.E.O.C.; SHIMABUKURO, Y.E. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. **Science**, v.328, p. 1275-1278, 2010.

ARAÚJO, L. S. **Análise da cobertura vegetal e de biomassa em área de contato floresta/savana a partir de dados TM/Landsat JERS-1**. 1999. 129 p. (INPE-7253-TDI/696). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Sao Jose dos Campos, 1999. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/2000/07.19.09.09>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

BAKER, T.R. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, v.10, p.545–562, 2004.

BALCH, J. K.; NEPSTAD, D.C.; BRANDO, P.M.; CURRAN, L.M.; PORTELA, O.; DE CARVALHO, O.; LEFEBVRE, PAUL. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v.14, p.2276-2287, 2008.

BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; BRANDO, P.M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J.D.; CARVALHO-JR, O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.261, p.68-77, 2011.

BARBOSA, R.I.; FEARNSIDE, P.M. Carbon and nutrient flows in an Amazonian forest: fine litter production and composition at Apiaú, Roraima, Brazil. **Tropical Ecology**, v.37, p.115–125, 1996.

BARBOSA, R.I. Distribuição das chuvas em Roraima. Pp. 325-335 in Barbosa, R.I., Ferreira, E. J. G. & Castellón E. G. (eds.) **Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**. INPA, Manaus, 1997, 613 p.

BARBOSA, R.I.; FEARNSIDE, P.M. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98). **Acta Amazônica**, v. 29, n. 4, p. 513-534, 1999.

BARBOSA, R.I., KEIZER, E.; PINTO, F. Ecossistemas terrestres de Roraima: área e modelagem espacial da biomassa. Pp. 347-368 in Barbosa, R. I. & Melo, V. F. (eds.) **Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia**. FEMACT, Boa Vista, 2010, 644 p.

BARLOW, J., PERES, C.A., LAGAN, B.O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology letters**, v.6, p.6–8, 2003.

BARLOW, J.; PERES, C.A. Consequences of cryptic and recurring fire disturbances for ecosystem structure and biodiversity in Amazonian forests. In: LAURENCE, W. F. & PERES, C. A. (eds.) **Emerging threats to tropical forests**. Chicago: University Press, 2006, p. 225-240..

BARLOW, J.; PERES, C.A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v.363, p.1787-94, 2008.

BEAUDOIN, A. LE TOAN, T.; GOZE, S.; NEZRY, E.; LOPES, A.; MOUGIN, E.; HSU, C. C.; HAN, H. C.; KONG, J.A.; SHIN, R.T. Retrieval of Forest Biomass from SAR Data. **International Journal of Remote Sensing**, v.15, n.14, p.2777-2796, 1994.

BLACKARD, J.A.; Finco, M.V.; Helmer, E.H.; Holden, G.R.; Hoppus, M.L.; Jacobs, D.M.; Lister, A.J.; Moisen, G.G.; Nelson, M.D.; Riemann, R.; Rufenacht, B.; Salajanu, V.; Weyermann, D.L.; Winterberger, K.C.; Brandeis, T.J.; Czaplowski, R.L.; McRoberts,

- R.E.; Patterson, P.L.; Tymcio, R.P. Mapping U.S. forest biomass using nationwide forest inventory data and moderate resolution information. **Remote Sensing of Environment**, v.112. p.1658-1677, 2008.
- BOERNER, W. M.; YAN, W. L.; XI, A. Q.; YAMAGUCHI, Y. On the basic principles of radar polarimetry: the target characteristic polarization state theory of Kennaugh, Huynen's polarization fork concept, and its extension to the partially polarized case. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 79, p. 1538 – 1550, 1991.
- BOURGEAU-CHAVEZ, L. L.; HARRELL, P. A.; KASISCHKE, E. S.; FRENCH, N. H. F. The detection and mapping of Alaskan wildfires using spaceborne imaging radar systems. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, p. 355–373, 1997.
- BOWMAN, D. M. J. S.; et al. Fire in the Earth system. **Science**, v.324, p.481-484, 2009.
- BRANDO, P.M.; NEPSTAD, D.C.; BALCH, J.K.; BOLKER, B.; CHRISTMAN, M.C.; COE, M.; PUTZ, F.E. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, p. 630-641, 2012.
- BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha NA.20 Boa Vista e parte das folhas NA.21 Tumucumaque, NB.20 Roraima e NB.21; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1975. 428p. (Levantamento de Recursos Naturais, 8).
- BREIDENBACH J.; ORTIZ S.M.; REICH M. Forest monitoring with TerraSAR-X: first results. **European Journal of Forest Research**, v.129, p. 813-823, 2010.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer** Rome: FAO Forestry Paper 134, 1977.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v.35, n.4, p.881-902, 1989.
- BUSH, M. B., SILMAN, M. R., MCMICHAEL, C., & SAATCHI, S. Fire, climate change and biodiversity in Amazonia: a Late-Holocene perspective. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v.363, p.1795-02, 2008.
- CARDOZO, F. S.; MARTINS, F. S. R. V.; PEREIRA, L. O.; SATO, L. Y.; MOURA, Y. M.; PEREIRA, G.; SHIMABUKURO, Y. E. Avaliação de áreas queimadas a partir dos índices espectrais NDVI e NDBR. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 7950-7957. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/3A6DN4S>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

CANADA CENTRE FOR REMOTE SENSING (CCRS). **Tutorial:** fundamentals of remote sensing. Seção 3.8. p. 117-122. Acesso em: 09 jul 2010. Disponível em:http://cct.rncan.gc.ca/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals_e.pdf

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

CHUVIECO, R.; CONGALTON, R.G. Application of remote sensing and geographic information systems to forestfire hazard mapping. **Remote Sensing of Environment**, v.29, p.147-159, 1989.

CLOUDE, S.R.; POTTIER, E. A review of target decomposition theorems in radar polarimetry. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.34, p.498-518, 1996.

CLOUDE, S.R.; POTTIER, E. An entropy based classification scheme for land application of polarimetric SAR. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 1, p. 68-78, 1997.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v.421, p.913-9, 2003.

COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M.; SOUZA, C.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, v.284, p.1832-5, 1999.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v.31, p.2-16, 1999.

COCHRANE, M.A.; LAURANCE, W.F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, p.311-325, 2002.

COCHRANE, M.A.; LAURANCE, W.F. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon. **AMBIO**, v.37, p.522-527, 2008.

COCHRANE, M.A.; BARBER, C.P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, v.15, p.601-612, 2009.

COLLINS, J.N.; HUTLEY, L.B.; WILLIAMS, R.J.; BOGGS, G.; BELL, D.; BARTOLO, R. Estimating landscape-scale vegetation carbon stocks using airborne multi-frequency polarimetric synthetic aperture radar (SAR) in the savannahs of north Australia. **International Journal of Remote Sensing**, v.30, p.1141-1159, 2009.

CURTIS, J.T.; MCINTOSH, R.P. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. **Ecology**, v. 32, p. 476-496, 1951.

d'OLIVEIRA, M.V.N.; ALVARADO, E.C.; SANTOS, J.C.; CARVALHO JR., J. A. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.261, p.1490-1498, 2011.

DAVIDSON, E.A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v.481, p.321-328, 2012.

DOBSON, M.C. ; ULABY, F.T.; PIERCE, L. E. ; SHARIK, T.L. ; BERGEN, K.M. ; KELLNDORFER, J.; KENDRA, J.R.; LI, E.; LIN, Y.C.; NASHASHIBI, A.; SARABANDI, K. SIQUEIRA, P. Estimation of forest biophysical characteristics in northern Michigan with SIRC/X-SAR. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, p. 877–895, 1995.

DOBSON, M.C.; ULABY, F.T.; LE TOAN, T.; BEAUDOIN, A.; KASISCHKE, E.S.; Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.30, p. 412–415, 1992.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Espécies arbóreas da Amazônia no. 6**: Angelim-vermelho, Dinizia excelsa. Brasília: EMBRAPA Amazônia Oriental., 2004.

EVANS, D. L.; FARR, T. G.; VAN ZYL, J. J.; ZEBKER, H. A. Radar polarimetry: analysis tools and applications. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 26, n. 6 p. 774 – 789, 1988.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO (FAO). Forest health and vitality. In: **The global forest resources assessment 2010**, Rome, 2010. 19 p. Main report FAO Forestry Paper n° 163.

MOORE, B.A.; ALLARD, G.B. **Abiotic disturbances and their influence on forest health**: a review. Rome: FAO, Forest Management Division, 2011, 51p. Forest Health & Biosecurity Working Paper FBS/35E.

FEARNSIDE, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.90, p.59-87, 1997.

FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A.; RODRIGUES, F.J.A. Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 146, p.115–128, 2001.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I.; GRAÇA, P.M.L.A. Burning of secondary Forest in Amazonia: biomass, burning efficiency and charcoal formation during land

preparation for agriculture in Apiaú, Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p. 678-687, 2007.

FOODY, G. M.; GREEN, R.M.; LUCAS, R.M.; CURRAN, P.J.; HONZAK, M.; DO AMARAL, I. Observations on the relationship between SIR-C radar backscatter and the biomass of regenerating tropical forests. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, n. 3, p. 687-694, 1997.

FREEMAN, A.; DURDEN, S.L. A Three-component scattering model for polarimetric SAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 36, n. 3, p. 963-973, 1998.

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 polarimetric airborne P-band SAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 46, n.10, p. 2956 – 2970, 2008.

FRENCH, N.H.; KASISCHKE, E.S.; BOURGEOU-CHAVEZ, L.L.; HARREL, P.A. Sensitivity of ERS-1 SAR to variation in soil water in fire disturbed boreal forest ecosystems. **International Journal of Remote Sensing**, v.17, p.3037–3053, 1996.

FRENCH, N.H.F.; BOURGEOU-CHAVEZ, L.L.; WANG, Y.; KASISCHKE, E.S. Initial observations of Radarsat imagery at fire-disturbed sites in interior Alaska. **Remote Sensing of Environment**, v.68, p. 89–94, 1999.

GAMA, F.F.; SANTOS, J.R.; FREITAS, C.C.; MURA, J.C. Aplicação de dados polarimétricos de radar aerotransportado (banda P) para estimativa de parâmetros estruturais de florestas tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 4413-4420. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12775-PRE/8065). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.10.06>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

GARESTIER, F.; DUBOIS-FERNANDEZ, P.; GUYON, D.; LE TOAN, T. Forest biophysical parameter estimation using L- and P-band Polarimetric SAR data. **IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing**, v. 47, n. 10, p. 3379-3388, 2009.

GERWING, J.J. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.157, p.131-141, 2002.

GONÇALVES, F. G. **Avaliação de dados SAR polarimétricos para estimativa volumétrica de florestas tropicais**. 2007. 107 p. (INPE-14777-TDI/1230). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/05.07.18.38>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

GONÇALVES, F.G.; SANTOS, J.R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 2, p. 229-244, 2008.

GONCALVES, F.G.; SANTOS, J.R.; TREUHAF, R.N. Stem volume of tropical forests from polarimetric radar. **International Journal of Remote Sensing**, v.32, n.2, p.503-522, 2011.

GRAÇA, P. M. L. A., FEARNSTIDE, P.M.; CERRI, C.C. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. **Forest Ecology and Management**, v.120, p.179–191, 1999.

GUERRA, J.B.; FREITAS, C.C.; MURA, J.C. Evaluating the potential of L band PolSAR data to discriminate deforestation increment areas in Amazon rain forest. In: GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, IGARSS, 2008, Boston. **Proceedings...** Boston, USA: IEEE, 2008. DOI: 10.1109/IGARSS.2008.4779652.

HAUGAASEN, T., BARLOW, J.; PERES, C.A. Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss. **Forest Ecology and Management**, v.179, p.321-331, 2003.

HENDERSON, F.M.; LEWIS, A.J. **Manual of remote sensing: principles and applications of imaging radar**. 3. ed. New York, USA: John Wiley Sons, 1998, 896 p.

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.

HORN, H.S. Measurement of "Overlap" in comparative ecological studies. **The American Naturalist**, v.100, p.419-424, 1966.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Avaliação rápida dos danos ambientais dos incêndios que atingiram as florestas de Roraima em 1998**. Brasília: IBAMA, 1998, 87p. Relatório preliminar não publicado.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira.**, Rio de Janeiro, 1992. 92p. Manuais Técnicos em Geociências, n.1.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Fourth assessment report: the physical science basis**. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2007.

INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX (IPNI). Disponível em: <http://www.ipni.org>. Acesso em: setembro, outubro e novembro de 2010.

JENSEN, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres** / John R. Jensen; tradução José Carlos Epiphanyo (coordenador)... [et al.]. – São José dos Campos, SP: Parênteses, 2009, 598 p.

KASISCHKE, L.L.; BOURGEOU-CHAVEZ; FRENCH, N.H.F. Observations of variations in ERS-1 SAR image intensity associated with forest fires in Alaska. **IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing**, v. 32, n. 1, p. 206–210, 1994.

KOUTSIAS, N.; KARTERIS, M. Logistic regression modelling of multitemporal Thematic Mapper data for burned area mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, p. 3499–3514, 1998.

KUPLICH, T.M.; SHIMABUKURO, Y.E.; SERVELLO, E.; SANO, E.E. Polarimetric signatures and classification of tropical land covers. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), 2009, Cape Town, South Africa. **Proceedings...** Cape Town: IEEE, 2009. p. 118-121.

KUTNER, M. H., NACHTSHEIM, C. J.; NETER, J. **Applied Linear Regression Models**, 4.ed. Boston: McGraw-Hill Irwin, 2004. 701p.

LE TOAN, T.; BEAUDOIN, A.; RIOM, J.; GUYON, D. Relating Forest Biomass to SAR Data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 30, n. 2, p.403-411, 1992.

LE TOAN, T.; PICARD, G.; MARTINEZ, J. M.; MELON, P.; DAVIDSON, M. . On the relationships between radar measurements and forest structure and biomass. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON RETRIEVAL OF BIO- AND GEOPHYSICAL PARAMETERS FROM SAR DATA FOR LAND APPLICATIONS, 3., Sheffield. **Proceedings...** Sheffield, UK: ESA, 2002. p. 3-12. (ESA SP-475).

LEE, J. Refined filtering of image noise using local statistics. **Computer graphics and image processing**, v.15, p.380-389, 1981.

LEE, J.S.; GRUNES, M.R.; DE GRANDI, G. Polarimetric SAR speckle filtering and its implication for classification. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 37, n. 5, p. 2363 - 2373, 1999.

LEE, J.S.; POTTIER, E. **Polarimetric radar imaging: from basics to applications**. Boca Raton: Boca Raton: Taylor & Francis Group CRC Press, 2009. 398 p.

LUCKMAN, A.; BAKER, J.; HONZAK, M.; LUCAS, R. Tropical forest biomass density estimation using JERS-1 SAR: Seasonal variation, confidence limits, and application to image mosaics. **Remote Sensing of Environment**, v. 63, p.126–139, 1998.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MALHI, Y. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v.12, p.1107-1138, 2006.

MALHI, Y.; ROBERTS, J.T.; BETTS, R.A.; KILLEEN, T.J.; LI, W.; NOBRE, C.A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v.319, p.169-172, 2008.

McNAIRN, H.; DUGUAY, C.; BRISCO, B.; PULTZ, T. Z. The effect of soil and crop residue characteristics on polarimetric radar response. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 2, p. 308-320, 2002.

MEIER, E.; FREI, U.; NÜESCH, D. Precise terrain correct geocoded images. In: **SAR geocoding: data and systems**. Kalsruhe: Wichmann Verlag, pp. 173-186, 1993.

MENGES, C. H.; BARTOLO, R. E.; BELL, D.; HILL, G. J. E. The effect of savanna fires on SAR backscatter in northern Australia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 22, p. 4857 – 4871, 2004.

MITCHARD, E.T.A.; SAATCHI, S.; LEWIS, S.L.; FELDPAUSCH, T.R.; WOODHOUSE, I.H.; SONKE, B.; ROWLAND, C.; MEIR, P. Measuring biomass changes due to woody encroachment and deforestation/degradation in a forest–savanna boundary region of central Africa using multi-temporal L-band radar backscatter. **Remote Sensing of Environment**, v.115, p.2861-2873, 2011.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, G.H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Chichester, England: John Wiley and Sons, Inc., 1974. 547 p.

MURA J.C., CORREIA A.H., HONDA P. Calibração preliminar dos dados SAR polarimétricos em banda L do sensor R99B do CENSIPAM. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 4951-4958. CD-ROM; On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. (INPE-16465-PRE/11043). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.22.23.37>>. Acesso em: 30 mar. 2012

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, São José dos Campos, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3837N9S>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

- NEEFF, T.; DUTRA, L.V.; SANTOS, J.R.; FREITAS C.C; ARAÚJO, L.S. Tropical forest measurement by interferometric height modeling and P-band radar backscatter. **Forest Science**, v. 51, n. 6, p. 585-594, 2005.
- NELSON, B. W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.L.G.; SOUZA, S.G.A.; BATISTA, G.T.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 119, p. 149-167, 1999.
- NEPSTAD, D.C.; STICKLER, C.M.; SOARES-FILHO, B.; MERRY, F. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v.363, p.1737–1746, 2008.
- NEPSTAD, D.C.; TOHVER, I.M.; RAY, D.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecology**, v.88, p.2259–2269, 2007.
- NEPSTAD, D.C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A. Largescale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v.398, p.505–508, 1999.
- NETER, J.; KUTNER, M. H.; NACHTSHEIM, C. J.; WASSERMAN, W. **Applied Linear Statistical Models**. 4.ed. Boston: McGraw-Hill, 1996, 1408 p.
- NUMATA, I., COCHRANE, M.A; GALVÃO, L.S. Analyzing the Impacts of Frequency and Severity of Forest Fire on the Recovery of Disturbed Forest using Landsat Time Series and EO-1 Hyperion in the Southern Brazilian Amazon. **Earth Interactions**, v.15, p.1-17, 2011.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 1983, 632p.
- OLIVEIRA, A.N.D., AMARAL, I.L.D., RAMOS, M.B.P., NOBRE, A.D., COUTO, L.B.; SAHDO, R.M. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v.38, p.627-641, 2008.
- OUARZEDDINE, M.; SOUISSI, B.; BELHADJI-AISSA, A. Classification of polarimetric SAR images based on scattering mechanisms. In: International Symposium on Spatial Data Quality, 5., 2007, Enschede. **Proceedings...** Enschede, The Netherlands: ITC, 2007.
- PARADELLA, W.R.; SANTOS, A.R; VENEZIANI, P.; CUNHA, E.S. Radars Imageadores nas Geociências: Estado da Arte e Perspectivas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.57, n. 1, p.56-62, 2005.

POPE, K.O.; BENAYAS-REY, J.M.; PARIS, J.F. Radar remote sensing of forest and wetland ecosystems in the Central American tropics. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, n. 2, p.205-219, 1994.

QUEGAN, S. A unified algorithm for phase and cross-talk calibration of polarimetric data-theory and observation. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 32, n. 1, p. 89 - 99, 1994.

RAUSTE, Y.; HÄME, T.; PULLIAINEN, J.; HEISKA, K.; HALLIKAINEN, M. Radar-based forest biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing**, v.15, n.14, p.2797-2808, 1994.

RAY, D., NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of flammability in mature and disturbed forests in an east-central Amazon landscape. **Ecological Applications**, v.15, p.1664–1678, 2005.

RENCHER, A. C.; SCHAALJE, G. B. **Linear models in statistics**. 2 ed. New Jersey, Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, 2007. 672p.

RIBEIRO, J.E.L.S. et al. **Flora da reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) & Department for International Development (DFID), 1999. 816p.

RIGNOT, E. J.; ZIMMERMANN, R.; VAN ZYL, J. J. Spaceborne applications of P band imaging radars for measuring forest biomass. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.33, n.5, p.1162-1169, 1995.

RIGNOT, E.; SALAS, W.A. e SKOLE, D.L. Mapping deforestation and secondary growth in Rondonia, Brazil, using imaging radar and Thematic Mapper data. **Remote Sensing of Environment**, v.59, p.167–179, 1997.

ROSS, S.; BRISCO, B.; BROWN, R.J.; YUN, S.; STAPLES, G. **Paddy Rice Monitoring with RADARSAT-1**. 1998. Disponível em: http://gs.mdacorporation.com/rsic/agriculture/gs_rice.pdf . Acesso em: 20 de outubro de 2011.

SAATCHI, S.S., SOARES, J.V. and ALVES, D.S. Mapping deforestation and land use in Amazon rainforest by using SIR-C imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 59, p. 191–202, 1997.

SAATCHI, S.S.; HALLIGAN, K.; DESPAIN, D. G.; CRABTREE, R. L. Estimation of forest fuel load from radar remote sensing. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 45, n. 6, p. 1726 – 1740, 2007a.

- SAATCHI, S. S., HOUGHTON, R. A., ALVALÁ, R. C. S., SOARES, J. V. & YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, v.13, p.816-837, 2007b.
- SAATCHI, S.S.; DUBAYAH, R.; CLARK, D.; CHAZDON, R.; HOLLINGER, D. Estimation of forest biomass change from fusion of radar and lidar measurements. In: Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal, 9. 2010, Curitiba. **Apresentação...** Disponível em: <<http://www.slideshare.net/grssiieee/estimation-of-forest-biomass>>.
- SAATCHI, S.; MARLIER, M.; CHAZDON, R.L.; CLARK, D.B.; RUSSELL, A.E. Impact of spatial variability of tropical forest structure on radar estimation of above-ground biomass. **Remote Sensing of Environment**, v.115, p.2836-2849, 2011.
- SALAZAR, L.F.; NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D. Climatic change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v.34, L09708, 2007.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.; UHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **The Journal of Ecology**, v.76, p.938–958, 1988.
- SANTOS, J.R.; PARDI-LACRUZ, M.S.; ARAÚJO, L.S.; XAUD, H.A.M. El proceso de queima de biomassa de bosque tropical y de sabanas en la Amazonia Brasileira: experiencias de monitoreo com dados ópticos y de microondas. **Série Geográfica**, v.7, p.97-108, 1998.
- SANTOS, J.R.; ARAUJO, L.S.; PARDI-LACRUZ, M.S. Potential Use of JERS-1 Data for Biomass Estimation of Tropical Forest Environments in Brazilian Amazonia. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM - IGARSS '00, 2000, Honolulu, Hawaii. **Proceedings...** Honolulu: IEEE, 2000
- SANTOS, J. R.; M. S. PARDI LACRUZ; L. S. ARAUJO; M. KEIL. Savanna and tropical rainforest biomass estimation and spatialization using JERS-1 data. **International Journal of Remote Sensing**, v.23, n.7, p.1217-1229, 2002.
- SANTOS, J.R.; FREITAS, C.C.; ARAUJO, L.S.; DUTRA, L.V.; MURA, J.C.; GAMA, F.F.; SOLER, L.L.; SANT'ANNA, S.J.S. Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 482-493, 2003.
- SANTOS, J. R.; ARAUJO, L.S.; KUPLICH, T.M.; FREITAS, C.C.; DUTRA, L.V.; SANT'ANNA, S.J.S.; GAMA, F.F. Tropical forest biomass and its relationship with P-band SAR data. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 58, n. 1, p. 37-43, 2006.

SANTOS, J. R.; MURA, J.C.; PARADELLA, W.R.; DUTRA, L.V.; GONÇALVES, F.G. Mapping recent deforestation in the Brazilian Amazon using simulated L-band MAPSAR images. **International Journal of Remote Sensing**, v.29, p. 4879-4889, 2008.

SANTOS, J.R.; GONÇALVES, F.G. Configuration of L-band polarimetric signatures and scattering mechanisms of forest targets in the Brazilian Amazon. In: INTERNATIONAL SOCIETY FOR PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM – ISPRS, 2008. Beijing, China. **Proceedings...**Beijing, 2008. v. 37, Part B8. p. 1075-1079.[CDROM].

SANTOS, J.R.; NARVAES, I.S.; GRAÇA, P.M.L.A.; GONÇALVES, F.G. Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon.. In: JEDLOVEC, G. (NASA/MSFC-USA). (Org.). **Advances on geosciences and remote sensing**. 1 ed. Vukovar, Croatia: In-Tech, 2009. v. 8, p. 183-206.

SCHILLING, A.C.; BATISTA, J.L.F. Curva de acumulação de espécie e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.1, p.179-187, 2008.

SHAO, Y.; FAN, X.; LIU, H.; XIAO, J.; ROSS, S.; BRISCO, B.; BROWN, R.; STAPLES, G. Rice monitoring and production estimation using multitemporal RADARSAT. **Remote Sensing of Environment**, v. 76, p. 310-325, 2001.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v.52, p.591-611, 1965.

SHIMABUKURO, Y.E.; DUARTE, V.; ARAI, E.; FREITAS, R.M.; LIMA, A.; VALERIANO, D.M.; BROWN, I.F.; MALDONADO, M.L.R. Fraction images derived from Terra Modis data for mapping burnt areas in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, p. 1537-1546, 2009.

SHIMADA, M.; TANAKA, H.; TADONO, T.; WATANABE, M. Calibration and validation of PALSAR (II): Use of polarimetric active radar calibrator and the amazon rainforest data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, p. 1849-1851, 2003.

SHIMADA, M.; WATANABE, M.; ROSENKVIST, A.; TADONO, T. PALSAR Calibration and validation - 2005 update. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, p. 3365-3368, 2005.

SHIMADA, M.; ISOGUSHI, O.; TADONO, T.; ISONO, K. PALSAR radiometric and geometric calibration. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.47, p.3915-3932, 2009.

SIEGERT, F.; RUECKER, G. Use of multitemporal ERS-2 SAR images for identification of burned scars in south-east Asian tropical rainforest. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, p. 831–837, 2000.

SILVA, G.F.N. **Processamento de imagens digitais e análise espacial para o estudo da susceptibilidade a incêndios florestais nas regiões do Apiaú e Ribeiro Campos – RR**. 2006. 95p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2006.

SILVA, G.F.N.; XAUD, M.R.; OLIVEIRA JR, M.C.M.; OLIVEIRA, R.A.E.; TAVARES JR, S.S.; XAUD, H.A.M. **Monitoramento de parâmetros meteorológicos de risco de fogo em ecossistemas florestais na região do Apiaú – Roraima**. Roraima: EMBRAPA Boa Vista, 2006, 17p. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 03.

SILVA, A. Q. **Avaliação de imagens SAR no mapeamento de crostas lateríticas do depósito N1, Província Mineral de Carajás, Pará**. 2010. 261 p. (sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/08.03.12.52-TDI). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3826JGH>>. Acesso em: 30 mar. 2012.

SILVESTRINI, R.A.; SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ASSUNÇÃO, R. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications**, v.21, p.1573-1590, 2011.

SLIK, J.W.F.; BERNARD, C.S.; VAN BEEK, M.; BREMAN, F.C.; EICHHORN, K.A.O. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. **Oecologia**, v.158, p. 579-588, 2008.

SLIK, J.W.F.; BREMAN, F.C.; BERNARD, C.; VAN BEEK, M.; CANNON, C.H.; EICHHORN, K.A.O.; SIDDIYASA, K. Fire as a selective force in a Bornean tropical everwet forest. **Oecologia**, v. 164, p.841-849, 2010.

SNEDECOR, G.W.; COCHRAN, W.G. **Statistical Methods**. 8.ed. Iowa: State University Press. 1989, 491 p.

SUN, G. Q.; ROCCHIO, L.; MASEK, J.; WILLIAMS, D.; RANSON, K. J. Characterization of forest recovery from fire using Landsat and SAR data. IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE & REMOTE SENSING SYMPOSIUM, IGARSS '02, 2002. Toronto, Canada. **Proceedings...** Toronto, Canada: IEEE 2002 p. 1076–1078.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA AMAZÔNIA / Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (SUDAM/IBGE). **Mapa de vegetação da Amazônia (1:2.500.000)**. Belém,1989.

TANASE, M.; SANTORO, M.; DE LA RIVA, J.; PÉREZ-CABELLO, F. Backscatter properties of multitemporal TerraSAR-X data and the effects of influencing factors on burn severity evaluation, in a Mediterranean pine forest. In: **IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE & REMOTE SENSING SYMPOSIUM, IGARSS 09, 2009**, Cape Town, Africa. **Proceedings...** Cape Town, South Africa: IEEE, 2009. vol. III, p. 593–596.

TANASE, M. A.; SANTORO, M.; RIVA, J.; PÉREZ-CABELLO, F.; LE TOAN, T. Sensitivity of X-, C-, and L-Band SAR backscatter to burn severity in Mediterranean pine forests. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 48, p. 3663–3675, 2010a.

TANASE, M.A.; PEREZ-CABELLO, F.; de la RIVA, J.; SANTORO, M. TerraSAR-X data for burn severity evaluation in mediterranean forests on sloped terrain. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.48, n.2, p.917-929, 2010b.

TANASE, M.A.; de la RIVA, J.; SANTORO, M.; PEREZ-CABELLO, F.; KASISCHKE, E. Sensitivity of SAR data to post-fire forest regrowth in Mediterranean and boreal forests. **Remote Sensing of Environment**, v.115, p.2075-2085, 2011.

TOUZI, R.; BOERNER, W. M.; LEE, J. S.; LUENEBURG, E. A review of polarimetric in the context of synthetic aperture radar: concepts and information extraction. **Canadian Journal of Remote Sensing**. v. 30, n. 3, p. 380-407, 2004.

TOUZI, R. Target scattering decomposition in terms of roll-invariant target parameters. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 45, p. 73-84, 2007.

UHL, C., CLARK, K., CLARK, H. e MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **The Journal of Ecology**, v. 69, p. 631–649, 1981.

ULABY, F. T.; ELACHI, C. **Radar polarimetry for geoscience applications**. Norwood: Artech House, Inc., 1990. 388 p.

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

VAN ZYL, J.J., ZEBKER H.A., ELACHI C. Imaging radar polarimetric signatures: theory and observation. **Radio Science**, v. 22, n. 4, p. 529-543, 1987.

WANG, Y.; KASISCHKE, E.; BOURGEOU-CHAVEZ, L.L.; O'NEILL, K.P.; and FRENCH, N.H.F. Assessing the influence of vegetation cover on soil-moisture signatures in fire-disturbed boreal forests in interior Alaska: modelled results. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, p. 689–708, 2000.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v.21, p.213-251, 1972.

WILLIAMS, J., ALBRIGHT, D., HOFFMAN, A.A., ERITSOV, A., MOORE, P.F., MORAIS, C.M.M.J., LEONARD, M., SAN MIGUEL-AYANZ, J., XANTHOPOULOS, G.; LIEROP., P. VAN. 2011 Findings and implications from a coarse-scale global assessment of recent selected mega-fires. In: INTERNATIONAL WILDLAND FIRE CONFERENCE, WILDFIRE, 5., 2011, Sun City, South Africa. **Proceedings...** Sun City, 2011, p.9-13.

WOODHOUSE, I. H. **Introduction to microwave remote sensing**. Boca Raton: Taylor & Francis Group CRC Press, 2006. 370 p.

XAUD, M. R. **Avaliação de dados TM/LANDSAT e SAR/JERS na caracterização da cobertura vegetal e distribuição de fitomassa em áreas de contato floresta/savana no Estado de Roraima – Brasil**. 1998. 151p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

XAUD, H. ; MARTINS, F.S.R.V.; SANTOS, J.R. Tropical forest degradation by mega-fires in northern Brazilian Amazon. Submetido: **Forest Ecology and Management**, 2012.

GOVERNO DO ESTADO DE RORAIMA. Secretaria de Desenvolvimento e Planejamento (RR.SEPLAN). **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Roraima ZEE**. Boa Vista, 2002, 308p. (Versão Preliminar).

APÊNDICE A – Localização das unidades amostrais: ponto inicial do transecto em UTM/WGS84.

| Parcela | X | Y |
|---------|-------------|-------------|
| 1 | 686442.2407 | 270229.3769 |
| 2 | 686457.4060 | 270296.1196 |
| 3 | 686360.7152 | 269702.4956 |
| 4 | 686263.4791 | 269778.1769 |
| 5 | 685020.3270 | 267709.0728 |
| 6 | 685059.4792 | 267653.4886 |
| 7 | 684922.5007 | 267622.6791 |
| 8 | 684867.9485 | 267502.2803 |
| 9 | 678472.7037 | 267024.9656 |
| 10 | 678402.6792 | 267024.9161 |
| 11 | 678795.0684 | 267671.0985 |
| 12 | 678662.9334 | 267741.1907 |
| 13 | 689353.6711 | 273596.6448 |
| 14 | 689464.9691 | 273545.6881 |
| 15 | 683108.8347 | 281938.7841 |
| 16 | 683090.1242 | 281898.9410 |
| 17 | 683081.0313 | 291708.6616 |
| 18 | 683031.7205 | 291685.6182 |
| 19 | 695118.9435 | 249507.3312 |
| 20 | 695023.7115 | 249579.4166 |
| 21 | 697816.4651 | 257651.9647 |
| 22 | 697947.4758 | 257673.4732 |
| 23 | 708306.9753 | 264733.8800 |
| 24 | 708353.8245 | 264794.0395 |
| 25 | 708602.6533 | 263343.3400 |
| 26 | 708633.5957 | 263313.9315 |
| 27 | 685077.9627 | 268848.5939 |
| 28 | 685126.6212 | 268858.7387 |
| 29 | 692582.6857 | 276436.3054 |
| 30 | 692668.0342 | 276539.3266 |
| 31 | 675009.4378 | 289319.5951 |
| 32 | 675042.1492 | 289314.1185 |
| 33 | 684716.4450 | 278954.3645 |
| 34 | 684706.1682 | 278980.9346 |
| 35 | 690002.2574 | 288608.7956 |
| 36 | 689954.8416 | 288736.6854 |
| 37 | 690854.8963 | 288934.2172 |
| 38 | 690951.7124 | 289050.7153 |
| 39 | 698107.5850 | 281180.3175 |
| 40 | 698042.6453 | 281017.7770 |
| 41 | 682299.9649 | 249950.5346 |
| 42 | 682339.9042 | 249994.4457 |
| 43 | 649821.0490 | 301195.1771 |
| 44 | 649726.7839 | 301170.5488 |
| 45 | 649029.5731 | 288232.8493 |
| 46 | 649097.1948 | 288247.8030 |
| 47 | 665211.6414 | 299491.6751 |
| 48 | 665274.4850 | 299419.5610 |
| 49 | 654029.7757 | 282620.2181 |
| 50 | 653927.9194 | 282702.0146 |

