



**ESTUDO DOS IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA EM ÁREAS DE
CONCESSÃO FLORESTAL UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS**

EKENA RANGEL PINAGÉ

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**ESTUDO DOS IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO
MADEIREIRA EM ÁREAS DE CONCESSÃO FLORESTAL
UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS**

EKENA RANGEL PINAGÉ

ORIENTADOR: PROF. DR. ERALDO A. T. MATRICARDI

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - UnB**

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.DM-220/2013

BRASÍLIA/DF: AGOSTO DE 2013

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

ESTUDO DOS IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA EM
ÁREAS DE CONCESSÃO FLORESTAL UTILIZANDO IMAGENS
ORBITAIS

EKENA RANGEL PINAGÉ

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.DM-220/2013
DISSERTAÇÃO APROVADA POR:

Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI
Professor do Departamento de Engenharia Florestal – UnB
ematricardi@unb.br (ORIENTADOR)

Dr. DALTON DE MORRISON VALERIANO
Pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
dalton@dsr.inpe.br (EXAMINADOR EXTERNO)

Dr. HUMBERTO NAVARRO DE MESQUITA JUNIOR
Gerente Executivo do Serviço Florestal Brasileiro - SFB
humberto.mesquita-junior@florestal.gov.br (EXAMINADOR EXTERNO)

Prof. Dr. REGINALDO SÉRGIO PEREIRA
Professor do Departamento de Engenharia Florestal – UnB
reginaldosp@unb.br (SUPLENTE INTERNO)

Brasília/DF, 15 de agosto de 2013.

FICHA CATALOGRÁFICA

Pinagé, Ekena Rangel.
P645e Estudo dos impactos da exploração madeireira em áreas de concessão florestal utilizando imagens orbitais / Ekena Rangel Pinagé. -- 2013.
xv, 103 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 2013.

Inclui bibliografia.

Orientação: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi.

1. Florestas - Proteção. 2. Monitorização ambiental. 3. Sensoriamento remoto. 4. Manejo florestal. I. Matricardi, Eraldo A. T.. II. Título.

CDU 634.0

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

PINAGÉ, E.R. (2013). Estudos dos impactos da exploração madeireira em áreas de concessão florestal utilizando imagens orbitais. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Publicação **PPGEFL.DM-220/2013**. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília - UnB, Brasília/DF. 2013. 103p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Ekena Rangel Pinagé

TÍTULO: Estudos dos impactos da exploração madeireira em áreas de concessão florestal utilizando imagens orbitais.

GRAU: MESTRE

ANO: 2013

É concedida à Universidade de Brasília (UnB) permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Ekena Rangel Pinagé
ekenapinage@hotmail.com

Dedico esse trabalho ao Ygor, à Isadora e ao Thor, que mesmo sentindo a minha ausência, sempre me receberam de sorrisos e braços abertos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Herenita e Luiz Carlos, por toda a dedicação, carinho e apoio, e aos meus irmãos Graciema, Tainá e Luiz.

Ao meu orientador Eraldo Matricardi, pela imensa disponibilidade, boa vontade para repassar conhecimento, discussões e apoio. Você tornou essa jornada mais leve e divertida.

Aos meus gerentes no Serviço Florestal Brasileiro, Anna Fanzeres e José Humberto Chaves, por seu apoio irrestrito à realização do mestrado.

Aos meus colegas do Serviço Florestal Brasileiro pelo companheirismo e apoio: Chirle Colpini, Sidney Valeriano, Alcâmenes, Ricardo Vilar, Dulce Vidigal.

Às sempre amigas Liliana Sayuri, Patrícia Genovez, Paula Cálgaro, Renata Aranha e Mônica Ramos.

À Alessandra Rodrigues, por compartilhar a organização e a execução do trabalho de campo e pela alegria contagiante.

Ao Dalton Valeriano, por ter me apresentado ao Eraldo e pelas inúmeras dicas e explicações sobre sensoriamento remoto e variáveis biofísicas da vegetação.

Aos colegas do mestrado Yuri Salmona, Olívia Barros, Alexandre Assis. E um agradecimento especial ao colega Fabrício Assis Leal, fundamental na etapa final da pesquisa.

Ao Clayton Borges da Silva e ao Flávio Ponzoni, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, pela orientação acerca das fotografias hemisféricas.

Ao Serviço Florestal Brasileiro e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais por viabilizar a concepção desse estudo e o trabalho de campo, e aos concessionários Amata, Sakura e Madeflona pelo apoio logístico na Floresta Nacional do Jamari.

Às pessoas que se dispuseram a me ajudar com a revisão do manuscrito: Luiz Carlos, Graciema, Yuri, Liliana, Ygor.

Aos membros da banca examinadora, pelas valiosas contribuições que muito agregaram ao documento final.

Aos funcionários da Secretaria de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Pedro e Francisco César, pelo apoio nos trâmites processuais.

Ao professor Reginaldo Pereira, coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, sempre muito cortês e prestativo no apoio aos alunos da pós.

À Valderina Monteiro, sempre disposta a ajudar.

RESUMO

Os recursos florestais da região amazônica têm sido largamente explorados de maneira predatória. Para reverter esse cenário, um novo modelo de gestão florestal está sendo implementado, com a concessão de terras públicas para a exploração florestal por empresas. Nesse modelo, o controle da atividade florestal é muito maior. Um dos aspectos do controle florestal, que se dá no nível da paisagem, é o monitoramento do corte seletivo com o uso de imagens de satélite e técnicas de geoprocessamento. Entretanto, por se tratar de um fenômeno mais complexo de detectar e classificar que o corte raso, esse monitoramento tem limitações. Este trabalho buscou avaliar os impactos da exploração florestal na primeira concessão florestal do Brasil, na Floresta Nacional do Jamari, no estado de Rondônia, com o uso de dados do inventário florestal da área, dados de campo e imagens de satélite. A primeira etapa se baseou na coleta e análise de dados de abertura de dossel nos diferentes estratos das áreas exploradas; a segunda etapa consistiu no desenvolvimento e aplicação de uma abordagem para a detecção da infraestrutura para a exploração florestal em imagens Landsat e *RapidEye*; e a terceira avaliou a relação existente entre a exploração florestal percebida pelas imagens de satélite e os dados de campo e da volumetria das árvores exploradas. Os resultados da análise dos dados de campo indicaram a existência de um gradiente de abertura de dossel nos diferentes estratos das áreas exploradas e que não houve diferença significativa nesse indicador de impacto entre as duas áreas de estudo. Para a segunda etapa, os resultados apontam o NDVI como a melhor técnica para a detecção da infraestrutura nas imagens *RapidEye* e a Análise de Componentes Principais nas imagens Landsat, mas que a detecção para essa última é pouco efetiva. Na terceira etapa, concluiu-se que o volume das árvores abatidas não é correlacionado com os valores dos índices de vegetação, e que a fração de cobertura florestal derivada do NDVI estimou com maior precisão a abertura de dossel obtida a partir dos dados de campo. Ainda, chegou-se a conclusão de que os pátios de estocagem, estradas primárias, estradas secundárias, clareiras de árvores e trilhas de arraste contribuem com 35.5%, 21.5%, 5.6%, 5.7% e 0.5%, respectivamente para a diminuição da cobertura florestal. Os resultados desse estudo contribuem para a consolidação do sistema de monitoramento das concessões florestais no Brasil.

Palavras-Chave: Manejo Florestal Sustentável, Concessões Florestais, Impactos, Sensoriamento Remoto, Fração de Cobertura Florestal

ABSTRACT

STUDY OF SELECTIVE LOGGING IMPACTS IN FOREST CONCESSION SITES USING REMOTELY SENSING DATA

Forest resources in the Amazon region have been severely exploited in the last decades. To mitigate those impacts in the forests, a new forest management model has been conducted on public lands, involving forest concession to logging companies. Under this model, forest activities can be better controlled. One of the aspects of this control, which is taken at the landscape level, is the monitoring of selective logging using satellite imagery and geoprocessing techniques. However, this monitoring has some implicit constraints, because selective logging impacts on forest are subtle to be detected on satellite images. This study intended to assess the impacts of selective logging at the first forest concession site in Brazil, at Jamari National Forest, State of Rondônia, using forest inventory, fieldwork and remotely sensed data. Initially, this study involved collecting and analyzing gap fraction data at the different forest canopy stratum within selectively logged areas; secondly, it was developed and applied a forest infrastructure detection technique in two logged areas using *Landsat* and *RapidEye* imagery; finally, I assessed the relationship between selective logging impacts on forest canopy using remotely sensed and field and inventory data. These study results indicate that there is a gradient of gap fraction in different forest canopy stratum within selectively logged forests and that there was no significant changes in forest canopy between the two study sites. I also observed that forest infrastructure was better detected using NDVI derived from *RapidEye* images and using Principal Component Analysis applied on *Landsat* images, however, logging detection for the 30 meters spatial resolution was very poor. Most importantly, this study result indicates that tree volume was not well correlated with vegetation indices and that fractional coverage derived from NDVI estimated with higher precision gap fraction based on field data. I also observed that log decks, primary roads, secondary roads, tree fall gaps and skid trails contributed to decrease 35.5%, 21.5%, 5.6%, 5.7% e 0.5% of forest canopy, respectively. This study may improve the Brazilian forest concessions monitoring system.

Keywords: Sustainable Forest Management, Forest Concessions, Remote Sensing, Fractional Forest Cover.

SUMÁRIO

1.	Considerações iniciais.....	16
1.1.	Introdução.....	16
1.2.	Objetivos.....	20
1.2.1.	Objetivo geral.....	20
1.2.2.	Objetivos específicos.....	20
1.3.	Revisão de literatura.....	20
1.3.1.	Conceitos sobre exploração madeireira e manejo florestal.....	20
1.3.2.	O uso do sensoriamento remoto no monitoramento da exploração florestal.....	22
1.3.3.	Satélites e sensores.....	25
1.3.3.1.	<i>Landsat 5</i>	25
1.3.3.2.	<i>RapidEye</i>	26
1.3.4.	Índices de vegetação.....	27
1.3.5.	Estimativas da cobertura florestal.....	28
1.4.	Hipóteses.....	29
1.5.	Organização do trabalho.....	31
2.	Estimativa da abertura de dossel nos estratos das áreas manejadas com dados de campo.....	32
2.1.	Introdução.....	32
2.2.	Material e métodos.....	32
2.2.1.	Área de estudo.....	32
2.2.2.	Trabalho de campo.....	34
2.2.3.	Equipamentos utilizados.....	35
2.2.4.	Processamento dos dados de campo.....	36
2.2.5.	Análise dos dados.....	37
2.3.	Resultados e discussão.....	37
2.4.	Conclusões.....	42
3.	Detecção da infraestrutura para exploração florestal.....	44
3.1.	Introdução.....	44
3.2.	Material e métodos.....	44
3.2.1.	Área de estudo.....	44
3.2.2.	Imagens de satélite.....	45
3.2.3.	Técnicas de processamento digital de imagens.....	47
3.2.3.1.	Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).....	47
3.2.3.2.	Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI).....	48
3.2.3.3.	Global Environment Monitoring Index (GEMI).....	49

3.2.3.4. Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME).....	50
3.2.3.5. Análise de Componentes Principais (ACP).....	50
3.2.4. Fluxo do processamento.....	51
3.2.5. Análise dos dados.....	54
3.3. Resultados e discussão.....	55
3.4. Conclusões.....	69
4. Impacto da exploração madeireira no dossel florestal com dados orbitais.....	71
4.1. Introdução.....	71
4.2. Material e métodos.....	71
4.2.1. Área de estudo.....	71
4.2.2. Imagens de satélite.....	73
4.2.3. Índices de vegetação.....	73
4.2.4. Fração de cobertura florestal.....	74
4.2.5. Fluxo do processamento.....	75
4.2.5.1. Relação entre volumetria e índices de vegetação.....	75
4.2.5.2. Relação entre dados de abertura de dossel e a imagem fração de cobertura florestal.....	76
4.2.6. Análise dos dados.....	78
4.3. Resultados e discussão.....	80
4.3.1. Relação entre a volumetria das árvores abatidas e os índices de vegetação.....	80
4.3.2. Relação entre a abertura de dossel estimada com fotografias hemisféricas e a fração da cobertura florestal estimada a partir de imagens orbitais.....	82
4.3.3. Contribuição dos estratos das áreas manejadas para a fração da cobertura florestal.....	84
4.4. Conclusões.....	89
5. Considerações finais.....	91
5.1. Hipóteses revisitadas.....	92
5.2. Oportunidades para futuros estudos.....	94
5.3. Contribuições da pesquisa.....	95
Referências bibliográficas.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Parâmetros orbitais do satélite <i>Landsat 5</i>	25
Tabela 1.2 – Características das imagens geradas pelo satélite <i>Landsat 5</i>	26
Tabela 1.3 - Características da constelação de satélites <i>RapidEye</i>	27
Tabela 2.1 - Total de pontos obtidos para cada estrato nas duas áreas de estudo.....	38
Tabela 2.2 - Coeficientes de correlação de Pearson entre as medidas obtidas com os dois equipamentos para cada estrato analisado.....	39
Tabela 3.1 - Informações das imagens <i>Landsat</i> e <i>RapidEye</i> utilizadas na detecção da infraestrutura para exploração florestal.....	45
Tabela 3.2 - Valores de distância solar e ângulo zenital utilizados no cálculo da reflectância no topo da atmosfera para as imagens <i>RapidEye</i> e <i>Landsat</i>	47
Tabela 3.3 - Valores de irradiância exo-atmosférica para cada faixa espectral das imagens <i>RapidEye</i> e <i>Landsat 5</i>	47
Tabela 4.1 – Informações sobre a data e a geometria de aquisição das imagens <i>RapidEye</i> utilizadas nas estimativas da fração de cobertura florestal.....	73
Tabela 4.2 - Descrição das hipóteses nulas para cada variável independente.....	80
Tabela 4.3 - Coeficientes de correlação de <i>Pearson</i> entre os valores dos índices de vegetação e o volume das árvores exploradas.....	80
Tabela 4.4 - Coeficientes e estatísticas de ajuste e precisão para os modelos ajustados.....	83
Tabela 4.5 - Estatísticas de ajuste e precisão dos modelos validados.....	84
Tabela 4.6 - Estatísticas de ajuste e precisão para o modelo ajustado.	84
Tabela 4.7 - Coeficientes da regressão múltipla para a fração de cobertura florestal derivada do NDVI.	85
Tabela 4.8 - Estatísticas de ajuste e precisão para o modelo ajustado.	86
Tabela 4.9 - Coeficientes da regressão múltipla para a fração de cobertura florestal derivada das fotografias hemisféricas.	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Processo gradual de degradação, que leva uma floresta primária ao desmatamento.....	18
Figura 2.1 - Localização da Floresta Nacional do Jamari, de suas Unidades de Manejo Florestal (UMF), e das Unidades de Produção Anual (UPA) objetos desse estudo.....	33
Figura 2.2 - Esquema do sensor LAI-2000 (LI-COR, 2011).....	35
Figura 2.3 - Exemplo de a) foto hemisférica coletada com a lente olho-de-peixe num pátio de estocagem e b) da imagem binária resultante.	37
Figura 2.4 - Média e desvio padrão da abertura de dossel nos diferentes estratos analisados calculados a partir dos dois métodos de coleta.....	38
Figura 2.5 - Fotografias hemisféricas de áreas não exploradas na UPA 1 da UMF 1 (a) e na UPA 1 da UMF 2 (b).....	40
Figura 2.6 - Abertura de dossel nos diferentes estratos das duas áreas de estudo calculada a partir das fotografias hemisféricas.....	41
Figura 3.1 - Regras da árvore de decisão usada na classificação da imagem diferença do NDVI.....	52
Figura 3.2 - Pontos de campo das classes floresta e área explorada utilizados como dado de referência na análise de acurácia.....	53
Figura 3.3 - Etapas da detecção da infraestrutura florestal a partir das imagens de satélite.....	54
Figura 3.4 - Comparação dos resultados das imagens geradas com a Análise de Componentes Principais e com a detecção de mudanças no NDVI para as diferentes resoluções espaciais testadas nas imagens <i>RapidEye</i>	55
Figura 3.5 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens <i>RapidEye</i> com resolução espacial de 5 metros.....	56
Figura 3.6 – Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens <i>RapidEye</i> na resolução espacial de 5 metros.....	58
Figura 3.7 – Infraestrutura florestal mapeada em campo e árvores abatidas até a data das imagens utilizadas na detecção da infraestrutura florestal.	60
Figura 3.8 – Imagem resultante da detecção de mudanças para o índice MSAVI na UPA 1 da UMF 1.....	62
Figura 3.9 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens <i>RapidEye</i> reamostradas para 10 metros de resolução espacial.....	63
Figura 3.10 - Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens <i>RapidEye</i> na resolução espacial de 10 metros.....	65
Figura 3.11 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens Landsat com 30 metros de resolução espacial.....	66
Figura 3.12 - Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens <i>Landsat 5</i>	68
Figura 4.1 - Imagem fração de cobertura derivada do NDVI com a máscara de nuvens e os pontos dos estratos coletados em campo.....	72
Figura 4.2 - Fluxograma da avaliação da relação entre volumetria e os índices de vegetação.....	76

Figura 4.3 - Fluxograma da avaliação da relação entre os dados de abertura de dossel coletados em campo e as imagens fração de cobertura florestal.....	78
Figura 4.4 - Gráficos de dispersão para as distâncias de <i>buffer</i> que apresentaram maior correlação com o volume em cada índice de vegetação.....	81
Figura 4.5 - Dispersão residual dos modelos ajustados para a estimativa da fração de cobertura florestal.....	82
Figura 4.6 - Dispersão residual dos modelos ajustados na validação.....	84
Figura 4.7 - Gráfico <i>boxplot</i> da distribuição residual para estimativa da contribuição de cada estrato na fração da cobertura florestal a partir do NDVI.....	86
Figura 4.8 - Gráfico <i>boxplot</i> da distribuição residual para estimativa da contribuição de cada estrato na fração da cobertura florestal a partir das fotografias hemisféricas.....	87
Figura 4.9 - Dispersão residual dos modelos ajustados para a estimativa da contribuição dos estratos na fração de cobertura florestal.	88
Figura 4.10 - Contribuição dos estratos das áreas exploradas na mudança da fração de cobertura florestal, para os dados estimado a partir das imagens orbitais (FC NDVI) e a partir das fotografias hemisféricas (FC CAMPO).....	88

LISTA DE SIGLAS

- ACP - Análise de Componentes Principais
- CLAS - *Carnegie Landsat Analysis System*
- DAP - Diâmetro à Altura do Peito
- DEGRAD – Projeto de Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira
- EIR - Exploração de Impacto Reduzido
- ETM+ - *Enhanced Thematic Mapper Plus*
- FC - Fração de Cobertura Florestal
- FLONA - Floresta Nacional
- GEMI - *Global Environment Monitoring Index*
- GPS - *Global Positioning System*
- IAF - Índice de Área Foliar
- IHS - *Intensity, Hue, and Saturation*
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- IV - Índice de vegetação
- LIDAR - *Laser Interferometry Detection and Ranging*
- LDCM - *Landsat Data Continuity Mission*
- MLME - Modelo Linear de Mistura Espectral
- MSS - *Multispectral Scanner System*
- MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*
- NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*
- OLI - *Operational Land Imager*
- PAR – *Photosynthetically Active Radiation*
- PC - Principal Componente
- PRODES - Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite
- REIS - *RapidEye Earth Imaging System*

SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index*

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SR - *Simple Ratio*

SPOT - *Satellite Pour l'Observation de la Terre*

TIRS - *Thermal Infrared Sensor*

TM - *Thematic Mapper*

UA - Unidades astronômicas

UMF - Unidade de Manejo Florestal

UPA - Unidade de Produção Anual

1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1. INTRODUÇÃO

A Amazônia tem um estoque imenso de recursos florestais, abrigando um terço das florestas tropicais do mundo. Entretanto, esse importante bioma brasileiro está sob constantes ameaças ambientais pelo desmatamento e pela degradação florestal.

Dados do Projeto PRODES – Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite, conduzido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2013a), apontam que a taxa de desmatamento na Amazônia Legal está em queda desde 2004, ano que apresentou a segunda maior taxa desde o início do mapeamento, em 1988. Todavia, os dados consolidados para o ano de 2012 ainda apontaram 4571 km² desmatados, sendo que os estados do Mato Grosso, Pará e Rondônia contribuíram com cerca de 71% dessa área.

Contudo, esta abordagem de mensurar os impactos humanos nas florestas tropicais apenas pelas taxas de desmatamento desconsidera as alterações que reduzem mas não eliminam totalmente a cobertura florestal, causando a degradação da floresta.

O termo degradação se refere às mudanças na floresta que afetam negativamente a estrutura ou função de uma vegetação ou local, e por conseguinte, diminuem sua capacidade de prover produtos e/ou serviços (FAO, 2001). Ao contrário do desmatamento, este conceito tem sido usado para descrever as perturbações nas características da floresta que não envolvem a conversão da cobertura original em outros tipos de cobertura (LAMBIN, 1999). Na Amazônia, a degradação florestal causada por fatores antropogênicos está relacionada à fragmentação florestal (COCHRANE, 2001), à exploração madeireira convencional (LAMBIN, 1999; NEPSTAD et al., 1999) a aos incêndios florestais (COCHRANE et al., 1999).

Até a década de 60 a extração madeireira na região era de baixo impacto, restrita às várzeas. Após essa época, se tornou uma extração de grandes proporções impulsionada pela abertura de grandes estradas, o que permitiu o deslocamento dessa atividade para as áreas de terra firme (UHL et al., 1997). Estimativas para os anos de 1996 e 1997 apontam que de 10.000 a 15.000 km²/ano das florestas da Amazônia são afetados por essas práticas (NEPSTAD et al., 1999).

O sistema DEGRAD – Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira, também conduzido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE,

2013b), mapeia áreas de floresta degradada com tendência a ser convertida em corte raso. Segundo esse sistema, foram mapeados 14.915 km² de floresta degradada na Amazônia em 2007 e 24.932 km² em 2008. Os dados também apontaram que 1.845 km² mapeados como área de floresta degradada em 2007 foram convertidos para corte raso em 2008 (aproximadamente 13% do total).

O corte seletivo de madeira tem potenciais efeitos ambientais negativos na floresta, que incluem o aumento de biomassa seca e o consequente aumento da susceptibilidade ao fogo, alterações na cobertura do dossel e impactos na biodiversidade, além da redução dos estoques de carbono florestal originais (SOUZA JÚNIOR; BARRETO, 2000; STONE; LEFEBVRE, 1998; NEPSTAD et al., 1999; AZEVEDO-RAMOS et al., 2005).

A exploração madeireira convencional praticada na Amazônia é um processo que se inicia com a floresta intacta e termina com a conversão completa da floresta primária em áreas desmatadas (INPE, 2008). O primeiro passo é a retirada das madeiras de maior valor comercial, em seguida, as madeiras para a construção civil e, por fim, são colhidas as árvores de madeiras leves remanescentes. Esse processo pode levar alguns anos.

Depois, as árvores de menor porte são derrubadas e toda a vegetação rasteira é destruída. Restam apenas as árvores protegidas ou aquelas sem valor comercial algum. É prática comum a introdução de capim nestas áreas, com a pecuária sendo conduzida concomitantemente nas florestas degradadas. O capim e a cobertura florestal remanescente são queimados posteriormente, provocando uma segunda limpeza da área. Com a recorrência do fogo, sobram vivas apenas cerca de 10% a 20% das árvores que compõem o dossel e grande quantidade de árvores mortas em pé. O capim possui adaptações ao dano causado pelo fogo e brota novamente, o que permite que o gado seja colocado mais uma vez na área degradada. Queimadas subsequentes destroem completamente o que restou da floresta inicial. Este processo de degradação, em que a pastagem é gradativamente introduzida, pode durar alguns anos (INPE, 2008). Em muitos casos, é comum também a área ser totalmente desmatada ao final desse processo, com a subsequente introdução de agricultura mecanizada de larga escala. A Figura 1.1 ilustra esse processo de degradação.

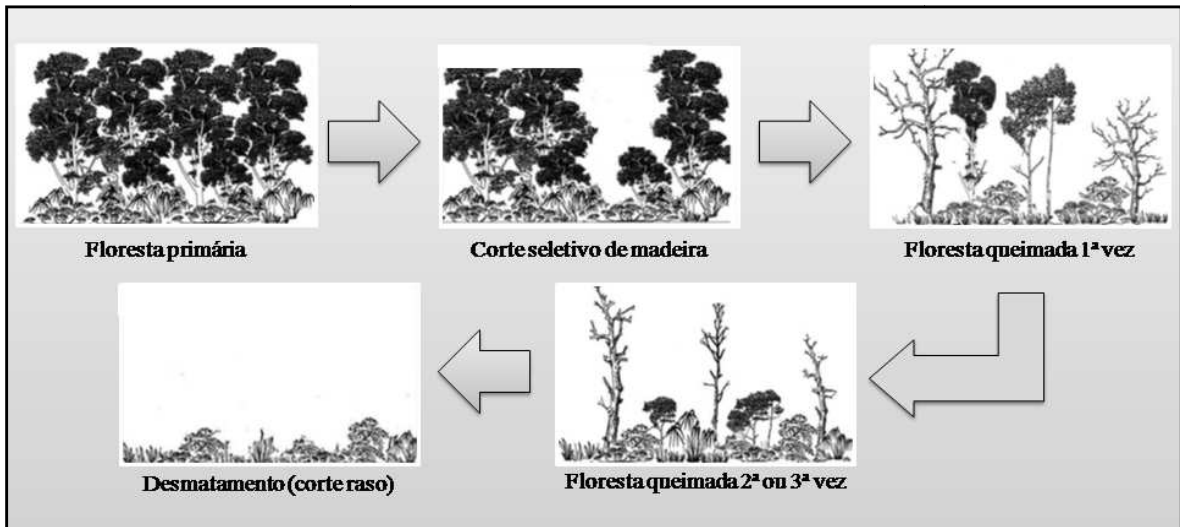


Figura 1.1 - Processo gradual de degradação, que leva uma floresta primária ao desmatamento. Adaptado de INPE (2008) e Barlow e Peres (2008).

A Lei 11.284 de 02 de março de 2006 (BRASIL, 2006), conhecida como Lei de Gestão de Florestas Públicas, instituiu as concessões florestais como instrumento de gestão florestal no nível federal. De acordo com a referida lei, concessão florestal é a

delegação onerosa, feita pelo poder concedente, do direito de praticar manejo florestal sustentável para exploração de produtos e serviços numa unidade de manejo, mediante licitação, à pessoa jurídica, em consórcio ou não, que atenda às exigências do respectivo edital de licitação e demonstre capacidade para seu desempenho, por sua conta e risco e por prazo determinado.

Um novo modelo de gestão florestal está sendo proposto com as concessões florestais, que trazem uma série de benefícios sociais e econômicos à floresta, aos municípios envolvidos e às unidades de conservação exploradas. Nas concessões florestais, pretende-se que o manejo florestal sustentável realmente obedeça a um ciclo, permitindo o uso futuro das mesmas áreas e mantendo as funções ecológicas da floresta. Ao mesmo tempo, contribuindo para o desenvolvimento local e fomento de uma economia de base florestal, compatível com a vocação da região.

Para garantir a eficácia das concessões, ou seja, minimizar os potenciais impactos negativos e maximizar os impactos positivos, é necessário o acompanhamento das atividades de exploração em todas as suas etapas. Além do monitoramento em campo, com a observação de quesitos específicos relativos ao abate das árvores e armazenamento e destinação das toras, é fundamental também mensurar o impacto da exploração madeireira

na escala da área de manejo. Nessa etapa, o monitoramento por satélite pode dar uma grande contribuição, constituindo uma ferramenta fundamental.

O mapeamento do corte seletivo em ecossistemas florestais com dados de sensoriamento remoto é mais complexo que o mapeamento do desmatamento, para o qual já existe metodologia consolidada, uma vez que o corte seletivo deixa para trás um mosaico de florestas primárias com clareiras de derrubadas de árvores, trilhas de arraste, estradas primárias e secundárias, pátios de estocagem de madeira e de maquinário, e árvores danificadas (VERÍSSIMO et al., 1995; UHL et al., 1997). Ademais, vários fatores afetam o sucesso do mapeamento da exploração seletiva: o grau de umidade da estação (em secas prolongadas o dossel da floresta expõe maior quantidade de solo), o tempo decorrido desde a exploração, a intensidade de exploração, entre outros (PINAGÉ, 2011). Como não existe metodologia consolidada para os diferentes contextos da exploração madeireira, é necessário testar métodos para o monitoramento orbital, com o uso de imagens de diferentes sensores, distintas resoluções espaciais e diferentes técnicas de processamento.

Essa pesquisa utilizou trabalho de campo e dados orbitais para avaliar os impactos do manejo florestal sustentável praticado em duas áreas de concessão florestal na Floresta Nacional do Jamari, Estado de Rondônia. Foram analisados os diferentes ambientes das áreas manejadas, doravante denominados de estratos, constituídos pelos pátios de estocagem, estradas primárias e secundárias, clareiras de derrubada de árvores e trilhas de arraste. Também foi desenvolvida e testada uma abordagem para a detecção da infraestrutura florestal em imagens Landsat e *RapidEye*.

Diante dos fatos apontados, este trabalho tem como propósito abordar e responder algumas questões de pesquisa relevantes: é possível mapear a infraestrutura florestal em imagens de satélite com diferentes resoluções espaciais? Existe correlação entre o volume explorado e os dados de sensores orbitais? Dados de abertura de dossel coletados em campo tem aderência às imagens de satélite? É possível quantificar a contribuição de cada estrato das áreas manejadas nas alterações da cobertura florestal?

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo geral

Obter indicações quantitativas dos impactos provocados pelas atividades de exploração madeireira da concessão florestal na Floresta Nacional do Jamari (RO) com o uso de dados de sensoriamento remoto.

1.2.2. Objetivos específicos

- a) Coletar e analisar os dados de abertura de dossel obtidos em campo com dois equipamentos diferentes – fotografias hemisféricas e LAI-2000, em duas áreas de concessão florestal;
- b) Testar a detecção da infraestrutura florestal com diferentes técnicas de processamento de imagens e em diferentes resoluções espaciais;
- c) Avaliar a relação entre impactos do manejo florestal percebidos nas imagens de satélite, dados de abertura de dossel obtidos em campo e a volumetria das árvores exploradas.

1.3. REVISÃO DE LITERATURA

1.3.1. Conceitos sobre exploração madeireira e manejo florestal

O manejo florestal pode ser definido como o uso de práticas de planejamento e princípios de conservação que visam garantir que uma determinada floresta seja capaz de suprir, de forma contínua, um determinado produto ou serviço. O manejo florestal já é previsto por lei desde 1965, através do artigo 15 do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965). Entretanto, o decreto 1.282 (BRASIL, 1994), que regulamenta o manejo florestal para a exploração de florestas na Amazônia, foi publicado apenas em 1994.

Uma definição legal e atualizada de manejo florestal pode ser encontrada na Lei de Gestão de Florestas Públicas, em seu artigo 3º, inciso VI:

Administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal.

A seguir são apresentadas algumas definições que mostram a evolução dos conceitos utilizados na exploração florestal, com a incorporação de novas dimensões (INSTITUTO FLORESTA TROPICAL, 2011):

Exploração Convencional: Exploração sem planejamento das atividades, provocando grandes danos à estrutura florestal e perda de biodiversidade. As florestas são submetidas a contínuos ciclos de exploração e, sem ter tempo suficiente para se recuperar, são depois convertidas para atividades agropecuárias.

Exploração Planejada ou Exploração de Impacto Reduzido (EIR): Executada com planejamento eficiente da exploração, incluindo as práticas do bom manejo. As atividades executadas durante a colheita florestal visam diminuir os danos à vegetação remanescente, usando máquinas e equipamentos apropriados, além de funcionários treinados para o corte e arraste das árvores e o monitoramento da exploração. A floresta é considerada como um investimento, e terá boas chances de se recuperar até o próximo ciclo.

A exploração de impacto reduzido reduz significativamente os danos à floresta, se comparados ao sistema de exploração convencional. Os componentes desse tipo de exploração foram resumidos por Uhl et al. (1997) como:

- a) inventário e mapeamento das árvores a serem exploradas para reduzir o desperdício durante a exploração;
- b) planejamento de estradas, pátios, e trilhas de arraste para minimizar os danos ao solo;
- c) corte prévio de cipós um ano antes da exploração, para melhorar a segurança no trabalho e minimizar danos às árvores vizinhas;
- d) queda direcional de árvores para diminuir danos às árvores de corte futuro e reduzir o desperdício;
- e) extração planejada para reduzir o tempo de uso do maquinário.

Manejo Florestal: Além das técnicas da EIR, atividades adicionais pós-colheita são implementadas para estimular o crescimento da floresta até a próxima colheita (em 25-30 anos), como tratamentos silviculturais (favorecimento de algumas espécies, enriquecimento florestal, etc.) além de providências para a proteção da área de manejo.

Manejo Florestal Certificado: Inclui o cumprimento de todas as normas legais ligadas ao manejo florestal, adicionando outras preocupações de caráter social – cumprimento da legislação trabalhista, respeito às comunidades locais e populações indígenas na área de manejo – e ecológico (proteção de espécies raras e da área manejada contra caça, proteção dos recursos hídricos, entre outros).

Concessões Florestais: todos esses aspectos do manejo certificado estão contemplados nas concessões florestais, além de um componente de monitoramento bastante significativo, que se utiliza de diversos mecanismos e ferramentas: sistemas informatizados *online* de controle da produção (cadeia de custódia); sistemas de rastreamento de veículos de transporte de madeira; checagem em campo da implementação e condução das atividades de exploração florestal; avaliação da dinâmica de desenvolvimento da floresta e de possíveis impactos à biodiversidade por meio de parcelas experimentais; vigilância contra incêndios florestais e degradação de corpos d'água; acompanhamento de indicadores socioeconômicos das regiões das concessões e do bem estar das populações tradicionais envolvidas, entre outros.

1.3.2. O uso do sensoriamento remoto no monitoramento da exploração florestal

De acordo com Novo (2008), o sensoriamento remoto é definido como a utilização conjunta de sensores e equipamentos para processamento de dados e transmissão de dados colocados a bordo de plataformas, com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que o compõem.

Apesar dos desafios e limitações para o uso dessa tecnologia, não há dúvidas de que as técnicas de sensoriamento remoto revolucionaram o mapeamento, avaliação e monitoramento das florestas, possibilitando estimativas precisas da sua extensão e condição em várias escalas, da local até a global (NEWTON, 2007).

A detecção refere-se à capacidade dos sensores orbitais em distinguir alvos, padrões ou objetos específicos, com base em suas características espectrais e/ou espaciais. A detecção da exploração madeireira é difícil porque se trata de um padrão de uso da terra que gera um mosaico complexo de ambientes formados por diferentes tipos de materiais, com arranjo espacial variado (SOUZA JÚNIOR et al., 2003). São encontradas nas florestas exploradas áreas com solo exposto devido a pequenos desmatamentos para a abertura de

pátios de estocagem e estradas; clareiras no dossel da floresta causada pela queda de árvores e movimentação de máquinas; além de remanescentes florestais não danificados (UHL; VIEIRA, 1989).

Existem na literatura vários trabalhos de mapeamento do corte seletivo com o uso de sensoriamento remoto. Em todas as abordagens, o pátio de estocagem é o elemento indicador ou a assinatura espacial de sua presença. A exploração madeireira não mecanizada, na qual não são abertos pátios, estradas e trilhas de arraste, normalmente não pode ser mapeada com sucesso através de imagens de satélite. Nos parágrafos a seguir, alguns desses trabalhos são resumidos.

Watrin e Rocha (1992) foram os pioneiros no mapeamento da exploração madeireira por satélite na Amazônia. O mapeamento foi feito através de interpretação visual de imagens analógicas das bandas 4 e 5 do satélite *Landsat 5* sensor TM. Esses autores usaram a presença de pátios e estradas de exploração como critério para identificação da exploração madeireira, mas não apresentam os critérios para a definição do perímetro da exploração. Stone e Lefebvre (1998) também usaram interpretação visual para mapear exploração madeireira na região de Paragominas, para os anos de 1986 e 1991. Apesar de ser possível a detecção visual da exploração madeireira em composições coloridas de imagens, a definição dos limites da área explorada não é tão clara. Nenhum dos estudos que utilizou interpretação visual definiu critérios rigorosos e replicáveis para o mapeamento de áreas de exploração madeireira através dessa técnica.

Souza Júnior e Barreto (2000) utilizaram imagens *Landsat* e modelo linear de mistura para detectar pátios de estocagem em florestas exploradas em uma área no Pará. Souza Júnior et al. (2003) desenvolveram uma metodologia para mapear classes de floresta degradada para uma área no Pará com o uso de imagens fração (vegetação não fotossintética, vegetação, solo e sombra) derivadas de modelo de mistura espectral com imagens SPOT e utilização de um classificador por árvore de decisão.

Asner et al. (2002) aplicaram análise de textura em imagens *Landsat* para avaliar danos ao dossel florestal resultantes do corte seletivo em outra área, também no Estado do Pará. Baseado nos resultados desse estudo, os autores concluíram que embora essa técnica seja útil para o delineamento da extensão de florestas impactadas pelo corte seletivo, ela não consegue estimar de forma apropriada os danos ao dossel.

Mais recentemente, Souza Júnior et al. (2005a) fizeram uma avaliação de diferentes índices de vegetação e imagens fração para mapear degradação florestal em vários anos em dezenove áreas no leste da Amazônia, enquanto Matricardi et al (2005) estimaram áreas de florestas que sofreram corte seletivo com o uso de imagens *Landsat* e medidas de campo para uma área no Estado do Mato Grosso. Souza Júnior et al. (2005b) desenvolveram uma abordagem baseada em Análise de Mistura Espectral para mapear florestas exploradas e queimadas em outra área também no Mato Grosso.

Asner et al. (2005) desenvolveram uma técnica automática para mapear florestas degradadas por corte seletivo nos cinco estados com maior quantidade de pólos madeireiros da Amazônia brasileira. Os autores utilizaram imagens *Landsat* ETM+ de 1999 a 2002 e o aplicativo CLAS, baseado em modelagem atmosférica e análise de padrões espaciais, para detectar esses impactos. Ao usar o CLAS, eles foram capazes de classificar florestas degradadas por corte seletivo com uma incerteza global absoluta de 14%. Mas a validação dos dados estimados para os cinco estados foi realizada somente em três imagens *Landsat* ETM+ na quais existe concentração de exploração madeireira, revelando um viés que pode comprometer as acurácias reportadas. A limitação dessa técnica é que ela necessita de grande capacidade de processamento das imagens. Além disso, depende de imagens MODIS para a correção atmosférica e de pares de imagens *Landsat* ETM+ para a detecção da exploração.

Matricardi et al. (2010) mediram a extensão e avaliaram os impactos do corte seletivo de madeira e queimadas no Bioma Amazônico com o uso de imagens *Landsat*. Uma análise temporal detalhada desses impactos em florestas nativas na porção amazônica do Estado do Mato Grosso, um dos maiores pólos madeireiros do Brasil, foi realizada. O trabalho incluiu coleta de dados em campo, testes estatísticos do desempenho de diferentes índices de vegetação e da fração vegetação (obtida do modelo de mistura espectral) para avaliar a degradação florestal na presença e ausência de fumaça, e o desenvolvimento de um índice de vegetação modificado mais resistente às condições atmosféricas da área de estudo.

Como visto, interpretação visual e várias técnicas processamento digital de imagens foram desenvolvidas e testadas para a detecção e mapeamento dos impactos da exploração madeireira na Amazônia. Os resultados mais promissores para imagens multiespectrais foram obtidos com análise de mistura espectral. Os sensores de resolução

espacial moderada apresentam a melhor relação custo-benefício para o monitoramento da exploração madeireira por satélite. Os sensores de alta resolução espacial detectam com mais precisão os diversos tipos de ambientes da exploração madeireira, mas o custo das imagens é ainda proibitivo para o seu uso operacional na Amazônia. E não há técnicas automáticas desenvolvidas para mapear a exploração madeireira com este tipo de dados (SOUZA JÚNIOR, 2007).

1.3.3. Satélites e sensores

1.3.3.1. Landsat 5

Os dados *Landsat* constituem o mais longo e complexo registro das superfícies continentais do planeta Terra a partir do espaço, de grande valor para os estudos sobre mudanças globais (NOVO, 2008).

Os satélites *Landsat* 1 a 4 foram lançados e desativados entre 1972 e 1993. O *Landsat* 5 é o quinto da série, e apesar de lançado em 1984, ficou ativo por mais tempo, depois que o sexto e sétimo satélites da série apresentaram problemas. Suas atividades se encerraram em 2012, em função de falhas eletrônicas nos componentes do sistema. Em 2013 foi lançado o *Landsat* 8, também denominado *Landsat Data Continuity Mission* (LCDM), que traz dois novos sensores, o *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS).

A órbita do *Landsat* 5 é repetitiva, circular, sol-síncrona e quase polar. Sua altura é inferior à dos principais satélites, estando posicionada a 705 km em relação à superfície terrestre no Equador. Dados adicionais sobre a órbita do *Landsat* 5 são mostrados na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 – Parâmetros orbitais do satélite *Landsat* 5

Parâmetro orbital	Valor
Altitude (km)	705
Inclinação (graus)	98,2
Período da órbita (minutos)	99
Horário de passagem pelo Equador	09h 45min
Ciclo de cobertura (dias)	16

O sensor presente no satélite *Landsat* 5 é o TM (*Thematic Mapper*). Esse sensor representou um avanço nos sistemas de varredura multiespectral na época do seu

lançamento. Foi concebido para proporcionar resolução espacial mais fina, melhor discriminação espectral entre os objetos da superfície terrestre, maior fidelidade geométrica e melhor precisão radiométrica em relação ao seu antecessor, o *Multispectral Scanner System* (MSS). A Tabela 1.2 apresenta as principais características desse sensor (NOVO, 2008).

Tabela 1.2 – Características das imagens geradas pelo satélite *Landsat 5*

Sensor	Bandas espectrais	Domínio espectral	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução radiométrica	Área imageada
TM (<i>Thematic Mapper</i>)	1 (Azul)	0.45-0.52 μm	30 m			
	2 (Verde)	0.52-0.60 μm	30 m			
	3 (Vermelho)	0.63-0.69 μm	30 m			
	4 (NIR)	0.76-0.90 μm	30 m	16 dias	8 bits	185 km
	5 (SWIR)	1.55-1.75 μm	30 m			
	6 (TIR)	10.40-12.50 μm	120 m			
	7 (SWIR)	2.08-2.35 μm	30 m			

1.3.3.2. *RapidEye*

A constelação *RapidEye* é composta por cinco satélites, lançados em 2008, que permitem a coleta de imagens em 5 bandas espectrais com a mesma resolução espacial, o que possibilita a produção de ortoimagens.

No cenário mundial, o diferencial oferecido pela *RapidEye* é a capacidade de produzir conjuntos de imagens de qualquer ponto da Terra em pouco tempo, fazendo com que ele possa ser utilizado para monitoramento de eventos em agricultura, cartografia, florestas, governos, seguradoras e em outros que necessitem de uma atualização de dados mais rápida.

Os instrumentos sensores REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) foram instalados nos cinco satélites *RapidEye* e obtêm imagens da Terra em cinco faixas espectrais, sendo estas o azul, o verde, o vermelho, o *Red-Edge* e o infravermelho próximo, com uma área imageada de 77,25 km. O período de revisita dos satélites é de 24 horas (off-nadir) e 5,5 dias (nadir). A resolução espacial oferecida pelo sensor é de 6,5 metros na aquisição e 5 metros nas ortoimagens (RAPIDEYE, 2012). A resolução radiométrica é de 12 bits. A Tabela 1.3 resume as principais características das imagens *RapidEye*.

Tabela 1.3 - Características da constelação de satélites *RapidEye*

Satélites da constelação	Bandas espectrais	Domínio espectral	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução radiométrica	Área imageada
	1 (azul)	440–510 nm				
<i>Tachys, Mati, Trochia, Choros e Choma</i>	2 (verde)	520-590 nm	5 metros (orto-imagens)	5,5 dias	12 bits	77,25 km
	3 (vermelho)	630-685 nm				
	4 (<i>RedEdge</i>)	690-730 nm				
	5 (NIR)	760-850 nm				

1.3.4. Índices de vegetação

Desde a década de 1960, os cientistas vêm extraindo e modelando vários parâmetros biofísicos da vegetação com o uso de dados de sensoriamento remoto. Grande parte desse esforço tem envolvido o uso de índices de vegetação – medidas radiométricas adimensionais, as quais indicam a abundância relativa e a atividade da vegetação verde, incluindo índice de área foliar (IAF), porcentagem de cobertura verde, teor de clorofila, biomassa verde e radiação fotossinteticamente ativa absorvida (JENSEN, 2009).

Em uma definição que agrega mais algumas variáveis, índices de vegetação são combinações da reflectância de superfície em dois ou mais comprimentos de onda com o objetivo de realçar propriedades particulares da vegetação. Muitos índices fazem uso da relação inversa entre as reflectâncias nas bandas do vermelho e do infravermelho próximo associada com a vegetação verde sadia.

Os índices de vegetação obtidos a partir de dados de sensoriamento remoto foram concebidos com a finalidade de ressaltar a resposta espectral da vegetação em função da porcentagem de cobertura verde de um dossel vegetal. Eles são largamente utilizados, e inúmeras disciplinas tem se beneficiado de seu uso para avaliação de biomassa, estresse hídrico e sanidade vegetal, estimativas da produção agrícola, etc. O correto uso desses índices requer o conhecimento de como o ambiente externo e os aspectos estruturais de um dossel vegetal influenciam e alteram os valores do índice utilizado, bem como os aspectos relativos à aquisição dos dados. Os índices de vegetação têm foco na resposta espectral da vegetação, entretanto, o solo, a umidade, os ângulos solares e de visada do sensor e a atmosfera alteram seus valores de maneiras distintas e complexas (JACKSON; HUETE, 1991).

Segundo Running et al. (1994), um índice de vegetação ideal deve:

- Maximizar a sensibilidade a parâmetros biofísicos das plantas, preferencialmente de uma forma linear, para que essa sensibilidade funcione em uma grande amplitude de condições de vegetação e para facilitar a validação e a calibração do índice;
- Normalizar ou modelar efeitos externos tais como o ângulo solar, o ângulo de visada e as interferências atmosféricas, de modo a permitir comparações espaciais e temporais;
- Normalizar efeitos internos, tais como variações no substrato abaixo do dossel, incluindo topografia (declividade e aspecto), solos, e diferenças quanto à vegetação senescente ou presença de ramos lenhosos (componentes não fotossintéticos);
- Ser acoplável a algum parâmetro biofísico mensurável, tais como biomassa, o Índice de Área Foliar (IAF), ou Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR), para fins de validação e de controle de qualidade.

1.3.5. Estimativas da cobertura florestal

Estimativas da fração de cobertura florestal podem ser um dos indicadores do manejo florestal sustentável, e dados de sensoriamento remoto são ideais para avaliar essa variável porque tem capacidade de cobrir grandes áreas. Uma abordagem para estimar a cobertura vegetal consiste na utilização de um modelo linear de mistura baseado em apenas dois componentes, partindo-se da premissa de que a resposta espectral dos pixels é a combinação da contribuição linear de áreas abertas (solo exposto) e áreas de vegetação verde (QI et al., 2000). A fração de cobertura vegetal é determinada pela área de vegetação em um pixel, constituindo portanto, uma técnica de análise subpixel.

A reflectância dos alvos de superfície muda significativamente com o comprimento de onda considerado, de forma que o uso de diferentes bandas espectrais pode resultar em valores diferentes de fração da cobertura vegetal (MAAS, 2000). Além disso, mesmo em um determinado comprimento de onda, esses valores são influenciados pela estrutura e umidade da vegetação, do solo e da superfície, e fatores externos como a geometria de aquisição das imagens. Para reduzir esses fatores, o uso de índices de vegetação é comum nas estimativas da fração de cobertura vegetal.

A utilização de índices de vegetação em modelos lineares de mistura com apenas dois *endmembers* para estimar a fração de cobertura florestal já foi aplicada tanto em ambientes semi-áridos (QI et al., 2000) quanto em ambientes florestais (WANG et al., 2005; MATRICARDI et al., 2010). Da mesma forma, essa abordagem já foi aplicada tanto em escala local (QI et al., 2000) quanto global (ZENG et al., 2000). Nesse estudo, foi utilizada a imagem fração de cobertura florestal derivada da aplicação da Análise de Mistura Espectral em índices de vegetação para avaliar sua relação com os dados de abertura do dossel coletados nas áreas de corte seletivo de madeira na FLONA do Jamari.

A fração de cobertura florestal é o oposto da abertura de dossel, constituindo a proporção que é coberta pela vegetação verde acima de determinado ponto no solo. Neste trabalho, esses dois conceitos são utilizados para definir a mesma variável, sendo enfatizada apenas a oposição entre os dois (se um determinado ponto apresenta alta proporção de abertura de dossel, ele tem baixa fração de cobertura florestal).

1.4. HIPÓTESES

Hipótese 1: a) As áreas de florestas recém exploradas seletivamente apresentam aumento significativo na abertura do dossel comparadas com florestas primárias; e b) Não existe diferença significativa na abertura de dossel entre as duas Unidades de Produção Anual exploradas na FLONA do Jamari.

A abertura de dossel é uma importante variável biofísica, relacionada a diversos processos ecológicos, e também um indicador do impacto do manejo florestal. Os estratos das áreas manejadas (estradas primárias e secundárias, trilhas de arraste, clareiras de árvores e pátios de estocagem) apresentam distintas porcentagens de abertura de dossel.

Foram coletados dados de abertura de dossel nesses diferentes estratos e em áreas de floresta não-explorada em duas Unidades de Produção Anual na Floresta Nacional do Jamari. Dois métodos de coleta distintos foram utilizados: o analisador ótico LAI-2000 e as fotografias hemisféricas. Como teste estatístico da hipótese, foi aplicado o teste *t* de Student para determinar se a abertura de dossel média dos estratos das áreas exploradas é distinta daquela encontrada nas florestas primárias, bem como se as aberturas de dossel médias dos diferentes estratos das duas áreas de estudo diferem entre si.

Hipótese 2: É possível detectar com boa acurácia a infraestrutura construída para a exploração madeireira nas duas áreas de estudo, utilizando dados de sensores remotos e técnicas de processamento digital de imagens.

A infraestrutura florestal permanente constitui os estratos utilizados para armazenagem e transporte das toras provenientes das árvores abatidas, representados pelas estradas primárias e secundárias e pátios de estocagem. Esses estratos podem ser detectados em imagens de satélite, por provocarem pequenos desmatamentos. Entretanto, existem algumas dificuldades nessa detecção, tanto de ordem técnica (resolução espacial adequada, tempo decorrido entre a exploração e a aquisição da imagem) como relativas às condições atmosféricas e ao manejo (presença de nuvens, grau de impacto da exploração, etc).

Essa hipótese foi testada nas duas áreas de estudo com a aplicação de técnicas de processamento de imagens (índices de vegetação, Análise de Componentes Principais e Modelo Linear de Mistura Espectral) em imagens multiespectrais de dois satélites (*Landsat* e *RapidEye*). Uma análise de acurácia a partir de pontos de localização coletados em campo foi realizada com o propósito de avaliar a qualidade das classificações geradas.

Hipótese 3: a) Os valores dos índices de vegetação e o volume de madeira explorada seletivamente estão negativamente correlacionados; b) Os valores da abertura de dossel estimados com base em dados de campo estão relacionados com os valores da fração de cobertura florestal estimados a partir de imagens de satélite.

Cada árvore abatida em campo provoca um impacto nas árvores adjacentes, abrindo uma clareira e deixando vegetação senescente por determinado período de tempo. Esta alteração deve se refletir nos índices de vegetação derivados das imagens de satélite, e ser negativamente correlacionado com o volume da tora, indicador do porte da árvore.

Outro aspecto testado no âmbito dessa hipótese foi a relação entre os dados de abertura de dossel coletados em campo para os diferentes estratos e a estimativa de cobertura florestal derivada das imagens *RapidEye*. Foram utilizadas imagens fração de cobertura florestal derivadas de três índices de vegetação e foi avaliada a relação dessas imagens com os dados obtidos em campo.

Como forma de testar as suposições assumidas nessa hipótese, foi utilizado o coeficiente de correlação de *Pearson* para determinar a relação entre os índices de

vegetação e os dados de volumetria extraídos dos sistemas de controle florestal, bem como análise de regressão para determinar o índice de vegetação que derivou a fração de cobertura florestal com maior relação com os dados de abertura de dossel estimados em campo. Uma regressão múltipla foi utilizada para determinar a contribuição de cada estrato na fração de cobertura florestal.

1.5. ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Esse trabalho está organizado em cinco capítulos. O primeiro constitui as considerações iniciais, abordando a temática do monitoramento do manejo florestal e explicitando os objetivos e hipóteses da pesquisa. Os capítulos 2, 3 e 4 foram delineados para corresponder cada um a um objetivo específico e a uma hipótese, com introdução, métodos, resultados e conclusão para as análises propostas em cada um deles. Por fim, o capítulo 5 constitui as considerações finais, dando um fechamento único para o trabalho e revisitando as hipóteses colocadas.

2. ESTIMATIVA DA ABERTURA DE DOSSEL NOS ESTRATOS DAS ÁREAS MANEJADAS COM DADOS DE CAMPO

2.1. INTRODUÇÃO

A exploração madeireira convencional, sem manejo, causa severos danos à floresta remanescente. Os danos mais contundentes são causados pela movimentação das máquinas na abertura de estradas e ramais de arraste ou no arraste das toras da floresta para os pátios de estocagem. Outros danos são causados no momento da derrubada das árvores. A queda de uma árvore cria clareiras quando há a presença de cipós interligando sua copa às de outras árvores, ou quando ela cai sobre as menores, que poderiam ser utilizadas no futuro, causando sua mortalidade. De acordo com Johns et al. (1996), na exploração de terra firme convencional, para cada árvore extraída 27 outras com DAP maior que 10 cm são danificadas. O somatório desses danos provoca uma abertura do dossel florestal cerca de 50% maior do que na exploração manejada (BARRETO et al., 1998).

A abertura de dossel é definida como a proporção de céu aberto que pode ser vista através do dossel (WELLES; NORMAN, 1991). Nas áreas manejadas, é considerada um indicador importante do impacto do manejo florestal, sendo diretamente relacionada a importantes processos ecológicos como balanço energético, regeneração, desenvolvimento da fauna florestal e micro-clima.

As alterações no dossel ocasionadas pela exploração florestal afetam a regeneração da floresta e podem impactar a composição de espécies vegetais e a diversidade e a abundância da fauna florestal (WU et al., 2013; THIOLLAY, 1992). Além disso, a maior quantidade de radiação incidente no sub-bosque aumenta a susceptibilidade da floresta aos incêndios, através de modificação do micro-clima e aumento da quantidade de material combustível (NEPSTAD et al., 1999; COCHRANE, et al., 1999).

O entendimento dos danos ao dossel é importante para a interpretação e detecção do corte seletivo com o uso de técnicas de sensoriamento remoto (ASNER et al., 2004), e por isso, essa variável biofísica foi avaliada em campo.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, a categoria Floresta Nacional tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas (BRASIL, 2000). A Floresta Nacional do Jamari é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável, criada em 25 de setembro de 1984. Situa-se nos municípios de Itapuã do Oeste, Cujubim e Candeias do Jamari, no estado de Rondônia e tem área de 220 mil hectares (Figura 2.1).

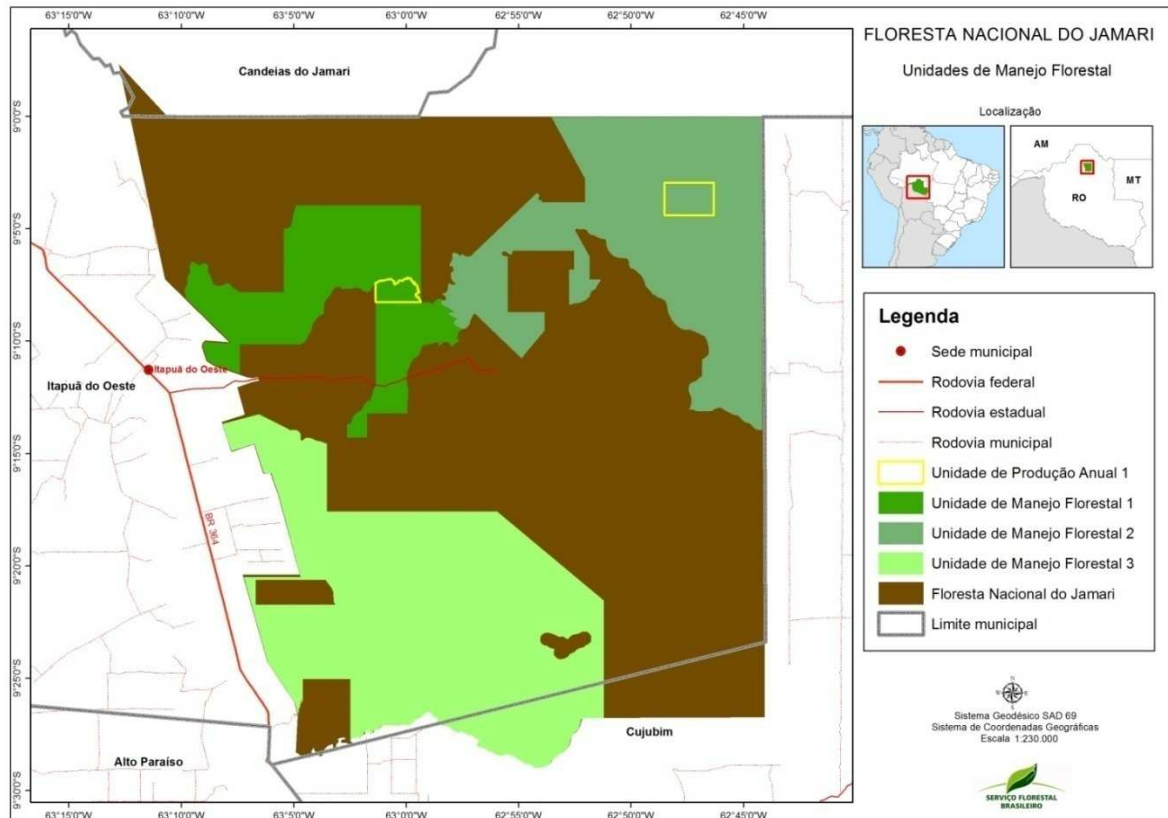


Figura 2.1 - Localização da Floresta Nacional do Jamari, de suas Unidades de Manejo Florestal (UMF), e das Unidades de Produção Anual (UPA) objetos desse estudo.

Segundo a classificação fisionômica- ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012), prevalece na unidade a Floresta Ombrófila Densa com porções de Floresta Ombrófila Aberta, que podem se apresentar com predominância de palmeiras ou com cipós (ICMBIO, 2005). Esse tipo de vegetação é caracterizado pela riqueza de indivíduos arbóreos espaçados, podendo ou não apresentar grupamentos de palmeiras e riqueza de lianas lenhosas e epífitas. O sub-bosque é composto predominantemente por plântulas e árvores jovens das espécies dos estratos superiores.

A FLONA do Jamari teve seu Plano de Manejo aprovado e publicado em setembro de 2005 e em 2008 destinou uma área de 96 mil hectares para concessão florestal, divididas em 3 unidades de manejo, o que a tornou a primeira Floresta Nacional a passar por este tipo de licitação no Brasil.

Nesse trabalho foi considerada como área de estudo as Unidades de Produção Anual (UPA) 1 das Unidades de Manejo Florestal (UMF) 1 e 2 da Floresta Nacional do Jamari, áreas delimitadas em amarelo na Figura 2.1. A área da UPA 1 na UMF 1 tem 594 hectares e a área da UPA 1 na UMF 2, 1068 hectares. A intensidade média de exploração nas duas UPA foi de 25,8 m³/ha.

2.2.2. Trabalho de campo

O trabalho de campo foi realizado entre os dias 3 e 15 de outubro de 2011 e envolveu a coleta dos dados de abertura de dossel nos diferentes estratos das áreas de manejo (clareiras de derrubadas de árvores, trilhas de arraste, estradas primárias e secundárias e pátios de estocagem) e também em áreas não exploradas, tomadas como áreas controle. Trabalhos que aplicaram metodologia semelhante para coletar dados de abertura de dossel incluem Asner et al. (2004) e Pereira Jr. et al. (2002).

O esquema de amostragem do trabalho de campo foi delineado dessa forma:

- a) Todos os pátios de estocagem das duas UPA tiveram a abertura de dossel medida;
- b) Todas as estradas primárias e secundárias de cada UPA visitada foram medidas em um segmento de 100 metros ou dois segmentos de 50 metros, selecionados aleatoriamente. As medidas foram tomadas de 10 em 10 metros;
- c) As trilhas de arraste foram medidas em transectos de 50 metros, selecionados de forma a evitar clareiras de árvores e pátios; foi medido o mesmo número de trilhas que o número de estradas presente em cada área;
- d) Para as medições de clareiras, árvores foram selecionadas aleatoriamente no campo, na mesma quantidade de trechos de estradas, em cada UPA; o transecto se iniciou no centro da clareira (toco da árvore), e seguiu por 50 metros na direção da queda da árvore, com medidas tomadas de 10 em 10 metros;

- e) Nas áreas não-exploradas, foi amostrado um transecto de 1000 metros ou dois de 500 metros em cada área, com medidas tomadas de 20 em 20 metros. Para isso, foram visitadas picadas abertas para a realização do inventário 100% de UPA a serem exploradas em anos subsequentes.

2.2.3. Equipamentos utilizados

No campo, foram utilizados dois equipamentos distintos para a coleta dos níveis de luz no dossel. Um deles foi o LAI-2000, um analisador de dosséis vegetais, e o outro foi uma câmera digital acoplada a uma lente olho-de-peixe.

O LAI-2000 calcula de maneira não destrutiva o índice de área foliar (IAF) e outros atributos de estrutura de uma variedade de tipos de cobertura vegetal. As medições de radiação são efetuadas por um sensor óptico tipo “olho de peixe” com um campo de visão de 148°. A interceptação da luz pela cobertura é estimada pela medida acima e abaixo do dossel, em cinco diferentes ângulos (Figura 2.2).

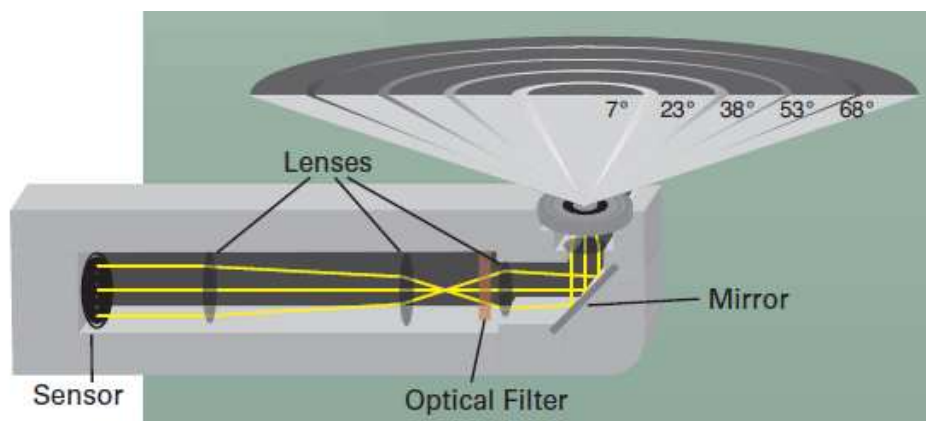


Figura 2.2 - Esquema do sensor LAI-2000 (LI-COR, 2011).

O IAF é calculado utilizando um modelo de transferência de radiação em coberturas vegetais. A estrutura da cobertura – a quantidade de folhagem e sua distribuição – é fundamental para a penetração da radiação, para a produtividade, para a evapotranspiração, para a interceptação das chuvas e para a temperatura do solo. O detector do sensor óptico caracteriza-se por ter cinco detectores de silício dispostos em anéis concêntricos, que calcula a interceptação da luz azul na faixa de 320-490 nm. Assim, quando a radiação é projetada no detector, cada detector é sensibilizado por um ângulo diferente. O filtro faz com que a folhagem pareça “negra” contra o céu mais claro. A saída

de cada anel detector é proporcional à fração do anel iluminado pelo céu (ou radiação residual dispersa) (LI-COR, 2011).

O equipamento LAI-2000 é dotado de dois sensores, que foram dispostos em campo da seguinte forma: um foi mantido em área aberta e em condições de iluminação ambiente, tomando medidas de iluminação difusa a cada 15 segundos, enquanto o outro foi levado ao interior da floresta, onde foram efetuadas as medidas em cada ponto, conforme descrito na amostragem.

Além das medidas com o sensor LAI-2000, em cada ponto descrito na amostragem foi obtida também uma foto hemisférica com uma câmera de 3.2 megapixels acoplada a uma lente olho de peixe e um nivelador vertical-horizontal.

A fotografia hemisférica é uma técnica para o estudo de dosséis vegetais através de fotos adquiridas com lentes hemisféricas (olho-de-peixe) sob o dossel (orientadas para o zênite) ou posicionadas sobre o dossel e orientadas para baixo. Uma fotografia hemisférica proporciona um registro permanente do ponto estudado e constitui informação valiosa sobre a posição, tamanho, densidade e distribuição do dossel. De maneira geral, as fotografias hemisféricas são tomadas com um ângulo extremo de visada, normalmente 180° , e produzem uma projeção de um hemisfério sobre um plano (JONCKHEERE et al., 2004).

As medidas foram realizadas simultaneamente com os dois instrumentos e em condições atmosféricas propícias e horários que evitassem radiação solar direta. Todos os pontos coletados foram georreferenciados com um GPS de navegação.

2.2.4. Processamento dos dados de campo

Os dados coletados com o LAI-2000 foram armazenados na memória dos próprios dispositivos e processados com o aplicativo FV-2000, que através do cruzamento das tabelas resultantes dos dois sensores, gera a porcentagem de abertura de dossel, entre outros parâmetros biofísicos. O anel mais externo (68%) foi excluído no processamento, com o propósito de evitar efeitos de borda.

As medidas de abertura de dossel para cada foto hemisférica coletada foram calculadas com o uso do aplicativo *Gap Light Analyzer* (FRAZER et al., 1999), que proporciona uma técnica semi-automática para o cálculo, pois cada foto necessita de um

limiar para a determinação da abertura de dossel definido empiricamente pelo intérprete. De maneira geral, o limiar utilizado foi o padrão aplicado pelo próprio aplicativo (128), mas em algumas fotografias ele foi ajustado de acordo com a exposição solar. Após essa etapa, foi gerada uma imagem binária para cada fotografia, e a partir dessas imagens foram calculadas as porcentagens de abertura de dossel (Figura 2.3).



Figura 2.3 - Exemplo de a) foto hemisférica coletada com a lente olho-de-peixe num pátio de estocagem e b) da imagem binária resultante.

2.2.5. Análise dos dados

O coeficiente de correlação de *Pearson* foi utilizado para determinar o grau da correlação entre os dados coletados com os dois equipamentos para os diferentes estratos. O teste *t* de *Student* foi aplicado, com nível de significância de 5%, para determinar se as médias de abertura de dossel nos estratos das áreas exploradas foram significativamente diferentes das médias encontradas nas áreas de floresta primária. O teste *t* com o mesmo α foi utilizado para determinar se a diferença encontrada nas aberturas de dossel dos estratos das duas áreas de estudo foi significativa.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2.1 descreve a quantidade de pontos válidos obtidos em cada estrato nas duas áreas de estudo, após o processamento dos dados de campo. Foram considerados pontos válidos somente aqueles com medidas válidas nos dois equipamentos.

Tabela 2.1 - Total de pontos obtidos para cada estrato nas duas áreas de estudo.

Estrato da área de estudo	UMF 1	UMF 2	Total
Floresta primária	119	50	169
Trilha de arraste	45	36	81
Estrada secundária	66	214	280
Clareira de árvore	88	52	140
Estrada principal	22	38	60
Pátio de estocagem	44	55	99
Total	384	445	829

Os dados de abertura de dossel obtidos com os dois equipamentos utilizados na coleta geraram informações bastante distintas. A média e o desvio padrão desses dados são apresentados na Figura 2.4. A maior diferença relativa ocorreu na classe de floresta primária, sendo que o resultado para o LAI-2000 de 3,5% é corroborado pela medida encontrada por Pereira Jr. et al. (2002), enquanto que o resultado para as fotografias hemisféricas foi de 10,6%, semelhante àqueles obtidos por Matricardi et al. (2013) para floresta ombrófila no bioma amazônico. Já para as medidas coletadas nas áreas exploradas, o LAI-2000 apresentou maiores médias do que as fotografias hemisféricas, e à medida que aumentou a abertura de dossel nos estratos, a diferença entre os dois métodos se tornou mais acentuada. Esses resultados sugerem que os dados do LAI-2000 são mais sensíveis ao aumento da penetração da luz que acontece nos estratos mais abertos.

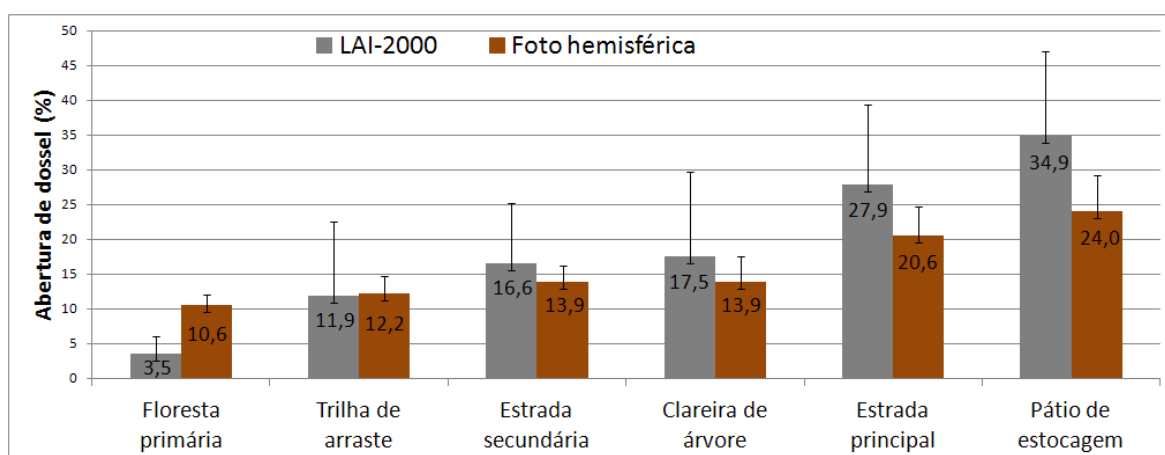


Figura 2.4 - Média e desvio padrão da abertura de dossel nos diferentes estratos analisados calculados a partir dos dois métodos de coleta.

A Tabela 2.2 apresenta os coeficientes de correlação de *Pearson* entre as medidas obtidas com os dois equipamentos para cada estrato analisado. A classe de floresta

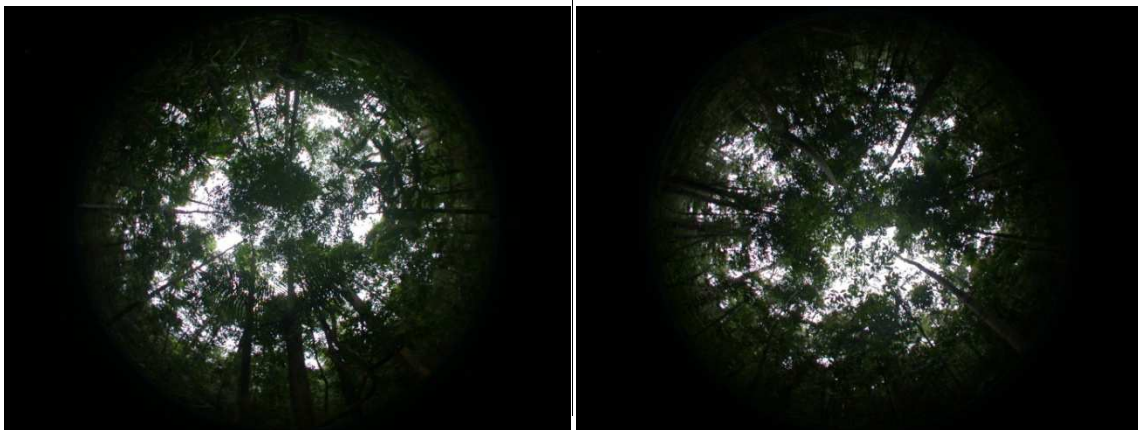
primária tem a mais baixa correlação entre as medidas. Essa diferença pode ser explicada pela maior quantidade de pontos de contato entre o céu e o dossel vegetal presente nesse estrato. Isso é tratado de maneira distinta no processamento dos dois dados: enquanto o LAI-2000 assume a premissa de que a folhagem é um corpo negro que absorve toda a luz que recebe, na fotografia hemisférica os pixels de vegetação das bordas das clareiras ficam com muito brilho e no processamento podem ser classificados como pixels de céu, principalmente naquelas fotos com maior exposição solar.

Entre os estratos de áreas exploradas, os dados obtidos em clareiras de árvores apresentaram maior aderência entre os dois métodos, e aqueles obtidos em trilhas de arraste apresentaram a menor correlação. É importante ressaltar que as trilhas de arraste exibem a menor diferença de médias entre os dois instrumentos, apesar de apresentar o mais baixo coeficiente de correlação, conforme apresentado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Coeficientes de correlação de Pearson entre as medidas obtidas com os dois equipamentos para cada estrato analisado.

Estrato da área de estudo	Coefficiente de correlação
Floresta primária	0,14
Trilha de arraste	0,58
Estrada secundária	0,63
Clareira de árvore	0,83
Estrada principal	0,71
Pátio de estocagem	0,61

Para a comparação entre os diferentes estratos e entre as duas áreas sob concessão florestal (UPA 1 das UMF 1 e 2), foram utilizadas somente as medidas obtidas com as fotografias hemisféricas, por se mostrarem mais consistentes – menor desvio padrão e menor sensibilidade ao aumento da penetração de luz no dossel. A análise visual das fotografias sugere que os resultados gerados por esse instrumento são mais fidedignos, conforme ilustrado na Figura 2.5.



(a) 11,07 (1) e 1,50 (2)

(b) 8,93 (1) e 2,3 (2)

Figura 2.5 - Fotografias hemisféricas de áreas não exploradas na UPA 1 da UMF 1 (a) e na UPA 1 da UMF 2 (b). Os valores indicam a porcentagem de abertura do dossel registrada com a fotografia hemisférica (1) e com o LAI-2000 (2).

A análise do gráfico da Figura 2.6 mostra que houve pequena variação de abertura de dossel entre as unidades de manejo florestal. Somente a classe floresta primária apresentou diferença significativa entre os tratamentos (t calculado = 4,9683 e t crítico = 1,654). Em relação aos estratos das áreas exploradas, apenas nas estradas primárias houve diferença de mais de 1%, ainda assim não estatisticamente significativa (t calculado = -1,5014, t crítico = 1,654). Esses resultados sugerem que não houve diferença expressiva no impacto ao dossel gerado pelas duas empresas detentoras do contrato de concessão florestal.

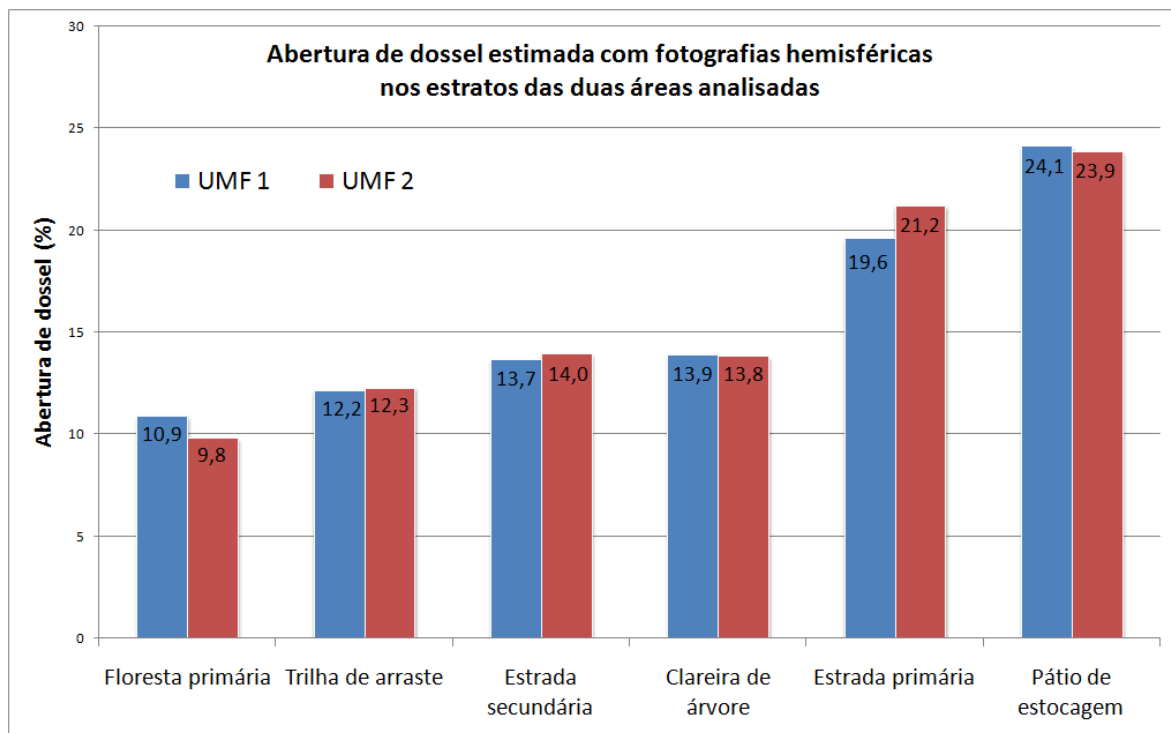


Figura 2.6 - Abertura de dossel nos diferentes estratos das duas áreas de estudo calculada a partir das fotografias hemisféricas.

O manejo florestal sustentável provoca diferentes níveis de abertura de dossel nos estratos analisados: há aqueles que demandam remoção total da cobertura vegetal e exposição do solo, como pátios de estocagem e estradas primárias (inclusive, são essas as principais evidências de exploração madeireira detectável em imagens de satélite).

Há ainda os estratos que provocam menos alteração no dossel, sendo que a maior parte do impacto ocorre no nível do solo, como as estradas secundárias e as trilhas de arraste. As clareiras de derrubada de árvores normalmente deixam vegetação seca (não fotossintética) sobre o solo e abertura moderada de dossel, e após determinado período, a cobertura florestal começa a se fechar novamente.

A análise dos diferentes dados coletados em campo, apresentados na Figura 2.6, mostra que a trilha de arraste foi o estrato que provocou menor abertura de dossel, com variação de no máximo 2,5% em relação à floresta primária. Para a abertura desse estrato, não se derruba árvores de grande porte que provocam clareiras no dossel, somente são abertas trilhas de 3 a 4 metros de largura para permitir a passagem do maquinário que arrasta as toras (*skidder*).

Estradas secundárias e clareiras de árvores tem porcentagem de abertura equivalentes, de 3 a 4% maiores do que a floresta primária, pois a abertura desses estratos

derrubam árvores de maior porte; no caso das estradas secundárias, podem até possibilitar a exposição do solo, mas elas são projetadas para tráfego somente por um período curto, durante a exploração naquela área específica, e por isso, suas evidências em imagens de satélite podem desaparecer de um ano para outro.

As estradas primárias apresentaram um aumento de cerca de 10% de abertura em relação às áreas não exploradas. Essas feições são abertas para tráfego permanente, necessitando de abertura de cerca de 6 metros de largura para o leito da estrada mais 2 metros de cada lado, e manutenção periódica para evitar a regeneração e prevenir a erosão. De maneira geral, essas estradas também são utilizadas para tráfego de outros setores além da concessão florestal, e são distinguíveis até em imagens de média resolução espacial.

Por fim, a maior porcentagem de abertura de dossel ocorre nos pátios de estocagem, que apresentaram média aproximadamente 15% superior à das florestas primárias. Esses elementos da paisagem manejada tem 500 m² de área, e por serem estruturas poligonais, apresentam maior abertura no dossel detectável na foto hemisférica - as estradas secundárias, por exemplo, são estruturas lineares, e apesar de representarem maior área aberta na UPA, apresentam menor abertura do dossel em determinado ponto específico.

2.4. CONCLUSÕES

Existe uma gradativa diminuição da fração de cobertura florestal nos estratos das áreas manejadas em relação à floresta primária, nessa ordem: trilha de arraste, estradas secundárias, clareiras de árvores, estradas primárias e pátios de estocagem. O impacto no dossel causado pelo manejo florestal praticado pelas duas empresas concessionárias não diferiu significativamente entre elas.

Mais estudos devem ser desenvolvidos a fim de melhorar o entendimento dos resultados gerados pelos dois métodos de coleta. Aspectos como a exposição solar e quantidade de medidas obtidas em cada ponto devem ser observados com mais cuidado para melhorar a quantificação das medidas. Nesse estudo, os dados gerados com o método das fotografias hemisféricas se mostraram mais consistentes, apesar de seu processamento ser mais demorado.

Em futuros trabalhos, a amostragem das clareiras de árvores pode levar em consideração um fator que influencia diretamente no tamanho da clareira aberta, o porte da

árvore. Essa informação normalmente está disponível no inventário florestal conduzido na área e pode ser confirmada no volume cubado da árvore após a exploração.

Os danos causados ao dossel estão associados a outros impactos não avaliados neste estudo, como impactos na biodiversidade, no solo e na regeneração da floresta. Existem pesquisas em andamento na Floresta Nacional do Jamari que abordam essas questões, no âmbito do monitoramento das concessões florestais.

3. DETECÇÃO DA INFRAESTRUTURA PARA EXPLORAÇÃO FLORESTAL

3.1. INTRODUÇÃO

Para que o manejo florestal seja praticado, é necessária a abertura da infraestrutura florestal permanente, constituída de pátios de estocagem, e estradas primárias e secundárias, além das pontes. Porém, a sustentabilidade da atividade demanda que as vias de acesso gerem o menor impacto possível aos ecossistemas. De acordo com um levantamento do Instituto Florestal Tropical (2011), obras de infraestrutura como estradas e pátios podem impactar diretamente até 10% da área onde se pratica o manejo florestal. Quando as estradas não são bem construídas, podem provocar prejuízos aos recursos naturais, afetando qualidade da água, migração e deslocamento de espécies, ocasionando ainda fragmentação de habitats e erosão do solo. Para melhorar a compactação do solo e a trafegabilidade durante a exploração, recomenda-se que a infraestrutura seja construída ao menos um ano antes do início da exploração.

A infraestrutura florestal é o principal elemento de contexto do padrão espacial do corte seletivo de madeira, e por isso foi selecionada como objeto da avaliação da qualidade do mapeamento do corte seletivo de madeira a partir de dados orbitais.

Os testes de detecção da infraestrutura no primeiro ciclo de exploração florestal na FLONA do Jamari foram realizados com a aplicação de algumas técnicas de processamento digital de imagens. Foi utilizado o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME), técnica mais utilizada atualmente nesse tipo de detecção com imagens de média resolução espacial (SOUZA JÚNIOR et al., 2005a; SOUZA JÚNIOR et al., 2003; ASNER, et al., 2005; MATRICARDI et al., 2010). Foram testados também alguns índices de vegetação (o NDVI por ser o índice mais utilizado, o MSAVI por ter correção para os efeitos do solo e o GEMI, por apresentar correção para os efeitos atmosféricos) e a Análise de Componentes Principais (ACP). Adicionalmente, testes foram feitos em imagens com diferentes resoluções espaciais: as imagens *RapidEye* em sua resolução de ortoimagens (5 metros), reamostradas para 10, 15 e 20 metros e a imagem *Landsat 5 TM* com 30 metros.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

A área de estudo desse capítulo também constituiu as Unidades de Produção Anual 1 das Unidades de Manejo Florestal 1 e 2 da FLONA do Jamari, conforme mostra a Figura 2.1.

3.2.2. Imagens de satélite

As imagens de satélite que cobrem a área de estudo foram adquiridas em duas coberturas distintas: uma antes do início da exploração florestal na área, que ocorreu em setembro de 2010, e outra após o início, em maio de 2011. Imagens de dois satélites diferentes foram adquiridas, para testar o efeito de diferentes resoluções espaciais nos resultados do estudo proposto.

As imagens do satélite *Landsat 5*, sensor TM, são largamente utilizadas no monitoramento da Amazônia (INPE, 2006) e por atualmente serem distribuídas gratuitamente, foram selecionadas. Além disso, o *Landsat 5* é o único satélite da série *Landsat* operacional nas datas escolhidas para a análise. Foram testadas também as ortoimagens da constelação de satélites *RapideEye*, adquiridas com o nível de processamento 3A.

A Tabela 3.1 mostra as informações das imagens *Landsat* e *RapideEye* utilizadas neste capítulo.

Tabela 3.1 - Informações das imagens *Landsat* e *RapideEye* utilizadas na detecção da infraestrutura para exploração florestal.

Satélite / Constelação	Órbita-ponto / Tile	Data de aquisição
<i>Landsat 5</i>	232/066	15/05/2010
<i>Landsat 5</i>	232/066	05/07/2011
<i>RapideEye</i>	2034814	14/05/2010
<i>RapideEye</i>	2034815	14/05/2010
<i>RapideEye</i>	2034915	14/05/2010
<i>RapideEye</i>	2034916	10/05/2010
<i>RapideEye</i>	2034814	31/05/2011
<i>RapideEye</i>	2034815	31/05/2011
<i>RapideEye</i>	2034915	31/05/2011
<i>RapideEye</i>	2034916	31/05/2011

As imagens *Landsat* passaram por calibração radiométrica – conversão de valores digitais para níveis de radiância e posteriormente para valores de reflectância no topo da atmosfera, e em seguida, por correção geométrica. E as imagens *RapideEye* passaram apenas pela etapa da correção radiométrica, por serem disponibilizadas já com a correção

geométrica. Essas funções foram executadas nos aplicativos de processamento digital de imagens ENVI 4.7 e ERDAS 9.1.

A conversão de número digital para valores de radiância das imagens *RapidEye* foi realizada através da multiplicação do número digital por um fator de escala radiométrico único para todas as bandas. Essa informação está disponível nos metadados de cada imagem. Já a conversão de números digitais para radiância das bandas das imagens *Landsat* foi feita de forma individual, pois cada banda tem um fator radiométrico específico, que pode ser encontrado na documentação técnica do satélite *Landsat 5*.

A reflectância é geralmente definida como a razão entre a radiância refletida e a radiância que atinge o alvo. Esta razão tem um aspecto direcional. Para converter os valores de radiância em valores de reflectância é necessário relacionar os valores de radiância da imagem com a radiância a qual o objeto está sendo iluminado. Isto normalmente é feito com a aplicação da correção atmosférica na imagem. Mas na ausência de dados atmosféricos confiáveis, é possível desconsiderar a influência da atmosfera calculando a reflectância no topo da atmosfera, utilizando somente os valores da distância solar e a geometria da radiação incidente (RAPIDEYE, 2012). A equação para calcular a reflectância no topo da atmosfera pode ser descrita como:

$$\text{REF}(i) = \text{RAD}(i) * (\pi * \text{SunDist} / \cos(\text{SolarZenith}) * \text{EAI}(i)), \quad (3.1)$$

onde (i) = número da faixa espectral; REF = valor de reflectância; RAD = valor de radiância; SunDist = Distância do Sol à Terra no dia da aquisição da imagem em unidades astronômicas (UA); SolarZenith = ângulo zenital em graus (= 90° - elevação solar); e EAI = Irradiância Exo-atmosférica.

Os valores utilizados no cálculo da reflectância no topo da atmosfera para as imagens *RapidEye* e *Landsat* são apresentados na Tabela 3.2. A Tabela 3.3 mostra os valores de Irradiância Exo-atmosférica para cada banda das imagens processadas.

Tabela 3.2 - Valores de distância solar e ângulo zenital utilizados no cálculo da reflectância no topo da atmosfera para as imagens *RapidEye* e *Landsat*.

Órbita-ponto / Tile	Data de aquisição	Distância solar (UA)	Ângulo zenital
232/066	15/05/2010	1,01087	39,65
232/066	05/07/2011	1,01670	44,03
2034916	10/05/2010	1,00975	28,66
2034814	14/05/2010	1,01065	29,57
2034815	14/05/2010	1,01065	29,50
2034915	14/05/2010	1,01065	29,30
2034814	31/05/2011	1,01387	32,91
2034815	31/05/2011	1,01387	32,84
2034915	31/05/2011	1,01387	32,64
2034916	31/05/2011	1,01387	32,58

Tabela 3.3 - Valores de irradiância exo-atmosférica para cada faixa espectral das imagens *RapidEye* e *Landsat 5*.

Satélite / Constelação	Banda	Faixa espectral	Irradiância Exo-atmosférica (W/m ² µm)
<i>Landsat 5</i>	1	Azul	1983,00
<i>Landsat 5</i>	2	Verde	1796,00
<i>Landsat 5</i>	3	Vermelho	1536,00
<i>Landsat 5</i>	4	Infravermelho próximo	1031,00
<i>Landsat 5</i>	5	Infravermelho médio	220,00
<i>Landsat 5</i>	7	Infravermelho distante	83,44
<i>RapidEye</i>	1	Azul	1997,80
<i>RapidEye</i>	2	Verde	1863,50
<i>RapidEye</i>	3	Vermelho	1560,40
<i>RapidEye</i>	4	<i>RedEdge</i>	1395,00
<i>RapidEye</i>	5	Infravermelho próximo	1124,40

3.2.3. Técnicas de processamento digital de imagens

As técnicas de processamento digital de imagens detalhadas a seguir foram aplicadas nas imagens *Landsat* e *RapidEye* para os testes de detecção da infraestrutura florestal.

3.2.3.1. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

O NDVI foi um dos primeiros índices de vegetação desenvolvidos, e é amplamente utilizado até os dias atuais, tendo sido explorado em diferentes abordagens em estudos de culturas agrícolas, florestais e climáticos. Desenvolvido por Rouse et al. (1973),

deu origem a vários outros índices, que são transformações do NDVI, na tentativa de reduzir os efeitos do solo e da atmosfera e melhorar o desempenho dos índices de vegetação na avaliação da vegetação. Sua fórmula é descrita como:

$$NDVI = (\rho_{IVP} - \rho_V)/(\rho_{IVP} + \rho_V), \quad (3.2)$$

onde ρ_{IVP} = reflectância no infravermelho próximo e ρ_V = reflectância no vermelho.

Como ferramenta para o monitoramento da vegetação, o NVDI é utilizado para construir perfis sazonal e temporal das atividades da vegetação, permitindo comparações inter-anuais desses perfis. O perfil temporal do NDVI tem sido utilizado para detectar atividades sazonal e fenológica, duração do período de crescimento, pico de verde, mudanças fisiológicas das folhas e períodos de senescência.

Entretanto, apesar do relativo sucesso de sua aplicação em estudos de vegetação, sua interpretação deve levar em conta vários fatores limitantes, que incluem, por exemplo, os pontos de saturação que se manifestam de maneira diferenciada nas duas faixas espectrais utilizadas no índice, interferência atmosférica (também diferenciada nessas faixas), e posicionamento do centro e largura de cada banda, que varia entre sensores. Além desses fatores, a resolução espacial do sensor com o qual se está trabalhando deve ser considerada. Os resultados, para uma mesma cena e data de aquisição de dados, podem variar dramaticamente em função dessa variável que afeta a pureza espectral ou composição do pixel (PONZONI; SHIMABUKURO, 2009).

Alguns estudos (HUETE et al., 1997; GITELSON et al., 1996) encontraram resultados demonstrativos de que o NDVI satura em áreas de cobertura vegetal densa, não respondendo ao aumento na biomassa verde a partir de certo ponto. Isso ocorre devido à alta sensibilidade do NDVI à banda de absorção da clorofila (na região espectral do vermelho), que também satura rapidamente.

3.2.3.2. Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)

O MSAVI é uma versão modificada do *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI), desenvolvidos por Qi et al. (1994) e Huete (1988), respectivamente. Ele oferece uma fórmula diferente com a inclusão de um fator de correção dos solos.

O MSAVI tem por princípio a utilização de um fator de correção L, que depende da cobertura vegetal da área de trabalho. Sua fórmula pode ser descrita como:

$$MSAVI = ((\rho_{IVP} - \rho_V)/(\rho_{IVP} + \rho_V + L)) * (1 + L), \quad (3.3)$$

onde ρ_{IVP} = reflectância no infravermelho próximo; ρ_V = reflectância no vermelho; e

$$L = [((\rho_{IVP} - \rho_V) * s + 1 + \rho_{IVP} + \rho_V)^2 - 8.0 * s * (\rho_{IVP} - \rho_V)], \quad (3.4)$$

onde s = declividade da linha de solos calculada a partir da reflectância do solo exposto na imagem *RapidEye*.

3.2.3.3. Global Environment Monitoring Index (GEMI)

Pinty e Verstraete (1992) analisaram a influência da atmosfera em índices de vegetação como o Razão Simples (*Simple Ratio* - SR) e o NDVI.

Considerando que a influência da atmosfera é maior na faixa espectral do vermelho do que na do infravermelho próximo, esses autores propuseram para o monitoramento global da vegetação esse novo índice, o GEMI, criado para minimizar a influência dos efeitos atmosféricos no valor final do índice. Ele foi concebido para apresentar as seguintes características em relação aos efeitos atmosféricos:

- A transmissão (razão do índice de vegetação no topo da atmosfera sobre seu valor máximo na superfície terrestre) deve ser o mais insensível possível em relação aos diferentes valores do índice;
- A transmissão deve ser o mais insensível possível em relação às variáveis da espessura óptica da atmosfera;
- Ter ampla faixa de variação;
- Ser empiricamente representativo da cobertura da vegetação de forma a ser comparável a outros índices, como o SR e o NDVI.

O cálculo desse índice é dado por:

$$GEMI = \eta (1 - 0,25\eta) * ((\rho_V - 0,125)/(1 - \rho_V)), \quad (3.5)$$

onde, ρ_V = reflectância no vermelho; e

$$\eta = 2 * (((\rho IVP^2 - \rho V^2) + 1,5\rho IVP + 0,5\rho V) / (\rho IVP + \rho V + 0,5)), \quad (3.6)$$

onde, ρIVP = reflectância no infravermelho próximo e ρV = reflectância no vermelho.

Os valores desse índice variam entre 0 e 1 sobre as áreas continentais.

3.2.3.4. Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)

Dentro de um único pixel podem estar incluídos diferentes objetos ou elementos da cobertura da superfície terrestre. Isso gera uma mistura espectral, ou seja, a resposta espectral de um pixel da imagem é resultante da combinação da resposta espectral dos componentes que formam esse pixel.

Vegetação, solo e água/sombra são os alvos geralmente presentes em qualquer cena terrestre. Com o uso do Modelo Linear de Mistura Espectral, é possível estimar a proporção de cada um desses alvos no pixel, denominados de *endmembers*, a partir da aplicação de uma técnica de otimização dos mínimos quadrados (SHIMABUKURO; SMITH, 1991).

Com a aplicação desse modelo é gerada uma imagem fração para cada um dos *endmembers*. Essas imagens representam as proporções (abundância) de cada um dos respectivos componentes da cena selecionados para o modelo de mistura espectral. Assim, quanto maior o valor do pixel em uma imagem fração da vegetação, maior a proporção de vegetação no pixel correspondente (PONZONI; SHIMABUKURO, 2009). Nesse estudo, foi utilizada a imagem fração relativa ao componente solo, por ela realçar os pixels com alta porcentagem de solo, indicativos da ocorrência da exploração madeireira.

3.2.3.5. Análise de Componentes Principais (ACP)

A correlação entre bandas é um problema frequentemente encontrado em imagens multiespectrais. Imagens geradas por bandas de vários comprimentos de ondas normalmente parecem similares e apresentam redundância de informação. A transformação por componentes principais é uma técnica utilizada para reduzir a redundância dos dados multiespectrais, e pode ser aplicada tanto como uma operação de melhoramento do

contraste antes da interpretação visual quanto um pré-processamento antes de uma classificação automática.

O propósito dessa técnica é comprimir toda a informação contida em um conjunto original de dados com n bandas para um dado com menos do que n bandas, que podem então ser utilizadas no lugar do dado original (LILLESAND et al., 2008). Eliminar a alta correlação das imagens tem a vantagem de reduzir o volume de dados a ser analisado e de redistribuir a informação espectral entre as novas principais componentes (MENESES; ALMEIDA, 2012).

3.2.4. Fluxo do processamento

A partir das imagens calibradas para Reflectância no Topo da Atmosfera, as seguintes etapas foram seguidas:

- Reamostragem das imagens *RapidEye*, com o método de reamostragem do vizinho mais próximo, com o objetivo de testar diferentes resoluções espaciais além de 5 e 30 metros;
- Geração dos índices de vegetação e processamento da ACP e do MLME (esse último com a definição visual dos *endmembers* sombra, solo e vegetação fotossintética);
- Aplicação da detecção de mudanças para as imagens índice de vegetação, com subtração da imagem de 2011 (após o início da exploração florestal) pela de 2010 (antes do início da exploração florestal); para as imagens resultantes da aplicação do MLME e da ACP em todas as faixas espectrais disponíveis nas imagens, foram utilizadas somente a imagem fração do solo de 2011 e a segunda componente de 2011, respectivamente, que geraram resultados melhores do que a diferença de imagens. Apesar da Principal Componente (PC) 1 expressar a maioria da variância dos dados originais, algumas feições são suprimidas pelo padrão dominante mostrado nessa componente. Na PC as feições relativas à infraestrutura florestal apareceram mais evidentes do que na PC 1;
- Classificação por árvore de decisão, utilizando um limiar definido interativamente com base na verificação visual dos resultados para cada imagem. Cada classificação gerou um dado temático com duas classes: floresta e área explorada. Um exemplo de árvore de decisão utilizada para o NDVI é apresentado na Figura 3.1;

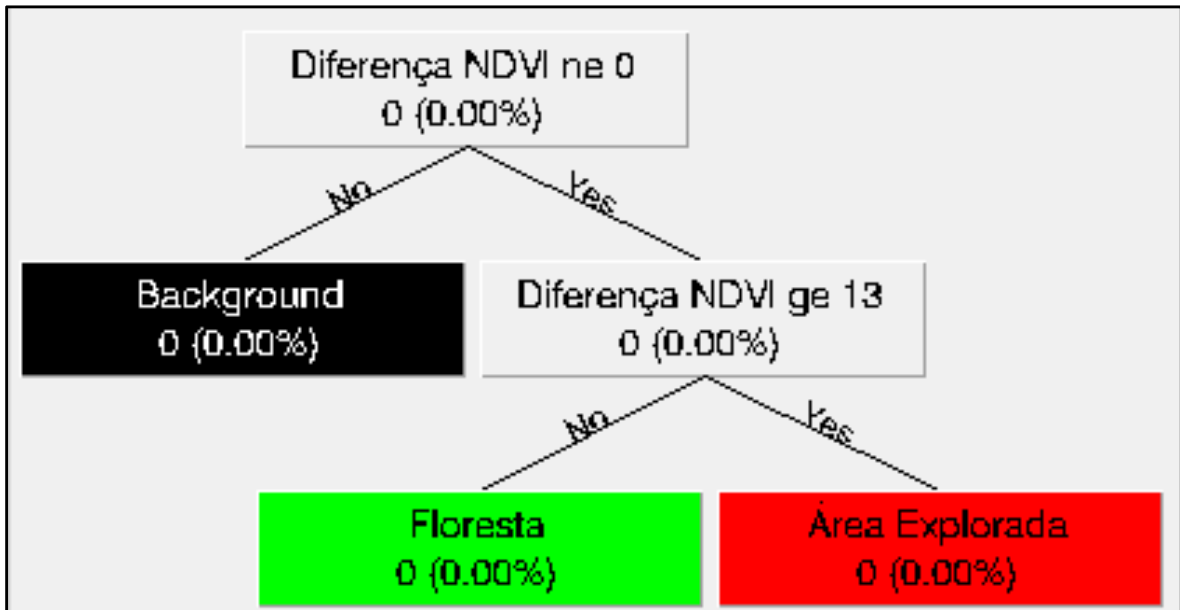


Figura 3.1 - Regras da árvore de decisão usada na classificação da imagem diferença do NDVI.

- Avaliação da acurácia, com a utilização de pontos de GPS obtidos no trabalho de campo como dado de referência para a classe área explorada, adicionados de alguns pontos que puderam ser identificados visualmente como tal nas imagens *RapidEye*. Para a validação da classe floresta, foram aleatorizados pontos nas áreas de estudo, que foram verificados para evitar a sobreposição com áreas exploradas. No total, foram utilizados 163 pontos em áreas exploradas e 178 da classe floresta, abrangendo as duas UPA analisadas. Para a análise de acurácia das classificações geradas a partir da imagem *Landsat*, dois pontos adicionais da classe área explorada foram incluídos porque uma estrada secundária foi aberta no intervalo de tempo entre a aquisição das imagens *RapidEye* e da imagem *Landsat* de 2011. A Figura 3.2 mostra os pontos de campo das duas classes utilizados na análise de acurácia.

Todas as operações descritas no fluxo do processamento foram executadas nos aplicativos ENVI 4.7 e ERDAS Imagine 9.1.

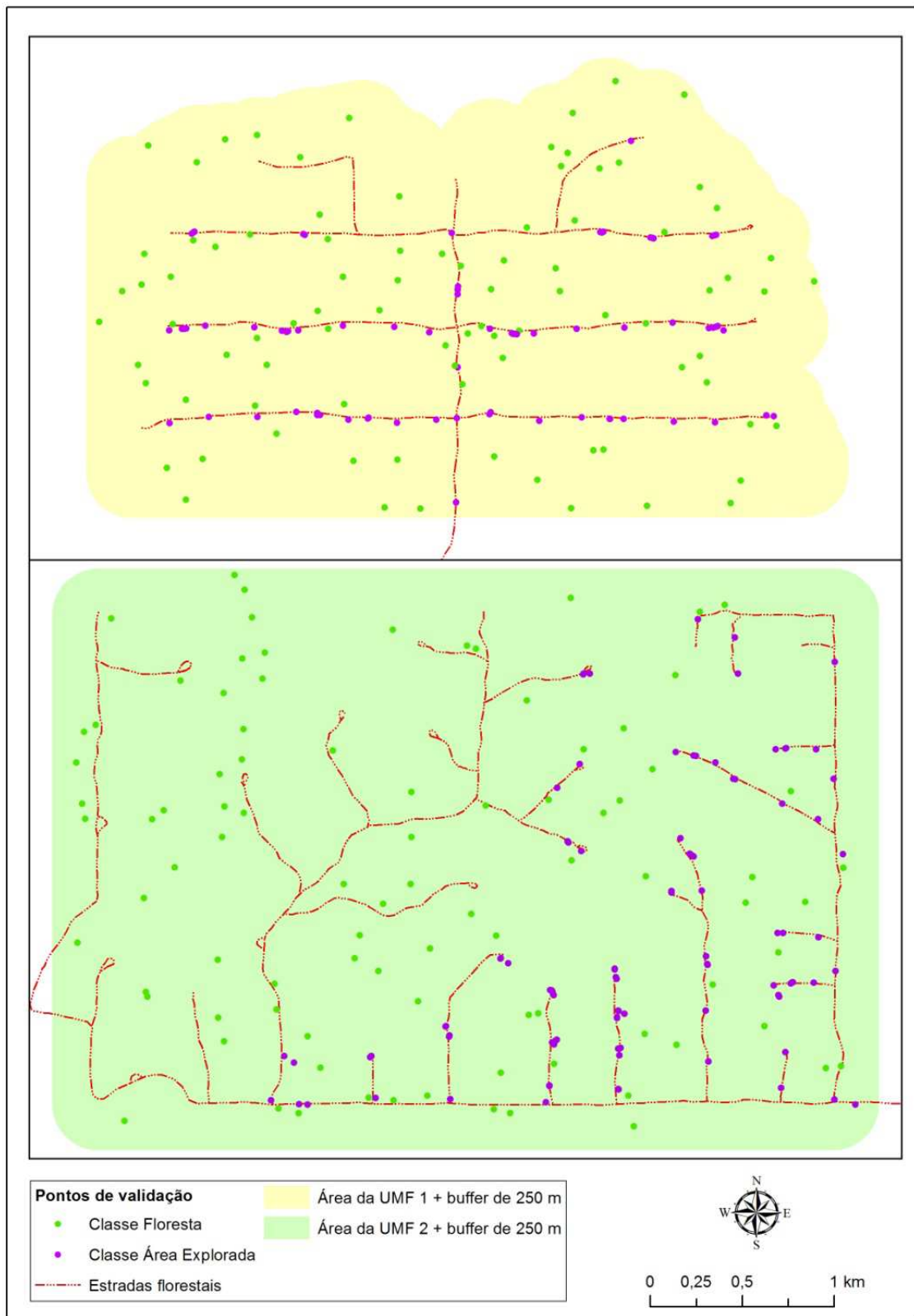


Figura 3.2 - Pontos de campo das classes floresta e área explorada utilizados como dado de referência na análise de acurácia.

A Figura 3.3 resume em forma de fluxograma as etapas da detecção de infraestrutura florestal descritas acima.

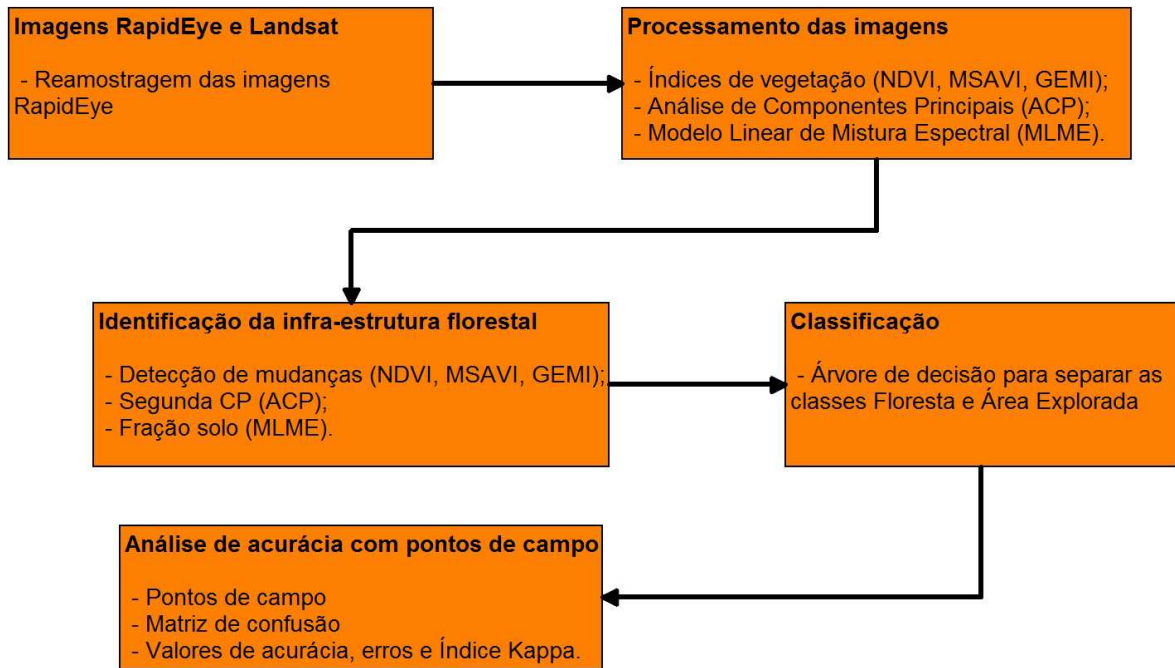


Figura 3.3 - Etapas da detecção da infraestrutura florestal a partir das imagens de satélite.

3.2.5. Análise dos dados

A análise estatística da detecção da infraestrutura florestal consistiu na avaliação de acurácia das classificações geradas com as cinco técnicas de processamento digital de imagens, descritas no item 3.2.3. Nessa avaliação, é gerada uma matriz de confusão (também conhecida como tabela de contingência) com dois dados: aqueles gerados pelas classificações e dados de referência coletados nas áreas de estudo, adotados como verdade de campo para a validação. Esse procedimento é descrito em detalhes por Congalton e Green (2008).

Foram analisadas as estatísticas fornecidas pela matriz de confusão: índice Kappa, erros de omissão e comissão, e acurácia global, do produtor e do usuário. O índice Kappa representa a medida da concordância entre os dados de referência e os dados da classificação (indicados pela diagonal da matriz de confusão) e da concordância esperada ao acaso (indicada pelas marginais da matriz de confusão). Valores menores que 0.40 são considerados de baixa concordância. A acurácia global representa a proporção dos pontos de referência corretamente classificados. Já as acurácias das categorias individuais são calculadas através da acurácia do produtor, que indica a probabilidade de um ponto de

referência ter sido corretamente classificado, e da acurácia do usuário, que calcula a probabilidade de um ponto classificado no mapa de fato representar a categoria nos dados de referência (CONGALTON; GREEN, 2008).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes realizados com as resoluções de 15 e 20 metros não resultaram em boa detecção das feições relacionadas à abertura de infraestrutura, apresentando perda de largura e de conexão entre as estradas. Uma análise visual dos resultados foi suficiente para descartar essas resoluções, sendo que os demais processamentos foram então realizados somente nas resoluções de 5 e 10 metros para as imagens *RapidEye*. A Figura 3.4 ilustra um trecho de estrada primária na UPA 1 da UMF 2 nas imagens com as 4 resoluções espaciais testadas nas imagens *RapidEye*.

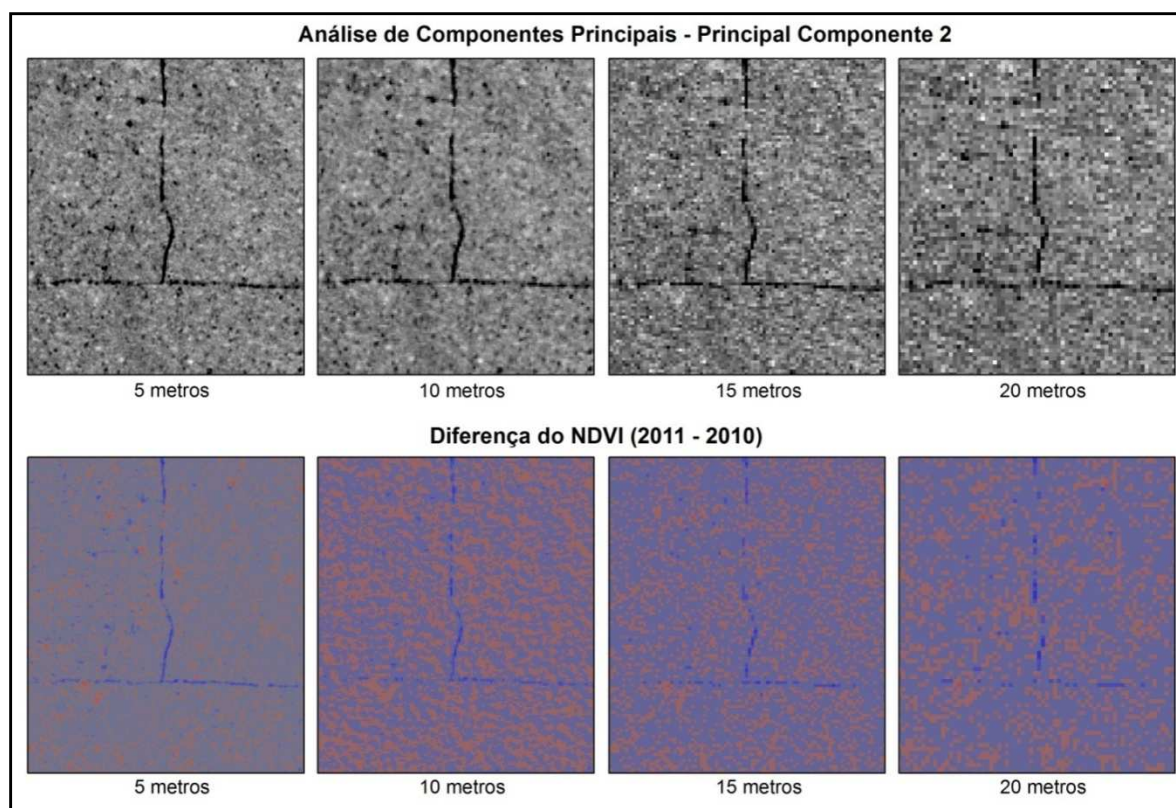


Figura 3.4 - Comparação dos resultados das imagens geradas com a Análise de Componentes Principais e com a detecção de mudanças no NDVI para as diferentes resoluções espaciais testadas nas imagens *RapidEye*.

As classificações geradas a partir da aplicação das cinco técnicas nos três conjuntos de imagens mostraram resultados bastante discrepantes para as diferentes resoluções espaciais, especialmente entre os resultados das imagens *RapidEye* e Landsat. A

Figura 3.5 mostra as matrizes de confusão das cinco classificações geradas a partir das imagens *RapidEye* na resolução espacial de 5 metros.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	175	99	274	98,31%	63,87%	70,01%	0,3853
A. explorada	3	64	67	39,26%	95,52%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	36,13%	4,48%	--	--	--		
Erro de omissão	1,69%	60,74%	--	--	--		

Global Environmental Monitoring Index (GEMI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	172	139	311	96,63%	55,31%	57,47%	0,1176
A. explorada	6	24	30	14,72%	80,00%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	44,69%	20,00%	--	--	--		
Erro de omissão	3,37%	85,38%	--	--	--		

Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	160	111	271	89,89%	59,04%	62,17%	0,2233
A. explorada	18	52	70	31,90%	74,29%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	40,96%	25,71%	--	--	--		
Erro de omissão	10,11%	68,10%	--	--	--		

Análise de Componentes Principais (ACP)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	175	124	299	98,31%	58,53%	62,75%	0,2296
A. explorada	3	39	42	23,93%	92,86%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	41,47%	7,14%	--	--	--		
Erro de omissão	1,69%	76,07%	--	--	--		

Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	175	122	297	98,31%	58,92%	63,34%	0,2421
A. explorada	3	41	44	25,15%	93,18%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	41,08%	6,82%	--	--	--		
Erro de omissão	1,69%	74,85%	--	--	--		

Figura 3.5 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens *RapidEye* com resolução espacial de 5 metros.

Para essa resolução, houve uma variação de até 13% entre os resultados das cinco técnicas empregadas. O NDVI apresentou os melhores resultados para a acurácia global e o índice Kappa (70,01% e 0,3853, respectivamente). O GEMI apresentou o pior desempenho entre os resultados obtidos para essa resolução, com 57,47% e 0,1176 de acurácia global e Índice Kappa, respectivamente. As outras técnicas apresentaram resultados intermediários entre o NDVI e o GEMI, apresentando acurácia global e Índice Kappa de 63,34% e 0,2421 (MLME), 62,75% e 0,2296 (ACP), e 62,17% e 0,2233 (MSAVI). As demais estatísticas geradas na matriz de confusão também seguiram esse padrão, sendo que o MSAVI excepcionalmente apresentou valor de acurácia do produtor mais alto que as demais técnicas (exceto o NDVI) e de acurácia do usuário mais baixo do que as demais para a classe de interesse desse mapeamento (área explorada).

Para a classe de interesse, os valores de acurácia do produtor foram bem mais baixos, variando de 39,26% (NDVI) a 14,72% (GEMI). Já para a acurácia do usuário (proporção do mapeamento da classe que de fato corresponde à ela no dado de referência), os valores para a classe de interesse foram bem mais altos, sendo que somente o índice GEMI apresentou valor menor que 90%.

Esses valores de acurácia do produtor e do usuário indicam que o mapeamento da infraestrutura florestal foi conservador, com altas taxas de omissão para a classe área explorada, concentradas nas áreas de estradas secundárias. Essas feições são de difícil detecção, especialmente numa exploração de impacto reduzido como a que ocorre nas concessões florestais, pois em muitos trechos elas não apresentam largura suficiente para abrir o dossel florestal e expor porções de solo, como acontece nas estradas primárias e pátios de estocagem.

Além da análise estatística obtida com a matriz de confusão, é importante também analisar visualmente o resultado das classificações (Figura 3.6). Comparando-se o NDVI com o GEMI, por exemplo, percebe-se que o NDVI mapeou melhor a infraestrutura e apresentou menos polígonos espúrios. Essa constatação sugere que ele foi menos sensível às mudanças naturais ocorridas entre um ano e outro e mais eficiente na detecção da exploração florestal.

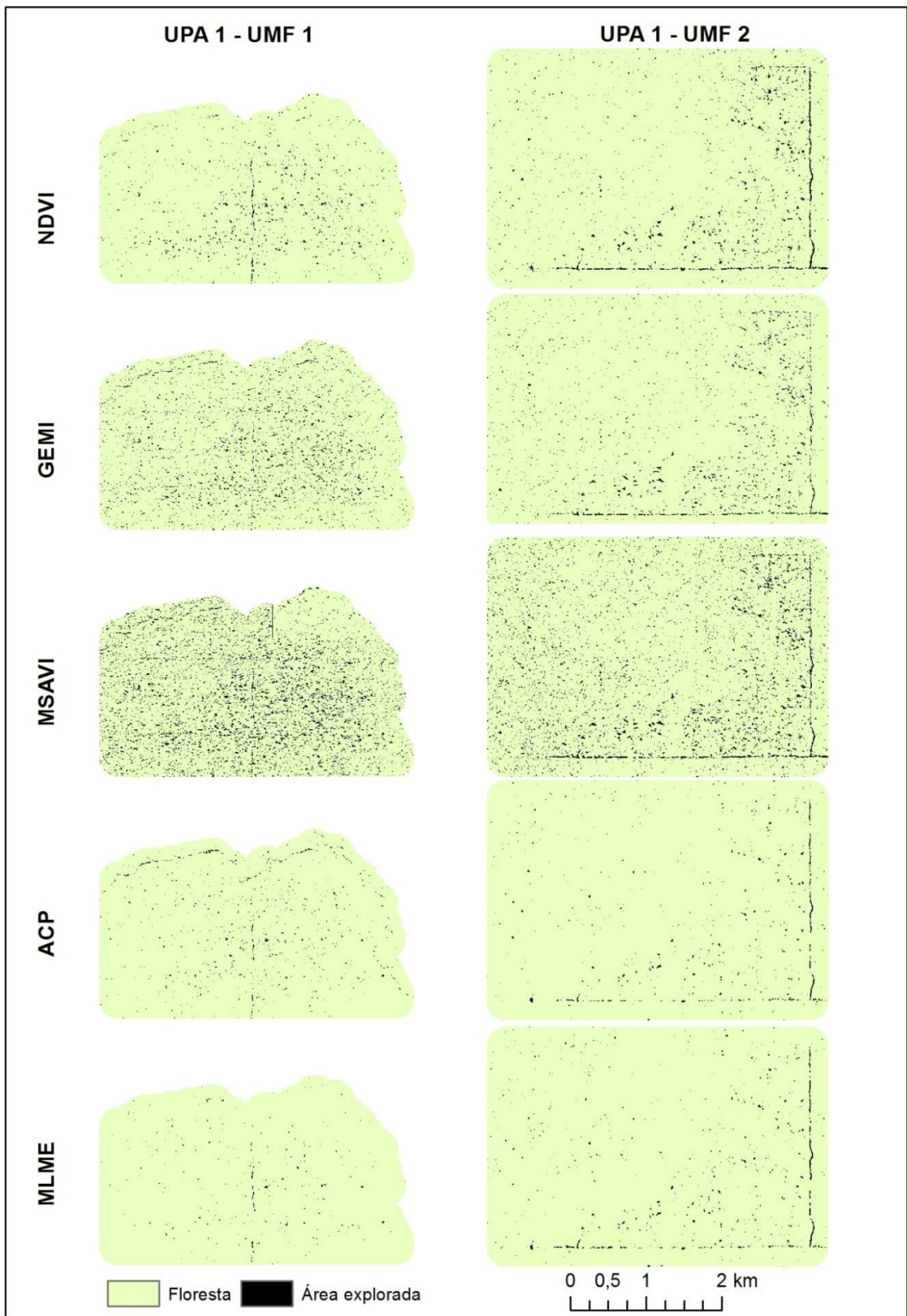


Figura 3.6 – Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens *RapidEye* na resolução espacial de 5 metros.

De maneira geral, as técnicas baseadas em índices de vegetação apresentaram mais polígonos classificados como infraestrutura florestal do que o Modelo Linear de Mistura Espectral e a Análise de Componentes Principais. Mas em contrapartida, essas técnicas apresentaram melhor configuração das estradas primárias, e alguma sinalização de estradas secundárias, mesmo que incipiente e descontínua, especialmente o MSAVI. Apresentam ainda alguma indicação de impacto no dossel ocasionado pelas operações de derrubada e arraste das toras, especialmente o NDVI. A Figura 3.7 mostra os pontos das árvores abatidas até a data de aquisição das imagens utilizadas na detecção da infraestrutura florestal, maio de 2011. A comparação dessa figura com a anterior permite a identificação do impacto no dossel relacionado ao abate das árvores até a data de aquisição das imagens, que pode ser melhor visualizado nas classificações geradas com os índices de vegetação.

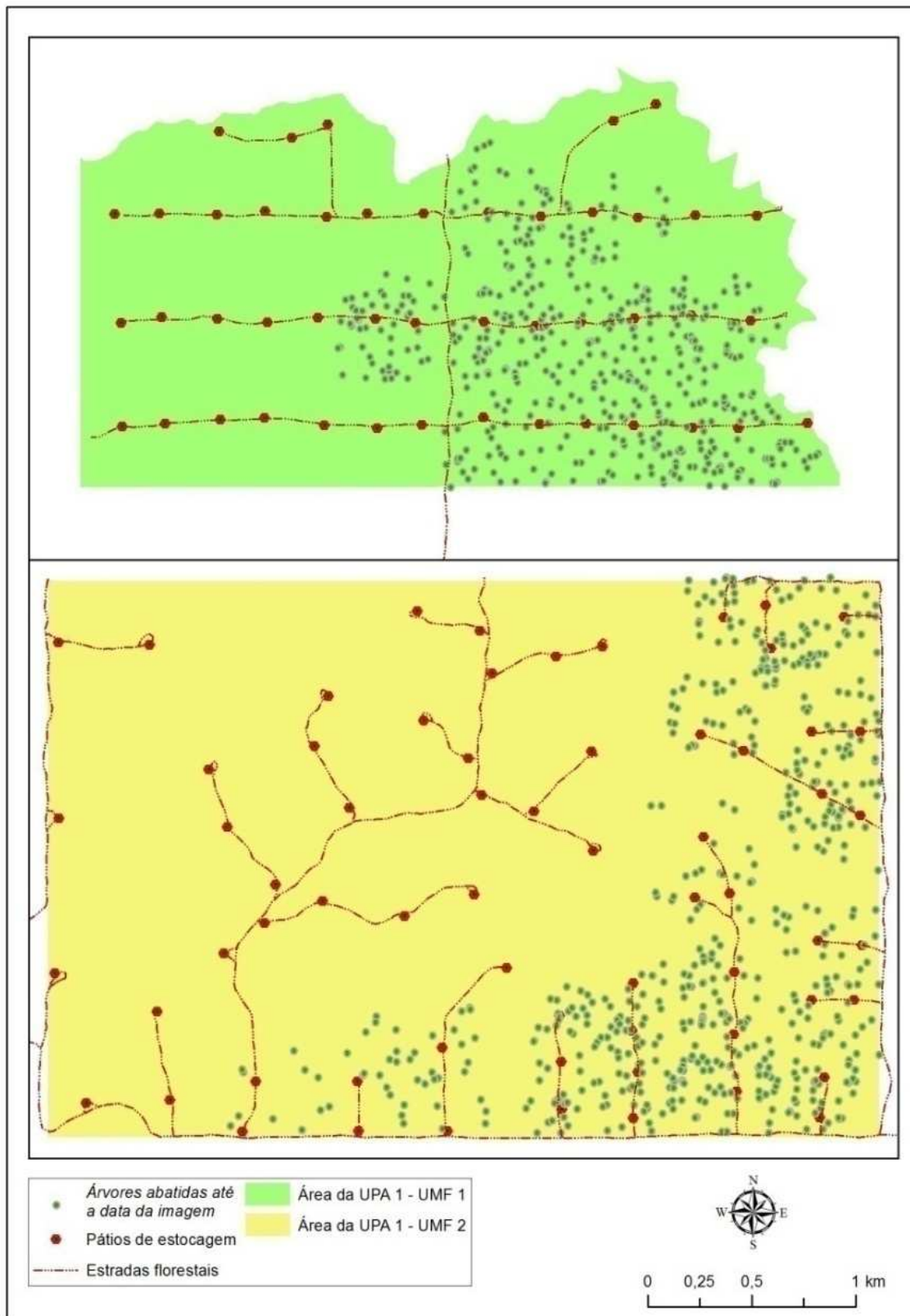


Figura 3.7 – Infraestrutura florestal mapeada em campo e árvores abatidas até a data das imagens utilizadas na detecção da infraestrutura florestal.

Se considerada somente a detecção de estradas primárias e pátios, a análise visual mostra que o Modelo Linear de Mistura Espectral e a Análise de Componentes Principais fizeram uma distinção melhor desses elementos, não identificando como infraestrutura as alterações ocasionadas no dossel pelo manejo florestal. Esse resultado é esperado, dado que essas técnicas se baseiam no realce dos pixels com grande proporção do componente analisado (no caso, solo) ou na eliminação da correlação existente entre os dados das diferentes bandas. Não está no seu escopo a capacidade de detectar as diferenças no índice de área foliar (ou na densidade do dossel vegetal) causados pela exploração florestal, como fazem os índices de vegetação.

Na imagem resultante da detecção de mudanças para o índice MSAVI, é possível identificar algumas linhas das estradas secundárias existentes, conforme mostra a Figura 3.8. Nessa figura, uma mudança positiva indica pixels que se tornaram mais claros (o valor da imagem final foi maior do que da imagem inicial), enquanto uma mudança negativa identifica pixels que se tornaram mais escuros (seu valor na imagem final foi menor do que da imagem inicial).

Entretanto, na maioria dos pixels dessas estradas, o grau de mudança é o mesmo registrado nas áreas adjacentes (e por isso o classificador por árvore de decisão não identificou essas áreas como área explorada, pois se o limiar fosse diminuído, incluiria muito mais pixels nessa classe). Esse resultado corrobora a afirmação defendida por D'Oliveira et al. (2012) de que as alterações ocasionadas pelas estradas secundárias estão dentro da variabilidade natural encontrada em áreas de floresta primária, quando o dossel é visto de cima pelos sensores ópticos (no nível do solo as mudanças são muito mais evidentes).

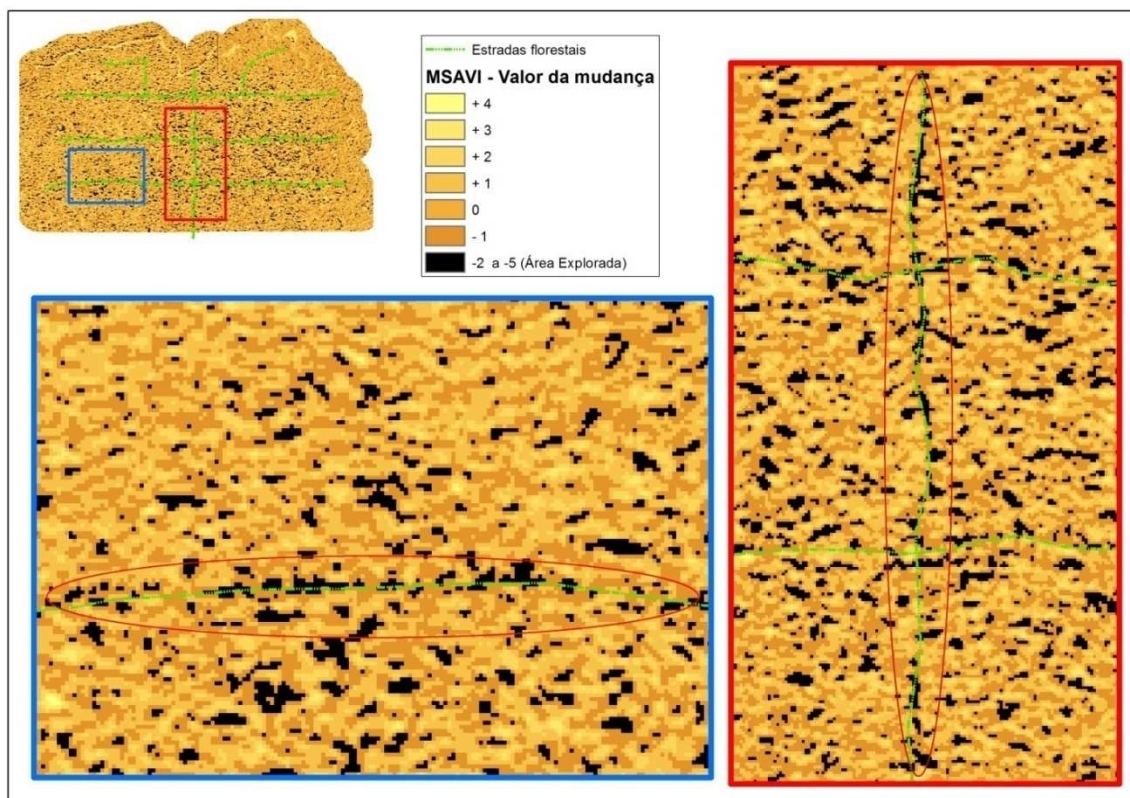


Figura 3.8 – Imagem resultante da detecção de mudanças para o índice MSAVI na UPA 1 da UMF 1.

A Figura 3.9 mostra as matrizes de confusão das cinco classificações geradas a partir das imagens *RapidEye* na resolução espacial de 10 metros.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	171	109	280	96,07%	61,07%	65,98%	0,2999
A. explorada	7	54	61	33,13%	88,52%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	38,93%	11,48%	--	--	--		
Erro de omissão	3,93%	66,87%	--	--	--		

Global Environmental Monitoring Index (GEMI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	168	124	292	94,38%	57,53%	60,70%	0,1886
A. explorada	10	39	49	23,93%	79,59%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	42,47%	20,41%	--	--	--		
Erro de omissão	5,62%	76,07%	--	--	--		

Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	157	100	257	88,20%	61,09%	64,52%	0,2741
A. explorada	21	63	84	38,65%	75,00%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	38,91%	25,00%	--	--	--		
Erro de omissão	11,80%	61,35%	--	--	--		

Análise de Componentes Principais (ACP)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	176	121	297	98,88%	59,26%	63,93%	0,2534
A. explorada	2	42	44	25,77%	95,45%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	40,74%	4,55%	--	--	--		
Erro de omissão	1,12%	74,23%	--	--	--		

Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	176	121	297	98,88%	59,26%	63,93%	0,2534
A. explorada	2	42	44	25,77%	95,45%		
Total	178	163	341	--	--		
Erro de comissão	40,74%	4,55%	--	--	--		
Erro de omissão	1,12%	74,23%	--	--	--		

Figura 3.9 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens *RapidEye* reamostradas para 10 metros de resolução espacial.

Para a resolução espacial de 10 metros, os resultados da acurácia global das diferentes técnicas apresentaram no máximo 5,2% de variação entre elas, menor do que a variação encontrada na resolução de 5 metros. As técnicas que não envolveram detecção de

mudanças apresentaram resultados idênticos, e visualmente seus resultados também são muito parecidos (Figura 3.9). O NDVI continuou apresentando melhor acurácia global e índice Kappa, assim como o GEMI seguiu apresentando o pior desempenho. Entretanto, dessa vez o MSAVI se mostrou a melhor técnica para a detecção da classe área explorada, com acurácia do produtor cerca de 5% maior que a do NDVI. Isso ocorreu porque a imagem resultante da aplicação dessa técnica é a que detém maior quantidade de pequenos polígonos da classe de interesse, então a chance de ocorrer coincidências com os pontos de validação são maiores. Inversamente mas pelo mesmo motivo, a acurácia do produtor da classe floresta para essa técnica foi a menor de todas.

Comparando-se os resultados obtidos com a resolução de 10 metros e com a de 5 metros, observa-se que apenas o NDVI apresentou resultado superior na resolução de 5 metros, as demais técnicas tiveram desempenho melhor na resolução de 10 metros. Esses resultados gerais indicam que não há ganho representativo em aumentar a resolução espacial de 10 para 5 metros. Visualmente, os resultados das duas resoluções também são bastante similares (Figura 3.10)

A Figura 3.11 mostra as matrizes de confusão das cinco classificações geradas a partir das imagens Landsat na resolução espacial de 30 metros.

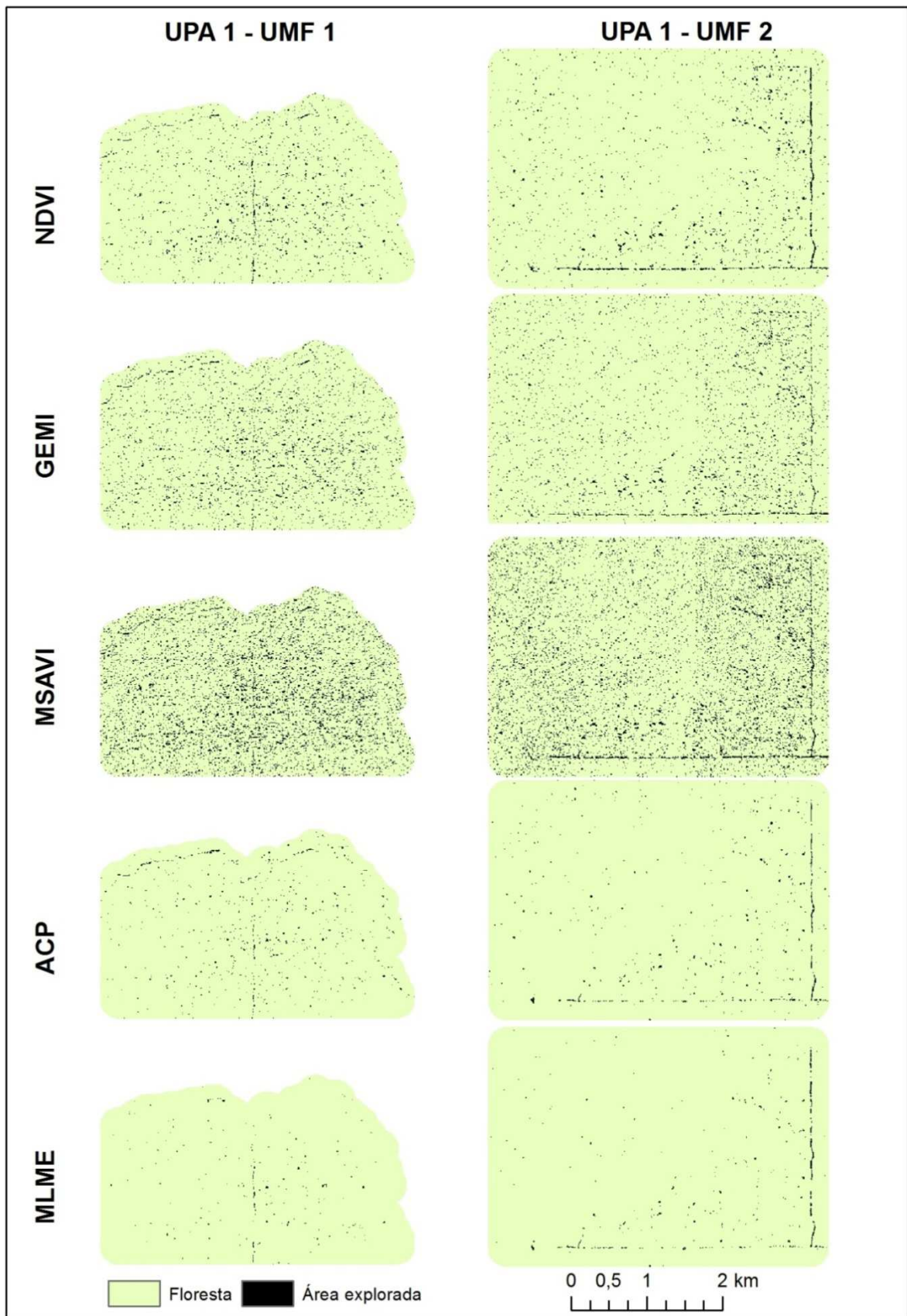


Figura 3.10 - Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens *RapidEye* na resolução espacial de 10 metros.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	176	157	333	98,88%	52,85%	53,644%	0,0386
A. explorada	2	8	10	4,85%	80,00%		
Total	178	165	343	--	--		
Erro de comissão	47,15%	20,00%	--	--	--		
Erro de omissão	1,12%	95,15%	--	--	--		

Global Environmental Monitoring Index (GEMI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	178	164	342	100,00%	52,05%	52,186%	0,0063
A. explorada	0	1	1	0,61%	100,00%		
Total	178	165	343	--	--		
Erro de comissão	47,95%	0,00%	--	--	--		
Erro de omissão	0,00%	100,00%	--	--	--		

Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	176	157	333	98,88%	52,85%	53,644%	0,0386
A. explorada	2	8	10	4,85%	80,00%		
Total	178	165	343	--	--		
Erro de comissão	47,15%	20,00%	--	--	--		
Erro de omissão	1,12%	95,15%	--	--	--		

Análise de Componentes Principais (ACP)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	173	140	313	97,19%	55,27%	57,725%	0,1272
A. explorada	5	25	30	15,15%	83,33%		
Total	178	165	343	--	--		
Erro de comissão	44,73%	16,67%	--	--	--		
Erro de omissão	2,81%	84,85%	--	--	--		

Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)							
Classificação	Dado de referência			Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Acurácia global	Índice Kappa
	Floresta	A. explorada	Total				
Floresta	177	154	331	99,44%	53,47%	54,810%	0,0632
A. explorada	1	11	12	6,67%	91,67%		
Total	178	165	343	--	--		
Erro de comissão	46,53%	8,33%	--	--	--		
Erro de omissão	0,56%	93,33%	--	--	--		

Figura 3.11 - Resultados da avaliação de acurácia para a detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas nas imagens Landsat com 30 metros de resolução espacial.

Na resolução de 30 metros, os resultados de acurácia global das cinco técnicas foram muito similares, com variação de aproximadamente 5%. A técnica que apresentou o

maior valor dessa estatística foi o ACP (57,72%); o NDVI e o MSAVI apresentaram resultados idênticos (53,64%). Entretanto, quando se analisa a acurácia do produtor para a classe área explorada, observa-se que os valores foram bem baixos (variando de 0,61% para o GEMI a 15,15% para o ACP). A acurácia global ficou em torno dos 50% porque o mapeamento da classe floresta foi excelente para todas as técnicas (Figura 3.10), dado que é uma classificação binária. Somente o resultado da Análise de Componentes Principais apresentou valor da estatística Kappa superior a 0.1, valor já considerado de baixa concordância.

Os baixos valores do índice Kappa sugerem que a detecção da infraestrutura florestal nas imagens *Landsat* tem pouca aderência aos dados de referência, que representam a realidade de campo. A extensão dos alvos em relação à resolução espacial das imagens explica esses resultados: muitos alvos apresentam dimensões menores que 30 metros, resolução espacial do sensor TM.

Na análise visual da Figura 3.12, se observa que apenas os resultados do MSAVI, da ACP e do MLME mostram alguma configuração das estradas primárias existentes, mesmo que descontínuas. Corroborando a maior acurácia global obtida entre as cinco técnicas, a ACP apresenta o resultado com maior significado real (no campo), principalmente na área da UMF 2. Silva et al. (2009) também identificaram a ACP, em comparação com o Modelo Linear de Mistura Espectral e a transformação IHS com razão de bandas, como a melhor técnica na detecção do corte seletivo com imagens *Landsat 5* TM numa área do Mato Grosso.

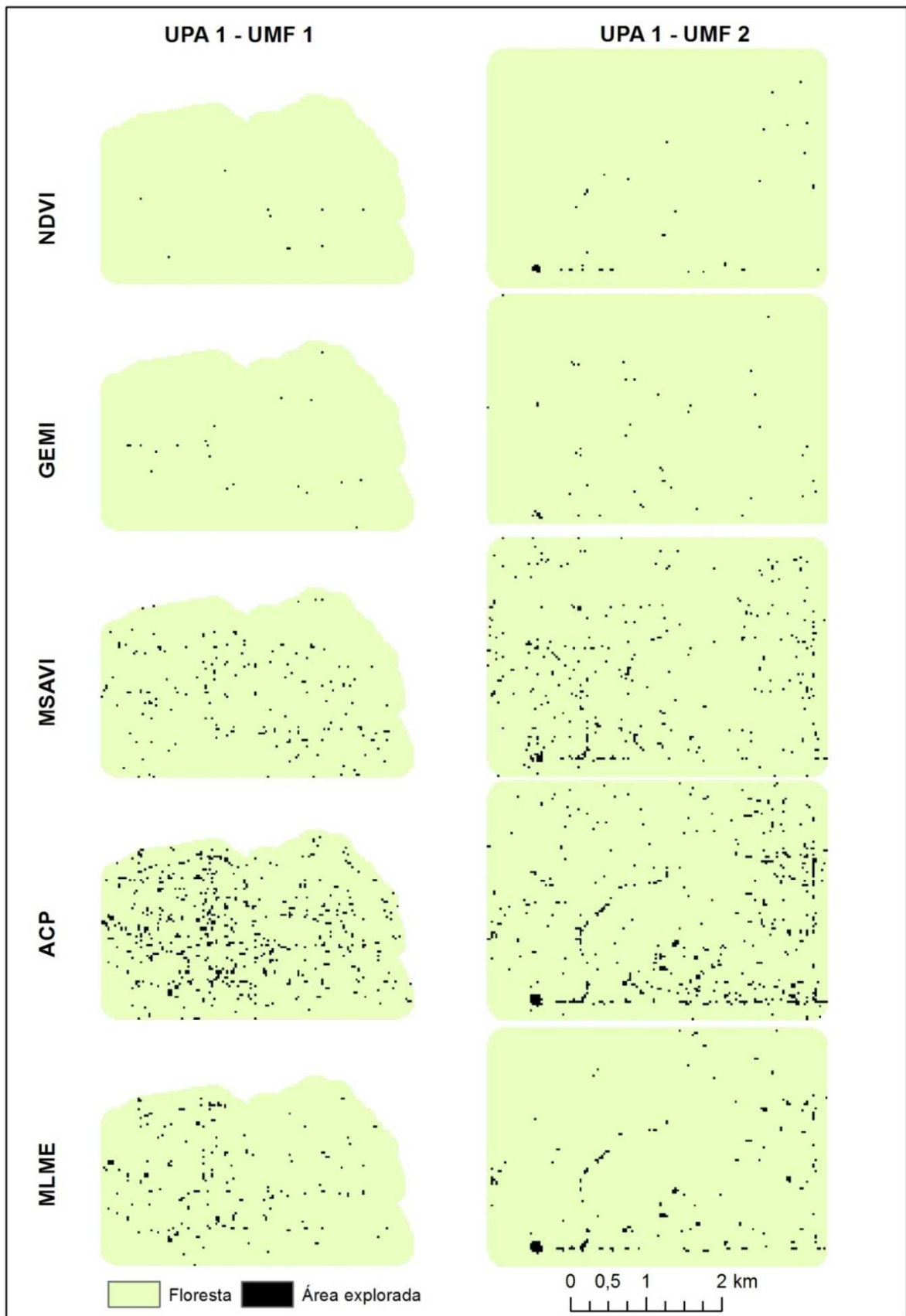


Figura 3.12 - Comparação dos resultados da detecção da infraestrutura florestal com as cinco técnicas utilizadas nas imagens *Landsat 5*.

3.4. CONCLUSÕES

A acurácia da classe floresta elevou fortemente os valores da acurácia global para todas as classificações. Esse fato é evidenciado pela diferença entre os valores obtidos na acurácia global (dada em porcentagem) e o índice Kappa (apresentado em proporção). O índice Kappa compara os resultados obtidos a uma classificação aleatória, considerando a classificação de forma global, e não fazendo uma média entre as acurácias das classes consideradas, como acontece no cálculo da acurácia global.

O GEMI apresentou o pior desempenho dentre as técnicas utilizadas nas três resoluções espaciais consideradas. Esse índice foi concebido para uso em monitoramento global, e também já foi aplicado em imagens de média resolução espacial em escala regional (MATRICARDI et al., 2010; WANG et al., 2005), mas em nenhum desses trabalhos ele foi indicado como melhor opção em relação aos outros índices e técnicas utilizados. Esta pode ser uma razão pelas quais o teste em uma área pequena como as UPA da FLONA do Jamari com resolução espacial mais fina não obteve bons resultados.

Os índices de vegetação com correção para os fatores atmosféricos (GEMI) e de influência do solo (MSAVI) deveriam apresentar melhor desempenho na classificação do que o NDVI, contudo isso não foi constatado. Uma possível causa para o melhor desempenho do NDVI é a data das imagens utilizadas na detecção da infraestrutura. As imagens *RapidEye* pós exploração foram adquiridas em maio, já no início da estação seca. Se elas tivessem sido adquiridas no auge da estação chuvosa, provavelmente a vegetação estaria no seu vigor máximo, e a saturação com vegetação densa que ocorre no NDVI poderia ter diminuído seu desempenho.

O MSAVI não apresentou a melhor acurácia global máxima em nenhuma das resoluções, mas por outro lado foi a única técnica que mostrou um delineamento das estradas secundárias, além de indicar mudanças no dossel decorrente da exploração florestal, representadas pela maior densidade de pixels da classe área explorada nas áreas onde as árvores já tinham sido abatidas (Figuras 3.5, 3.6 e 3.9). Esses fatos confirmam a alta sensibilidade desse índice à influência do solo abaixo do dossel, mais forte nas áreas que sofreram exploração madeireira recentemente.

Para a detecção de mudanças aplicada nos índices de vegetação são necessárias as imagens t_0 e t_1 , enquanto que as técnicas que analisam os componentes da cena (MLME) e

a correlação entre as bandas (ACP) necessitam apenas da imagem t_1 , o que representa um benefício para o monitoramento da exploração florestal.

Na análise aqui apresentada, as duas UPA sob concessão foram consideradas como se constituíssem apenas uma área de estudo. Entretanto, ao fazer a análise visual dos resultados, pode-se observar que diferentes limiares no classificador por árvore de decisão poderiam ser utilizados para as duas áreas. Na UMF 1 um limiar menor poderia ser adotado para detecção de estradas primárias, enquanto que na UMF 2 um limiar maior seria suficiente. Duas razões podem explicar essa diferença: a tipologia florestal na UMF 2 é mais aberta, ou o impacto da exploração foi maior nessa área. Uma vez que os dados de abertura de dossel gerados a partir das fotografias hemisféricas constataram que a diferença da fração de cobertura florestal entre as duas áreas não foi significativa, a primeira razão apresentada explica melhor essa heterogeneidade.

As imagens de média resolução espacial são normalmente utilizadas no monitoramento do corte seletivo em florestas tropicais. Elas possibilitam a detecção de sua ocorrência, baseada em uma série de elementos de contexto que constituem seu padrão espacial, mas são limitadas em sua capacidade de distinguir as mudanças estruturais que ocorrem abaixo do dossel (COOPS et al., 2007).

Numa área com exploração florestal de impacto reduzido como é o caso das concessões florestais, é fundamental o uso de imagens ópticas com maior resolução espacial ou de sensores ativos, especialmente se o objetivo é avaliar e monitorar impactos que ocorrem em pequena escala (remoção de uma árvore, abertura de ramais de arraste). Os resultados encontrados com as imagens *Landsat* nesse estudo apontam claramente essa necessidade. O uso de dados de aerolevantamento com tecnologia *laser* (LiDAR) tem mostrado resultados promissores para esse fim (ARAUJO et al., 2013; D'OLIVEIRA et al., 2012).

4. IMPACTO DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NO DOSSEL FLORESTAL COM DADOS ORBITAIS

4.1. INTRODUÇÃO

A detecção acurada e precisa das áreas que sofreram exploração florestal é fundamental para a compreensão da distribuição espacial e dos impactos desse tipo de uso. O sensoriamento remoto, devido a sua capacidade de observar grandes áreas, é uma opção para o monitoramento contínuo, especialmente na região Amazônica. Entretanto, o corte seletivo não é facilmente identificável em imagens de satélite devido ao seu padrão espacial, que frequentemente inclui elementos menores do que a resolução espacial das imagens utilizadas (ANWAR; STEIN, 2012). Avaliações quantitativas das alterações que ocorrem em pequena escala, como clareiras no dossel, são importantes para o entendimento da dinâmica florestal em grandes escalas.

Esse capítulo aborda a estimativa dos impactos do manejo florestal provocados no dossel, combinando dados de campo e dados estimados a partir das imagens de satélite *RapidEye*. Três etapas foram executadas: a primeira consistiu na avaliação da relação entre os dados de volumetria provenientes do sistema de cadeia de custódia das concessões florestais, disponível para cada árvore explorada, e os valores dos índices de vegetação testados na detecção da infraestrutura florestal (NDVI, MSAVI e GEMI); a segunda etapa consistiu na geração de imagens fração de cobertura florestal a partir de imagens *RapidEye* e da avaliação da concordância dessas imagens com os dados de abertura de dossel coletados em campo com as fotografias hemisféricas. Por fim, na terceira etapa foram estimadas as contribuições de cada um dos estratos das áreas exploradas (pátios de estocagem, estradas primárias e secundárias, clareiras de árvores e trilhas de arraste) para a fração de cobertura florestal.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

Da mesma forma que nos capítulos 2 e 3, a área de estudo desse capítulo também constituiu as Unidades de Produção Anual 1 das Unidades de Manejo Florestal 1 e 2 da FLONA do Jamari (Figura 2.1). Entretanto, como houve ocorrência de nuvens nas imagens utilizadas, uma máscara foi aplicada, diminuindo a área total considerada, conforme mostrado na Figura 4.1.

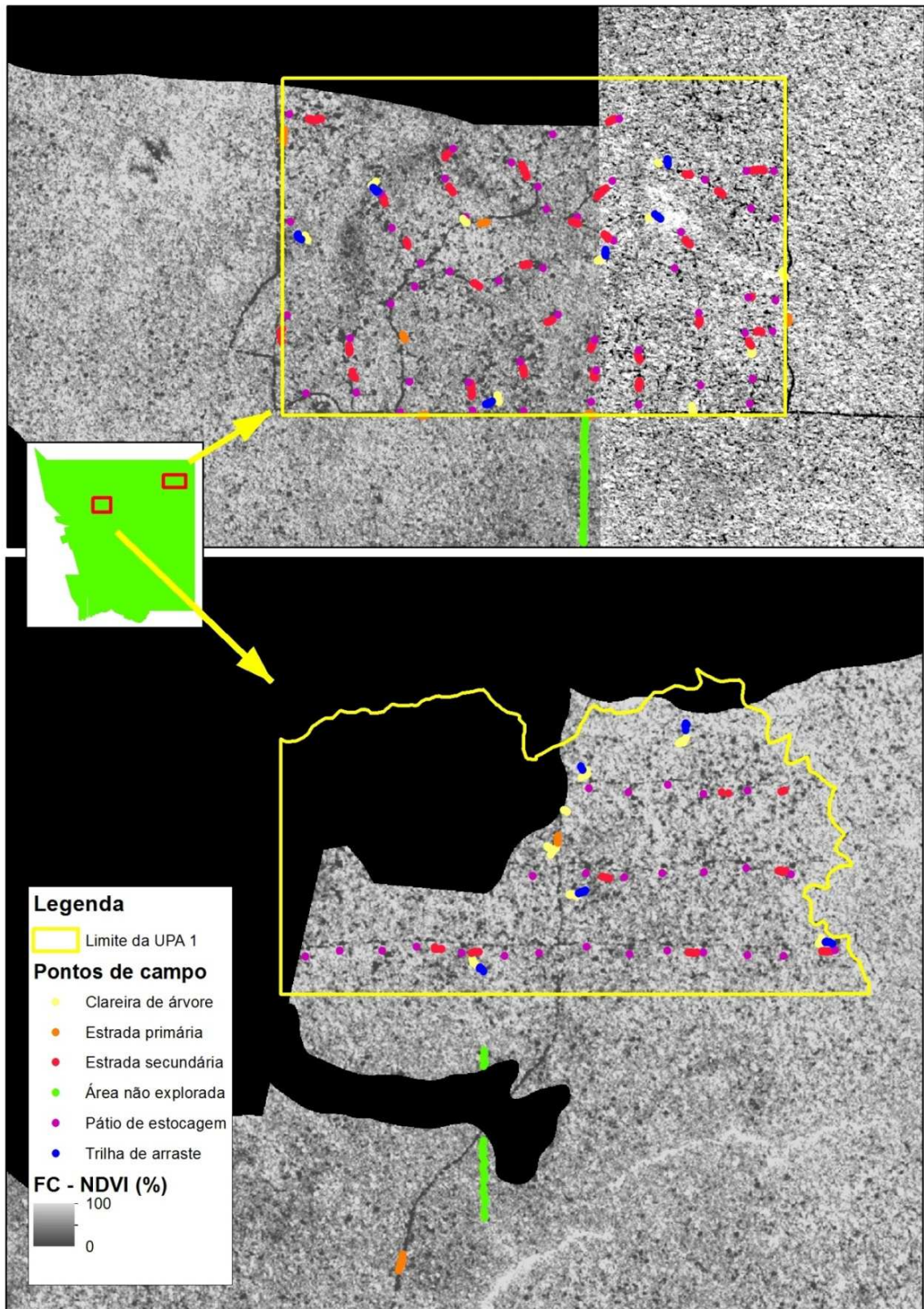


Figura 4.1 - Imagem fração de cobertura derivada do NDVI com a máscara de nuvens e os pontos dos estratos coletados em campo.

4.2.2. Imagens de satélite

Apenas imagens *RapidEye* foram consideradas nessa etapa, devido ao seu maior poder de discriminação dos alvos. Essas imagens constituíram a terceira cobertura de imagens da área de estudo, adquiridas na data de 21 de setembro de 2011. Buscou-se essa nova cobertura porque a maior parte das árvores das UPA 1 não tinha sido abatida até a data das imagens utilizadas no capítulo da detecção da infraestrutura florestal (o período de embargo, no qual é proibido o abate, perdura de 15 de dezembro a 15 de maio, e a imagem é de 31 de maio).

As imagens passaram somente pela correção radiométrica – conversão de valores digitais para níveis de radiância e posteriormente para valores de reflectância no topo da atmosfera, por serem disponibilizadas já com a correção geométrica. Essa correção foi feita no aplicativo ERDAS 9.1. Os valores de distância solar e ângulo zenital utilizados na conversão para reflectância podem ser encontrados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Informações sobre a data e a geometria de aquisição das imagens *RapidEye* utilizadas nas estimativas da fração de cobertura florestal.

Tile	Data de aquisição	Distância solar (UA)	Ângulo zenital
2034916	31/05/2011	1,01299	32,58
2034915	21/09/2011	1,00402	11,37
2034814	21/09/2011	1,00402	11,66
2034815	21/09/2011	1,00402	11,54

Estas imagens de setembro apresentam grande quantidade de nuvens, e portanto, foi necessária a aplicação de uma máscara, sendo considerada como área útil apenas a área sem nuvens ou sombra de nuvens das duas áreas de estudo. Entretanto, uma das quatro imagens utilizadas foi mantida da cobertura de maio de 2011. Optou-se por essa imagem por ela não apresentar cobertura de nuvens e porque a maioria das árvores exploradas que se sobrepõem a ela foi abatida até 15 de dezembro de 2010.

4.2.3. Índices de vegetação

Os índices de vegetação que foram relacionados à volumetria explorada e utilizados na imagem fração de cobertura florestal são os mesmos utilizados na detecção da infraestrutura florestal, detalhados no item 3.2.3, a saber: NDVI, MSAVI e GEMI.

4.2.4. Fração de cobertura florestal

Nesse estudo foi aplicado um modelo linear de mistura nos índices de vegetação mencionados para derivar a fração de cobertura florestal. Neste modelo de mistura, a reflectância de cada pixel é a soma da reflectância de todos os componentes, ponderados por sua proporção de cobertura. Assumiu-se que os pixels nas áreas de estudo são compostos de apenas dois componentes: o dossel florestal e áreas abertas (solo exposto). Assumindo a fração da cobertura florestal = FC, a fração de cobertura das áreas abertas deve ser = 1 – FC. O valor do pixel (S), da forma como é registrado pelo sensor do satélite, pode ser expresso como (QI et al., 2000):

$$S = FC \cdot Sv + (1 - FC)Ss, \quad (4.1)$$

onde Sv = contribuição do sinal para a componente vegetação e Ss = contribuição do sinal para a componente solo.

Se for utilizado um modelo linear com mais de dois componentes, essa equação não pode ser considerada, pois essa análise assume um pixel que consiste apenas de vegetação e solo. Quando aplicada em um índice de vegetação, a equação acima pode ser aproximada por

$$IV = FC \times IVveg + (1 - FC)IVsolo, \quad (4.2)$$

que pode ser reescrita como

$$FC = (V - IVsolo)/(IVveg - IVsolo), \quad (4.3)$$

onde IVsolo = valor do índice de vegetação para uma área aberta (solo exposto) e IVveg = valor do índice de vegetação de um pixel puro de vegetação.

A determinação dos valores dos índices de vegetação para os dois *endmembers* considerados no modelo foi feita a partir da análise dos histogramas e análise visual das imagens, buscando um valor de pixel numa área aberta e o valor médio da vegetação numa área de floresta não explorada.

4.2.5. Fluxo do processamento

4.2.5.1. Relação entre volumetria e índices de vegetação

Os dados de volumetria são estimados na etapa do inventário florestal e quantificam o total de madeira efetivamente disponível para exploração em cada Unidade de Produção Anual (UPA). Após a exploração, é possível também determinar o volume real retirado da floresta. Estes dados foram obtidos nos Planos Operacionais Anuais de cada Unidade de Manejo Florestal e nos sistemas de controle da cadeia de custódia, disponíveis no Serviço Florestal Brasileiro, e foram utilizados para avaliar a relação entre o volume retirado da floresta e as imagens de satélite do período pós-exploratório.

Colunas contendo a data do corte, o volume estimado no inventário florestal e o volume cubado registrado no sistema de cadeia de custódia foram incluídas na tabela de atributos dos planos de informação das árvores, disponibilizados pelos concessionários de cada UMF. Esses pontos de localização foram filtrados de acordo com a data do abate, da aquisição da imagem e a máscara de nuvens. No total, foram incluídas no universo de análise 2020 árvores exploradas, sendo 798 da UMF 1 e 1222 da UMF 2.

Foram geradas as imagens dos três índices de vegetação adotados nesse trabalho a partir das imagens *RapidEye* com máscara de nuvens descritas no item 4.2.2. *Buffers* de 10, 15 e 20 metros em torno do ponto de cada árvore explorada foram criados, e foi calculada a média aritmética dos valores dos pixels dentro de cada *buffer*. A criação dos *buffers* foi realizada com o intuito de diminuir a incerteza relativa aos erros de localização das árvores e à correção geométrica das imagens.

Uma tabela foi produzida para cada índice de vegetação, contendo todas as árvores consideradas nas duas áreas de estudo, seus respectivos volumes cubados e o valor médio do índice para as três distâncias de *buffer*. A partir dessa tabela foram então calculados os coeficientes de correlação de *Pearson*. A Figura 4.2 mostra em forma de fluxograma os passos realizados para a avaliação da correlação entre o volume retirado da floresta e os valores dos índices de vegetação.

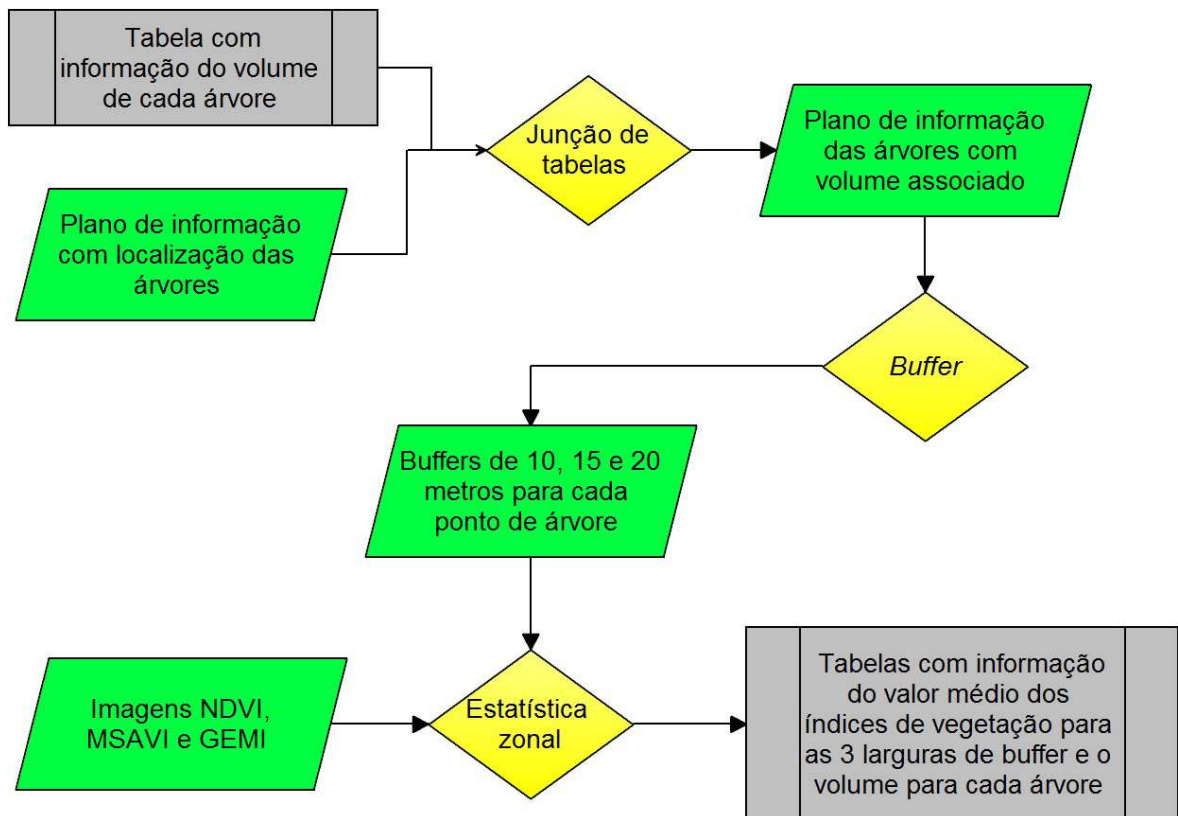


Figura 4.2 - Fluxograma da avaliação da relação entre volumetria e os índices de vegetação.

4.2.5.2. Relação entre dados de abertura de dossel e a imagem fração de cobertura florestal

A partir da aplicação de um modelo no aplicativo ERDAS 9.1, com a fórmula descrita na equação 4.3, foram geradas para cada índice de vegetação as imagens fração de cobertura florestal

Os dados de abertura de dossel obtidos em campo, cuja coleta e processamento foram detalhados no capítulo 2, foram utilizados na avaliação da aplicabilidade da imagem fração de cobertura florestal para estimar a abertura do dossel nas áreas manejadas.

Cada ponto de GPS coletado em campo foi associado ao estrato que representa, dentre os seis estratos considerados na análise, a partir das anotações de campo. Foram também associados à tabela de atributos do plano de informação dos pontos de campo os dados de abertura de dossel calculados a partir das fotografias hemisféricas e do analisador ótico LAI-2000. No total, foram incluídos no universo de análise 600 pontos de campo, compreendendo as classes floresta não explorada e os cinco estratos das áreas manejadas.

Buffers de 10, 15 e 20 metros em torno de cada ponto coletado em campo foram criados, e a média aritmética dos valores dos pixels das imagens fração de cobertura florestal dentro de cada *buffer* foi calculada.

Uma tabela foi produzida para cada índice de vegetação, contendo os pontos das duas áreas de estudo, seus respectivos valores de abertura de dossel e o valor médio da imagem fração de cobertura florestal para as três distâncias de *buffer*. Para a determinação da contribuição de cada estrato das áreas exploradas, foi gerada uma tabela similar a essa, com os pontos de campo e o valor médio da fração de cobertura florestal selecionada na distância de *buffer* selecionada, e uma coluna para cada estrato, com dados binários de sua ocorrência.

A Figura 4.3 mostra em forma de fluxograma os passos realizados para avaliação da relação entre os dados de abertura de dossel coletados em campo e as imagens fração de cobertura florestal derivadas dos índices de vegetação. As operações que resultaram nas tabelas com informações sobre as árvores e os pontos de campo foram realizadas no aplicativo ArcGIS 10.

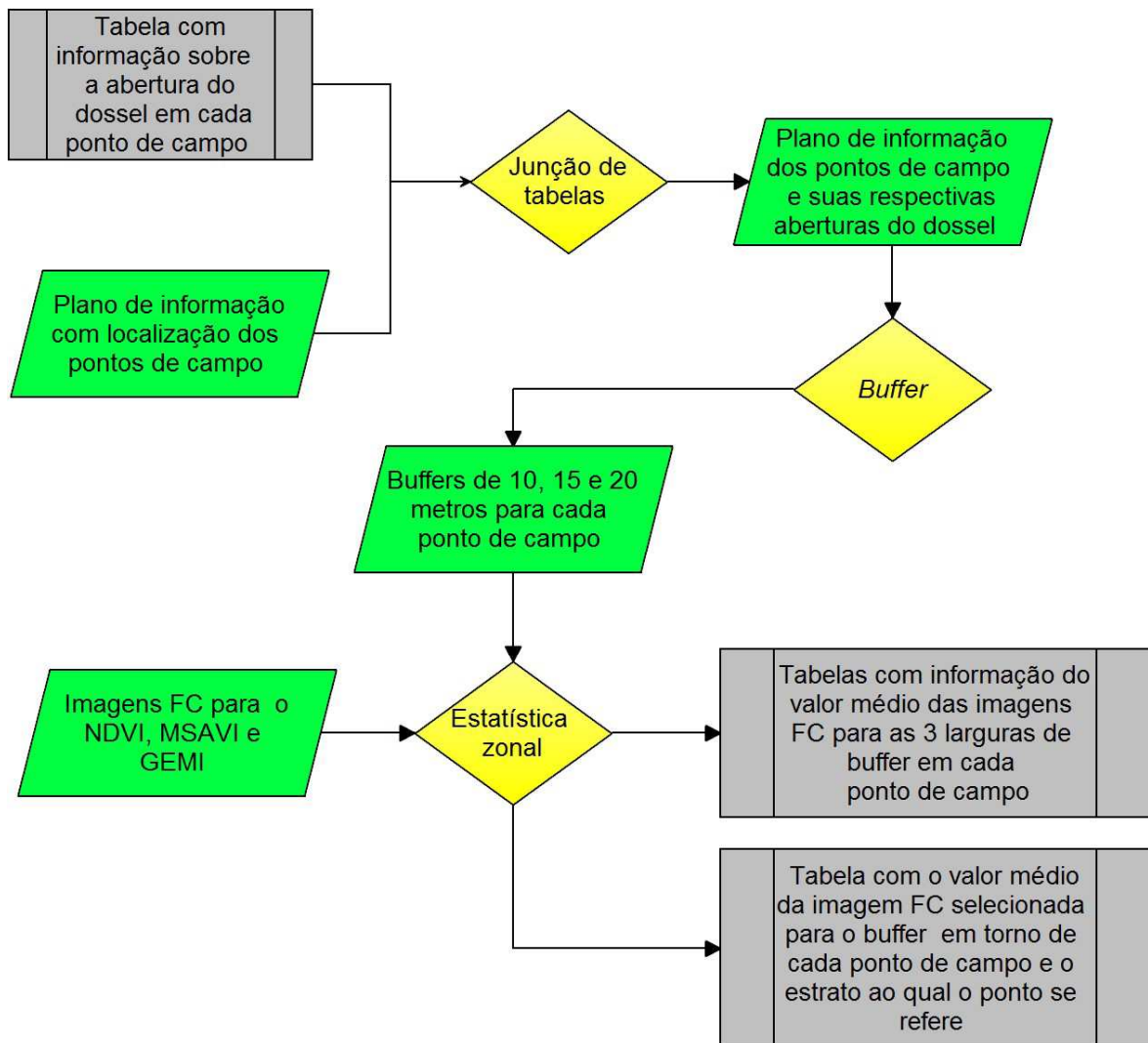


Figura 4.3 - Fluxograma da avaliação da relação entre os dados de abertura de dossel coletados em campo e as imagens fração de cobertura florestal.

4.2.6. Análise dos dados

Para avaliar a relação entre os dados de sensoriamento remoto e a volumetria retirada da floresta foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson entre os dois conjuntos de dados.

Na escolha do índice de vegetação para estimativa da fração de cobertura florestal com melhor aderência aos dados de campo, foi utilizada análise de regressão simples, com a utilização de um índice de cada vez como variável independente. A partir da equação ajustada foram estimados os valores para a variável dependente, no caso a abertura de dossel medida em campo. Os critérios para seleção da melhor equação ajustada foram:

- Análise gráfica dos resíduos: análise visual da distribuição dos resíduos;

- Erro padrão da estimativa: erro na escala da variável dependente (S_{yx}) e em percentagem ($S_{yx\%}$). Indica o quão próximo os valores estimados estão dos valores observados;
- Coeficiente de Determinação (R^2): mostra o quanto das variáveis dependentes estão sendo explicadas pelas variáveis independentes.

Como forma de validar o ajuste da equação, 20% das observações foram selecionadas aleatoriamente e submetidas para validação a partir da equação ajustada. Essas observações selecionadas aleatoriamente (20% = 120 pontos) não fizeram parte do banco de dados usado no modelo.

Uma regressão múltipla foi aplicada nos dados para determinar a contribuição de cada estrato para a fração da cobertura florestal. Foram utilizados como variável dependente a fração de cobertura que apresentou o melhor ajuste na regressão linear simples e a abertura de dossel calculada a partir das fotos hemisféricas. Os cinco estratos das áreas manejadas foram utilizados como variáveis independentes.

A análise de regressão múltipla é uma técnica útil para estimar os efeitos parciais das variáveis independentes, por controlar outros fatores que simultaneamente podem afetar a variável dependente (OTT; LONGNECKER, 2010). O modelo de regressão linear múltipla para as variáveis dependentes testadas foi definido como:

$$VD = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \beta_5 X_5 + u, \quad (4.4)$$

onde VD é a variável dependente (fração de cobertura que apresentou o melhor ajuste na regressão linear simples ou aquela calculada a partir das fotos hemisféricas), β_0 é a constante ou o intercepto do eixo Y, β_1 é o coeficiente associado com a variável independente X_1 (pátios de estocagem), β_2 é o coeficiente associado com a variável independente X_2 (estradas primárias), β_3 é o coeficiente associado com a variável independente X_3 (estradas secundárias), β_4 é o coeficiente associado com a variável independente X_4 (clareiras de árvores) e β_5 é o coeficiente associado com a variável independente X_5 (trilhas de arraste). A variável u é o erro associado, que abrange outros fatores além das variáveis independentes consideradas nesse modelo.

A Tabela 4.2 mostra as hipóteses nulas definidas para cada uma das variáveis independentes consideradas no modelo.

Tabela 4.2 - Descrição das hipóteses nulas para cada variável independente.

Hipótese para o coeficiente	Descrição da hipótese
$\beta_1 = 0$	Pátios de estocagem não tem efeito sobre a fração de cobertura vegetal
$B_2 = 0$	Estradas primárias não tem efeito sobre a fração de cobertura vegetal
$B_3 = 0$	Estradas secundárias não tem efeito sobre a fração de cobertura vegetal
$B_4 = 0$	Clareiras de árvores não tem efeito sobre a fração de cobertura vegetal
$B_5 = 0$	Trilhas de arraste não tem efeito sobre a fração de cobertura vegetal

O grau de confiança adotado foi de 95%. O cálculo dos coeficientes de correlação e as análises de regressão linear simples e múltipla foram geradas no pacote estatístico R versão 3.0.1.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Relação entre a volumetria das árvores abatidas e os índices de vegetação

A Tabela 4.3 apresenta os coeficientes de correlação linear obtidos da relação entre índices de vegetação e a volumetria de cada árvore. A distância de *buffer* em torno do ponto de cada árvore que resultou em maior correlação foi de 10, 20 e 20 metros para o NDVI, MSAVI e GEMI, respectivamente. A Figura 4.4 apresenta o gráfico de dispersão para a distância de *buffer* selecionada de cada índice.

Tabela 4.3 - Coeficientes de correlação de *Pearson* entre os valores dos índices de vegetação e o volume das árvores exploradas.

Índice de vegetação	Distância do <i>buffer</i> (m)	Coefficiente de correlação	valor-P
NDVI	10	-0,049	0,029
MSAVI	20	-0,053	0,018
GEMI	20	-0,060	0,007

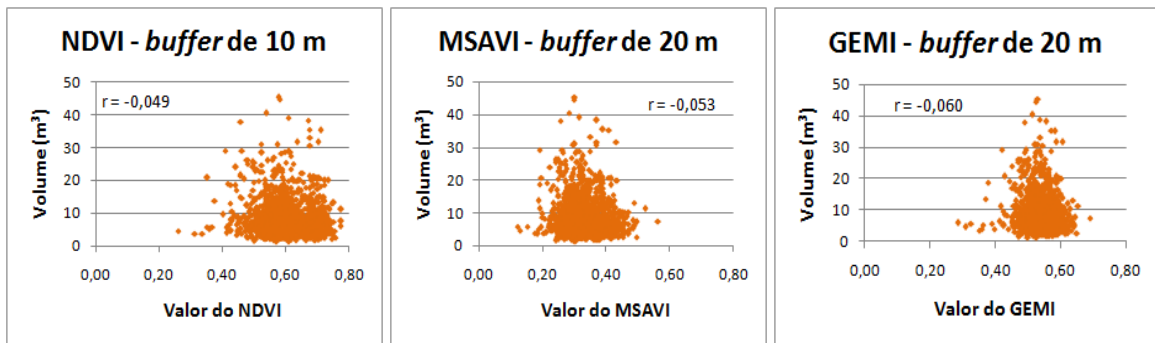


Figura 4.4 - Gráficos de dispersão para as distâncias de *buffer* que apresentaram maior correlação com o volume em cada índice de vegetação.

Esperava-se que houvesse correlação negativa entre o valor do índice de vegetação e o volume, ou seja, quanto maior o porte da árvore abatida, menor o valor esperado do índice de vegetação ao redor de sua localização. Uma rápida análise da Tabela 4.3 permite inferir que a correlação foi próxima de zero em todos os valores obtidos, com o P-valor indicando os coeficientes obtidos como significativos.

Testes adicionais foram feitos com a estratificação dos valores de volume em 5 classes, bem como com o cálculo da correlação da volumetria com a diferença dos valores dos índices pré e pós exploração florestal, ao invés de utilizar somente o valor do índice na imagem após o manejo. Mas da mesma forma, os valores de correlação obtidos foram bastante baixos, todos variando entre -0,06 e 0,031. Como os resultados obtidos nestes testes já se mostraram bastante baixos, apontando pouca relação entre essas duas variáveis, não se realizou nenhuma análise estatística adicional.

Na revisão da literatura existente sobre o assunto, um tema recorrente é a utilização de dados de sensoriamento remoto para estimar o volume existente (entre outras variáveis estruturais), e não o volume retirado da floresta. Entre os trabalhos analisados, somente o de Monteiro et al. (2007) estudou a relação entre o volume explorado por hectare em duas modalidades de exploração madeireira (convencional e de baixo impacto). Esses autores encontraram alta correlação entre a volumetria e o *Normalized Difference Fraction Index* (SOUZA JÚNIOR et al., 2005a), e imagens fração derivadas da análise de mistura espectral (vegetação normalizada, vegetação não fotossintética e solo) para as áreas de exploração manejada, enquanto que para as áreas de exploração madeireira convencional a correlação obtida foi baixa. Concluíram que os impactos na exploração convencional não estão relacionados à intensidade de exploração, e sim às práticas adotadas.

Os resultados obtidos aqui não são comparáveis a esse estudo, devido à incompatibilidade dos dados de volumetria utilizados. Enquanto o estudo desses autores utilizou o volume em metros cúbicos por hectare para amostras aleatórias nas áreas exploradas, aqui foram utilizadas a localização e o volume das árvores abatidas, o que permitiu avaliar a influência de cada árvore nos valores dos índices de vegetação.

A baixa correlação encontrada aqui pode ser explicada por uma questão já abordada no capítulo sobre a detecção da infraestrutura florestal. A remoção de uma árvore, ainda mais na intensidade de exploração registrada nas concessões, normalmente não provoca grandes alterações no dossel, principalmente se ela for emergente.

4.3.2. Relação entre a abertura de dossel estimada com fotografias hemisféricas e a fração da cobertura florestal estimada a partir de imagens orbitais

Para as imagens fração de cobertura florestal geradas a partir dos três índices de vegetação, a distância de *buffer* de 10 m resultou em maior correlação com os dados de campo, e por isso foi utilizada na escolha do melhor índice.

Os resultados apontaram a imagem fração de cobertura derivada do NDVI como a mais consistente com os dados estimados a partir das fotografias hemisféricas. A análise gráfica dos resíduos é mostrada na Figura 4.5, e a Tabela 4.4 apresenta os coeficientes das equações e as estatísticas de ajuste e precisão para os modelos ajustados para cada índice de vegetação.

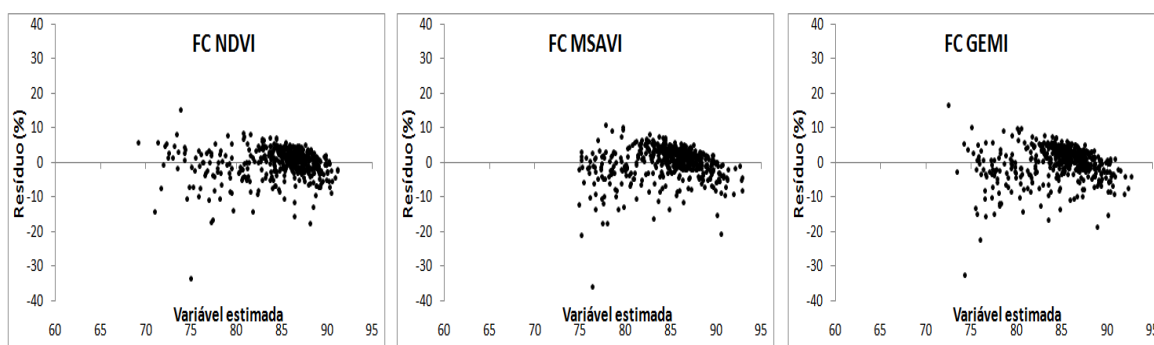


Figura 4.5 - Dispersão residual dos modelos ajustados para a estimativa da fração de cobertura florestal.

Tabela 4.4 - Coeficientes e estatísticas de ajuste e precisão para os modelos ajustados.

Modelo	β_0	β_1	R^2	Syx	Syx (%)	r_{yx}
FC GEMI	63,34	0,30	0,50	3,84	5,4	0,71
FC MSAVI	72,85	0,21	0,52	3,77	6,7	0,72
FC NDVI	63,71	0,28	0,60	3,42	4,5	0,78

β_0 = Constante da regressão; β_1 = Coeficiente da variável independente; R^2 = coeficiente de determinação ajustado; Syx = Erro padrão da estimativa na unidade da variável e em porcentagem; r_{yx} = correlação entre os valores observados e estimados.

O NDVI se mostrou como o índice mais consistente na estimativa da fração de cobertura florestal, apresentando menor dispersão residual entre os valores estimados pela equação de regressão e os valores observados. Da mesma forma, os valores do R^2 do ajuste, dos erros padrão absoluto e relativo e do coeficiente de correlação entre os valores observados e estimados também foram mais favoráveis à utilização desse índice de vegetação. Os resultados indicam que 60% da variação na fração de cobertura florestal estimada com o NDVI são explicados pela variação na abertura do dossel exibida pelas fotos hemisféricas, com $\alpha = 5\%$ (95% de probabilidade). Numa avaliação geral, o modelo com o NDVI reuniu as melhores estatísticas de ajuste e de precisão, destacando-se dos demais.

Os valores da fração de cobertura florestal se concentram em torno da média, cerca de 85%. Entretanto, as observações com valores mais baixos da variável estimada proporcionam maior dispersão residual. Esse dado sugere que as estimativas são mais superestimadas à medida que se aumenta a abertura do dossel.

A Figura 4.6 mostra a dispersão residual dos modelos ajustados na validação, que corroborou os resultados gerados pela equação ajustada, também apontando o NDVI como o melhor índice para estimativas da fração de cobertura florestal com a utilização de um modelo linear de mistura. A Tabela 4.5 mostra os menores erros padrão absoluto e relativo para o NDVI, bem como a maior correlação entre os dados estimados e os observados apresentados por esse índice quando comparados aos do MSAVI e do GEMI.

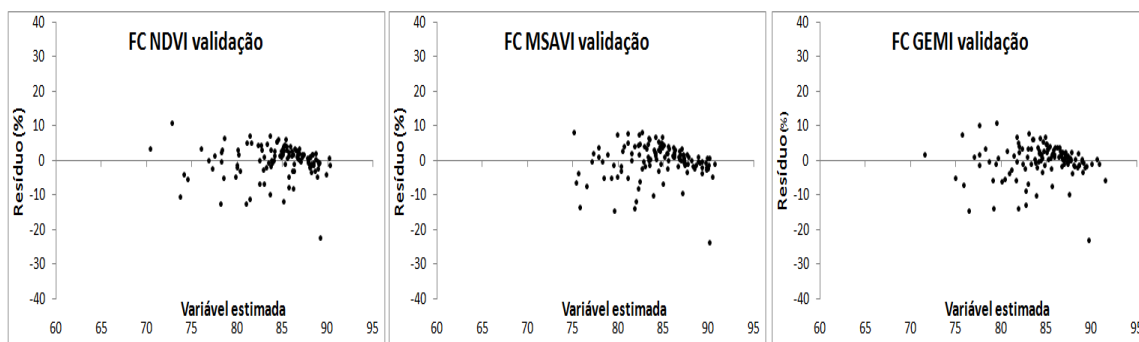


Figura 4.6 - Dispersão residual dos modelos ajustados na validação.

Tabela 4.5 - Estatísticas de ajuste e precisão dos modelos validados.

Modelo	Syx	Syx (%)	r_{yx}
FC GEMI	3,94	4,70	0,68
FC MSAVI	3,89	4,60	0,69
FC NDVI	3,68	4,35	0,73

Syx = Erro padrão da estimativa na unidade da variável e em porcentagem; r_{yx} = correlação entre os valores observados e estimados.

Diante do exposto, o NDVI foi selecionado como a técnica mais apropriada, dentre as testadas, para ser utilizada na geração de imagens fração da cobertura florestal a partir de dados orbitais. No próximo tópico desse capítulo foi estimada a contribuição de cada estrato das áreas exploradas na cobertura florestal a partir do dado derivado desse índice.

4.3.3. Contribuição dos estratos das áreas manejadas para a fração da cobertura florestal

Na regressão linear múltipla utilizando como variável dependente a fração de cobertura florestal estimada a partir do NDVI, o gradiente que existe entre os estratos das áreas exploradas também ficou evidenciado. A Tabela 4.6 apresenta as estatísticas de ajuste e precisão do modelo e a Tabela 4.7 mostra os coeficientes obtidos para cada variável independente.

Tabela 4.6 - Estatísticas de ajuste e precisão para o modelo ajustado.

Modelo	R²	Syx	Syx (%)	r_{yx}
FC NDVI	0,53	10,27	13,62	0,73

R² = coeficiente de determinação ajustado; Syx = Erro padrão da estimativa na unidade da variável e em porcentagem; r_{yx} = correlação entre os valores observados e estimados.

Tabela 4.7 - Coeficientes da regressão múltipla para a fração de cobertura florestal derivada do NDVI.

Variável	Coefficiente	Erro padrão	Estatística <i>t</i>	valor-P
Constante	84,905	1,156	73,441	0,00
Pátio de estocagem	-34,485	1,646	-20,956	0,00
Estrada primária	-21,536	1,814	-11,869	0,00
Estrada secundária	-5,591	1,337	-4,182	0,00
Clareira de árvore	-5,697	1,561	-3,650	0,00
Trilha de arraste	-0,466	1,760	-0,265	0,79

Como a fração de cobertura florestal é dada em porcentagem, os coeficientes das variáveis são bastante intuitivos, traduzindo sua contribuição negativa na cobertura florestal, quando comparada a uma floresta primária.

O coeficiente estimado para cada estrato foi: -34,49 para pátios de estocagem; -21,54 para estradas primárias; -5,60 para estradas secundárias; -5,70 para clareiras de árvores e -0,47 para trilhas de arraste. Todos os coeficientes foram significativos, com exceção daquele relativo às trilhas de arraste (Tabela 4.7). Desse modo, além de apresentar um coeficiente muito baixo, que indica pouca contribuição na diminuição da cobertura florestal, o *valor-P* dessa variável foi maior do que a probabilidade assumida. A abertura das trilhas de arraste não derruba árvores de grande porte, e seu impacto ocorre no nível do solo, o que dificulta sobremaneira sua detecção a partir de imagens orbitais. Sendo assim, não foi possível rejeitar H_0 para esse estrato, e assumiu-se que ele não influencia a cobertura florestal detectada nas imagens de satélite.

O modelo ajustado exibiu o coeficiente de determinação de 0,53%. Esse valor não foi muito alto devido à grande variação apresentada pelos valores observados. O erro padrão da estimativa, em porcentagem, ficou em torno dos 13%, sendo que os estratos mais abertos (pátios de estocagem e estradas primárias) responderam pela maior parte dessa variação, conforme mostra a Figura 4.7.

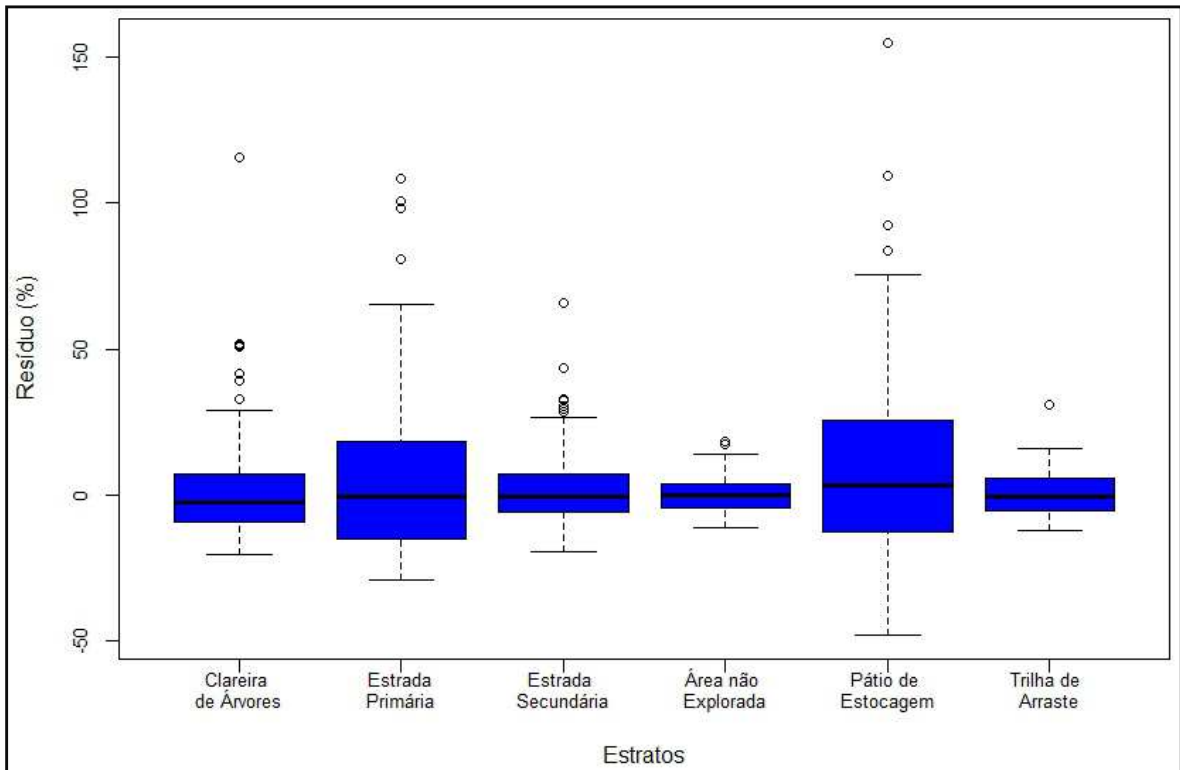


Figura 4.7 - Gráfico *boxplot* da distribuição residual para estimativa da contribuição de cada estrato na fração da cobertura florestal a partir do NDVI.

Como forma de comparar a contribuição dos estratos sob diferentes ângulos (observada de baixo da floresta, como é registrada pelas fotos hemisféricas, e vista de cima da floresta, como é percebida pelos sensores orbitais), utilizou-se também uma regressão linear múltipla para ajustar uma equação para a fração de cobertura florestal derivada das fotos hemisféricas. A Tabela 4.8 apresenta as estatísticas de ajuste e precisão do modelo e a Tabela 4.9 mostra os coeficientes obtidos para cada variável independente.

Tabela 4.8 - Estatísticas de ajuste e precisão para o modelo ajustado.

Modelo	R²	Syx	Syx (%)	r
FC CAMPO	0,65	3,19	3,77	0,80

R² = coeficiente de determinação ajustado; Syx = Erro padrão da estimativa na unidade da variável e em porcentagem; r = correlação entre os valores observados e estimados.

Tabela 4.9 - Coeficientes da regressão múltipla para a fração de cobertura florestal derivada das fotografias hemisféricas.

Variável	Coefficiente	Erro padrão	Estatística t	valor-P
Constante	89,486	0,36	248,78	0,000
Pátio de estocagem	-13,955	0,512	-27,256	0,000
Estrada primária	-10,762	0,565	-19,064	0,000
Estrada secundária	-3,403	0,416	-8,18	0,000
Clareira de árvore	-3,784	0,486	-7,791	0,000
Trilha de arraste	-1,481	0,547	-2,705	0,007

Nessa segunda regressão, o coeficiente estimado para cada estrato foi: -13,95 para pátios de estocagem; -10,76 para estradas primárias; -3,40 para estradas secundárias; -3,78 para clareiras de árvores e -1,48 para trilhas de arraste. Todos os coeficientes aqui foram significativos a um nível de confiança de 95%, inclusive o das trilhas de arraste. A Figura 4.8 mostra que os pátios de estocagem e estradas primárias foram responsáveis pela maior parte da variação também na regressão múltipla a partir dos dados de campo, e que o estrato clareira de árvores também apresenta variação considerável.

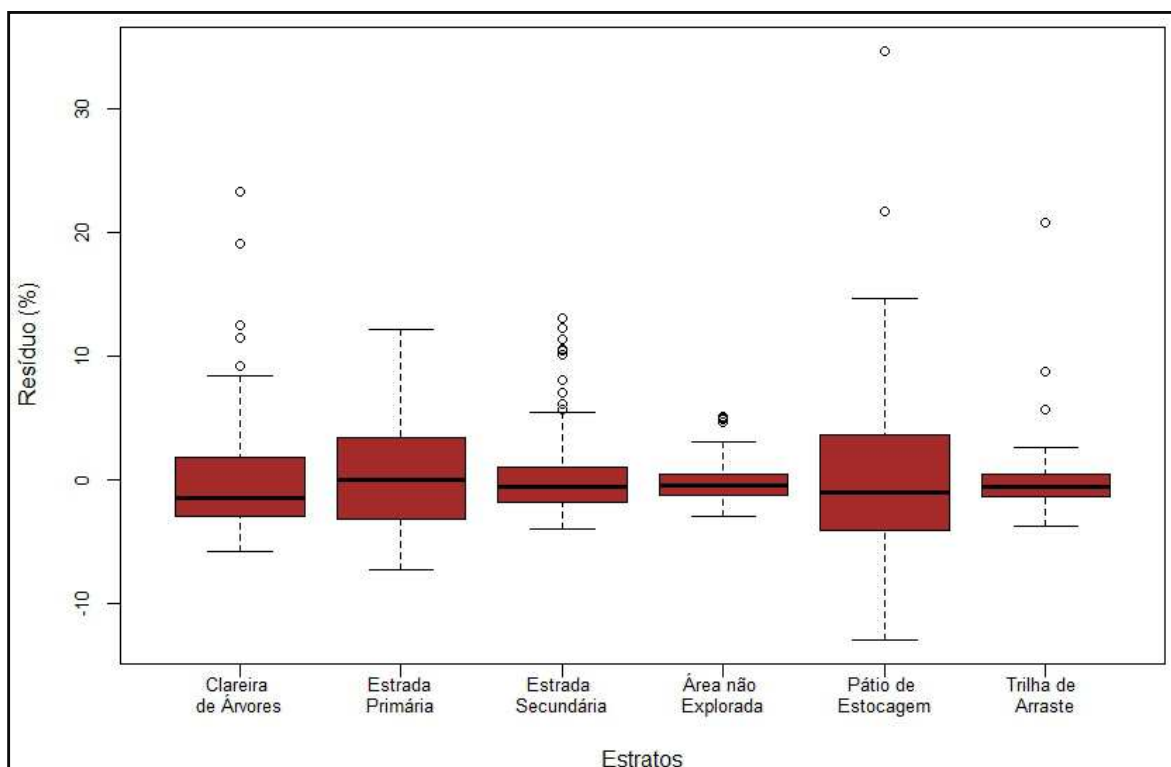


Figura 4.8 - Gráfico *boxplot* da distribuição residual para estimativa da contribuição de cada estrato na fração da cobertura florestal a partir das fotografias hemisféricas.

A análise da dispersão residual dos dois ajustes (Figura 4.9) mostra o quanto os valores dos resíduos derivados de dados orbitais apresentam maior variação se comparados aos valores estimados a partir das fotografias hemisféricas. De maneira geral, os dois modelos tendem a superestimar os dados observados, apresentando maior quantidade de resíduos positivos do que de resíduos negativos.

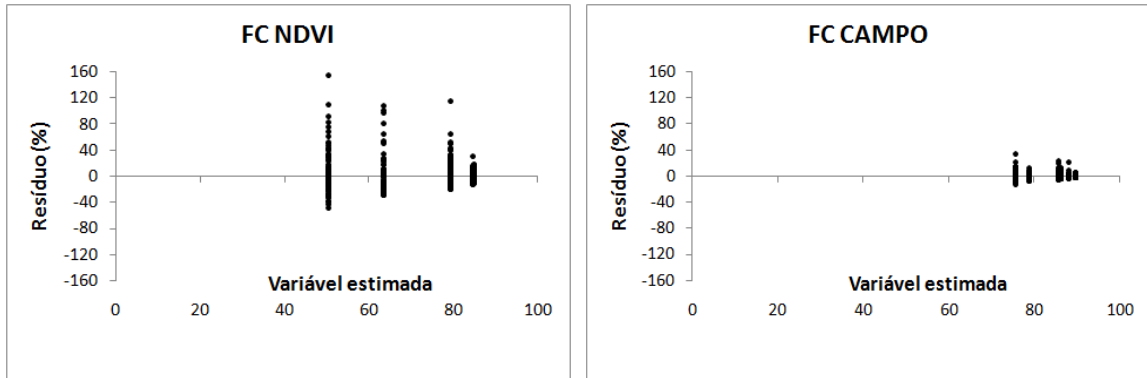


Figura 4.9 - Dispersão residual dos modelos ajustados para a estimativa da contribuição dos estratos na fração de cobertura florestal.

A Figura 4.10 apresenta de forma gráfica a contribuição negativa dos estratos das áreas exploradas na mudança da fração de cobertura florestal para os dois modelos ajustados.

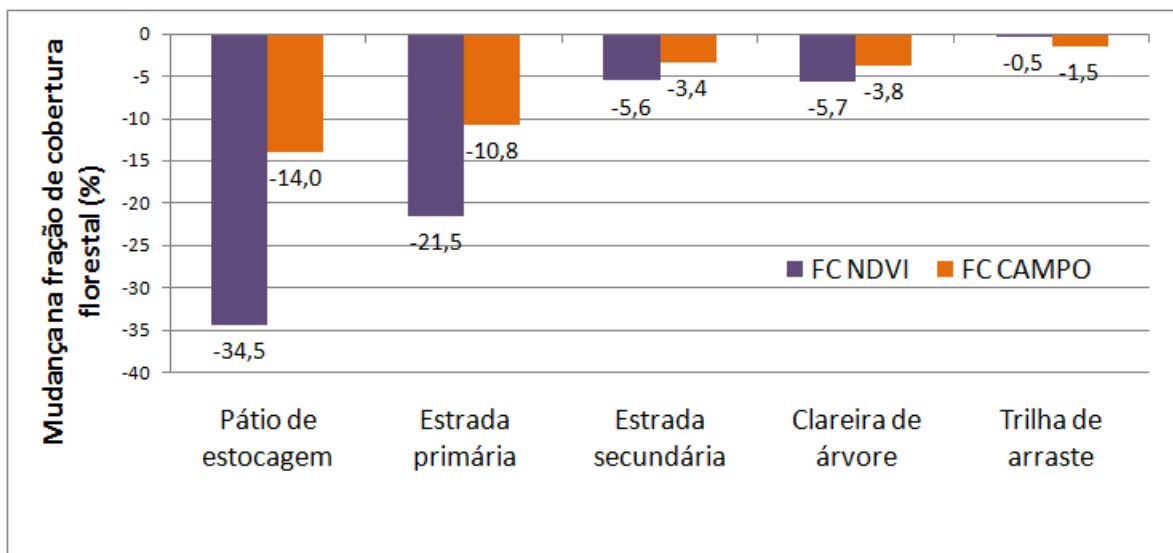


Figura 4.10 - Contribuição dos estratos das áreas exploradas na mudança da fração de cobertura florestal, para os dados estimado a partir das imagens orbitais (FC NDVI) e a partir das fotografias hemisféricas (FC CAMPO).

De maneira geral, os valores estimados para a contribuição dos diferentes estratos são menores para as fotografias hemisféricas, com exceção do estrato trilha de arraste, ponto já discutido anteriormente. A trilha de arraste apresenta alguma abertura no dossel do sub-bosque, alteração essa que é possível de ser captada apenas se vista do solo.

Matricardi et al. (2010) e Matricardi et al. (2013) encontraram valores de 5% para uma cena *Landsat* no Mato Grosso e 2% para a Amazônia Legal Brasileira como contribuição negativa do corte seletivo na fração de cobertura florestal. Entretanto, esses valores constituem uma média para as áreas exploradas, enquanto o presente estudo estimou a contribuição individual de cada estrato na mudança da cobertura florestal.

4.4. CONCLUSÕES

A volumetria explorada não se mostrou um bom indicador para estimar o impacto da exploração madeireira a partir de índices de vegetação, sendo recomendados testes para avaliar a relação da volumetria com outras técnicas de processamento de imagens. A remoção de uma única árvore no dossel florestal não causa alteração suficiente para que os valores dos índices de vegetação sejam reduzidos abaixo de seus níveis de saturação.

O modelo ajustado indicou que 60% da variação na fração de cobertura florestal obtida em campo podem ser explicados pela variação na fração de cobertura florestal estimada a partir do NDVI. Esse coeficiente de determinação pode não ser considerado alto, mas é importante ressaltar que nesse modelo foram incluídas apenas as fontes de variação relacionadas ao manejo florestal, e que existem outras fontes de variação influenciando a cobertura florestal, inclusive naturais, como quedas de árvores, diferentes tipologias florestais, entre outras.

A abertura do dossel estimada a partir das imagens de satélite tende a ser maior do que aquela calculada a partir das fotografias hemisféricas, pois a geometria de imageamento dos dois instrumentos é bastante distinta. O ângulo de abertura da lente olho de peixe abrange uma borda muito ampla, que extrapola a abertura de copa causada pelo estrato de interesse, e com isso, aumenta a porcentagem de dossel fechado no cálculo.

O menor erro padrão das estimativas apresentado pelas aproximações a partir das fotos hemisféricas pode ser explicado também pelo fato de serem medidas *in situ*, que

excluem grande parte das incertezas e fontes de interferências associadas à aquisição dos dados de sensoriamento remoto.

As imagens fração de cobertura florestal se mostraram como uma técnica adequada para estimar a abertura de dossel, devido ao seu potencial de quantificar a extensão e a intensidade das alterações no dossel florestal, mas devem ser utilizadas com cautela porque sua geração é baseada num método empírico, muito influenciado pela intervenção do analista na definição dos valores dos *endmembers* considerados. Os parâmetros utilizados em futuras análises devem ser mantidos constantes, incluindo o mesmo analista.

A utilização de um modelo linear com apenas dois componentes foi útil nessa área de estudo, mas pode ser diferente em áreas que apresentem outros tipos de uso ou cobertura da terra na mistura dos pixels, como corpos d'água, agricultura ou pastagens. A aplicação desse modelo também apresenta melhor desempenho na estação seca amazônica, quando o sub-bosque seca e apresenta reflectância distinta daquela apresentada pelo dossel florestal. Segundo Wang et al. (2005), se a técnica da fração de cobertura for aplicada em imagens da época chuvosa, altos valores dos índices de vegetação poderiam ser provenientes do sub-bosque, mesmo em dosséis com baixa cobertura florestal.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O NDVI apresentou os melhores resultados nos testes realizados nesse estudo. Quando comparado ao MSAVI e ao GEMI, esse índice apresentou as melhores estatísticas tanto na detecção da infraestrutura florestal quanto na determinação do melhor modelo para estimar a cobertura florestal. Contudo, esperava-se que a correção para as influências do solo sob o dossel vegetal e da atmosfera, conferidas pelo MSAVI e GEMI, respectivamente, aumentasse a performance desses índices frente ao NDVI.

A natureza dos alvos que foram mapeados neste trabalho pode explicar estes resultados. As estradas, pátios de estocagem e clareiras abertas pela atividade de exploração florestal nada mais são do que solo exposto abaixo do dossel florestal. Portanto, um índice de vegetação que seja afetado pela influência do solo pode apresentar resultados superiores para a detecção destes alvos.

A utilização das imagens *RapidEye* representou a perda de uma faixa do espectro óptico, já que não dispõem da banda do infravermelho médio, mas por outro lado, proporcionou uma vantagem em termos de resolução espacial. Devido à resolução de 5 metros, foi possível obter alguns resultados significativamente melhores que os obtidos com as imagens *Landsat* na detecção da infraestrutura florestal. A influência de cada estrato na paisagem manejada, também possível de estimar de forma espacialmente explícita com as imagens *RapidEye*, é um dado importante para o entendimento dos impactos do manejo florestal.

A relação entre a fração de cobertura florestal estimada em campo e com imagens de satélite não é linear. Quanto maior a abertura do dossel, maior tende a ser a diferença entre os dois dados, devido ao grande ângulo de abertura da lente olho-de-peixe, que aponta cobertura vegetal nas bordas das imagens geradas, mesmo em áreas abertas. Já as imagens de satélite não apresentam essa limitação, sobretudo aquelas com maior resolução espacial.

Para a aquisição das fotos hemisféricas, atenção especial deve ser dada à exposição solar, fator que desempenha forte papel nas estimativas. Mais de uma foto também deve ser adquirida em cada ponto, como opção no caso de uma das fotos não ficar adequada. Uma câmera com maior resolução também poderia contribuir para a diminuição

da mistura dos pixels, proporcionando melhor separação entre o céu e o dossel, especialmente nas regiões de contato entre os dois.

A integração de dados de campo com dados orbitais mostrou a contribuição do sensoriamento remoto para o monitoramento das concessões florestais no Brasil, especialmente no contexto amazônico, que abrange áreas extensas, remotas e geralmente de difícil acesso. O caráter sinótico das imagens permite avaliar de forma abrangente a conformidade e o desempenho das atividades exploratórias dos concessionários, bem como das atividades ilegais que exercem pressão sobre as Florestas Nacionais, reduzindo custos operacionais com acompanhamentos em campo. Por fim, o uso de imagens de satélite confere maior eficácia aos processos de monitoramento, considerando que os órgãos responsáveis podem definir a frequência de monitoramento das áreas de concessão em função do cronograma de aquisição de imagens.

As concessões florestais tem grande importância regional, uma vez que representam uma importante iniciativa para regular e ordenar a exploração madeireira nas florestas públicas da região amazônica. No atual cenário de ilegalidade dessa atividade, são importantes as iniciativas que promovam um crescimento regional compatível com o uso sustentável dos recursos florestais, contribuindo para a conservação do bioma Amazônia. Por todas essas razões, é necessário promover um ambiente de legalidade nas regiões que são pólos madeireiros, eliminando a concorrência desleal da madeira ilegal, e agregando valor à madeira oriunda da exploração legal.

5.1. HIPÓTESES REVISITADAS

Hipótese 1: a) As áreas de florestas recém exploradas seletivamente apresentam aumento significativo na abertura do dossel comparadas com florestas primária; e b) Não existe diferença significativa na abertura de dossel entre as duas Unidades de Produção Anual exploradas na FLONA do Jamari.

As duas afirmações propostas nessa hipótese foram corroboradas pelos dados coletados em campo, que evidenciaram um gradiente crescente de abertura de dossel presente nos estratos das áreas exploradas, que vai da trilha de arraste até pátios de estocagem, passando por clareiras de árvores, estradas secundárias e estradas primárias. A estatística t obtida nos testes apontou que, comparados às áreas não exploradas, todas as diferenças foram significativas.

Não houve diferença significativa entre os estratos das áreas exploradas das duas áreas de concessão estudadas, resultado esse que sugere que o impacto do manejo florestal, pelo menos como é percebido no nível do solo, foi semelhante nas duas áreas.

Hipótese 2: É possível detectar com boa acurácia a infraestrutura construída para a exploração madeireira nas duas áreas de estudo, utilizando dados de sensores remotos e técnicas de processamento digital de imagens.

Essa hipótese foi rejeitada. As classificações geradas a partir das cinco técnicas de processamento digital de imagens em três resoluções espaciais (5, 10 e 30 metros) para classificar área explorada e floresta não tiveram bom desempenho nas análises de acurácia. A acurácia global máxima atingida nas quinze classificações geradas foi de 70%, mas com Índice Kappa de 0,38, valor considerado baixo (CONGALTON; GREEN, 2008). Essa discrepância é justificada pelas altas acurácias do produtor apresentadas pela classe floresta em oposição àquelas obtidas pela classe área explorada.

Os resultados obtidos indicam que mesmo em imagens de alta resolução espacial, a detecção e o mapeamento do corte seletivo são complexos.

Hipótese 3: a) Os valores dos índices de vegetação e o volume de madeira explorada seletivamente estão negativamente correlacionados; b) Os valores da abertura de dossel estimados com base em dados de campo estão relacionados com os valores da fração de cobertura florestal estimados a partir de imagens de satélite.

Essa hipótese foi parcialmente corroborada pelos dados. A afirmação referente ao teste com a volumetria foi rejeitada, enquanto que as afirmações para os testes com a fração de cobertura florestal foram confirmadas.

Os dados avaliados e os resultados obtidos permitiram concluir que a volumetria explorada individualmente não está correlacionada com os valores dos índices de vegetação testados nesse estudo.

Existe relação entre as estimativas de abertura de dossel obtidas em campo e aquelas obtidas a partir de dados orbitais, embora não muito forte, com coeficiente de determinação máximo de 0.60 entre os três índices testados.

A contribuição de cada estrato da área explorada na fração de cobertura florestal foi determinada com a aplicação da regressão múltipla, que comparou os dados de cada

estrato à uma floresta primária, não explorada. Foi possível determinar os coeficientes usando como variável dependente tanto os dados estimados em campo quanto os dados estimados a partir das imagens *RapidEye*.

5.2. OPORTUNIDADES PARA FUTUROS ESTUDOS

O tema do monitoramento dos impactos do manejo florestal sustentável é incipiente, e evidentemente não se esgota com essa pesquisa. Portanto, algumas questões são sugeridas a seguir, algumas como aperfeiçoamento e outras como desdobramento do estudo realizado.

O planejamento dos pontos de coleta a serem visitados em campo deve ser feito *a priori*, com uma amostragem delineada de forma a minimizar a autocorrelação espacial. A seleção das clareiras a serem medidas deve ser feita de maneira a abranger a maior variedade possível de espécies florestais e classes diamétricas.

No processamento dos dados obtidos em campo, pode ser testado o uso dos diferentes anéis angulares das fotografias hemisféricas e do analisador ótico LAI-2000, com o objetivo de reduzir a influência do grande ângulo de abertura desses instrumentos. Esses testes podem resultar em avaliações mais precisas da relação entre dados de campo e dados orbitais nas áreas de concessão florestal.

Nesse estudo, não foram tomados pontos em áreas abertas. Sendo assim, se recomenda que outras pesquisas sejam realizadas para entender a aplicabilidade do conceito e das imagens de fração de cobertura florestal nessas áreas, especialmente em paisagens com outros usos predominantes, como áreas desmatadas, em regeneração e/ou matrizes agropastoris.

Finalmente, o ponto mais importante que deve ser retomado em futuros estudos é o acompanhamento das áreas que passaram pelo manejo florestal sustentável ao longo de todo o ciclo de exploração, que dura de 30 a 40 anos, combinando dados de campo com dados de sensoriamento remoto. Este acompanhamento pode avaliar o grau de comprometimento da floresta após a exploração madeireira, e determinar a real viabilidade do manejo florestal sustentável.

5.3. CONTRIBUIÇÕES DA PESQUISA

Os resultados desse estudo contribuem para a temática do monitoramento remoto da exploração madeireira em florestas tropicais. Atualmente, as técnicas de detecção e mapeamento do corte seletivo não incorporam o dado da volumetria explorada, por essa informação ser de acesso restrito ou muitas vezes inexistente (no caso da exploração madeireira ilegal). No caso das concessões florestais, essa informação está disponível e foi utilizada nesse trabalho.

A obtenção de dados de campo ainda é um desafio para a validação dos estudos sobre os impactos do manejo florestal com sensoriamento remoto, e nesse estudo esse ponto foi planejado, executado e discutido, inclusive com proposição de melhorias.

De forma geral, essa pesquisa vai gerar contribuições para o sistema de monitoramento das concessões florestais, ainda em fase de testes, bem como para o entendimento dos impactos do manejo florestal, ainda pouco estudado no Brasil devido ao recente advento dessa atividade no país. As pesquisas nessa área ainda não contemplam um ciclo de exploração completo, que varia de 30 a 40 anos.

Essa pesquisa foi conduzida numa escala local, cobrindo uma área de aproximadamente 1500 hectares localizados na Floresta Nacional do Jamari, Estado de Rondônia. Entretanto, os resultados obtidos tem importância regional, dado que o manejo florestal, seja ele sustentável ou não, é uma prática que se estende por grande parte da região amazônica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANWAR, S.; STEIN, A. Detection and spatial analysis of selective logging with geometrically corrected Landsat images. **International Journal of Remote Sensing**, 33, n. 24, 2012. 7820-7843.

ARAÚJO, L. S. et al. **Dados LiDAR e análise orientada a objeto no monitoramento de manejo florestal**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. Foz do Iguaçu: INPE. 2013. p. 6171-6177.

ASNER, G. P. et al. Remote sensing of selective logging in Amazonia: Assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. **Remote Sensing of Environment**, 80, 2002. 483-496.

ASNER, G. P. et al. Canopy Damage After Selective Logging in Amazonia: Field and Satellite Studies. **Ecological Applications**, 4, 2004. 280-298.

ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, 310, n. 5747, 2005. 480-482.

AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO JR, O. D.; NASI, R. **Animais como indicadores - Uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais**. Belém: IPAM, NAEA/UFPA, CIFOR, 2005.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, 363, 2008. 1787-1794.

BARRETO, P. et al. **Custos e benefícios do manejo florestal para a produção de madeira na Amazônia Oriental**. Imazon. Belém, p. 46. 1998. (10).

BRASIL. Lei Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, 15 de setembro de 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm>. Acesso em: 03 de maio de 2011.

BRASIL. Decreto Nº 1.282, de 19 de outubro de 1994. Regulamenta os arts. 15, 19, 20 e 21 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 19 de outubro de 1994. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D1282.htm>. Acesso em: 03 maio de 2011.

BRASIL. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 18 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 03 de junho de 2011.

BRASIL. Lei Nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 02 de março de 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111284.htm>. Acesso em: 30 junho 2013.

COCHRANE, M. A. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, 15, n. 6, 2001. 1515-1521.

COCHRANE, M. A. et al. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, 284, n. 5421, 1999. 1832-1835.

COCHRANE, M. A.; SOUZA JÚNIOR, C. Linear mixture model classification of burned forests in the Eastern Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, 19, n. 17, 1998. 3433-3440.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data**. 2nd. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 183 p.

COOPS, N. C. et al. Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LIDAR. **Trees - Structure and Function**, 3, n. 21, 2007. 295-310.

D'OLIVEIRA, M. V. N. et al. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, 124, 2012. 479-491.

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. **Sistemas Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial**, 2009. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 10 de setembro de 2011.

FAO. **Global Ecological Zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000 - Final Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, p. 199. 2001.

FRAZER, G.; CANHAM, C.; LERTZMAN, K. **Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices for true-color fisheye photographs**, Users Manual and Program Documentation, Version 2.0. Simon

Fraser University, Burnaby, British Columbia and the Institute of Ecosystem Studies. New York, p. 36. 1999.

GITELSON, A. A.; KAUFMAN, Y. J.; MERZLYAK, M. N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, 58, 1996. 289-298.

HUETE, A. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, 25, 1988. 295-309.

HUETE, A. R. et al. A Comparison of Vegetation Indices over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, 59, 1997. 440-451.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

ICMBIO. Plano de Manejo da Floresta Nacional do Jamari. **Volume I - Diagnóstico**, Brasília, p. 158, 2005.

INPE. Metodologia para o Cálculo da Taxa Anual de Desmatamento na Amazônia Legal, setembro de 2006. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia.pdf>>. Acesso em: 21 de junho de 2011.

INPE. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites - Sistemas PRODES< DETER, DEGRAD e QUEIMADAS 2007 e 2008. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2008. Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf>. Acesso em: 22 de agosto de 2013.

INPE. Projeto PRODES - Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. **PRODES**, 2013a. Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes/index.php>. Acesso em: 22 de agosto de 2013.

INPE. Projeto DEGRAD - Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira. **DEGRAD**, 2013b. Disponível em: <www.obt.inpe.br/degrad>. Acesso em: 22 de agosto de 2013.

INSTITUTO FLORESTA TROPICAL. **IFT - Instituto Floresta Tropical**, 2011. Disponível em: <<http://www.ift.org.br/>>. Acesso em: 09 de setembro de 2011.

JACKSON, R. D.; HUETE, A. R. Interpreting Vegetation Indices. **Preventive Veterinary Medicine**, n. 11, 1991. 185-200.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**. Tradução de José Carlos Neves Epiphânio; Antonio Roberto Formaggio, *et al.* 2a. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JOHNS, J.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 1996. 59-77.

JONCKHEERE, I. et al. Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, n. 121, 2004. 19-35.

KAUFMAN, Y. J.; TANRÉ, D. Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 30, n. 2, 1992. 261-270.

LAMBIN, E. F. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. **Global Ecology and Biogeography**, 8, 1999. 191-198.

LI-COR. LAI-2200 Brochure, 2011. Disponível em: <http://www.licor.com/env/pdf/area_meters/LAI-2200_brochure.pdf>. Acesso em: 03 de julho de 2011.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 6th. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2008. 756 p.

MAAS, S. J. Linear mixture modelling approach for estimating cotton canopy ground cover using satellite multispectral imagery. **Remote Sensing of Environment**, 72, n. 3, 2000. 304-308.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Monitoring selective logging in tropical evergreen forests using Landsat: multitemporal regional analyses in Mato Grosso, Brazil. **Earth Interactions**, 9, n. 24, 2005. 1-24.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, 114, 2010. 1117-1129.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, 34, 2013. 1057-1086.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. Transformação por rotação espectral. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: UnB/Cnpq, 2012. Cap. 10, p. 154-167.

MONTEIRO, A.; SOUZA JR, C.; SALES, M. **Estimativa de volume de madeira explorada com imagens de satélite: aplicações para o monitoramento de planos de manejo florestal na Amazônia**. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. Florianópolis: INPE. 2007. p. 6843-6850.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, 398, n. 6727, 1999. 505-508.

NEWTON, A. C. **Forest Ecology and Conservation**. 1st. ed. New York: Oxford University Press, 2007. 454 p.

NOVO, E. M. **Sensoriamento Remoto - Princípios e Aplicações**. 3a. ed. São Paulo: Blucher, 2008. 363 p.

OTT, R. L.; LONGNECKER, M. **An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis**. 6th. ed. Belmont / CA: Brooks/Cole, 2010.

PEREIRA JR., R. et al. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, n. 168, 2002. 77-89.

PINAGÉ, E. **Mapeamento e análise do corte seletivo em uma cena LANDSAT 5 TM no Estado do Pará**. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba: INPE. 2011. p. 1728-1725.

PINTY, B.; VERSTRAETE, M. M. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. **Vegetatio**, 101, n. 1, 1992. 15-20.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 127 p.

QI, J. et al. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, 48, 1994. 119-126.

QI, J. et al. Spatial and temporal dynamics of vegetation in the San Pedro River basin area. **Agricultural and Forest Meteorology**, 105, 2000. 55-68.

RAPIDEYE. Satellite Imagery Product Specifications. **RapidEye**, 2012. Disponível em: <http://www.rapideye.com/upload/RE_Product_Specifications_ENG.pdf>. Acesso em: 21 de outubro de 2012.

ROUSE, J. W. et al. **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS**. Third ERTS Symposium. [S.l.]: NASA. 1973. p. 309-317.

RUNNING, S. W. et al. Terrestrial Remote Sensing Science and Algorithms for EOS/MODIS. **International Journal of Remote Sensing**, 15, n. 17, 1994. 3587-3620.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **International Journal of Remote Sensing**, 29, 1991. 16-20.

SILVA, F. B. et al. **Identificação de processos de desmatamento seletivo na região amazônica utilizando dados orbitais e técnicas de processamento digital de imagens**. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal: INPE. 2009. p. 3043-3049.

SOUZA JÚNIOR, C. et al. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. **Remote Sensing of Environment**, 87, 2003. 494-506.

SOUZA JÚNIOR, C. M. **Avanços do sensoriamento remoto para o monitoramento da exploração madeireira na Amazônia**. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis: INPE. 2007. p. 6987-6994.

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

SOUZA JÚNIOR, C. M.; ROBERTS, D. A.; MONTEIRO, A. L. Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. **Earth Interactions**, 1, n. 25, 2005b. 1-25.

SOUZA JÚNIOR, C.; BARRETO, P. An alternative approach for detecting and monitoring selectively logged forests in the Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, 21, n. 1, 2000. 173-179.

STONE, T. A.; LEFEBVRE, P. Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Pará, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, 19, n. 13, 1998. 2517-2526.

THIOLLAY, J. M. Influence of selective logging on bird species diversity of a Guianan Rain Forest. **Conservation Biology**, 6, n. 1, 1992. 47-63.

UHL, C. et al. Natural Resource Management in the Brazilian Amazon. **BioScience**, 47, n. 3, 1997. 160-168.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon - a case study from the Paragominas Region of the State of Pará. **Biotropica**, 21, n. 2, 1989. 98-106.

VERÍSSIMO, A. et al. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. **Forest Ecology and Management**, 72, 1995. 39-60.

WANG, C.; QI, J.; COCHRANE, M. Assessment of Tropical Forest Degradation with Canopy Fractional Cover from Landsat ETM+ and IKONOS Imagery. **Earth Interactions**, 9, n. 22, 2005. 1-18.

WATRIN, O. S.; ROCHA, A. M. A. Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat. **Boletim de Pesquisa (EMBRAPA/CPATU)**, Belém, 1992. 40p.

WELLES, J. M.; NORMAN, J. M. Instrument for indirect measurement of canopy architecture. **Agronomy Journal**, 83, 1991. 818-825.

WU, L. et al. Effect of selective logging on stand structure and tree species diversity in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Annals of Forest Science**, 70, n. 5, 2013. 535-543.

ZENG, X. et al. Derivation and evaluation of global 1-km fractional vegetation cover data for land modeling. **Journal of Applied Meteorology**, 39, 2000. 826-839.