



**Universidade Federal do Rio de Janeiro
Instituto de Geociências
Departamento de Geografia
Programa de Pós Graduação em Geografia**

Christina Kelly Albuquerque

**Avaliação Qualitativa de Fragmentos Florestais com Dados
de Sensoriamento Remoto como Subsídio à Formação de
Corredores Ecológicos na APA São João**

Rio de Janeiro

Agosto de 2010

Christina Kelly Albuquerque

**Avaliação Qualitativa de Fragmentos Florestais com Dados
de Sensoriamento Remoto como Subsídio à Formação de
Corredores Ecológicos na APA São João**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO APRESENTADA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA,
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO,
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS.**

ORIENTADORES:

CARLA BERNADETE MADUREIRA CRUZ (Prof.^a Dr.^a, UFRJ)

RAFAEL SILVA DE BARROS (Prof. Dr., UFRJ)

Rio de Janeiro

2010

Albuquerque, Christina Kelly

Avaliação Qualitativa de Fragmentos Florestais com Dados de Sensoriamento Remoto como Subsídio à Formação de Corredores Ecológicos na APA São João/Christina Kelly Albuquerque - Rio de Janeiro: UFRJ / Geografia, 2010.

XIV, 223 f

Orientadores: Carla Bernadete Madureira Cruz e Rafael da Silva Barros

Dissertação (Mestrado) – UFRJ, Geografia, PPGG, 2010

Referências Bibliográficas: f. 207-219

1-Índices de Vegetação, 2-Correção Atmosférica, 2-Reconhecimento Visual, 2-Estado de Perturbação de Florestas

– Tese. I Cruz, Carla Bernadete Madureira. II. Barros, Rafael Silva de. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Geografia, PPGG. IV.

Christina Kelly Albuquerque

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO APRESENTADA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA,
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO,
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS.**

Aprovada em 30 de Agosto de 2010.

Aprovado por:

Carla Bernadete Madureira Cruz (Prof.^a Dr.^a, UFRJ)

Rafael Silva de Barros (Prof., Dr., UFRJ)

Raul Sanches Vicens (Prof., Dr., UFF)

Manoel do Couto Fernandes (Prof., Dr., UFRJ)

*Para André, Carol e Luísa,
pelo sentido que dão à minha vida,
dedico este trabalho.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por ter me conduzido até aqui e permitido mais esta conquista. Não foram poucas as dificuldades, mas a presença Dele deu-me forças para superá-las uma a uma.

Ao meu marido André, pela sua paciência, apoio incondicional e incentivo constante, e às minhas filhas Carol e Luísa, por terem doado o tempo que foi preciso para este trabalho.

À amiga Carlinha, a quem dedico grande respeito e profunda admiração, pela confiança depositada em mim, pela amizade e compreensão, pelo exemplo de determinação e superação e por ter aceitado ser minha orientadora.

Ao Rafael Barros, pela orientação, e incentivo. À Monika Richter, pelo interesse e pelas discussões que me ajudaram em momentos delicados desta pesquisa.

Aos meus colegas da APA São João e Rebio Poço das Antas, pelo excelente ambiente de trabalho, e todo o apoio recebido. Ao Rafael Puglia Neto, Rodrigo Bacellar Mello e Gustavo Luna Peixoto pela valiosa contribuição no trabalho de campo, sem a qual não teria sido possível realizar esta pesquisa. Especialmente ao Rafael, agradeço por compartilhar seu conhecimento e sua experiência, pelas discussões enriquecedoras e por suas sugestões sempre pertinentes. Ao Rogério Oliveira Souza, pela flexibilização do meu horário na fase final da elaboração desta dissertação. Ao Rodrigo Varella Mayerhoffer, Celso e Judson, pelo apoio ao trabalho de campo. À Jaqueline e Pâmela pela ajuda com o End Note.

Ao ICMBio, pela oportunidade oferecida. À Danielle Tsufa e Raquel da CGGP, pela presteza nos assuntos envolvendo o processo de capacitação. Ao PPGG, também agradeço pela oportunidade oferecida.

Ao Prof. Raul Vicens, pela cessão da imagem Spot utilizada neste trabalho, e ao Prof. Mauro Antunes, pela ajuda com a correção atmosférica.

Ao grupo Espaço de Sensoriamento Remoto, Rafinha, Vinny, Suzana, Paloma, Paulinha, Luana, Marcelo, Rocky, Valente e todos os demais, pela

“atmosfera” animada e agradável e pelo ambiente de companheirismo. Ao Rafinha e Vinny especialmente pela ajuda com os softwares e pelo fornecimento de dados.

À Rosângela, que através de sua dedicação ao meu lar me deu tranquilidade durante as ausências necessárias.

À Marilza, pela grande demonstração de amizade ao permitir que sua filha Monique desse sua preciosa ajuda com as crianças e, de uma forma muito especial, à Monique, pelo carinho dedicado às crianças e pela grande ajuda na edição.

À Beth Barreto, pela ajuda na versão para o inglês e, finalmente, à querida Bibi, que retornou providencialmente a tempo de ajudar na revisão final deste trabalho.

*“Sou o que vale a minha vontade...
Se ela for forte e poderosa,
Poderei alcançar o meu grande ideal,
Que é fazer da minha vida um hino de louvor
Ao meu Criador”*

(Autor desconhecido)

*“Para ser grande, sê inteiro:
Nada teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa.
Põe quanto és no mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda brilha,
Porque alta ela vive.*

(Fernando Pessoa)

Resumo

ALBUQUERQUE, Christina Kelly. Avaliação Qualitativa de Fragmentos Florestais com Dados de Sensoriamento Remoto como Subsídio à Formação de Corredores Ecológicos na APA São João/ - Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o estado de conservação de fragmentos florestais através de dados de sensoriamento remoto. Com esta finalidade, foram avaliados índices de vegetação como indicadores do estado de conservação da floresta e a contribuição da correção atmosférica no aumento da sua acuidade.

A metodologia seguida foi constituída de três etapas. Inicialmente, foi desenvolvido um método para inferir em campo o estado de perturbação da floresta através de reconhecimento visual. Foram classificados 66 fragmentos segundo uma tipologia representativa do seu estado de perturbação. Tais fragmentos foram utilizados como amostras para extrair os parâmetros relacionados aos índices de vegetação testados no presente trabalho.

Em seguida, foi definida a técnica de processamento digital das imagens do satélite Spot-5 utilizada neste estudo, tendo sido avaliados os resultados da aplicação de três processos de conversão de número digital para valores físicos: conversão para refletância aparente, conversão para refletância de superfície com correção dos efeitos atmosféricos e conversão para refletância de superfície com correção dos efeitos atmosféricos e topográficos.

Finalmente, foram avaliados os efeitos da correção atmosférica na geração dos índices de vegetação testados: NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), EVI 2 (*Enhanced Vegetation Index 2*) e MVI (*Moisture Vegetation Index* ou *Normalized Difference Moisture Index*)

Segundo os resultados obtidos, a correção atmosférica pode ser considerada uma importante etapa no processamento digital, resultando em imagens com melhor aspecto visual devido ao realce da vegetação e melhorando o

desempenho de índices de vegetação na discriminação de alvos na superfície terrestre, especialmente quando os índices de vegetação utilizam bandas do visível em sua formulação. O método de conversão de número digital para reflectância de superfície com correção dos efeitos atmosféricos e topográficos não auferiu resultados satisfatórios na região de relevo montanhoso principalmente devido à saturação do brilho nas cristas das montanhas e topos de morros, havendo necessidade de desenvolver estudos posteriores para proporcionar a melhoria do desempenho deste método de conversão.

Os índices de vegetação foram sensíveis às diferenças entre os tipos de vegetação, mas como os limites entre os tipos são difusos, não foi possível a obtenção de um parâmetro que separasse as amostras exatamente segundo a classificação de campo. O melhor resultado obtido foi através do parâmetro mediana do NDVI, que permitiu elaborar um mapeamento da intensidade de perturbação dos remanescentes florestais da área de estudo, com três classes: Fragmentos Florestais muito Perturbados, Fragmentos Florestais Perturbados e Fragmentos Florestais Pouco Perturbados. Os resultados alcançados apontaram que o Sensoriamento Remoto representa um dos caminhos possíveis para passar da escala local para a escala da paisagem.

Finalmente, visando subsidiar futuros delineamentos de corredores florestais na área de estudo, foi feita uma análise da distribuição espacial dos fragmentos segundo as formas de relevo existentes na APA São João que levaram a concluir que o relevo exerce influência sobre a distribuição das classes de qualidade e tamanho dos fragmentos florestais.

PALAVRAS CHAVE: ÍNDICES DE VEGETAÇÃO, CORREÇÃO ATMOSFÉRICA, RECONHECIMENTO VISUAL, ESTADO DE PERTURBAÇÃO DE FLORESTAS.

Summary

ALBUQUERQUE, Christina Kelly. Avaliação Qualitativa de Fragmentos Florestais com Dados de Sensoriamento Remoto como Subsídio à Formação de Corredores Ecológicos na APA São João/ - Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

This study aimed to map the conservation state conditions of forest fragments through Remote Sensing data. For this purpose, we evaluated vegetation indices as indicators of forest conservation and the contribution of atmospheric correction to improve their accuracy.

The methodology consisted of three stages. Initially, we developed a method to infer, at the site, the state of forest disturbance through ocular reconnaissance. 66 (sixty six) fragments were classified according to a representative type of their disturbance state conditions. These fragments were used as samples to extract the parameters related to the vegetation indices tested in this study.

Next, the technique for digitally processing the satellite images from Spot-5 used in this study was defined, and the results of three procedures for converting digital numbers into physical values were evaluated: conversion to apparent reflectance, conversion to surface reflectance with atmospheric correction and conversion to surface reflectance corrected for atmospheric and topographic effects.

Finally, we assessed the effects of atmospheric correction on the generation of the vegetation indices tested, NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*); EVI2 (*Enhanced Vegetation Index 2*) and MVI (*Moisture Vegetation Index or Normalized Difference Moisture Index*).

According to these results, the atmospheric correction can be considered as an important step in digital processing, as it provided images with better visual appearance due to vegetation highlighting and also improved the vegetation indices performance in discriminating targets on the earth surface, especially when the vegetation indices uses the visible bands in their formulation. The method for

converting digital numbers into surface reflectance corrected for atmospheric and topographic effects did not obtain satisfactory results in the mountainous region mainly due to the brightness saturation on mountains crests and hilltops, requiring further studies to be developed in order to improve the performance of such conversion method.

The vegetation indices were sensitive to differences among vegetation types, but as the boundaries between types are diffuse, it was not possible to obtain a parameter that could accurately separate the samples as per the field classification.

The best result was obtained using the median NDVI parameter which enabled the mapping of disturbance intensity for the forest remnants in the study area, with three classes: Very Disturbed Forest Remnants, Disturbed Forest Remnants and lowly Disturbed Forest Remnants. Results indicate that Remote Sensing is one of the possible ways to pass from a local scale to the landscape scale.

Finally, to support future designs of forest corridors in the study area, an analysis of the spatial distribution of the fragments according to the existing landforms in APA São João was made, and led to conclude that relief influences the distribution of quality classes and size of forest fragments

KEYWORDS: VEGETATION INDEX, ATMOSPHERIC CORRECTION, OCULAR RECONNAISSANCE, FOREST DISTURBANCE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Distribuição percentual da radiação solar incidente	32
Figura 2.2 - Representação da onda eletromagnética	33
Figura 2.3 - Espectro eletromagnético	34
Figura 2.4- Transparência da atmosfera terrestre em função do comprimento de onda.	38
Figura 2.5- Principais efeitos atmosféricos sobre a radiação eletromagnética	40
Figura 2.6- Efeitos da atmosfera na determinação dos caminhos da energia.	41
Figura 3.1- Localização da APA São João em relação ao Estado do Rio de Janeiro.....	73
Figura 3.2- Inserção da APA São João em relação à reserva a Biosfera da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.	75
Figura 3.3- Inserção regional da APA São João em relação ao conjunto de UCs.....	75
Figura 3.4 - Área das principais formas de relevo de ocorrência na APA São João.....	78
Figura 3.5 - Área de relevo plano.....	78
Figura 3.6 - Área de relevo colinoso	79
Figura 3.7 - Área de relevo de morrotes	79
Figura 3.8 - Área de relevo de morros	80
Figura 3.9 - Área de relevo de montanhoso	80
Figura 3.10- Formas de Relevo descritas na APA São João.....	81
Figura 3.11- Localização dos remanescentes florestais segundo as formas de relevo.	84
Figura 3.12- Domínios fisionômicos da vegetação da APA São João.....	88
Figura 3.13- Área dos domínios das principais fisionomias vegetais de ocorrência na APA.	90
Figura 3.14- Classificação dos remanescentes florestais segundo VELOSO et. al.(1991) ...	91

Figura 3.15 - Floresta aluvial com predomínio de Guanandis (<i>Symphonia globulifera</i>).....	93
Figura 3.16- Floresta aluvial com predomínio de <i>Tabebuia sp</i>	93
Figura 3.17- Representação da área de amostragem.....	94
Figura 4.1- Fragmento com alta proporção de embaúbas (<i>Cecropia sp</i>)	98
Figura 4.2- Fragmento com predomínio de uma única espécie formando o dossel.....	99
Figura 4.3- Fragmento cujo dossel apresenta grande variedade de espécies arbóreas	99
Figura 4.4 - Fragmento florestal com indício de perturbação pelo fogo	100
Figura 4.5 - Fragmento com altura média estimada em 8 metros	100
Figura 4.6 - Dossel com altura bastante desuniforme.....	101
Figura 4.7 - Dossel com árvores de altura uniforme	101
Figura 4.8- Dossel aberto, superfície do solo bem iluminada	102
Figura 4.10- Exemplo de amostra do tipo 1 delimitada sobre a imagem do sensor HRG ...	104
Figura 4.11- Morrote recoberto quase exclusivamente por Camará - Tipo 1	105
Figura 4.12 - Morrote recoberto quase exclusivamente por Camará - Tipo 1.	105
Figura 4.13- Exemplo de amostra do tipo 2 delimitada sobre imagem do sensor HRG	106
Figura 4.14 - Camará (<i>Gochnatia polymorpha</i>) sendo dominado por outras espécies.....	107
Figura 4.15 - Área onde o Camará (<i>Gochnatia polymorpha</i>) foi dominado - Tipo 2.....	107
Figura 4.16 – Exemplo de Amostra do tipo 3.1 delimitada sobre imagem do sensor HRG.	108
Figura 4.17 - Área muito perturbada, porte médio - Tipo 3.1.	109
Figura 4.18 - Fragmento bem perturbado - Tipo 3.1.	109
Figura 4.19- Exemplo de amostra do tipo 3.2 delimitada sobre imagem do sensor HRG. ..	110

Figura 4.20- Fragmento com dossel uniforme - Tipo 3.2.	111
Figura 4.21- Fragmento com árvores de copas grandes, porte médio – Tipo 3.2.....	111
Figura 4.22- Exemplo de amostra do tipo 3.2 delimitada sobre imagem do sensor HRG ...	112
Figura 4.23 - Fragmento com dossel bem fechado, compacto, porte médio -Tipo 4	113
Figura 4.24 - Fragmento com dossel bem fechado, compacto, porte médio - Tipo 4.	113
Figura 4.25- Delimitação de uma amostra após aplicação do buffer.....	116
Figura 4.26- Distribuição da amostragem na área de estudo	117
Figura 4.27-Interior de uma floresta ombrófila densa das terras baixas em estágio clímax	120
Figura 5.1 - Metodologia seguida para a avaliação dos efeitos da correção atmosférica....	122
Figura 5.2 - Identificação das cenas do satélite Spot-5 que abrangem a área de estudo. ..	123
Figura 5.3- Fluxograma dos processos para conversão de ND para reflectância.....	125
Figura 5.4 - Mosaico de imagens obtido com as cenas em reflectância aparente.....	129
Figura 5.5 - Mosaico de imagens obtido com as cenas convertidas para valores de reflectância de superfície pelo Atcor-2.....	129
Figura 5.6 - Mosaico de imagens obtido com as cenas convertidas para valores de reflectância de superfície pelo Atcor-3.....	129
Figura 5.7 - Detalhe da união entre as cenas 1 e 3 – Imagem em reflectância aparente....	131
Figura 5.8 - União entre as cenas 1 e 3 - imagem em reflectância de superfície (atcor-2)..	131
Figura 5.9 - União entre as cenas 1 e 3 - Imagem em reflectância de superfície (Atcor-3).	131
Figura 5.10 - Resultados obtidos pelo Atcor-2 em uma área de relevo montanhoso.	133
Figura 5.11 - Resultados obtidos pelo Atcor-3 em uma área de relevo montanhoso	133
Figura 5.12 - Resultado obtido pelo Atcor-2 em uma área de relevo plano	133

Figura 5.13 - Resultado obtido pelo Atcor-3 em uma área de relevo plano	133
Figura 5.14 - Amostras de gramínea em morro.....	135
Figura 5.15 - Amostras de gramínea em várzea	135
Figura 5.16 - Amostras de florestas	135
Figura 5.17 - Curvas de comportamento espectral de alvos na superfície terrestre	137
Figura 5.18 - Espectro da radiação solar no topo da atmosfera	138
Figura 5.19 - Comparação do comportamento espectral da gramínea em morro	141
Figura 5.20 - Comparação do comportamento espectral da gramínea na várzea	141
Figura 5.21- Comparação do comportamento espectral da floresta.....	141
Figura 5.22 - Comparação do comportamento espectral da gramínea em morro	144
Figura 5.23 - Comparação do comportamento espectral da gramínea na várzea	144
Figura 5.24 - Comparação do comportamento espectral da Floresta.....	144
Figura 5.25- Taxa de redução da reflectância de superfície	146
Figura 5.26 - Comportamento espectral da vegetação. Dados em reflectância aparente...147	
Figura 5.27-Comportamento espectral da vegetação.Dados em reflectância de superfície 147	
Figura 5.28 - Índices de vegetação obtidos com dados em reflectância aparente.....	150
Figura 5.29 - Índices de vegetação obtidos com dados em reflectância de superfície.	150
Figura 5.30 - Comparação entre os EVI 2 das amostras obtidos nos tratamentos.	151
Figura 5.31- Comparação entre os MVI das amostras obtidos nos tratamentos	151
Figura 5.32 - Comparação entre os NDVI das amostras obtidos nos tratamentos.	151
Figura 6.1 - Metodologia para obtenção dos dados para análise.	156

Figura 6.2 - Esquema de união das classes dos tipos de vegetação	158
Figura 6.3 - Média dos índices de vegetação das amostras - refletância aparente.	160
Figura 6.4 - Mediana dos índices de vegetação das amostras - refletância aparente.	160
Figura 6.5 - Desvio padrão dos índices de vegetação das amostras- refletância aparente.	161
Figura 6.6 - Média dos índices de vegetação das amostras - refletância de superfície.....	162
Figura 6.7 - Mediana dos índices de vegetação das amostras - refletância de superfície...	163
Figura 6.8 - Desvio padrão dos índices de vegetação - refletância de superfície.	163
Figura 6.9 - Representação do resultado da classificação das amostras pelos limiares.	167
Figura 6.10 - Comportamento das amostras de acordo com a média do EVI 2.....	169
Figura 6.11 - Comportamento das amostras de acordo com a média do MVI.	170
Figura 6.12 - Comportamento das amostras de acordo com a média do NDVI.....	170
Figura 6.13-Desempenho de classificação pela média – reflectância aparente	172
Figura 6.14 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do EVI2.....	172
Figura 6.15 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do MVI.	173
Figura 6.16 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do NDVI.....	173
Figura 6.17 - Desempenho de classificação pela mediana – reflectância de superfície.....	175
Figura 6.18-Estado de conservação da cobertura florestal nas colinas, morros e morrotes	177
Figura 6.19-Comparação de uma área classificada pelos os valores da mediana do NDVI	178
Figura 7.1- Estado de Conservação dos Fragmentos florestais na área de estudo.....	Erro!
Indicador não definido.	183

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1- Grandezas Radiométricas Segundo COLWELL (1983)	37
Quadro 2.2- Critérios Para Identificação dos Estágios Sucessionais (Budowski, 1964).....	66
Quadro 2.3- Critérios para Identificação dos Estágios Sucessionais (Resolução CONAMA 06/1994).....	67
Quadro 3.1- Classes de Sistemas de Relevo Identificados na APA São João	77
Quadro 3.2- Área Coberta por Remanescentes Florestais e Seus Percentuais em Relação à Área Total das Formas de Relevo Mapeadas na APA São João.	82
Quadro 3.3- Formações Florestais da APA São João	86
Quadro 3.4- Formações Pioneiras de Ocorrência da APA São João	86
Quadro 3.5- Área Coberta por Remanescentes Florestais e Seus Percentuais em Relação aos Domínios Fisionômicos Mapeados na APA São João	90
Quadro 4.1- Critérios para Classificação das Feições da Vegetação Natural da APA São João	114
Quadro 4.2- Distribuição da Amostras por Unidade de Relevo	116
Quadro 5.1 - Parâmetros de Aquisição das Cenas pelo Satélite Spot - 5	125
Quadro 5.2- Parâmetros de Calibração das Cenas do Satélite Spot-5 Sensor HRG	125
Quadro 5.3- Faixas Espectrais dos Sensores HRG e TM em Micrômetros	137
Quadro 5.4 - Valores Médios da Radiância das Amostras Medidas nas Bandas Espectrais dos Sensores TM e HRG	139
Quadro 5.5- Comparação da Reflectância Obtida pelas Amostras com Valores Escalonados	143
Quadro 5.6- Índices de Vegetação das Amostras Obtidos com Dados do Sensor HRG.....	148

Quadro 6.1- Amplitude da Média dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância Aparente	160
Quadro 6.2- Amplitude da Mediana dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância Aparente	161
Quadro 6.3- Amplitude da Média dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância de Superfície	162
Quadro 6.4- Amplitude da Mediana dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância de Superfície	163
Quadro 6.5- Desempenho do Parâmetro Média na Classificação dos Tipos de Amostras de Vegetação.....	171
Quadro 6.6- Desempenho do Parâmetro Mediana na Classificação dos Tipos de Amostras de Vegetação.....	174
Quadro 7.1- Limiares de Classificação Entre Floresta e Não Floresta Segundo a Mediana do NDVI	180
Quadro 7.2- Limiares de Classificação Segundo a Mediana do NDVI	182
Quadro 7.3 – Classificação Qualitativa dos Fragmentos Segundo o Estado de Perturbação Predominante dos Seus Pixels Componentes.	182
Quadro 7.4- Número e Área Ocupada Pelos Fragmentos Florestais com Área Superior a 0,5 ha da Área de Estudo por Classe de Tamanho.....	184
Quadro 7.5 – Área e Número de Fragmentos Mapeados Segundo Sua Qualidade	185
Quadro 7.6- Qualidade dos Fragmentos - % em Relação ao Número Total	186
Quadro 7.7- Qualidade dos Fragmentos - % em Relação à Área Total	187
Quadro 7.8 - Qualidade dos Fragmentos % em Relação ao Número de Fragmentos na Classe de Tamanho	188
Quadro 7.9 - Qualidade dos Fragmentos % em Relação à Área Ocupada Pela Classe de Tamanho.....	189

Quadro 7.10- Área e Número de Fragmentos Florestais em Relação à Forma de Relevo Onde Ocorrem.....	190
Quadro 7.11 - Número de Fragmentos por Classe de Tamanho Segundo o Relevo da Área de Estudo.....	191
Quadro 7.12 – Tamanho dos Fragmentos Florestais Mapeados na Área de Estudo	192
Quadro 7.13 – Número de Fragmentos Florestais e Percentagem em Relação à Classe de Qualidade Segundo o Relevo de Ocorrência.	193
Quadro 7.14 - Área dos Fragmentos Florestais e Percentagem em Relação à Classe de Qualidade Segundo o Relevo de Ocorrência.	194
Quadro 7.15- Frequência Absoluta e Relativa do Número de Fragmentos.....	195
Quadro 7.16 – Área dos Fragmentos Segundo sua Qualidade e Forma de Relevo.....	195
Quadro 7.17 – Distribuição dos Fragmentos Muito Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevo	196
Quadro 7.18 – Distribuição dos Fragmentos Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevo.....	197
Quadro 7.19 – Distribuição dos Fragmentos Pouco Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevo	198

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	24
1.1 JUSTIFICATIVA.....	26
1.2 OBJETIVOS.....	28
1.2.1 OBJETIVO GERAL	28
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	28
1.3 ESTRUTURA.....	29
2 EMBASAMENTO TEÓRICO-CONCEITUAL	30
2.1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS DO SENSORIAMENTO REMOTO	30
2.1.1 A ENERGIA ELETROMAGNÉTICA.....	32
2.1.2 GRANDEZAS RADIOMÉTRICAS.....	35
2.1.3 INTERAÇÕES DA RADIAÇÃO ELETROMAGNÉTICA COM A ATMOSFERA.....	38
2.2 FATORES ENVOLVIDOS NO SENSORIAMENTO REMOTO DA VEGETAÇÃO	42
2.2.1 INTERAÇÃO DA REM COM OS DOSSÉIS	42
2.2.2 AQUISIÇÃO DOS DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO	43
A) Características Físicas da Superfície Imageada.....	44
B) Geometria de Iluminação e Visada	44
C) Efeitos Atmosféricos	45
2.3 ACUIDADE DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO.....	45
2.3.1 CONVERSÃO PARA VALORES FÍSICOS.....	45
2.4 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA	47
2.4.1 ALGORITMOS PARA EFETUAR A CORREÇÃO ATMOSFÉRICA	48
2.5 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	52
2.5.1 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO USADOS NESTA PESQUISA.....	53
2.5.2 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO APLICADOS NO ESTUDO DA VEGETAÇÃO	57
2.6 ASPECTOS RELACIONADOS À SUCESSÃO SECUNDÁRIA DE FLORESTAS	61
2.6.1 FLORESTAS SECUNDÁRIAS.....	61
2.6.2 SUCESSÃO SECUNDÁRIA.....	63
2.6.2.1 FASES DA SUCESSÃO	64
2.6.2.2 FATORES QUE AFETAM A SUCESSÃO	69
2.7 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM, SUA CONSEQUÊNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAR OS SEUS EFEITOS.....	71
3 ÁREA DE ESTUDO	73
3.1 A APA SÃO JOÃO.....	73
3.1.1 RELEVO	76
3.1.2 VEGETAÇÃO	82

3.2 ÁREA DE ESTUDO PROPRIAMENTE DITA (RECORTE EFETUADO).....	92
4 INFERÊNCIA DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA.....	95
4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	96
4.2 METODOLOGIA.....	96
4.2.1 CRITÉRIOS UTILIZADOS PARA INDICAR PERTURBAÇÕES NA FLORESTA .	97
4.2.2 DESCRIÇÃO DAS FEIÇÕES IDENTIFICADAS EM CAMPO.....	103
4.2.3 AMOSTRAGEM.....	114
4.3 CONCLUSões	118
5 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA: APLICAÇÃO E AVALIAÇÃO DE RESULTADOS	121
5.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	121
5.2 METODOLOGIA.....	121
5.2.1 CONVERSÃO DE NÚMEROS DIGITAIS PARA REFLECTÂNCIA	123
5.2.1.1 REFLECTÂNCIA APARENTE	126
5.2.1.2 REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE (CORREÇÃO ATMOSFÉRICA).....	127
5.2.1.3 RESULTADOS	128
5.2.2 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA GERAÇÃO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO .	134
5.2.2.1 COMPARAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE ALVOS UTILIZANDO DADOS DOS SATÉLITES SPOT-5 SENSOR HRG E LANDSAT-5 SENSOR TM (PROCEDIMENTO 1).....	136
5.2.2.1.1 Características das Faixas Espectrais dos Sensores HRG a bordo do satélite Spot-5 e TM a bordo do satélite Landsat-5.....	136
5.2.2.1.2 Comportamento Espectral de Alvos Elaborados com Valores de Radiância.....	138
5.2.2.2 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NAS BANDAS ESPECTRAIS DO SENSOR HRG A BORDO DO SATÉLITE SPOT-5 (PROCEDIMENTO 2).....	142
5.2.2.2.1 Escalonamento dos Dados para Comparação.....	142
5.2.2.2.2 Comportamento Espectral da Vegetação nos Dois Tratamentos Efetuados.....	146
5.2.2.3 AVALIAÇÃO DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA GERAÇÃO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	148
5.3 CONCLUSões	152
6 SENSIBILIDADE DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO PARA CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL.....	155
6.1 OBJETIVO ESPECÍFICO.....	155
6.2 METODOLOGIA.....	155

6.3 EFICIÊNCIA DOS TRATAMENTOS REALIZADOS PARA DISCRIMINAR OS TIPOS DE VEGETAÇÃO	159
6.3.1 DADOS EM REFLECTÂNCIA APARENTE.....	159
6.3.2 DADOS EM REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE	162
6.3.3 RESULTADOS	164
6.4 OBTENÇÃO DE LIMIARES DE CLASSIFICAÇÃO.....	166
6.4.1 LIMIARES ESTABELECIDOS ATRAVÉS DOS PARÂMETROS MÉDIA E MEDIANA	169
6.4.1.1 Parâmetro Média.....	169
6.4.1.2 Parâmetro Mediana.....	172
6.4.2 RESULTADOS	175
7 QUALIDADE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO	179
7.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	179
7.2 METODOLOGIA.....	180
7.2.1 INDIVIDUALIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO	180
7.2.2 CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO DE PERTURBAÇÃO DOS FRAGMENTOS DE ACORDO COM A CLASSE PREDOMINANTE DO SEU CONJUNTO DE PIXELS.....	181
7.3 RESULTADOS	184
7.3.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DOS FRAGMENTOS NA ÁREA DE ESTUDO COMO UM TODO	184
7.3.1.1 NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS	184
7.3.1.1 QUALIDADE.....	184
7.3.2 ANÁLISE EM FUNÇÃO DO RELEVO DA ÁREA DE ESTUDO.....	190
7.3.2.1 NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS	191
7.3.2.2 QUALIDADE.....	192
7.4 CONCLUSÕES	199
8 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	202
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	207
ANEXOS.....	220

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

Para alcançar a efetividade das ações planejadas para a conservação da biodiversidade, é necessário o conhecimento de complexas interações que ocorrem na escala da paisagem. Dentre outros aspectos, é importante a compreensão da sua estrutura horizontal, das características morfológicas¹ e relacionamentos topológicos² das manchas de habitats e, finalmente, é necessário um diagnóstico do estado de conservação destas manchas. Entretanto, enquanto os primeiros fatores podem ser estudados de forma indireta (por exemplo, através de métricas utilizando índices especialmente desenvolvidos para a descrição da configuração espacial da paisagem e descrição da morfologia das manchas), informações acerca do estado de conservação são obtidas através de investigações *in loco* envolvendo equipes multidisciplinares e inventários detalhados. Tais estudos resultam em diagnósticos precisos acerca do local onde foram efetuados, mas para representarem grandes extensões territoriais dependem de um delineamento amostral cuja densidade e espacialização muitas vezes torna o seu custo proibitivo e, por este motivo, fora do alcance da maioria dos trabalhos de planejamento regional.

O sensoriamento remoto representa um dos caminhos possíveis para passar da escala local para a escala da paisagem, mas ainda há muitas incertezas envolvendo esta técnica. No caso específico do sensoriamento remoto da vegetação, muitas destas incertezas estão associadas à complexidade inerente ao próprio objeto de estudo (ex. estrutura e diversidade florística), fatores envolvendo a própria aquisição dos dados de sensoriamento remoto e as características do meio físico. Esta intrincada rede de interações ainda precisa ser melhor compreendida para que todo o potencial do sensoriamento remoto possa ser plenamente explorado

¹ Forma, tamanho, perímetro, etc.

² Localização e relacionamento com objetos vizinhos

no estudo da vegetação, o que justifica a necessidade de investimentos em pesquisas para formar uma base de conhecimento que dê suporte para o emprego desta técnica.

Os índices de vegetação têm revelado grande potencial para inferir qualitativamente determinados aspectos da cobertura florestal, e com isso subsidiar o mapeamento do seu estado de conservação. A grande maioria dos trabalhos realizados baseia-se em estudos dendrométicos ou fitossociológicos, cujos dados são correlacionados às medidas radiométricas na busca de funções matemáticas que possam comprovar tal correlação. Embora esta abordagem seja muito adequada, sua utilização na gestão ambiental apresenta empecilhos devido à extrema dificuldade financeira de realizar detalhados inventários de campo ou até mesmo a avaliação ecológica rápida, que possui metodologia consagrada por auferir diagnósticos seguros acerca do estado de conservação e biodiversidade de ecossistemas.

Para a execução deste trabalho, foram determinados critérios de avaliação do estado de conservação da floresta baseados em características de fácil identificação visual em campo, que foram usados para obter indicadores baseados em índices de vegetação que podem ser usados para a inferência do estado de conservação de fragmentos de florestas.

Deste modo, este trabalho pretende gerar subsídios para o planejamento de corredores florestais que são estratégicos para diminuir o isolamento das Unidades de Conservação de proteção integral situadas na região da área de estudo - as Reservas Biológicas Poço das Antas e União - e de outros fragmentos florestais de grande importância para a conservação da biodiversidade que se encontram em terras de propriedade privada situadas no interior da APA São João.

A formação de corredores florestais entre unidades de conservação não depende unicamente de conhecimento científico, recursos materiais para tal finalidade ou vontade dos gestores destas Unidades de Conservação. Também depende de investimentos voltados à conscientização de proprietários rurais visando o estabelecimento de parcerias para a execução das atividades necessárias e manutenção dos projetos em longo prazo. Deste modo, para que iniciativas desta

natureza retornem o resultado esperado, é fundamental que haja planejamento na aplicação dos recursos materiais e do esforço humano. É neste contexto que está inserido o conhecimento do estado de conservação dos fragmentos florestais. Ele é necessário para definir prioridades, pois não basta saber apenas **onde** estão, é necessário também saber **como** estão estes fragmentos.

Fragmentos menos perturbados, a princípio, abrigam maior biodiversidade, podendo ser considerados fontes de propágulos que através da ação dos agentes de dispersão, contribuem para a aceleração do processo de regeneração natural. Saber onde estão localizados é uma informação importante quando o objetivo é planejar ações para aumentar a conectividade de paisagens fragmentadas, como é o caso da área de estudo.

Este trabalho não pretende sugerir uma metodologia de avaliação que substitua os intensivos trabalhos realizados em nível de comunidade, como, por exemplo, os estudos acerca da estrutura e composição da vegetação. O que se pretende é sugerir um método de reconhecimento tecnicamente confiável e economicamente viável, e que também possa ser usado para a indicação de áreas prioritárias para a realização de estudos mais aprofundados.

1.1 JUSTIFICATIVA

Apesar da existência de muitos estudos voltados para o diagnóstico da biodiversidade, ainda é preciso obter maiores informações para subsidiar a gestão ambiental. Especialmente em relação ao bioma Mata Atlântica, a obtenção dos dados necessários é demorada, onerosa e dificultada pelo processo de fragmentação que resulta em um elevado número de fragmentos florestais nos mais diversos estados de conservação devido à elevada gama de possíveis históricos de perturbações a que foram expostos. Estes fatos justificam a exploração de novos meios para inferir a biodiversidade a partir de medidores indiretos, que permitam tomadas de decisões que possam ser aplicadas em nível regional. Deste modo, há necessidade de testar metodologias que forneçam indicadores que embasem tais decisões.

A área escolhida para efetuar o estudo de caso, a APA São João, é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável, inserida no bioma Mata Atlântica, de grande importância no contexto regional por proteger o habitat de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção como, por exemplo, o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*); proteger mananciais de importância estratégica para o abastecimento da região; por estar inserida na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica; e por integrar um complexo de Unidades de Conservação formado por duas Reservas Biológicas (União e Poço das Antas), um Parque Estadual (Três Picos), uma APA Estadual (Macaé de Cima) e um Parque Municipal (Parque Natural Municipal do Mico-Leão-Dourado).

Estas características, associadas à grande extensão territorial e elevada diversidade de ambientes tornam a área de estudo de grande interesse para testar metodologias desenvolvidas a partir de sensoriamento remoto para apoiar tomadas de decisões afetas à gestão ambiental. Assim, a pesquisa desenvolvida, além de fornecer uma contribuição metodológica, poderá se constituir em um instrumental a ser utilizado no processo de tomada de decisão.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Propor a construção de uma metodologia para a avaliação qualitativa do estado de conservação de remanescentes florestais com dados de sensoriamento remoto.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o estado de conservação de fragmentos florestais situados no interior da APA da Bacia do Rio São João com o subsídio de dados de sensoriamento remoto;
- Avaliar a contribuição da correção atmosférica no aumento da acuidade dos índices de vegetação como indicadores do estado de conservação de fragmentos florestais;
- Efetuar estudo de caso na APA da Bacia do Rio São João, objetivando testar o uso de índices de vegetação na identificação da intensidade de perturbação de fragmentos florestais, visando subsidiar o planejamento de corredores ecológicos.

1.3 ESTRUTURA

Esta dissertação está estruturada em oito capítulos. O Capítulo 1, ora apresentado, contém uma introdução geral das justificativas da pesquisa desenvolvida, os seus objetivos e a estrutura do trabalho. O Capítulo 2 apresenta o embasamento teórico-conceitual e aborda conceitos relacionados ao sensoriamento remoto, enfatizando as técnicas de processamento digital de imagens, visando aumentar a acuidade de dados obtidos a partir de sensoriamento remoto, destacando a correção atmosférica. O Capítulo 2 também apresenta fundamentos para a compreensão dos fatores envolvidos na sucessão ecológica, tendo por objetivo demonstrar as causas da heterogeneidade das manchas de vegetação. O Capítulo 3 contextualiza regionalmente a área de estudo e demonstra a importância de suas características geomorfológicas como condicionantes da distribuição dos seus remanescentes florestais.

Para facilitar a compreensão da metodologia adotada neste estudo e dos resultados alcançados, foram escritos três capítulos independentes. Assim, o Capítulo 4 apresenta a avaliação qualitativa do estado de conservação da floresta; o Capítulo 5 trata da correção atmosférica; e o Capítulo 6 trata da sensibilidade dos índices de vegetação para classificação da cobertura florestal.

Os resultados obtidos nos três capítulos anteriores permitiram no capítulo 7 avaliar o estado de conservação dos fragmentos florestais da área de estudo.

Finalmente, o Capítulo 8 encerra esta dissertação trazendo as considerações finais.

CAPÍTULO 2

2 EMBASAMENTO TEÓRICO-CONCEITUAL

2.1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS DO SENSORIAMENTO REMOTO

Segundo a *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing*, sensoriamento remoto pode ser definido como “a arte, a ciência e a tecnologia de obter informação confiável sobre objetos físicos e ambientes por meio do processo de registro, medição e interpretação de imagens e representações digitais dos padrões de energia derivados de sistemas sensores, sem contato físico” (COLWELL, 1997 *apud* JENSEN, 2009).

A utilização de sistemas sensores em nível aéreo ou orbital permite a aquisição de imagens da superfície da Terra, de forma sinótica e repetitiva. Considerando que as propriedades dos alvos naturais se manifestam de forma característica no fluxo de radiação eletromagnética que refletem ou emitem, essas imagens quando obtidas em faixas espectrais adequadas, permitem que um máximo de discriminação entre os alvos e sua vizinhança seja conseguido (STEFFEN *et al.*, 1981). Isto é possível devido ao fato de os objetos refletirem ou emitirem um único espectro de energia eletromagnética, o que é feito de acordo com suas propriedades físico-químicas, ou seja, os objetos ou materiais possuem diferentes características espectrais permitindo a identificação através de sua assinatura espectral (FONSECA, 2000) que é representada pela curva definida pelos valores de reflectância observada ao longo do espectro eletromagnético.

As imagens adquiridas por sistemas de sensoriamento remoto são caracterizadas pela sua resolução. Para CRÓSTA (1993), este termo se desdobra em três parâmetros independentes: A **resolução espacial**, que é definida pelo campo instantâneo de visada (IFOV) do instrumento sensor, sendo função de suas propriedades geométricas as quais determinam a área do terreno imageado a uma

dada altitude, em um dado momento. Isto está diretamente relacionado ao modo pelo qual a informação capturada pelo sensor é discretizada para ser representada nas imagens digitais, ou seja: o IFOV determina o tamanho do pixel das imagens. A **resolução radiométrica**, que é dada pelo número de níveis digitais representando níveis de cinza usados para expressar os dados coletados pelo sensor. E pela **resolução espectral**, definida pelo número de bandas espectrais de um sistema sensor e pela largura do intervalo de comprimento de onda coberto pela banda. Para RICHARDS & JIA (2006), o significado destas diferentes bandas se apoia no mecanismo de interação entre a radiação eletromagnética e o material que está sendo examinado. Nas faixas do visível e infravermelho, a energia medida pelo sensor depende de propriedades como pigmentação, umidade e estrutura celular da vegetação; composição mineral, teor de umidade dos solos, e o nível de sedimentos presentes na água. Na faixa do infravermelho termal é a capacidade de aquecimento e outras propriedades térmicas da superfície e da subsuperfície que controlam a radiação medida. Na faixa das microondas, que são usadas em sistemas imageadores ativos baseados em técnicas de radar, a magnitude do sinal refletido é determinada pela rugosidade do tipo de cobertura que está sendo detectada e suas características elétricas, que são dependentes da capacidade indutiva do alvo e que é fortemente influenciada pelo conteúdo de umidade.

De acordo com a fonte de energia utilizada para o imageamento, as técnicas de sensoriamento remoto podem ser classificadas em ativas e passivas. Sensores ativos como radar e laser possuem sua própria fonte de energia e operam emitindo esta energia para a superfície e medindo seu retorno. A principal vantagem deste tipo de técnica é que eles podem ser operados à noite, possuem controle sobre o sinal que ilumina o alvo e não são afetados pela atmosfera. As técnicas passivas utilizam fontes de energia externa para iluminar o alvo, sendo a energia solar a mais utilizada em sensoriamento remoto (KERLE *et al.*, 2001). O sistema de sensoriamento remoto mais comum é também chamado de óptico por operar na região do espectro eletromagnético conhecida por espectro óptico. Nesta faixa espectral, que se estende de 0,3 μm a 15,0 μm (do visível até o infravermelho distante) os componentes ópticos de reflexão e refração, tais como lentes, espelhos, prismas etc. podem ser usados para coletar e reorientar a radiação (RICHARDS & JIA, 2006; STEFFEN, 1981). As imagens geradas pelo sensor TM a bordo dos

satélites da série Landsat e pelo sensor HRG a bordo dos satélites da série Spot podem ser citadas como exemplos de produtos gerados por sensores passivos ópticos. Como tais sistemas sensores precisam lidar com as condições de iluminação do sol, as quais são fortemente influenciadas pelas condições atmosféricas e suas interações com as ondas eletromagnéticas, neste capítulo serão apresentados alguns aspectos relacionados à radiação eletromagnética e alguns conceitos que se constituem nos princípios que fundamentam as técnicas de sensoriamento remoto.

2.1.1 A ENERGIA ELETROMAGNÉTICA

O Sol é a principal fonte de energia para todo o sistema solar e, devido a sua elevada temperatura, gera uma grande quantidade de energia que é irradiada para todo o espaço. Como ilustrado pela figura 2.1, a energia radiante, também chamada radiação solar, atinge a Terra, sendo que cerca de 30% é refletida de volta para o espaço; 19% é absorvida pela atmosfera e pelas nuvens e 51% é absorvida pela superfície terrestre. O espalhamento e a reflexão simplesmente mudam a direção da radiação e através da absorção, a radiação é convertida em calor e outras formas de energia (STEFFEN, 2009; GRIMM, 1999).

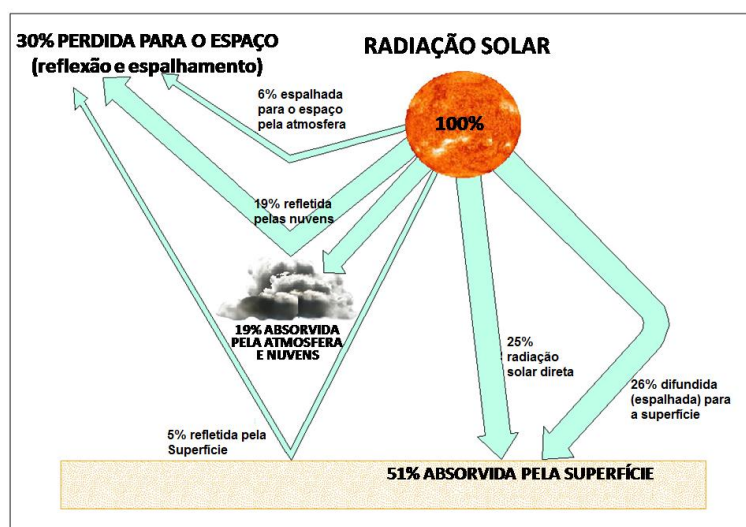


Figura 2.1 - Distribuição percentual da radiação solar incidente
Fonte: GRIMM (1999)

A energia radiante ou energia eletromagnética é a única forma de energia que não necessita de um meio material para se propagar, e sua natureza pode ser explicada através de dois modelos. Enquanto se propaga de um ponto ao outro é conveniente utilizar o modelo ondulatório, segundo o qual a energia se propaga através do espaço, com a velocidade da luz, na forma de ondas. Conforme ilustrado na figura 2.2, uma onda eletromagnética consiste em dois campos, um elétrico e outro magnético, oscilantes na direção perpendicular à direção de propagação e mutuamente perpendiculares entre si (KERLE *et al.*, 2006; STEFFEN *et al.*, 1981; LILLESAND & KIEFER, 1994).

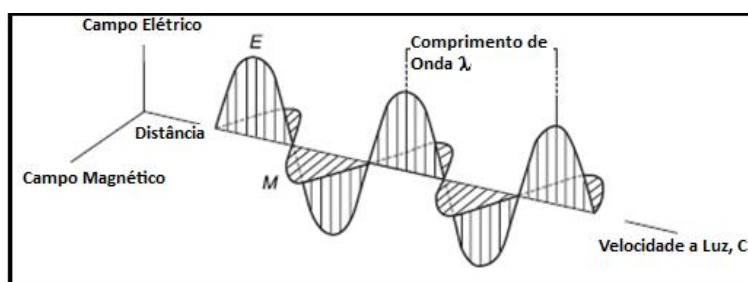


Figura 2.2 - Representação da onda eletromagnética
Fonte: Traduzido de KERLE *et al.*, (2006)

A radiação eletromagnética é caracterizada pelo seu comprimento de onda e pela sua frequência. O **comprimento de onda (λ)** é definido pela distância média entre dois pontos semelhantes da onda como, por exemplo, dois mínimos ou dois máximos, sendo sua medida expressa em metros (m), nanômetros ($\text{nm} = 10^{-9}$ m) ou micrômetros ($\mu\text{m} = 10^{-6}$ m). A **frequência (f)** é o valor do período das ondulações, sendo normalmente medida em hertz (Hz), que equivale a um ciclo por segundo (KERLE *et al.*, 2001). Tais grandezas se relacionam entre si e com a velocidade da luz através da equação 2.1 (STEFFEN *et al.*, 1981).

$$C = \lambda \cdot f \quad (\text{equação 2.1})$$

Onde:

C= Velocidade da luz (299.792.458 m/s)

λ = Comprimento de onda

f= Frequência

Como **C** é uma constante (299.792.458 m/s), frequência e comprimento de onda são grandezas inversamente proporcionais. Cada um destes termos pode ser utilizado para caracterizar a onda de uma forma particular. Em sensoriamento

remoto é muito comum caracterizar as ondas eletromagnéticas pela posição de λ no espectro eletromagnético (LILLESAND & KIEFER, 1994).

O espectro eletromagnético pode ser dividido em várias bandas ou intervalos espectrais conforme ilustrado na figura 2.3. A radiação solar está confinada majoritariamente na região espectral $\lambda \leq 4 \mu\text{m}$, sendo por isso denominada radiação de onda curta. Já a radiação emitida por corpos terrestres (por exemplo, superfície, atmosfera) compreende majoritariamente a região espectral $\lambda \geq 4 \mu\text{m}$, sendo denominada radiação de onda longa ou térmica (YAMASOE, 2006). A região denominada visível é uma porção do espectro eletromagnético muito pequena, pois a sensibilidade do olho humano se estende somente de $0,4 \mu\text{m}$ a $0,7 \mu\text{m}$, aproximadamente (LILLESAND & KIEFER, 1994)

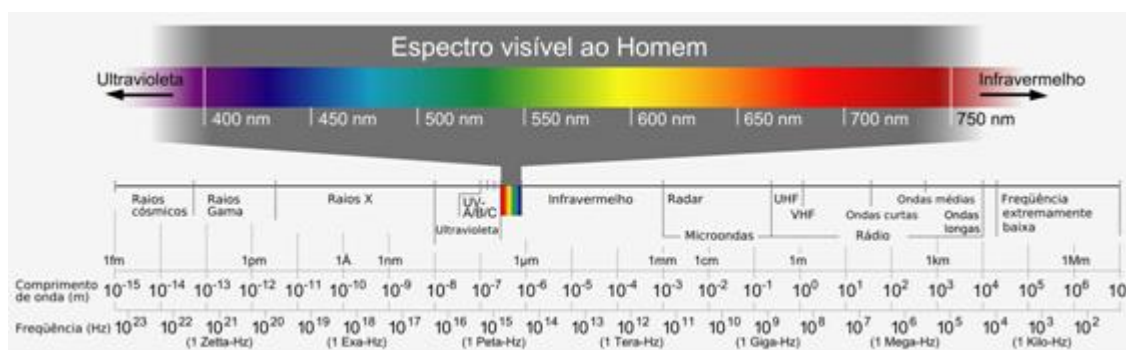


Figura 2.3 - Espectro eletromagnético

Fonte: <http://pion.sbfisica.org.br>³

A quantidade de energia que determinado comprimento de onda possui é melhor explicada pela teoria na qual a energia eletromagnética tem comportamento de partícula. A teoria corpuscular da radiação eletromagnética proposta por Plank, afirma que a energia é emitida, absorvida e propagada não de maneira contínua, mas sim em pequenas parcelas discretas de energia chamadas quanta ou fótons. (KERLE *et al.*, 2006; STEFFEN *et al.*, 1981; LILLESAND & KIEFER, 1994). A energia carregada por um fóton em um comprimento de onda específico é definida pela equação 2.2, que também pode ser expressa nos termos da equação 2.3. Estas

³ Disponível em:

<http://pion.sbfisica.org.br/pdc/index.php/por/Multimedia/Imagens/Eletromagnetismo/Espectro-eletromagnetico>

Tradução/adaptação, de imagem representativa do espectro eletromagnético disponível na Wikimedia (http://commons.wikimedia.org/wiki/Image:Electromagnetic_spectrum-es.svg)

equações demonstram que comprimentos de onda mais longos carregam menos energia que comprimentos de onda mais curtos.

$$Q = h \cdot f \quad (\text{equação 2.2})$$

ou

$$Q = h \left(\frac{c}{\lambda} \right) \quad (\text{equação 2.3})$$

Onde:

Q = Energia do fóton em Joules

h = Constante de Plank ($6.6262 \cdot 10^{-34}$ Js)

f = Frequência em Hz.

2.1.2 GRANDEZAS RADIOMÉTRICAS

A base da tecnologia de sensoriamento remoto é a detecção das alterações sofridas pela radiação eletromagnética quando esta interage com os componentes da superfície terrestre. Para analisar esta interação é necessária a obtenção de medidas radiométricas. (NOVO, 1989 e 2000).

NOVO (*op cit*) aponta as seguintes grandezas radiométricas como capazes de descrever o campo de radiação resultante da interação com as diferentes superfícies:

Irradiância e excitância são grandezas radiométricas que expressam a densidade do fluxo radiante numa superfície, ou seja: o fluxo radiante numa superfície dividido pela área desta superfície. Quando o fluxo é emitido pela superfície, ele é chamado de excitância radiante (M). Se o que é medido é o fluxo radiante que incide sobre a superfície, ele é chamado irradiância (E);

Radiância (L) é o fluxo radiante por unidade de ângulo sólido⁴ que deixa uma fonte em uma dada direção. É a grandeza que geralmente é medida no sensoriamento remoto porque o sensor sempre registra a energia vinda de uma determinada direção circunscrita por certo ângulo sólido definido por seu campo instantâneo de visada. A radiação fora do campo de visada não é detectada;

Reflectância (ρ) é a razão entre o fluxo refletido e o fluxo incidente;

Fator de reflectância é a razão entre a radiância de um objeto e a radiância de um refletor de referência com propriedades conhecidas;

Transmitância (τ) é a razão entre o fluxo transmitido e o fluxo incidente;

Emissividade é definida como a razão entre a excitância de um material e a excitância de um corpo negro⁵ à mesma temperatura. É uma grandeza importante quando se trabalha com dados de sensoriamento remoto da região do infravermelho termal.

Segundo a concepção de COLWELL (1983), *apud* JENSEN (2009), as grandezas radiométricas podem ser sinteticamente apresentadas conforme consta no quadro 2.1.

⁴ O ângulo sólido representa o ângulo cônico subentendido por uma porção da esfera e é definido como a razão entre a área e o quadrado do raio da esfera, sendo medido em esterradianos (NOVO, 1989). JENSEN (2009) usa a analogia de uma pessoa sobrevoando uma área e a observando através de uma luneta. Nesta situação, apenas a energia que emergisse do terreno e viesse em direção à luneta num ângulo específico seria interceptado pela mesma e seria visto pelo observador.

⁵ Corpo negro é um objeto capaz de emitir toda a energia que possui e de absorver toda a energia que nele incide. O conceito de corpo negro é um modelo que permite compreender o processo de radiação (NOVO, 1989).

Quadro 2.1- Grandezas Radiométricas Segundo COLWELL (1983)

NOME	SÍMBOLO	UNIDADE	CONCEITO
Energia Radiante	Q_λ	Joule, J	Capacidade da radiação, numa dada banda espectral específica, de realizar trabalho.
Fluxo Radiante	Φ_λ	Watts, W	Taxa temporal do fluxo de energia em direção $\hat{\lambda}$, emergente da, ou através da superfície.
Irradiância	E_λ	Watt por m ² , Wm ⁻²	Fluxo radiante incidente na superfície por unidade de área da superfície.
Excitância Radiante	M_λ	Watt por m ² , Wm ⁻²	Fluxo radiante emergente da superfície por unidade de área da superfície.
Radiância	L_λ	Watts por m ² por esterradiano, Wm ⁻² sr ⁻¹	Intensidade radiante por unidade de área-fonte projetada em uma dada direção.
Reflectância Hemisférica	ρ_λ	Adimensional	$\frac{\Phi_{\text{refletido}}}{\Phi_i}$
Transmitância Hemisférica	τ_λ	Adimensional	$\frac{\Phi_{\text{transmitido}}}{\Phi_i}$
Absortância Hemisférica	α_λ	Adimensional	$\frac{\Phi_{\text{absorvido}}}{\Phi_i}$

Fonte: JENSEN (2009)

2.1.3 INTERAÇÕES DA RADIAÇÃO ELETROMAGNÉTICA COM A ATMOSFERA

Conforme visto no item 2.1.1, a radiação eletromagnética ao atravessar um meio qualquer pode ser absorvida ou espalhada. A ocorrência simultânea dos dois processos é denominada extinção ou atenuação. No processo de **absorção**, parte ou toda a energia radiante é transferida ao meio no qual ela incide ou atravessa, diminuindo a intensidade da radiação eletromagnética (REM) e causando a mudança do estado termodinâmico do gás atmosférico. Parte da energia absorvida é transformada em outras formas de energia, como por exemplo, energia termal, sendo reemitida em comprimentos de onda maiores (OLIVEIRA, 2008; NEUBERT & MEINEL, 2009; YAMAZOE, 2006; GRIMM, 1999).

No processo de **espalhamento**, a radiação é apenas desviada da orientação original, podendo ser refletida ou transmitida. Se a radiação, quando espalhada, voltar para o hemisfério de origem ela é denominada radiação refletida, caso contrário, diz-se que ela foi transmitida. Finalmente, quando não houver interação com o meio, diz-se que foi diretamente transmitida (YAMAZOE, 2006).

O grau de transmissão, ou transmissividade, representa a capacidade das ondas eletromagnéticas de penetrarem a atmosfera. As faixas de comprimento de onda para as quais a atmosfera parece transmissível são definidas como janelas atmosféricas. Elas têm grande importância, porque possibilitam a reflexão da radiação pela Terra e podem ser aproveitadas pelos sistemas sensores passivos. Além de toda a região do visível, as janelas mais importantes localizam-se no infravermelho: são os intervalos entre 0,7 e 2,5 μm , de 3,5 até 4,0 μm e de 8,0 até 12,0 μm . (LILESAND & KIEFFER, 1994)

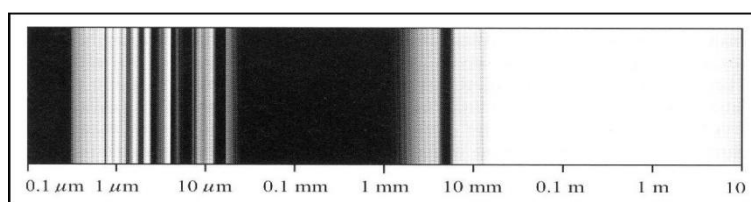


Figura 2.4- Transparência da atmosfera terrestre em função do comprimento de onda.

Nesta figura, regiões escuras são opacas e regiões claras são transparentes

Fonte: (REES, 2001).

Os diferentes comprimentos de onda não são influenciados da mesma forma pela atmosfera porque ela interage com a REM de forma seletiva. Há principalmente dois efeitos atmosféricos que modificam a radiância solar refletida por um alvo quando visto do espaço: a absorção pelos gases e o espalhamento por aerossóis e moléculas (LU *et al.*, 2002; VERMOTE *et al.*, 1997; KAUFMAN, 1988; GAO *et al.*, 2009; SONG *et al.*, 2001).

Segundo KAUFMAN (1988) os efeitos atmosféricos sobre a radiação eletromagnética possuem três componentes:

Atenuação da radiação proveniente do Sol (*Downward Radiation*): pela absorção e retroespalhamento na atmosfera, causando difusão da radiação por novos espalhamentos. A difusão aumenta a distribuição angular da radiação e provoca uma interação da radiação com a superfície em várias direções diferentes da direção original determinada pela posição do Sol. O resultado deste processo é que o coeficiente de reflexão da superfície não será igual ao coeficiente de reflexão na direção do fluxo proveniente do Sol;

Efeitos na radiação enviada para o sensor: a radiação refletida pela superfície também é atenuada pelo espalhamento e absorção. O espalhamento também causa difusão da radiação e isto introduz no campo de visada fótons que foram refletidos de uma área situada fora do mesmo. O espalhamento é geralmente mais forte em comprimentos de ondas curtos do que em comprimentos de ondas longos.

Criação da radiância de trajetória (*Path Radiance*): as interações da radiação eletromagnética com a atmosfera anteriormente citadas criam a radiância de trajetória. Esta componente representa a radiação espalhada devido aos efeitos atmosféricos, que é introduzida no campo de visada sem ter interagido com o alvo na superfície. Isto promove um aumento no brilho da imagem afetando especialmente objetos escuros.

A atmosfera é composta por aproximadamente trinta gases, mas apenas oito, vapor de água (H_2O), gás carbônico (CO_2), ozônio (O_3), óxido nitroso (N_2O), monóxido de carbono (CO), metano (CH_4), oxigênio (O_2) e dióxido de nitrogênio (NO_2) possuem feições de absorção observáveis em dados de espectrofotômetros imageadores na faixa de 0,4 a 2,5 μm com uma resolução espectral entre 1 e 20 nm (GAO *et al.*, 2009). A absorção causada pelo vapor d'água ou por outros gases é muito fraca na região do visível, podendo ser ignorada. Por outro lado, na região do infravermelho, o principal efeito é a absorção causada por estes componentes da atmosfera (RICHARDS & JIA, 2006).

O espalhamento por partículas atmosféricas é a interação predominante em dados de sensoriamento remoto. Há dois principais mecanismos. O primeiro é o espalhamento pelas próprias moléculas de ar denominado Rayleigh que é função do inverso do comprimento de onda, atuando com mais intensidade em comprimentos de ondas mais curtos. O outro processo é o espalhamento aerossol ou Mie, que resulta no espalhamento promovido por partícula maiores, tais como névoa e fumaça. O espalhamento Mie é também dependente do comprimento de onda, embora não tão fortemente quanto o Rayleigh. Quando as partículas da atmosfera se tornam muito maiores que o comprimento de onda, como é comum em nevoeiros, nuvens e poeira, a dependência do comprimento de onda desaparece (RICHARDS & JIA, 2006). A seguir, a figura 2.5 sintetiza os principais efeitos atmosféricos sobre a radiação eletromagnética.

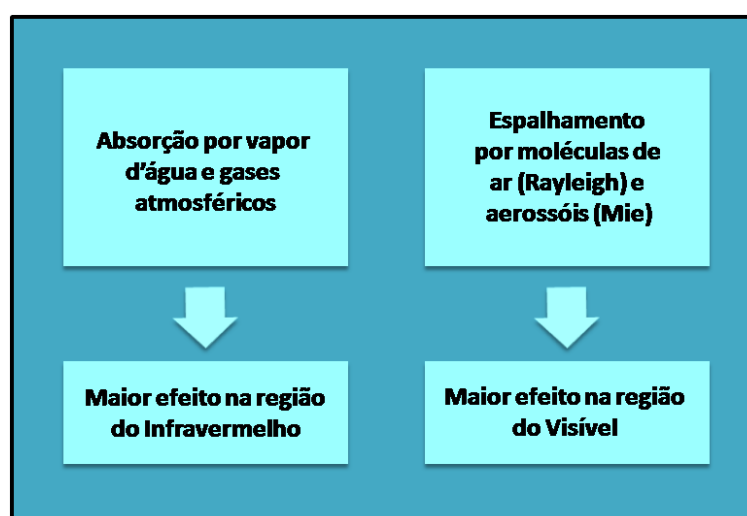


Figura 2.5- Principais efeitos atmosféricos sobre a radiação eletromagnética

A figura 2.6 representa os efeitos da atmosfera sobre a aquisição de dados de sensoriamento remoto. A radiância medida com um espectrômetro imageador de um satélite inclui radiâncias de trajetória (*atmospheric path radiances*) (L_{traj}) devidas ao espalhamento Mie e Rayleigh e a radiância solar refletida pela superfície (L) (GAO *et al.*, 2009). Somado a isso, a vizinhança pode “contaminar” a radiação eletromagnética refletida pelo alvo causando um efeito denominado de adjacência (adj) (OLIVEIRA, 2008).

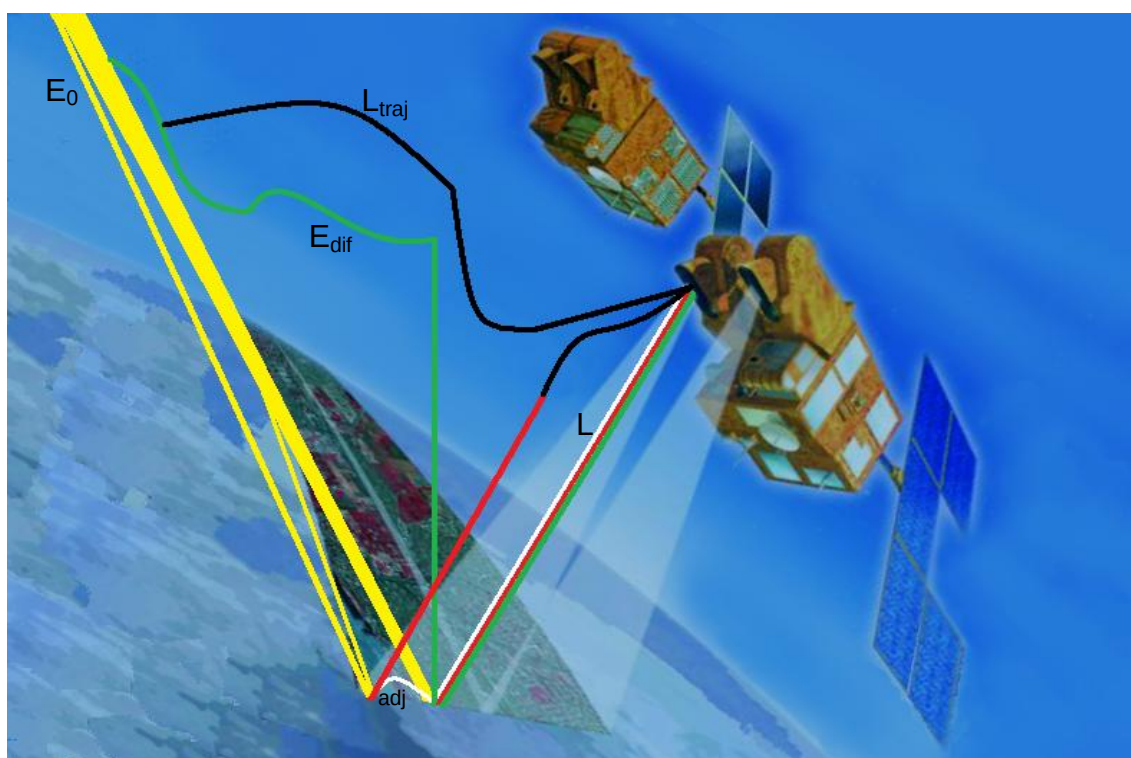


Figura 2.6- Efeitos da atmosfera na determinação dos caminhos da energia.
Fonte: Adaptação de figura disponibilizada pela Spot Image.

Devido às interações descritas anteriormente, para aumentar a precisão de dados de sensoriamento remoto, é necessário o emprego de técnicas que reduzam estes efeitos. Estas técnicas envolvem a conversão da radiância medida pelo sensor para reflectância. Entretanto, devido à mistura do sinal da atmosfera com o sinal da superfície, o que é obtido é denominado **reflectância aparente** ou **reflectância planetária**. Quando técnicas apropriadas são utilizadas com o objetivo de minimizar a contaminação promovida pela atmosfera no sinal captado, é obtida a **reflectância de superfície** (ANTUNES *et al.*, 2003).

2.2 FATORES ENVOLVIDOS NO SENSORIAMENTO REMOTO DA VEGETAÇÃO

Segundo MYNENI *et al.*, (1995) *apud* GLERIANI (2005), embora a hipótese central em sensoriamento remoto seja a de que a radiação contém informações sobre as características do alvo em estudo, o isolamento e a análise dessas informações exige cautela. Para este autor, a interpretação de alvos vegetados tem complexidades intrínsecas, não sendo recomendadas relações simples do tipo $y=a+bx$ na estimativa de parâmetros biofísicos ou bioquímicos de dosséis, uma vez que tais relações não ilustram a complexidade dos dados orbitais.

As relações empíricas de parâmetros biofísicos com a reflectância espectral são específicas para o local, o tempo e o tipo de vegetação estudada, não sendo esperada a existência de uma relação universal entre uma variável do dossel isolada e a assinatura espectral, pois a reflectância da vegetação não é sempre dada unicamente pelos seus atributos, variando em função das características das áreas de estudo. Isto ainda é pouco entendido, principalmente nas regiões tropicais úmidas, por causa da complexidade estrutural da floresta e riqueza de espécies vegetais. Consequentemente, há dificuldades na identificação de comprimentos de onda ou combinações de comprimentos de onda mais apropriadas para adquirir informações a respeito de parâmetros biofísicos específicos em uma dada área. (HOUBORG & BOEGH, 2008; GEMMEL & VARJO, 1999; LU *et al.*, 2004).

2.2.1 INTERAÇÃO DA REM COM OS DOSSÉIS

A reflectância de dosséis depende da complexa interação de vários fatores internos e externos que podem variar significativamente no tempo, no espaço e de um tipo de vegetação para outro (HOUBORG & BOEGH, 2008), influenciando as mudanças espectrais do sinal coletado pelo sensor (LIESEMBERG *et al.*, 2006), e a forma da curva de reflectância espectral de dosséis (HOUBORG & BOEGH 2008). Para PONZONI & DISPERATTI (1994), tais parâmetros podem ser agrupados em biofísicos, espectrais e geométricos. Os parâmetros biofísicos estão associados à

estrutura do dossel e estão relacionados ao índice de área foliar (IAF), e à distribuição angular das folhas (DAF). Os parâmetros espectrais referem-se àqueles que caracterizam as **propriedades de reflexão e transmissão** da REM por parte dos elementos constituintes do dossel (folhas, flores, frutos, galhos, etc.). A composição bioquímica das folhas também exerce relevante influência nos parâmetros espectrais, segundo HOUBORG & BOEGH (2008). Finalmente, os parâmetros geométricos estão relacionados com a geometria de aquisição (LIESEMBERG *et al.*, 2006), ou seja, com a localização espacial da fonte de REM e do sensor, determinadas por medidas angulares (PONZONI & DISPERATTI, 1994). Estes parâmetros serão tratados com maior detalhe no item 2.2.2, por estarem diretamente relacionados à aquisição dos dados de sensoriamento remoto.

2.2.2 AQUISIÇÃO DOS DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Vários fatores influenciam os valores dos números digitais registrados pelos sensores a bordo dos satélites. As variáveis que modificam a radiância de dados de sensoriamento remoto podem ser divididas em dois grupos: as relacionadas com o sensor e as relacionadas com a cena imageada (TEILLET, 1986, *apud* CHEN & HERZ, 1996). Dentre as características relacionadas ao sensor podem ser citadas a instrumentação do satélite, os diferentes desempenhos radiométricos entre as bandas ou detectores, o posicionamento e a largura espectral das bandas e a calibração do sensor (LU *et al.*, 2002; MOREIRA, 2000). É preciso considerar que coeficientes de calibração absoluta do sensor podem estar desatualizados, já que o sensor se deteriora durante sua vida útil (OLIVEIRA, 2008).

Fatores de três naturezas distintas envolvendo a cena imageada afetam os dados obtidos por sensoriamento remoto. O primeiro fator está relacionado às características físicas da própria superfície de imageamento, o segundo refere-se às geometrias de iluminação desta superfície pelo sol e de aquisição da cena pelo sensor, e, finalmente, o último aspecto está relacionado às condições atmosféricas existentes no momento de aquisição da cena.

A) Características Físicas da Superfície Imageada

Topografia - Fatores do terreno como elevação, aspecto e declividade, que influenciam na irradiância solar e distribuição do vapor d'água, e promovem a alteração da radiação solar diretamente recebida nas vertentes devido à mudança no ângulo de incidência entre o sol e a superfície normal e a alteração da geometria de visada, são os aspectos da superfície mais importantes para a variação do sinal captado através de sensoriamento remoto (LU *et al.*, 2002; SONG, 2003). Para SILVA & VALERIANO (2005) a interferência da topografia sobre a radiometria de imagens pode ser vista por duas formas: a primeira diz respeito à redução da camada atmosférica com o aumento de altitude e a segunda refere-se à disposição do terreno em relação à irradiação solar direta e, em menor porção, difusa na atmosfera. A altitude proporciona ainda um maior ou menor caminho pela atmosfera até que a radiação refletida seja captada pelo sensor.

Solo - Segundo RONDEAUX *et al.*, (1996) para os propósitos de sensoriamento remoto os componentes do solo são geralmente agrupados em três características: cor, umidade e rugosidade. Solos de cores escuras devido à presença de matéria orgânica possuem uma tendência de queda da reflectância através do espectro. Conforme aumenta o teor de umidade também há tendência de diminuição da reflectância do solo. Finalmente, a rugosidade também tende a diminuir a reflectância do solo devido ao aumento de múltiplos espalhamentos e ao sombreamento.

B) Geometria de Iluminação e Visada

A reflectância observada varia com as estações do ano, pois o ângulo solar muda com as estações, bem como o sombreamento do dossel. Assim, a reflectância de superfície é diferente para uma mesma estrutura de dossel observada em diferentes estações do ano (SONG, 2003). Adicionalmente, as variações no ângulo de iluminação alteram a porção de vegetação e/ou solo iluminada e sombreada em um dossel, modificando a proporção de vegetação, solo e sombra integrados no campo de visada do sensor. A variação do ângulo de visada altera, ainda, a espessura óptica da atmosfera, agravando as interferências

causadas por esse meio. Na faixa espectral do visível, para uma mesma visada, o gradiente de iluminação entre a camada superior e a inferior do dossel é maior com grandes ângulos zenitais de iluminação, diminuindo à medida que a iluminação se aproxima do nadir. Tal aspecto também está associado ao efeito das múltiplas reflexões que ocorrem dentro do dossel, fenômeno conhecido por espalhamento múltiplo. Assim como o efeito do sombreamento, o espalhamento múltiplo depende do ângulo de iluminação (MOREIRA, 2000).

C) Efeitos Atmosféricos

Os efeitos atmosféricos podem tornar a distribuição relativa de brilho em uma dada banda diferente daquela observada em campo; causar distorções entre o brilho relativo dos pixels de uma banda em relação aos seus correspondentes em outra banda da mesma cena (RICHARDS & JIA, 2006); provocar a diminuição da faixa de valores digitais possíveis de serem registrados pelo sensor; diminuir o contraste entre superfícies adjacentes e alterar o brilho de cada ponto da imagem (ZULLO-JR *et al.*, 1996). Conseqüentemente, os efeitos atmosféricos afetam a classificação de feições de superfície e, como a atmosfera atua de forma diferenciada na região espectral do visível e do infravermelho, qualquer modificação da espessura óptica, seja pela variação da composição do meio ou na geometria de iluminação e/ou visada, irá afetar os resultados dos índices de vegetação (KAUFMAN, 1988; MOREIRA, 2000).

2.3 ACUIDADE DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

2.3.1 CONVERSÃO PARA VALORES FÍSICOS

Cada detector dos sensores a bordo das diversas plataformas para obtenção de dados de sensoriamento remoto registram a radiância⁶ dos alvos de acordo com sua própria sensibilidade a determinadas amplitudes (PONZONI &

⁶ Radiância é intensidade média do fluxo radiante refletido, originado de todas as infinitas intensidades provenientes de cada um dos infinitos pontos existentes em uma superfície (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007).

SHIMABUKURO, 2007). O resultado registrado pode não se encaixar na faixa de 8 ou 16 bits, normalmente utilizada para disponibilizar os dados para os usuários. Para resolver este problema, cada fornecedor reescala o sinal recebido pelo sensor em uma faixa definida usando uma função que é descrita por um Offset (ou Bias) e um Ganho (GEOSSISTEMS, 2006). Como a calibração de cada banda é diferente (ROBINOVE, 1982) e o sinal registrado depende de condições particulares a cada aquisição, isto resultará em níveis de cinza que não poderão ser comparados entre si, mesmo que se trate de comparações entre bandas de uma mesma cena.

A conversão para valores físicos é particularmente necessária em condições analíticas tais como: razão entre bandas, porque a calibração de cada banda é diferente; análise de um mosaico digital de duas ou mais cenas nas quais o ângulo solar seja diferente; análise de mosaicos de duas ou mais cenas antes ou depois de mudanças da calibração do scanner, e comparação ou detecção de mudanças entre duas ou mais imagens obtidas sob condições de diferentes ângulos solares e diferentes calibrações (ROBINOVE, 1982); caracterização espectral de diferentes alvos e o estabelecimento de correlações entre dados radiométricos e dados biofísicos ou geofísicos, os quais são baseados em grandezas radiométricas; estudo do comportamento espectral de alvos, envolvendo a comparação de imagens de diferentes sensores, em diferentes datas ou épocas do ano; e comparações com bibliotecas espectrais (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Para ROBINOVE (1982), radiância e reflectância são valores que não somente possuem um sentido físico, mas também são mais bem entendidos pelo usuário do que os valores digitais. Segundo este autor, é mais fácil para o usuário entender o sentido de um valor de reflectância de 0,28 na banda 5 do que entender o sentido de um DN = 60, por exemplo. A radiância é um parâmetro dependente da intensidade da radiação proveniente da fonte⁷, estando sujeita a variações. Por este motivo, ela passa a não ser o parâmetro mais apropriado para avaliação das propriedades espectrais de objetos. Nesse caso, a reflectância que é a razão entre a radiação que deixa a superfície e a radiação que chega à superfície caracteriza de

⁷ No caso das imagens orbitais produzidas por sensores ópticos, a fonte da radiação é o sol.

modo mais apropriado o comportamento espectral dos alvos (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007).

Atualmente as pesquisas com sensoriamento remoto da vegetação passaram a explorar uma abordagem quantitativa dos dados orbitais, como as correlações entre parâmetros geofísicos do meio ambiente e/ou biofísicos da vegetação, com dados radiométricos extraídos de imagens orbitais, por exemplo. Entretanto, até a década de 90, as pesquisas exploravam abordagens fundamentalmente de cunho qualitativo (identificação e mapeamento de classes da vegetação), que não exigiam o conhecimento de uma relação entre os números digitais das imagens e a dimensão real da grandeza física envolvida, como também das incertezas associadas a sua determinação (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007; OLIVEIRA, 2008).

Conforme abordado nos itens anteriores, a radiância medida pelos sensores sofre os efeitos devido à interferência da atmosfera que interage com as ondas eletromagnéticas no seu percurso do alvo até o sensor. Em muitas aplicações do sensoriamento remoto torna-se necessário corrigir estes efeitos com a finalidade de comparar os diferentes alvos existentes na superfície terrestre. Dada a importância da correção atmosférica para a melhoria da fidelidade dos dados de sensoriamento remoto à verdade de campo, o item 2.4, a seguir, será especialmente dedicado a este assunto.

2.4 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA

A necessidade de efetuar a correção dos efeitos atmosféricos é determinada pelos dados de sensoriamento remoto, pela disponibilidade dos parâmetros atmosféricos, pela natureza das informações desejadas e pelo método analítico utilizado para obtê-las (SONG *et al.*, 2001). A correção atmosférica é fundamental para colocar dados na mesma escala radiométrica, e necessária em estudos tais como o monitoramento da superfície terrestre através do tempo, elaboração de mosaicos de imagens de sensores diferentes, como, por exemplo, TM e HRG; análises quantitativas pela combinação de dados de campo com dados espectrais para aplicações como estimativa de biomassa e operações de razão entre

bandas, como os índices de vegetação, e na classificação automática de padrões (LU *et al.*, 2002; KAUFMAN, 1988; SONG *et al.*, 2001; ZULLO-JR *et al.*, 1996). Entretanto, para SONG *et al.*, (2001) em muitas aplicações envolvendo classificação e detecção de mudanças, a correção atmosférica não é necessária. Para justificar esta argumentação os autores citam os seguintes exemplos: classificação de imagens usando o classificador vizinho mais próximo utilizando uma única imagem, porque os dados de treinamento e a imagem a ser classificada estariam na mesma escala relativa (correta ou não) e a correção atmosférica possuiria pouco efeito na acurácia da classificação; a classificação de uma série multitemporal de imagens quando estas são classificadas individualmente e os mapas resultantes são comparados para verificar mudanças; na detecção de mudanças baseada na classificação de mosaicos nos quais as imagens originais foram retificadas e colocadas na mesma base de dados e então classificadas como se todas tivessem a mesma data; e quando se faz diferença de imagens porque a correção ou a falta dela não causará mudanças na imagem diferença.

2.4.1 ALGORITMOS PARA EFETUAR A CORREÇÃO ATMOSFÉRICA

Segundo HADJIMITSIS & RETALIS (2009) os algoritmos desenvolvidos para correção atmosférica podem ser agrupados pelo tipo de correção efetuada, em duas categorias: correção relativa e correção absoluta. Os métodos de correção relativa possuem o propósito de normalizar imagens multitemporais, resultando em imagens que aparentam ter sido obtidas sob as mesmas condições atmosféricas e com o mesmo sensor da imagem de referência. Tais métodos focam na correção atmosférica relativa e são usados para remover ou normalizar a variação dentro da cena e normalizar as intensidades entre imagens de uma mesma área de estudo, coletadas em diferentes datas. Podemos citar, por exemplo, o método de Retificação Radiométrica proposto por HALL *et al.*, (1991).

Os métodos de correção absoluta convertem os números digitais dos dados de sensoriamento remoto em reflectância ou radiância, pela remoção dos efeitos causados pela atenuação atmosférica, condição topográfica e outros

parâmetros (LU *et al.*, 2002). Tais métodos são agrupados segundo a forma de obtenção dos parâmetros para correção atmosférica, que pode ser realizada baseada em dados da própria imagem ou utilizando dados independentes para as condições ópticas da atmosfera (HADJIMITSIS & RETALIS, 2009).

Os métodos integrantes do primeiro grupo também são chamados de métodos empíricos por alguns autores (MATHER, 1999 *apud* ANTUNES *et al.*, 2003). Segundo ANTUNES *et al.*, (2003), nestes métodos a correção atmosférica é realizada sem um embasamento físico que permita a aplicação em condições variadas tanto de superfície como de atmosfera. Estes modelos pressupõem que os impactos da atmosfera são uniformes em toda área de estudo e que um objeto escuro existe, não necessitando de dados coletados *in situ*, e as demais informações requeridas podem ser obtidas nos metadados da imagem (LU *et al.*, 2002). Segundo GLERIANI (2005), são modelos mais simples, que utilizam remoção do espalhamento e da turbidez atmosférica pela subtração do valor do pixel escuro. O método empírico mais conhecido é o DOS (Dark Object Subtraction).

O segundo grupo engloba métodos que utilizam modelos de transferência radiativa, sendo por este motivo considerados modelos fisicamente embasados, os quais requerem vários submodelos de simulação. Tais modelos podem fornecer alta acurácia, sendo sempre muito complexos e requerendo muitos parâmetros de entrada coletados *in situ*, tais como informações atmosféricas obtidas no momento da aquisição dos dados pelo satélite (LU *et al.*, 2002; ANTUNES *et al.*, 2003).

Conforme visto no item 2.1.3, a presença da atmosfera divide a radiação eletromagnética proveniente do Sol em componentes. A determinação de cada componente consiste na solução da equação fundamental da transferência radiativa, que obedece a relações numéricas entre um conjunto de variáveis geométricas, atmosféricas e superficiais, de modo que a maior ou menor contribuição de cada componente dependerá das condições atmosféricas locais e da situação do alvo, como altitude e latitude, além da época de aquisição da imagem. Conhecendo-se a estrutura física do sistema Terra-atmosfera, através de equações de transferência radiativa, é possível prever o sinal detectado por sensores em órbita. Determinadas as relações envolvidas na solução do problema de propagação, o sensoriamento remoto pode ser usado para: 1) filtrar efeitos atmosféricos, visando avaliar

propriedades da superfície; 2) conhecer as propriedades de alguns alvos ("verdade terrestre"), estudando as propriedades da atmosfera (LIMA & CEBALLOS, 1996; ANTUNES *et al.*, 2003).

Alguns exemplos de modelos de correção atmosférica que utilizam códigos de transferência radiativa são: MODTRAN-4, disponibilizado por intermédio do aplicativo FLAASH (Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes); 5s (Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) por intermédio do aplicativo SCORADIS e 6s (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) (ANDERSON *et. al.*, 1999; TANRÉ *et. al.*, 1990; ZULLO-JR, 1994 & VERMOTE *et. al.*, 1997 *apud* OLIVEIRA, 2008).

O software PCI Geomatics foi utilizado no presente trabalho para efetuar a correção atmosférica das imagens utilizadas. Este software disponibiliza dois processos de correção atmosférica: Atcor-2 que é usado para corrigir imagens sem considerar as variações do relevo e Atcor-3 que é usado para corrigir os efeitos provocados pelo relevo baseando-se no modelo digital de elevação da área, que deve ser fornecido pelo usuário com uma resolução compatível com a resolução da imagem. Estes algoritmos trabalham com uma base de dados de funções de correção atmosférica armazenadas em tabelas pré-calculadas baseadas no código de transferência radiativa MODTRAN-4. O software permite a correção de imagens em uma faixa espectral entre 0.4 e 2.5 μm e na faixa do termal que varia entre 8 e 14 μm sendo compatível com dados de imagens dos satélites Landsat, SPOT, IRS, ASTER, IKONOS e Quick Bird. (NEUBERT & MEINEL, 2009; GEOMATICA, sem data).

Para efetuar o processamento da imagem, inicialmente são configurados os parâmetros de correção. Estes parâmetros definem a imagem a ser corrigida, a fonte da elevação (somente para o Atcor-3), informações sobre o sensor, condições geométricas de aquisição e iluminação da cena, data e hora da passagem do satélite, coordenadas do centro da imagem e os parâmetros de calibração de cada banda. Para o aplicativo recuperar das tabelas os parâmetros relacionados ao código de transferência radiativa, que permitirão a simulação da absorção dos efeitos provocada por vapor d'água, gases atmosféricos e os efeitos de espalhamento realizados por aerossóis, o usuário deve informar o tipo de aerossóis

que melhor descreve as partículas predominantes na área por ocasião da captura da imagem, o que geralmente é inferido pela localização da cena e o tipo de atmosfera.

Segundo GEOMATICA (s/d), os modelos disponíveis para inferir o teor de aerossóis na atmosfera são: Rural, que é composto basicamente por partículas de poeira e material orgânico; Urbano, composto principalmente por partículas como aerossóis de sulfato resultantes da combustão e atividades industriais; Desértico, composto basicamente por partículas grandes de poeira e, finalmente, Marítimo, composto basicamente por sal de origem marinha e partículas orgânicas. Há vários tipos de modelos de atmosfera disponíveis, definidos basicamente pela latitude e pelo conteúdo de umidade. Dois modelos se aproximam mais das condições brasileiras: o tropical e o úmido, contendo respectivamente $4,11 \text{ g/cm}^2$ e $4,94 \text{ g/cm}^2$ de vapor d' água.

Finalmente, deve ser informada a visibilidade em Km, no momento de aquisição da cena, que segundo ANTUNES *et al.*, (2003) é usada para inferir a concentração de aerossóis no momento de aquisição da imagem. Este procedimento melhora a especificação das condições atmosféricas. Ainda segundo GEOMATICA (s/d) a visibilidade ou profundidade óptica é definida como uma medida meteorológica que calcula a opacidade da atmosfera sendo representada como a maior distância que uma pessoa pode enxergar um objeto de destaque. O Atcor trabalha com uma faixa que varia de 5 a 180 km.

2.5 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

Desde a década de 1960, os cientistas vêm extraindo e modelando vários parâmetros biofísicos da vegetação com o uso de dados do sensoriamento remoto. Grande parte desse esforço tem envolvido o uso de índices de vegetação, que são medidas radiométricas adimensionais que 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 (RFAA, ou APAR, em inglês) (JENSEN, 2009). Tais índices minimizam os efeitos de iluminação da cena, declividade da superfície e geometria de aquisição que influenciam os valores de reflectância da vegetação. Estes índices estão fundamentados no comportamento antagônico da vegetação nas regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo. A princípio, quanto maior for a densidade da cobertura vegetal em uma determinada área, menor será a reflectância na região do visível devido à maior oferta de pigmentos fotossintetizantes, e maior será a reflectância na região do infravermelho próximo devido ao espalhamento múltiplo da radiação eletromagnética nas diferentes camadas de folhas. De acordo com esses princípios, imagens resultantes da razão entre os valores da reflectância na banda do infravermelho próximo e da reflectância na região do visível resultariam em imagens cujos valores maiores de brilho são atribuídos às áreas cobertas pela vegetação, assumindo valores superiores a 1 (um) pois os valores do infravermelho próximo seriam sempre superiores àqueles da região do visível (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007).

Segundo JENSEN (2009), inicialmente a análise da vegetação global era feita com base em valores de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) obtidos pela regressão linear e por medições *in situ* de IAF, APAR, porcentagem de cobertura e/ou biomassa. Essa abordagem empírica revolucionou a ciência da análise biofísica da cobertura terrestre global em apenas uma década. Infelizmente, estudos realizados demonstraram que os produtos NDVI derivados empiricamente podem ser instáveis, variando com a cor do solo, com as condições de umidade, com os efeitos da função de distribuição de reflectância bidirecional (FDRB), com as condições atmosféricas e com a presença de material morto no próprio dossel.

Verificou-se então a necessidade de produtos NDVI precisos e que não necessitassem ser calibrados por medições *in situ* para cada área geográfica, mas que se mantivessem constantes sob condições atmosféricas instáveis e para diversas condições de solos de fundo. Desta forma, foi enfatizado o desenvolvimento de índices de vegetação melhorados, que utilizassem as vantagens de sistemas sensores calibrados, tais como o MODIS. Tipicamente, os índices melhorados incorporam um fator de ajuste para os solos e/ou para as condições atmosféricas. Podem ser citados como exemplo o SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) que incorpora o fator L que é um fator de ajuste para o substrato do dossel e o MSAVI (*Modified Soil Adjusted Vegetation Index*) que utiliza uma função interativa contínua para otimizar os ajustes relativos aos solos e para aumentar o intervalo dinâmico do SAVI; o ARVI (*Atmospherically Resistant Vegetation Index*) que foi uma evolução do SAVI e que foi construído de modo a ser menos sensível aos efeitos atmosféricos; o SARVI (*Soil Adjusted Atmospherically Resistant Vegetation Index*) e o MSARVI (*Modified Soil Adjusted Atmospherically Resistant Vegetation Index*) que corrigem tanto os ruídos devido ao solo como os ruídos devidos à atmosfera; e o EVI (*Enhanced Vegetation Index*), que foi desenvolvido para a utilização de dados do sensor MODIS.

2.5.1 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO USADOS NESTA PESQUISA

Três índices de vegetação (NDVI, MVI e EVI 2) foram selecionados para ser testados no presente trabalho. A escolha dos índices de vegetação se deu em função das bandas do sensor a bordo do satélite Spot-5 e pelo tipo de alvo visado. Como este sensor não possui bandas na região do azul ou na região do infravermelho médio acima de 1,75 μm não puderam ser testados índices que utilizam estas faixas espectrais em sua construção. Como o presente trabalho foi voltado para a classificação de fragmentos florestais, que são fisionomias fechadas, e que por este motivo a contribuição do solo na resposta espectral deste tipo de alvo é de reduzida importância, não foram testados índices especialmente construídos para minimizar os efeitos deste componente. A seguir, será feita uma abordagem mais detalhada a respeito desses índices e serão apresentados os seus modelos matemáticos.

NDVI Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index)

$$NDVI = \frac{(\rho_{IV\text{ próx}} - \rho_{Vermelho})}{(\rho_{IV\text{ próx}} + \rho_{Vermelho})} \quad (\text{equação 2.4})$$

Onde:

$\rho_{IV\text{ próx}}$ = Reflectância na faixa de infravermelho próximo

$\rho_{Vermelho}$ = Reflectância na faixa do vermelho

O NDVI foi criado para aperfeiçoar o primeiro índice de vegetação criado, a razão simples (*Simples Ratio* – SR). Em áreas densamente vegetadas, os valores obtidos pela razão simples apresentam um aumento sem limites, pois para a obtenção do SR a reflectância medida da região do infravermelho próximo é dividida pela reflectância medida no vermelho, e este último valor é muito baixo quando a densidade da vegetação é alta. Para contornar estes problemas, foi proposta a sua normalização para o intervalo de -1 a 1, tendo sido, desta forma, criado o NDVI (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007). Valores negativos podem estar associados à presença de corpos d'água, enquanto valores próximos a zero, estão associados a solo nu ou áreas sem vegetação. Valores maiores que zero, dentre outras coberturas, representam a vegetação (LIU, 2007).

EVI 2 – Índice de Vegetação Realçado 2 (Enhanced Vegetation Index 2)

Este índice de vegetação foi desenvolvido a partir do EVI, índice criado para otimizar o sinal da vegetação melhorando a sensibilidade de sua detecção em regiões com maior densidade de biomassa (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007), sendo calculado através da equação 2.5:

$$EVI = 2,5 \left(\frac{\rho_{IV\text{ próx}} - \rho_{Vermelho}}{1 + \rho_{IV\text{ próx}} + 6 \rho_{Vermelho} - 7,5 \rho_{Azul}} \right) \quad (\text{equação 2.5})$$

Onde:

$\rho_{IV\text{ próx}}$ = Reflectância na faixa de infravermelho próximo

$\rho_{Vermelho}$ = Reflectância na faixa do vermelho

ρ_{Azul} = Reflectância na faixa do azul

Este índice de vegetação foi desenvolvido a partir de dados do satélite Modis, e os coeficientes adotados para o seu cálculo representam um fator de ganho (2,5); um termo de resistência aos aerossóis, utilizando a banda azul para corrigir a influência dos aerossóis na banda do vermelho (6 e 7,5) e um fator de ajuste do solo (1) JIANG *et al.*, (2008).

Segundo JIANG *et al.*, (*op cit*) o EVI é um bom índice de vegetação, que possui a vantagem de minimizar os efeitos da atmosfera e da reflectância dos solos mas sua aplicação está limitada a sensores que possuam a banda do azul. Por este motivo, os autores desenvolveram um novo índice de vegetação baseado no EVI e que foi denominado EVI 2 (equação 2.6), que não utiliza a banda azul. O método empregado para desenvolver este índice baseou-se na alta correlação que as bandas do visível possuem entre si, permitindo que a reflectância na região da banda do azul possa ser expressa como uma função da reflectância do vermelho. A escolha dos valores dos parâmetros usados no EVI 2 depende da taxa média entre as reflectâncias do vermelho e do azul, que depende parcialmente das características espectrais dos sensores. Os resultados alcançados demonstraram que a similaridade entre EVI e o EVI2 é maior quando os efeitos atmosféricos são negligenciáveis e não há presença de nuvens, neve ou gelo no pixel. Como o EVI 2 foi desenvolvido com dados do satélite Modis, para outros sensores com diferentes funções de respostas espectrais entre as bandas do azul e do vermelho, o relacionamento entre EVI e EVI 2 pode variar ligeiramente.

$$EVI\ 2 = 2,5 \left(\frac{\rho_{IV\ prox} - \rho_{Vermelho}}{\rho_{IV\ prox} + 2,4\rho_{Vermelho} + 1} \right) \quad (\text{equação 2.6})$$

Onde:

$\rho_{IV\ prox}$ = Reflectância na faixa de infravermelho próximo

$\rho_{Vermelho}$ = Reflectância na faixa do vermelho

As reflectâncias aqui utilizadas são as reflectâncias de superfície obtidas por correção atmosférica total ou parcial (Rayleigh e absorção de ozônio).

MVI, NDMI ou NDWI - Índice de Umidade por Diferença Normalizada (*Moisture Vegetation Index* ou *Normalized Difference Moisture Index* ou *Water Index*)

Segundo GAO (1996) Este índice de vegetação foi proposto para a detecção da umidade da vegetação sendo definido pela equação 2.7.

$$MVI = \frac{\rho(0,86\mu m) - \rho(1,24\mu m)}{\rho(0,86\mu m) + \rho(1,24\mu m)} \quad (\text{equação 2.7})$$

Onde:

0,86 μm equivale ao centro da banda 4 do sensor TM a bordo dos satélites da série Landsat (infravermelho próximo)

1,24 μm equivale ao centro da banda 5 do sensor TM a bordo dos satélites da série Landsat (infravermelho médio)

Ainda segundo GAO (1996) é esperado que o MVI seja sensível às mudanças de umidade da vegetação porque os canais utilizados na construção deste índice estão localizados em platôs de elevada reflectância da vegetação, que possui propriedades de espalhamento similares em ambas as regiões, e também porque a absorção da radiação pela água na região de 1,5 a 2,5 μm é significativamente mais forte que na região de 0,9 a 1,3 μm . Como as informações sobre a vegetação fornecidas pela banda do vermelho são diferentes das informações fornecidas pela banda do infravermelho médio, o MVI não deve ser considerado um substituto do NDVI, mas sim um índice complementar.

Devemos acrescentar que devido às facilidades para utilização dos dados produzidos pelo sensor TM a bordo dos satélites da série Landsat, é comum a literatura referir-se a este índice relacionando-o com as bandas espectrais deste satélite. Desta forma, quando este índice é elaborado com a banda 5, é denominado MVI 5 e quando é elaborado com a banda 7, é denominado MVI 7.

2.5.2 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO APLICADOS NO ESTUDO DA VEGETAÇÃO

A avaliação ecológica rápida e o monitoramento da biodiversidade, particularmente nos trópicos, são críticos para o planejamento da conservação, e há poucos métodos para delinear áreas com níveis altos de biodiversidade em larga escala, sem o emprego de pesquisas de campo intensivas, demoradas e caras (BAWA *et al.*, (2002). Por outro lado, a complexidade da estrutura da vegetação, a abundância de espécies e a transição suave entre os diferentes tipos de vegetação tornam a classificação da vegetação difícil quando são usadas abordagens tradicionais de classificação, como, por exemplo, o classificador de máxima verossimilhança. Na maioria das vezes, tais classificações distinguem apenas áreas de floresta e não floresta (LU *et al.*, 2003). Deste modo, a comunidade científica tem buscado metodologias que possam ser empregadas de forma que sejam exploradas com maior eficiência as potencialidades de discriminação da vegetação que as imagens digitais possuem e com isso obter mapeamentos mais refinados qualitativamente.

As técnicas de sensoriamento remoto têm permitido a produção de mapeamentos que apresentam a discriminação das diversas classes de cobertura vegetal (ex. agricultura, pastagens, florestas, capoeira, manguezais, comunidades aluviais etc.); a discriminação dos estágios sucessionais das diversas formações florestais que ocorrem em determinada área (ex. floresta em estágio de regeneração inicial, médio ou avançado) e, mais recentemente, o estado de conservação da cobertura florestal através da inferência do seus parâmetros estruturais.

Características estruturais da floresta podem ser indicadores úteis da condição da mesma e tem o potencial de serem avaliados através de imagens de sensoriamento remoto, as quais podem fornecer informações quantitativas sobre os ecossistemas florestais em altas resoluções espaciais e temporais (INGRAN *et al.*, 2005). Dados de sensoriamento remoto oferecem a possibilidade de efetuar estimativas relativamente refinadas daquelas características biofísicas a um custo razoável para a maioria dos projetos regionais (KALÁCSKA *et al.*, 2004).

O NDVI, pela sua facilidade de emprego, tem sido largamente utilizado em estudos sobre a vegetação. Este índice tem proporcionado bons resultados na discriminação da vegetação de cerrado (LIESENBERG *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2006) e, de modo geral, tem respondido bem às diferenças de densidade de vegetação dos ecossistemas campestres e florestais situados na região da mata atlântica (RICHTER *et al.*, 2009). Deve ser ressaltado que, quando as medidas de NDVI são organizadas usando medidas de tendência central e de dispersão (média e desvio padrão), os resultados possuem maiores correlações com as medidas de campo (RIERA *et al.*, 1998) e que o NDVI é um índice sensível aos efeitos da reflectância do solo (ELVIDGE & CHEN, 1995) e satura assintoticamente em áreas de grande biomassa, como a floresta amazônica HUETE *et al.*, (2002).

JONES *et al.*, (2008) estimaram a direção da mudança do “verdor” (greenness) pelo desvio padrão do NDVI e os compararam com os resultados obtidos por fotografias aéreas demonstrando concordância de resultados. As discrepâncias foram atribuídas ao teor de umidade do solo e diferenças entre o ângulo solar das datas das imagens. Diferenças entre datas se mostraram problemáticas na avaliação de NDVI em áreas onde a vegetação é esparsa (onde os valores de NDVI são normalmente baixos).

FREITAS & CRUZ (2003) verificaram que o NDVI não foi muito eficiente na discriminação de tipos de fragmentos florestais. Tampouco foi eficiente na discriminação entre pastagens e áreas de regeneração em estágio inicial.

VICENS *et al.*, (1998) utilizaram o NDVI na identificação de diferentes formações vegetais que ocorrem na região de Sooretama/ES. Os resultados fornecidos por este índice foram comparados com indicadores biológicos da estrutura e funcionamento dos ecossistemas florestais obtendo valores altos de NDVI nos ecossistemas com maiores índices de diversidade e também com os de maior número de indivíduos e menor esclerofilia no estrato arbóreo superior. Já com o número total de indivíduos, a correlação foi baixa, evidenciando uma maior relação da reflectância com o estrato arbóreo superior e emergente da floresta.

AMARAL *et al.*, (1996) obtiveram correlações positivas entre o índice de área foliar e a área basal em áreas de floresta secundária situadas em Rondônia.

Foram observadas relações logarítmicas para LAI, Área Basal e NDVI em relação à idade das florestas secundárias. Os autores concluíram que a relação entre LAI e Área Basal indica o índice de área foliar como um bom preditor dos parâmetros estruturais da vegetação secundária e que as relações do índice de vegetação NDVI com os parâmetros estruturais da vegetação devem ser melhor exploradas.

AGAREZ *et al.*, (2001) comparando os valores médios de NDVI, com os resultados produzidos na análise da composição florística e da estrutura arbórea de fragmentos florestais remanescentes na região de Sooretama/ES, demonstraram que é permitido inferir padrões de relacionamento entre os indicadores fitossociológicos dos fragmentos florestais com seus valores médios de NDVI. Segundo este autor, o valor médio de NDVI se relaciona com a heterogeneidade do fragmento, tendo sido encontrado forte correlação negativa entre a média e o desvio padrão, indicando a existência de áreas com menor densidade foliar, ou mesmo clareiras, dentro de fragmentos. Segundo estes autores, em geral, os maiores valores de NDVI e diversidade (H') são registrados em áreas com maiores dimensões e histórico de reduzida antropização e, contrariamente, os menores valores foram constatados em fragmentos pequenos e com histórico de intensa ação de desmatamento: serrarias, carvoarias, formação de pastagens.

INGRAN *et al.*, (2005) mapearam a estrutura de uma floresta tropical situada em Madagascar usando dados de sensoriamento remoto e redes de neurais artificiais. Foram avaliadas as relações entre as medidas correspondentes à floresta (área, densidade de troncos, área basal), NDVI e as medidas de radiância nas bandas 3, 4, 5, e 7 do satélite Landsat 7, sensor ETM+. Foram encontradas fortes relações entre todas as bandas individuais e as medidas obtidas da floresta em relação à área basal, mas foram encontradas fracas relações entre tais medidas e a densidade de troncos. O NDVI não se correlacionou significativamente com a área basal, mas se correlacionou fortemente com a densidade de troncos quando utilizados subsets de dados que continham valores extremos. A rede neural artificial foi usada para prever a área basal a partir de valores de radiância nas bandas 3, 4, 5, e 7 e para produzir um mapa preditivo da área basal da paisagem inteira. Segundo os autores, o mapa produzido forneceu um detalhamento refinado da heterogeneidade estrutural da floresta.

Segundo FREITAS & CRUZ (2003), o MVI foi capaz de detectar uma maior variedade de categorias de cobertura vegetal em um trabalho desenvolvido na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, embora tenha confundido algumas classes, como por exemplo, floresta e capoeira em adiantado estágio de regeneração e algumas áreas de pastagens tenham sido classificadas como áreas de transição. Segundo as autoras, este índice, usando a banda 7 do sensor ETM+ do satélite Landsat discriminou melhor os tipos de capoeira, as áreas de transição ao redor de fragmentos e as clareiras em regeneração no interior de fragmentos, ao contrário do NDVI, que superestimou a área de floresta.

FREITAS *et al.*, 2005 demonstraram a existência de correlações altas entre MVI 5 ou MVI 7, e as medidas de estrutura da floresta. As médias de MVI 5 e de MVI 7 na estação úmida se correlacionaram positivamente com a densidade de árvores, a amplitude da altura do dossel, área basal total, e negativamente com troncos múltiplos. A amplitude do MVI 5 na estação úmida se correlacionou positivamente com a amplitude do diâmetro das árvores e da área basal, a área basal total e a média da área basal. As médias do MVI 5 e MVI 7 na estação seca se correlacionaram positivamente com a média e a amplitude da altura do dossel, e negativamente com troncos múltiplos. A média do MVI 5 na estação seca também se correlacionou positivamente com a área basal total. Nenhuma variável de NDVI se correlacionou significativamente com as medidas de estrutura da floresta. Os modelos de regressão linear com melhor ajuste foram os que usaram a média do MVI 5 nas duas estações e a média do MVI 7 na estação seca. NDVI mostrou uma correlação fraca com as medidas da estrutura da floresta, principalmente devido a problemas de saturação. Os autores, ao confrontarem os resultados com outros dados obtidos da literatura concluíram que há indícios de que o MVI 5 e o MVI 7 tenham melhor desempenho em floresta úmida densa, enquanto que o NDVI pode ser um bom indicador da biomassa vegetal em florestas decíduas e secas.

CABACINHA & CASTRO (2009) efetuando estudos em fragmentos de cerrado brasileiro analisaram as correlações entre diversidade florística obtida pelos

índices de diversidade de Shannon⁸ e de equabilidade de Pielou⁹ e os parâmetros estruturais de comunidades representados por área basal e volume cilíndrico. Também foram avaliadas as correlações entre a diversidade e métricas de manchas obtidas para os fragmentos e entre os índices NDVI, SAVI, EVI, MVI 5 e MVI 7 derivados de imagens TM/Landsat adquiridas em duas estações. O índice que apresentou correlação mais forte com a diversidade florística foi o EVI e o índice que mostrou correlação mais forte com a equabilidade foi o MVI 5. Os parâmetros estruturais área basal e volume cilíndrico não apresentaram correlações com diversidade e equabilidade. A diversidade e os índices de vegetação mostraram correlação com o formato dos fragmentos.

2.6 ASPECTOS RELACIONADOS À SUCESSÃO SECUNDÁRIA DE FLORESTAS

2.6.1 FLORESTAS SECUNDÁRIAS

De modo geral, as florestas tropicais são descritas como as mais luxuriantes de todas as comunidades vegetais, detentoras de grande diversidade de espécies, muito densas, sempre verdes, com árvores de grandes proporções e onde ocorrem trepadeiras e epífitas em profusão. Estas florestas também são reconhecidas como formações altamente estratificadas, possuindo geralmente três estratos. O estrato das emergentes, formado por árvores muito altas, que se projetam acima do nível geral do dossel; o dossel, que forma um tapete contínuo sempre verde a uma altura de 25 a 30 metros; e o sub bosque, que se torna denso apenas onde há uma interrupção do dossel (ODUM, 1983; WHITMORE, 1993). A floresta ombrófila densa, em particular, é caracterizada por ocorrer em regiões de elevadas temperaturas (médias de 25°) e de precipitações altas bem distribuídas durante o ano (de 0 a 60 dias secos) determinando uma situação na qual praticamente não ocorrem períodos biologicamente secos (VELOSO *et al.*, 1991). O

⁸ Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade florística da população em estudo. Este índice pode expressar riqueza e uniformidade.

⁹ O índice de Equabilidade pertence ao intervalo [0,1], onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.

processo de manutenção das florestas é regido pela dinâmica de clareiras, tornando-as mosaicos de manchas em diferentes estágios de crescimento. Clareiras formadas são colonizadas por regenerantes oriundos do banco de sementes (seedlings) que se tornam plântulas e passam pela fase juvenil antes de atingirem a maturidade. Assim, as florestas maduras estão em um estado de equilíbrio dinâmico, onde nada muda no conjunto, embora pequenas partes estejam em fluxo contínuo. Isto foi denominado “*shifting mosaic steady state*” (WHITMORE, 1993).

De modo geral, as florestas podem ser agrupadas em duas categorias: florestas primárias e florestas secundárias ou sucessionais (LU, 2003). A Resolução CONAMA 10 de 1993 define floresta primária como a vegetação de máxima expressão local, com grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetarem significativamente suas características originais de estrutura e de espécies. O termo “floresta secundária” é definido de várias formas, dependendo do entendimento dos diversos pesquisadores que se dedicam ao seu estudo. Alguns autores consideram que a floresta secundária é o resultado do estabelecimento de um processo de regeneração natural que se inicia em áreas onde houve total supressão da vegetação nativa. Outros consideram que as florestas secundárias têm origem a partir de qualquer perturbação na floresta original, como por exemplo, o corte seletivo de essências florestais. Por este motivo, CHOKKALINGAM & JONG (2001) propuseram uma definição baseada na intensidade e magnitude da perturbação. Para estes autores, florestas secundárias são florestas regeneradas através de processo natural depois de a floresta primária ter sofrido **significativo** distúrbio de origem antrópica ou natural. O distúrbio pode ocorrer em um único momento ou durante um longo período, resultando em **grandes diferenças na estrutura da floresta ou na composição florística** quando comparadas a florestas primárias em locais semelhantes. Para os aspectos relacionados a este trabalho será adotada a definição contida na Resolução CONAMA 10 de 1993, segundo a qual a vegetação secundária ou em regeneração é a vegetação resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária.

2.6.2 SUCESSÃO SECUNDÁRIA

Segundo BARBOSA (2008), os estudos sobre a sucessão secundária tiveram início no começo do século XX com o trabalho de Frederick Clements. Este autor formulou uma ampla teoria sobre dinâmica de populações, ampliando os conceitos vigentes na época, que até então tratavam fundamentalmente dos processos envolvidos na sucessão primária¹⁰. Segundo PIDWIRNY (2006), Clements concebia a comunidade como um tipo de super organismo cujos membros estariam fortemente e estreitamente interligados em suas histórias evolutivas comuns. Assim, indivíduos, populações e comunidades teriam um relacionamento que lembraria as associações encontradas entre células, tecidos e organismos. O conceito de sucessão de Clements sugeria que comunidades de organismos estavam sujeitos a leis especiais, que o todo era maior que a soma das partes, e que sua ação resultava em mudanças direcionais na composição de espécies da comunidade até que fosse alcançado um estado clímax, controlado principalmente pelo clima. Os principais processos atuando para produzir os vários estágios sucessionais de espécies dominantes e, finalmente, o clímax seriam a competição e a modificação do ambiente abiótico pelas plantas. Estas modificações ambientais permitiriam o estabelecimento de novos colonizadores, resultando então na subsequente exclusão competitiva dos primeiros habitantes por estes novos colonizadores. Este processo facilitador terminaria quando a comunidade clímax fosse alcançada. Deste modo, Clements apresentou uma visão determinística e unidirecional de sucessão, na qual o padrão presente seria governado pelo padrão passado. Tal abordagem holística era compatível com os avanços de outras ciências na época. Segundo BARBOSA (2008), em oposição a esta visão organicista, em 1926, Gleason propôs o modelo individualista de sucessão, segundo o qual os processos sucessionais não seriam organizados. Por este modelo, as espécies entrariam no sistema de forma aleatória, dependendo da sua capacidade de dispersão e se estabeleceriam apenas porque, naquele momento, o ambiente lhes seria favorável. Desta forma, as características individuais das espécies e suas

¹⁰ Sucessão que tem início em locais onde jamais houve vegetação (exemplo: rocha nua, dunas, etc.).

interações modulariam a evolução do processo sucessional. Segundo PIDWIRNY (2006), muitas hipóteses da atualidade representam a síntese das idéias de Clements e Gleason, modificadas pela adição de novas informações ecológicas ou da reanálise de informações antigas sobre o funcionamento dos ecossistemas

Segundo ODUM (1983), a sucessão ecológica resulta da modificação do ambiente físico pela comunidade agindo como um todo e da interação da competição e da coexistência entre populações componentes. Portanto, tanto os processos no nível de ecossistemas quanto os processos no nível de população contribuem para as progressões sucessionais complexas. Isto envolve mudanças na estrutura de espécies e nos processos da comunidade ao longo do tempo. A sucessão é controlada pela comunidade, muito embora o ambiente físico determine o padrão e a velocidade da mudança, muitas vezes limitando também a extensão do desenvolvimento. Se as mudanças sucessionais são determinadas em grande parte por interações internas, o processo é chamado sucessão autogênia (autogerada). Se forças externas no ambiente de entrada (ex. tempestades, incêndios) afetam ou controlam regularmente as mudanças, existe uma sucessão halogênica (gerada externamente).

2.6.2.1 FASES DA SUCESSÃO

BUDOWSKI (1965) foi um dos primeiros pesquisadores a caracterizar os diferentes estágios da sucessão secundária. A classificação por ele proposta baseou-se em uma série de características estruturais, florísticas e fisionômicas para identificar os diferentes estágios serais¹¹. Tais estágios foram denominados pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax. Dada a necessidade de classificação das espécies nos estudos sobre sucessão secundária, os grupos sucessionais propostos por Budowski, que a princípio foram formulados para

¹¹ Segundo ODUM, (1983) a sequência inteira de comunidades que se sucedem umas às outras numa dada área é denominada *sere* e as comunidades relativamente transitórias são chamadas *estádios serais* ou estádios de desenvolvimento, ou estádios pioneiros. N.A. os termos estágio e estádio usualmente são empregados com o mesmo significado.

classificar comunidades, foram aplicados para classificar diretamente espécies, originando a classificação corrente na ecologia da restauração (BARBOSA, 2008).

A Resolução CONAMA, 10 de 1993, que estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica e a Resolução CONAMA 6 de 1994, que estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise da sucessão ecológica da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, seguem em linhas gerais os mesmos critérios utilizados por Budowski, embora haja diferenças, como as observadas nos valores relativos à altura, idade e composição florística das comunidades. Tais divergências podem ser atribuídas às diferenças existentes entre a vegetação estudada pelo autor (Costa Rica e Panamá) e a Floresta Atlântica. Os instrumentos legais mencionados anteriormente identificam três estágios sucessionais, inicial, médio e avançado. Estes estágios são caracterizados pelos seguintes critérios: fisionomia; estratificação; distribuição diamétrica e altura; existência, diversidade e quantidade de epífitas; existência, diversidade e quantidade de trepadeiras; presença, ausência e características da serrapilheira; características do sub-bosque; diversidade e dominância de espécies; e espécies vegetais indicadoras. Nos quadros 2.2 e 2.3 podem ser observados os critérios de classificação de Budowski e da Resolução CONAMA 6/94, respectivamente.

Quadro 2.2- Critérios Para Identificação dos Estágios Sucessionais (Budowski, 1964)

CRITÉRIO	PIONEIRO	SECUNDÁRIO INICIAL	SECUNDÁRIO TARDIO	CLÍMAX
Idade das Comunidades Observadas	1 a 3 anos	5 a 15 anos	20 a 50 anos	Mais de 100 anos
Altura	5 a 8 m	12 a 20 m	20 a 30 algumas alcançando 50 m	20 a 45 m algumas com mais de 60 m
Número de Espécies Lenhosas	Poucas, 1 a 5	Poucas, 1 a 10	30 a 60	Mais de 100
Composição Florística das Espécies Dominantes	<i>Euphorbiaceae, Cecropia, Ochroma, Trema</i>	<i>Ochroma, Cecropia, Trema, Heliocarpus</i>	Misturadas. Muitas <i>Meliaceae, Bombacaceae, Tiliaceae</i>	Misturadas, exceto em associações edáficas
Distribuição Natural das Espécies Dominantes	Muito ampla	Muito ampla	Ampla, incluindo regiões mais secas	Usualmente restritas, endemismos frequentes
Número de Estratos	Um, muito denso	Dois, bem diferenciados	Três, aumentando a dificuldade de discernir com a idade	Quatro a cinco, difíceis de distinguir
Dossel Superior	Homogêneo, denso	Ramificação verticilada, copas pequenas e horizontais	Heterogêneo, incluindo copas muito amplas	Copas de muitas formas variadas
Estrato Inferior	Denso, emaranhado	Denso, espécies herbáceas grandes frequentes	Relativamente escasso, incluindo espécies tolerantes	Escasso, com espécies tolerantes
Crescimento	Muito rápido	Muito rápido	Dominantes rápidas, outras lentas	Lento ou muito lento
Tempo de Vida das Espécies Dominantes	Muito curto, menos de 10 anos	Curto, 10 a 25 anos	Usualmente 40 a 100 anos ou mais	Muito longo 100-1000 anos alguns provavelmente mais
Tolerância ao Sombreamento das Espécies Dominantes	Muito intolerantes	Muito intolerantes	Tolerantes na fase juvenil. Intolerantes mais tarde	Tolerantes, exceto na fase adulta
Regeneração de Dominantes	Muito escassa	Praticamente ausentes	Ausente ou abundante com alta mortalidade nos anos iniciais	Extremamente abundante
Disseminação de Sementes das Dominantes	Aves, morcegos e vento	Vento, aves e morcegos	Principalmente vento	Gravidade, mamíferos, roedores, aves
Madeira e Troncos das Espécies Dominantes	Muito leve, diâmetro pequeno	Muito leve, diâmetro abaixo de 60 cm	Leve a medianamente dura, alguns troncos muito grandes	Dura e pesada, incluindo troncos grandes
Tamanho das Sementes ou Frutos Dispersos	Pequenos	Pequenos	Pequenos a médios	Grandes
Viabilidade das Sementes	Longa, latente no solo	Longa, latente no solo	Curta a média	Pequena
Folhagem das Dominantes	Sempre verdes	Sempre verdes	Muitas decíduas	Sempre verdes
Epífitas	Ausentes	Poucas	Grande número. Mas poucas espécies	Muitas espécies e formas de vida
Trepadeiras	Abundantes, herbáceas, poucas espécies	Abundantes, herbáceas, mas poucas espécies	Abundantes, mas poucas delas grandes	Abundantes, incluindo muitas espécies lenhosas
Arbustos	Muitos, mas de poucas espécies	Relativamente abundantes, mas de poucas espécies	Poucos	Pequeno número, mas muitas espécies
Gramíneas	Abundantes	Abundantes ou escassas	Escassas	Escassas

Fonte: Traduzido de Budowski (1964)

Quadro 2.3- Critérios para Identificação dos Estágios Sucessionais (Resolução CONAMA 06/1994)

CARACTERÍSTICAS	INICIAL	MÉDIO	AVANÇADO
Fisionomia	Herbáceo/arbustiva; cobertura aberta ou fechada.	Arbustivo/arbórea, cobertura fechada com início de diferenciação em estratos e surgimento de espécies de sombra.	Arbórea; cobertura fechada formando um dossel relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes.
Espécies	Predominantemente heliófitas; de crescimento rápido e ciclo biológico curto.	As espécies lenhosas, por sombreamento, eliminam as componentes herbáceas ou de pequeno porte do estágio inicial; muitas das árvores do estágio inicial podem permanecer, porém mais grossas e mais altas.	Espécies arbóreas podem ser remanescentes do estágio médio acrescidas de outras que caracterizam esse estágio.
DAP Médio das Lenhosas	5 cm	10 a 20 cm	20 cm
Altura Média das Lenhosas	Até 5 m	5 a 12 m	Mais de 20 m
Diversidade de Indivíduos Lenhosos	Até 20 sp por ha		Grande variedade de espécies lenhosas.
Idade da Comunidade	0 a 10 anos	11 a 25 anos	Mais de 25 anos
Area Basal Média	0 a 10 m ² /ha	10 a 28 m ² /ha;	Superior a 28 m ² /ha
Epífitas	Raras		Abundantes
Trepadeiras	Podem estar presentes.	Quando presentes são predominantemente lenhosas.	Sempre presentes
Cipós			Sempre presentes
Serrapilheira	Se presente, forma camada fina pouco decomposta, contínua ou não.	Sempre presente e com muitas plântulas.	Sempre presente, com intensa decomposição.
Sub-Bosque	Ausente	Presente e mais expressivo que no estágio avançado.	Sub-bosque já diferenciado em um ou mais estratos e geralmente muito rico em espécies esciófilas ¹² ; aumenta o número de espécies de rubiáceas e de marantáceas, principalmente.

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 06/94

A sucessão ecológica é um processo de natureza contínua, sendo muito difícil em termos práticos obter uma classificação capaz de caracterizar, exatamente, todos os possíveis estados de transição apresentados pela vegetação em sua trajetória rumo ao estado de equilíbrio. Por este motivo, é comum a literatura descrever um número maior de fases de sucessão do que as apresentadas pelos autores anteriormente citados (CORLET, 1991; TABARELI & MANTOVANI, 1999; VELOSO *et al.*, 1991). TABARELI & MANTOVANI (1999), estudando um trecho da Floresta Atlântica Montana em São Paulo, relatam que as transformações florísticas direcionais observadas durante a regeneração podem ser descritas através de modelos sucessionais compostos por quatro ou cinco fases, dependendo da intensidade da perturbação. Para VELOSO *et al.*, (1991) a partir de áreas antropizadas abandonadas, podem ser descritas cinco fases sucessionais: A primeira fase representaria a colonização da área abandonada por espécies pioneiras de famílias bem primitivas, como a pteridófita *Pteridium aquilium* e a gramínea *Imperata brasiliensis* (sapê)¹². A segunda fase, denominada popularmente de “capoeirinha”, não necessitaria passar pela primeira, pois dependeria do estado em que foi abandonado o terreno. A terceira fase (capoeira alta) possuiria uma vegetação mais desenvolvida, sendo o terreno totalmente recoberto por plantas de médio porte, apresentando poucas herbáceas e muitas lenhosas e/ou sub-lenhosas. A quarta fase (capoeira) apresentaria uma vegetação bastante complexa dominada por plantas lenhosas de até 5 m destacando-se espécies como *Miconia cinnamomifolia* e *Tibouchina* sp. A quinta fase (capoeirão) seria dominada por espécies lenhosas que ultrapassariam 15 m de altura, sem plantas emergentes, mas bastante uniforme quanto à altura dos elementos dominantes, podendo-se identificar muitos indivíduos do clímax circundante.

A estrutura da floresta secundária é simples quando comparada à floresta madura e as suas características se transformam com o avanço da sucessão. A densidade total de troncos, que é elevada nas fases iniciais de desenvolvimento, diminui com o tempo, ao passo que a densidade de árvores com diâmetro à altura do peito maior que 10 cm, o diâmetro individual dos indivíduos, a altura do stand, a

¹² Além destas espécies, TABARELLI & MANTOVANI (1991), incluem *Baccharis*, *Alchornea* e *Tibouchina* entre as dominantes neste modelo de sucessão.

área basal e o volume aumentam com a idade. O índice de área foliar, que pode alcançar valores muito altos nas fases iniciais, tende a decrescer, alcançando valores equilibrados na floresta madura (BROWN & LUGO, 1990). A velocidade na qual ocorrem estas mudanças não é a mesma para todos os atributos da floresta. Em ordem decrescente de velocidade, a floresta, após corte e queima, restaura a riqueza e a diversidade de espécies arbóreo-arbustivas; a composição de guildas¹³; a composição florística¹⁴; e por último os atributos da estrutura física (com exceção da densidade de indivíduos) (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

2.6.2.2 FATORES QUE AFETAM A SUCESSÃO

Diversos fatores influenciam o estabelecimento e direcionam o caminho da sucessão secundária, podendo-se citar, dentre outros, a composição florística original; a extensão da área a ser regenerada; a fertilidade e a textura do solo; a disponibilidade hídrica; o histórico de perturbações, a intensidade e o tipo de uso pregresso e, finalmente, os fatores que afetam a dispersão de sementes, tais como a matriz circundante e a estrutura da paisagem.

Para SANSEVERO (2008), o histórico de uso do solo, associado à natureza e intensidade das perturbações (ex. pastagens manejadas com uso de fogo) alteram drasticamente os processos de regeneração natural nas formações secundárias. TABARELLI & MANTOVANI (1991), descobriram que áreas submetidas ao uso frequente de fogo apresentaram um estágio a mais de sucessão do que áreas onde esta prática não foi utilizada com a mesma frequência. THOMPSON *et al.*, (2002), relataram que os efeitos dos distúrbios provocados pelo homem puderam ser percebidos por mais de 60 anos após sua ocorrência e se sobrepuseram aos efeitos provocados por fatores naturais, tais como quedas de árvores, deslizamentos e furacões na determinação da composição florística de florestas secundárias estudadas em Porto Rico. De acordo com UHL *et al.*, (1998), áreas de pastagens

¹³ Grupos de espécies com papéis e dimensões de nichos comparáveis dentro de uma comunidade (ODUM, 1983)

¹⁴ Importância relativa das famílias (TABARELLI & MANTOVANI, 1991)

abandonadas na Amazônia possuem capacidade de regenerar vigorosamente e recuperar uma riqueza de espécies similar à da floresta inicial, quando as práticas de manejo das pastagens são leves ou moderadas e, conforme o manejo do fogo se torna prática de uso frequente, áreas abandonadas podem não desenvolver cobertura florestal e um processo irreversível de degradação se instala.

Inicialmente a sucessão sobre áreas degradadas é condicionada por fatores edáficos e pelo histórico de perturbações da área. Posteriormente, fatores relacionados à dispersão de sementes passam a ser mais importantes na estruturação da composição e distribuição das espécies sucessionais e recuperação da diversidade perdida (CORLET, 1991; HOLL, 1999; HOOPER *et al.*, 2004). A dispersão de sementes parece ser crítica na determinação de diversidade, densidade e localização da regeneração natural (HOOPER *et al.*, 2004). Um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal é a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas. Essa limitação no recrutamento de plântulas pode ser devida a um pequeno número de sementes produzidas e/ou dispersas, ou mesmo a processos pós-dispersão, afetando o sucesso de estabelecimento de plântulas (ALVES & METZGER, 2006).

O conjunto de variações na estrutura e composição de fragmentos da Floresta Atlântica depende de uma série de fatores. Embora o tamanho e o grau de isolamento sejam de grande importância, pesquisas apontam que diferenças observadas entre remanescentes florestais estão mais associadas aos seguintes fatores: 1 - ocorrência, amplitude e intensidade das perturbações a que foram expostos; 2 - arranjo espacial dos fragmentos na paisagem; 3 - complexidade da matriz. Uma das explicações para tais constatações envolve o papel da fauna enquanto agente de dispersão, cuja eficiência é favorecida pelo aumento da complexidade da paisagem (METZGER, 1997; PESSOA & OLIVEIRA, 2005; PESSOA, 2009).

2.7 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM, SUA CONSEQUÊNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAR OS SEUS EFEITOS

A vasta perda de habitats e a extrema fragmentação da Mata Atlântica deixaram poucos ecossistemas intactos, com cobertura florestal contínua, que proporcionam áreas de uso viáveis para espécies que necessitam de grandes extensões de habitat. Fragmentos de habitat florestal podem não conter o tamanho mínimo necessário para garantir a viabilidade em longo prazo de populações de determinadas espécies, simplesmente porque quando essas áreas foram isoladas não continham essas espécies ou amostraram somente um pequeno número de indivíduos da população. Esse problema pode ser especialmente crítico para espécies raras, cujo número de indivíduos por área é reduzido. Quanto menor o fragmento, maior a influência dos fatores externos sobre ele. As causas da deterioração de fragmentos florestais envolvem a restrição ao tamanho das populações; a redução da imigração; a colonização por espécies invasoras; os efeitos de borda¹⁵ e as atividades humanas ilegais, tais como: retirada de lenha; corte de madeira; caça; coleta de plantas; introdução de espécies exóticas; e danos provocados pelo uso do fogo. O conjunto destes fatores causa perda da biodiversidade, podendo incluir a perda de ecossistemas, populações, variabilidade genética, espécies e processos ecológicos que mantêm essa biodiversidade. (RANTA *et al.*, 1998 *apud* TRINDADE *et al.*, 2005; TURNER & CORLET, 1996; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005).

Segundo VALADARES-PADUA *et. al.* (2002), *apud* GALINDO-LEAL & CÂMARA (2005), para fazer dos fragmentos verdadeiras reservas de biodiversidade e para impedir as iminentes extinções, as paisagens precisam incorporar três elementos. Em primeiro lugar, grandes fragmentos ou agrupamentos de vegetação natural devem ser incluídos em um sistema de áreas protegidas. Em segundo lugar, uma rede de corredores biológicos entre fragmentos deve ser mantida ou

¹⁵ O microclima da floresta próximo às bordas é mais quente, seco, iluminado e sujeito a ventos quando comparado ao seu interior, tais alterações microclimáticas severas causam prejuízos às espécies adaptadas ao interior da floresta, provocando o aumento da taxa de mortalidade.

restabelecida para aumentar a conectividade e permitir a continuidade dos processos biológicos. Em terceiro lugar, devem ser buscados incentivos para fazer com que práticas agrícolas sejam compatíveis com a conservação. Deste modo, o planejamento da conservação e da restauração deve integrar os fragmentos florestais e a matriz de uso do solo em uma configuração de paisagem que possa sustentar os processos ecológicos necessários para a manutenção de ecossistemas e populações viáveis (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005). Este planejamento deverá priorizar fragmentos baseando-se na estimativa da sua contribuição para a viabilidade de metapopulações¹⁶ ou metacomunidades¹⁷. Para esta finalidade, a contribuição individual de cada fragmento dependerá das suas características intrínsecas, tais como tamanho, forma, nível de degradação, risco de perturbação, qualidade de habitat e também da sua localização relativa a outras manchas, isto é, sua conectividade. A habilidade de técnicas utilizando métricas de paisagem para classificar manchas de habitat de acordo com sua contribuição para a viabilidade de metapopulações aumenta significativamente quando é considerada uma estimativa da qualidade das manchas. Isto é particularmente importante quando a qualidade do habitat é altamente variável e habitats de boa qualidade estão agregados espacialmente VISCONTI & ELKIN (2009). Grandes fragmentos, com menor grau de isolamento, menor nível de degradação, menor risco de perturbação e contexto sócio-cultural favorável devem ser priorizados, entretanto não devem ser desprezados fragmentos pequenos que sejam raros na paisagem, tais como os fragmentos situados em topografias planas e suaves, em solos férteis e bem drenados e próximos das vias de transporte. Tais fragmentos, em muitos casos, apresentam pequenas populações de espécies ameaçadas de extinção (VIANA & PINHEIRO, 1988).

¹⁶ Conjunto de populações locais bem definidas, conectadas pela movimentação de indivíduos (GRATIVOL, 2008);

¹⁷ Conjunto de comunidades locais ligadas entre si por dispersão de espécies que potencialmente interagem entre si (LEIBOLD *et al.*, 2004. *apud* MIATELLO *et. al.*, 2007).

CAPÍTULO 3

3 ÁREA DE ESTUDO

3.1 A APA SÃO JOÃO

A APA São João - Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-leão-dourado está situada na porção central do Estado do Rio de Janeiro, possui 150.700¹⁸ ha e abrange áreas de sete municípios fluminenses: Araruama, Cabo Frio, Cachoeiras de Macacu, Casimiro de Abreu, Rio Bonito, Rio das Ostras e Silva Jardim, conforme apresentado na figura 3.1.

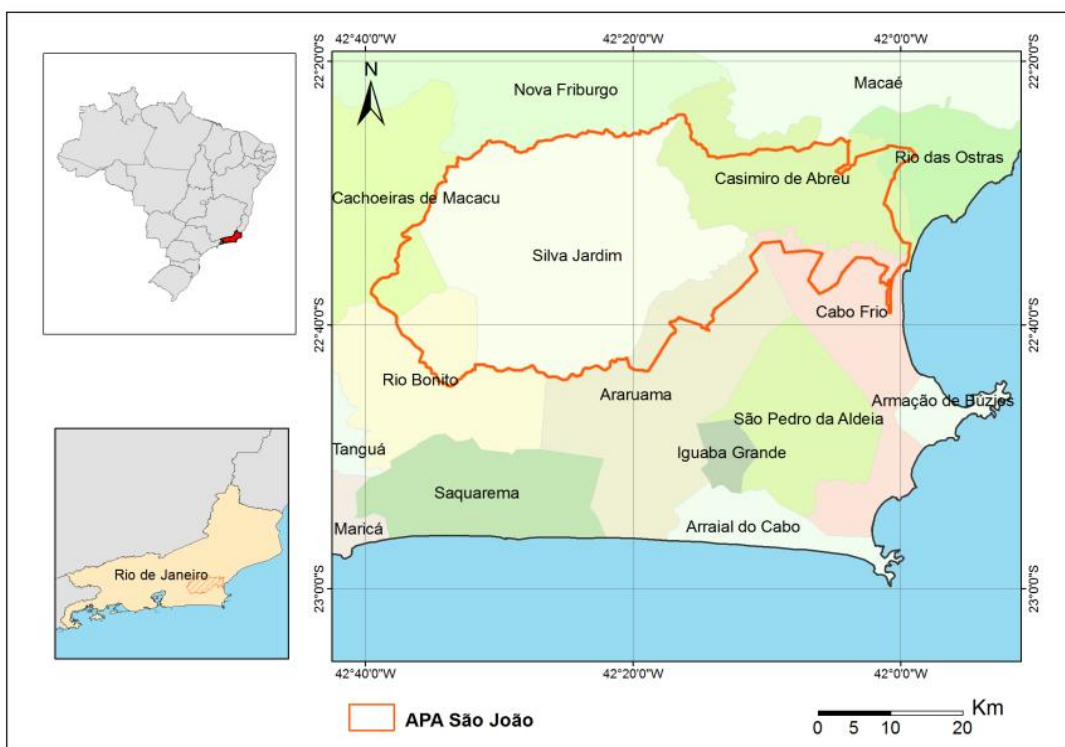


Figura 3.1- Localização da APA São João em relação ao Estado do Rio de Janeiro

¹⁸A área oficial da APA São João é 150.700 ha. Entretanto, para a finalidade deste trabalho, será computada toda a extensão de terras inserida no seu perímetro. Desta forma, áreas urbanas e de expansão urbana e a Reserva Biológica Poço das Antas, que foram excluídas do território da APA São João pelo seu Decreto de Criação estão sendo somadas à área oficial, totalizando 159.630 ha.

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) a APA São João pertence à categoria das Unidades de Conservação de Uso Sustentável, sendo seu território representado por terras de **propriedade privada**, sobre as quais o Estado possui o dever de exercer sua influência visando à conservação dos recursos naturais. De acordo com seu Decreto de Criação, publicado em 27 de Junho de 2002, seus objetivos e finalidade são a proteção e conservação dos mananciais, a regularização do uso dos recursos hídricos e do parcelamento do solo, de forma a garantir o uso racional dos recursos naturais, e a proteção dos remanescentes de Floresta Atlântica e do patrimônio ambiental e cultural da região. Esta Unidade de Conservação foi administrada até agosto de 2007 pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente - IBAMA, passando a partir desta data a ser administrada pelo recém criado Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio.

Uma grande parcela desta UC está inserida na área abrangida pela Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, que é definida como *“um modelo adotado internacionalmente, de gestão integrada, participativa e sustentável dos recursos naturais, com os objetivos básicos de preservação da diversidade biológica, desenvolvimento de atividades de pesquisa, monitoramento ambiental, educação ambiental, desenvolvimento sustentável e a melhoria da qualidade de vida”* (MMA, 2002). Um dos princípios para a declaração de uma Reserva da Biosfera envolve a manutenção e restauração da continuidade de áreas preservadas através de corredores (ICMBIO, 2008). Conforme demonstrado pela figuras 3.2 e 3.3 que apresentam o contexto desta Unidade de Conservação em relação ao conjunto de UCs existentes na região e à Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, a APA São João atende plenamente este critério, fazendo limite direto com Unidades de Conservação tanto da esfera Federal (Reserva Biológica União e Reserva Biológica de Poço das Antas) quanto das esferas estadual (Parque Estadual de Três Picos e APA de Macaé de Cima) e municipal (Parque Natural Municipal do Mico-Leão-Dourado).

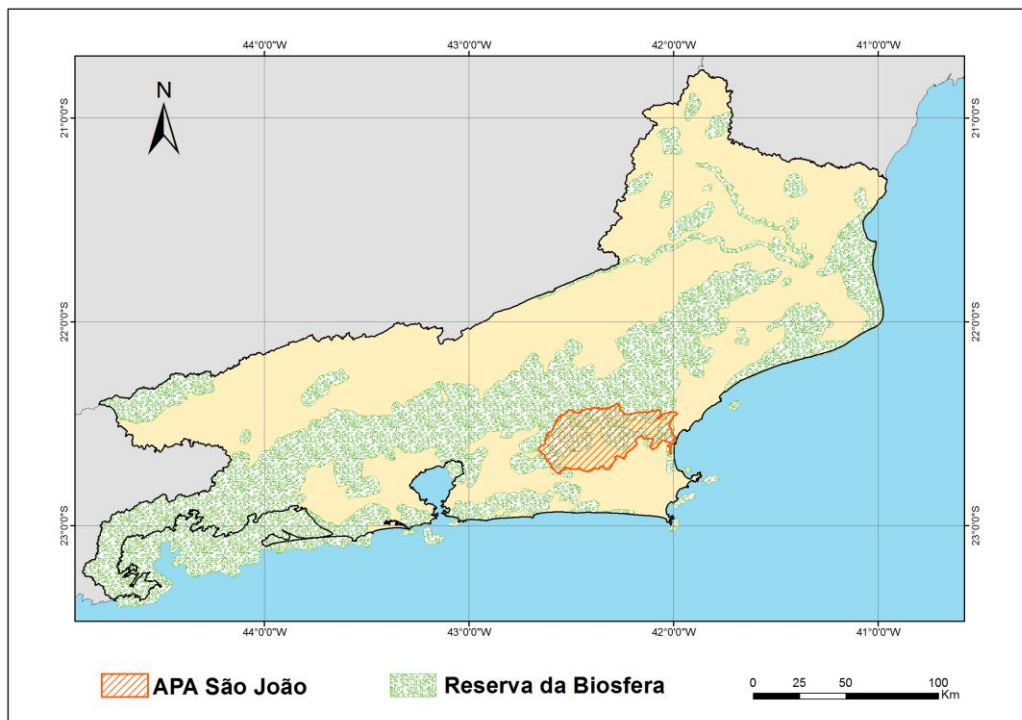


Figura 3.2- Inserção da APA São João em relação à reserva a Biosfera da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.

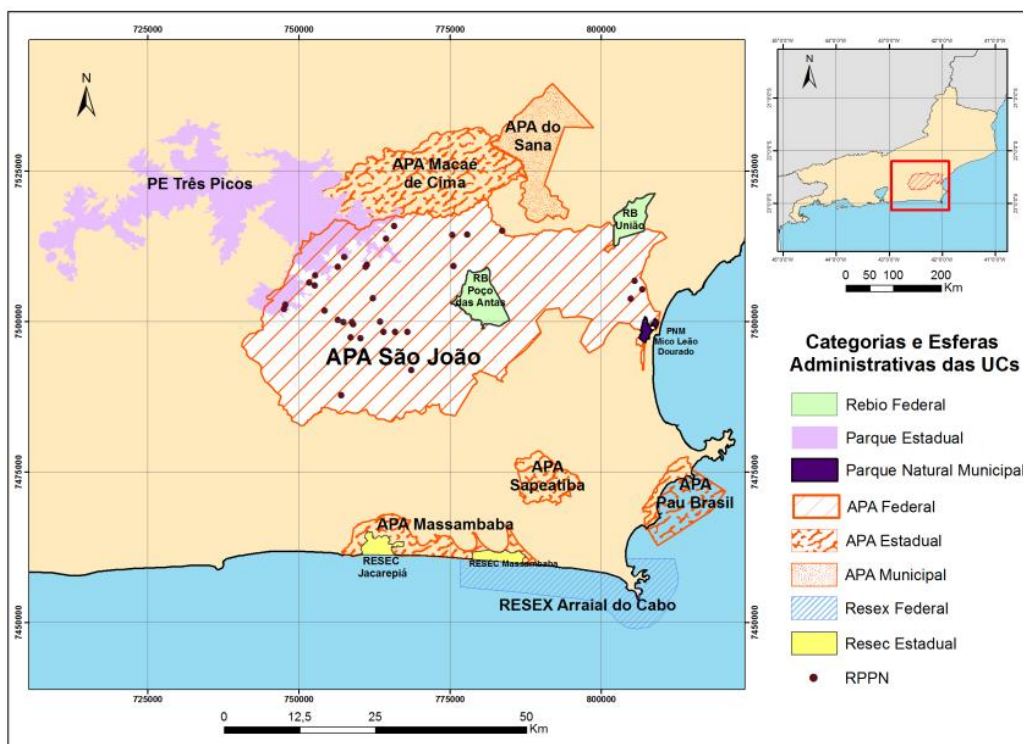


Figura 3.3- Inserção regional da APA São João em relação ao conjunto de UCs

A importância da APA São João para a conservação da biodiversidade pode ser demonstrada pelo seu elevado percentual de remanescentes florestais, pela variedade de formas de relevo, que associados a fatores climáticos acarretam em uma grande diversidade de ambientes e na consequente diversidade da flora e fauna a eles associados, e pelas espécies da fauna ameaçada de extinção que ocorrem em sua área de abrangência, podendo ser citados além do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), uma das espécies-bandeira¹⁹ de conservação da Mata Atlântica que empresta seu nome a esta UC, a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), a borboleta-da-praia (*Parides ascanius*) e seis espécies de aves (ICMBIO, 2008). Deve ser mencionado que segundo Aguiar *et al.*, (2005) *apud* ICMBIO (2008) os córregos da Bacia do Rio São João têm o maior nível de endemismos de peixes da Mata Atlântica e que a região da APA São João é área de ocorrência de outras espécies também ameaçadas, como por exemplo, o gato do mato (*Leopardus tigrinus*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis mitis*), o gato maracajá (*Leopardus wiedii*) e a onça parda (*Puma concolor capricornensis*).

3.1.1 RELEVO

SEABRA *et al.*, (2010) aplicando uma metodologia que considera a declividade e a amplitude relativa²⁰ do relevo, identificaram cinco sistemas de relevo na área de estudo: montanhoso, plano, colinoso, morrotes e colinoso. O relevo montanhoso abrange 38% da área da APA São João. Sua topografia acidentada e o difícil acesso contribuíram para a preservação da cobertura florestal. As escarpas serranas, as serras alinhadas e os maciços alcalinos (Morro de São João e Serra do Sambê) descritos por CPRN (2001) integram este sistema de relevo. As planícies, os terraços fluviais e as planícies fluvio lagunares (CPRN, *op cit*) representam o relevo plano na classificação proposta por SEABRA (*op cit*) e ocupam 32% da área. Em

¹⁹ Espécie carismática para o público, usada para divulgar a necessidade de preservação de determinada área, e consequentemente, o habitat de outras espécies menos conhecidas.

²⁰ A amplitude relativa de um relevo é dada pelas alturas ou cotas relativas, que não devem ser confundidas com a altitude absoluta, que é tomada em relação ao nível do mar ou plano de referência (GUERRA & GUERRA, 1997 *apud* SEABRA *et al.*, 2010).

iguais proporções ocorrem o relevo colinoso (10%) e o relevo de morrotes (10%). Finalmente, o relevo de morros, ocupa 8% da área total. A seguir, o quadro 3.1 apresenta a descrição sintética dos sistemas de relevo mapeados na área de estudo; sua distribuição percentual em relação à área total da APA São João está representada na figura 3.4; as figuras 3.5 a 3.9 mostram fotografias com exemplos destas formas de relevo; enquanto o mapa contido na figura 3.10 apresenta a distribuição espacial das formas de relevo mapeadas.

Quadro 3.1- Classes de Sistemas de Relevo Identificados na APA São João

SISTEMAS DE RELEVO	DECLIVIDADE	AMPLITUDE DO RELEVO	ÁREA DA FORMA DE RELEVO (HA)	% DA ÁREA TOTAL
Relevo Plano	0% a 5%	< 40m	50.739	32
Colinoso	5% a 15%	< 40m	16.000	10
Morrotes	> 15%	De 40 a 100m	15.884	10
Morros	> 15%	De 100m a 300m	13.005	8
Montanhoso	> 15%	> 300m	60.461	38
Corpos d' água			3.541	2
TOTAL			159.630	100

Fonte: Adaptado de SEABRA *et al.*, (2010)

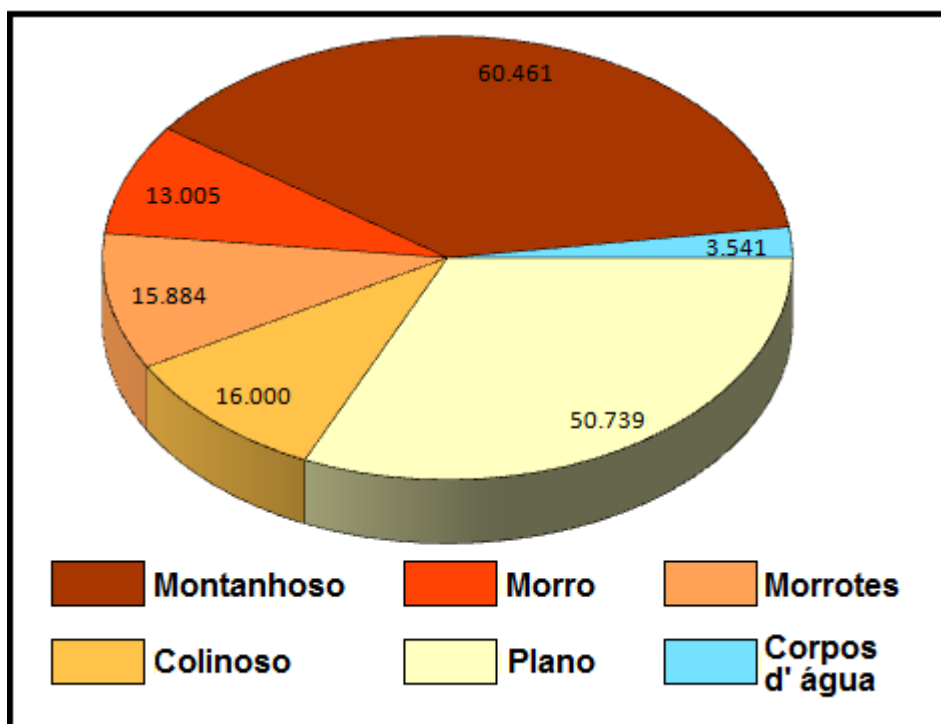


Figura 3.4 - Área das principais formas de relevo de ocorrência na APA São João.



Figura 3.5 - Área de relevo plano.



Figura 3.6 - Área de relevo colinoso.



Figura 3.7 - Área de relevo de morrotes. Ao fundo, área de relevo de morros, seguida da área de relevo montanhoso.



Figura 3.8 - Área de relevo de morros no plano intermediário da foto.



Figura 3.9 - Área de relevo de montanhoso destacando a pedra do Faraó, ponto mais elevado da APA São João, atingindo 1.700 m de altitude.

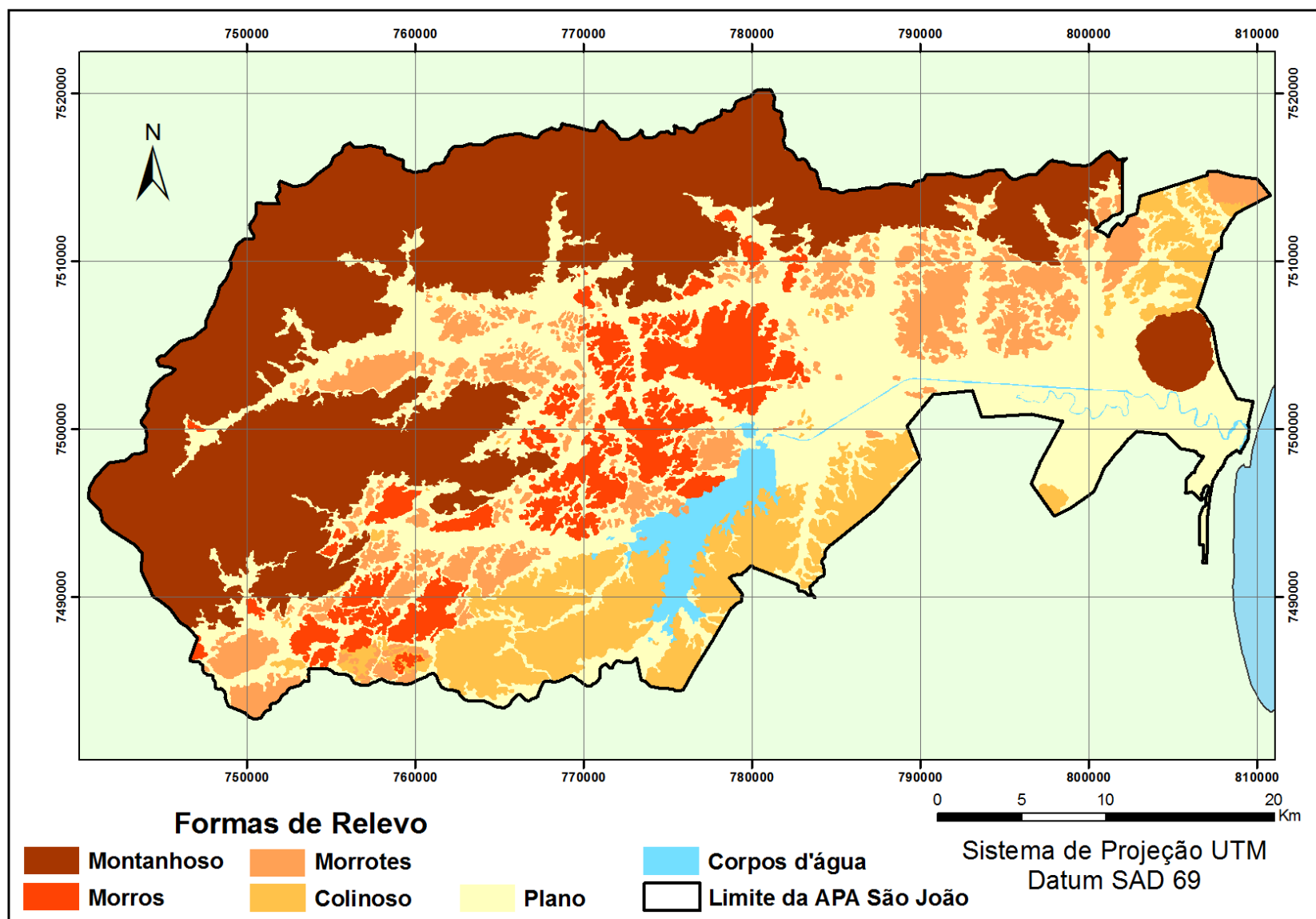


Figura 3.10- Formas de Relevo descritas na APA São João

3.1.2 VEGETAÇÃO

O cruzamento das informações contidas no mapa de vegetação²¹ elaborado para o Plano de Manejo da APA São João (ICMBIO, 2008) e o mapa das unidades de relevo da bacia do Rio São João (SEABRA *et al.*, 2010) revela que esta Unidade de Conservação conserva 63.300 ha de remanescentes florestais, representando 40% da sua área. Entretanto, a cobertura florestal não está distribuída de modo uniforme. Analisando a distribuição da vegetação segundo as formas de relevo mapeadas na área (quadro 3.2), pode ser constatado que os percentuais destes remanescentes podem ser ordenados de modo decrescente, partindo das formas de relevo mais acidentadas para as mais planas.

Quadro 3.2- Área Coberta por Remanescentes Florestais e Seus Percentuais em Relação à Área Total das Formas de Relevo Mapeadas na APA São João.

RELEVO	ÁREA DA FORMA DE RELEVO (ha)	% EM RELAÇÃO À ÁREA TOTAL DA APA SÃO JOÃO	ÁREA FLORESTADA (ha)	% DA FORMA DE RELEVO COM FLORESTAS
Montanhoso	60.461	38	42.617	70
Morro	13.005	8	6.138	47
Morrotes	15.884	10	5.043	32
Colinoso	16.000	10	2.655	17
Plano	50.739	32	7.062	14
Corpos d'água	3.541	2		
TOTAL	159.630	100	63.515	

²¹ Mapeamento na escala 1:10.000 elaborado a partir da interpretação visual de ortofotos datadas do ano 2000 cedidas à APA São João pela Ampla.

O relevo montanhoso permanece com 70% de cobertura florestal; o relevo de morros com 47%; os morrotes com 32%; o relevo colinoso com 17% e o relevo plano permanece apenas com 14% de florestas.

O mapeamento da distribuição dos remanescentes florestais por forma de relevo (figura 3.11) demonstra que as florestas cobrem as áreas de relevo montanhoso de forma quase contínua, contrastando com a grande fragmentação presente nas áreas de relevo colinoso e plano, onde os fragmentos se encontram isolados em meio a uma matriz representada predominantemente por pastagens, as quais ocupam 30% da área total desta Unidade de Conservação, segundo ICMBIO (2008).

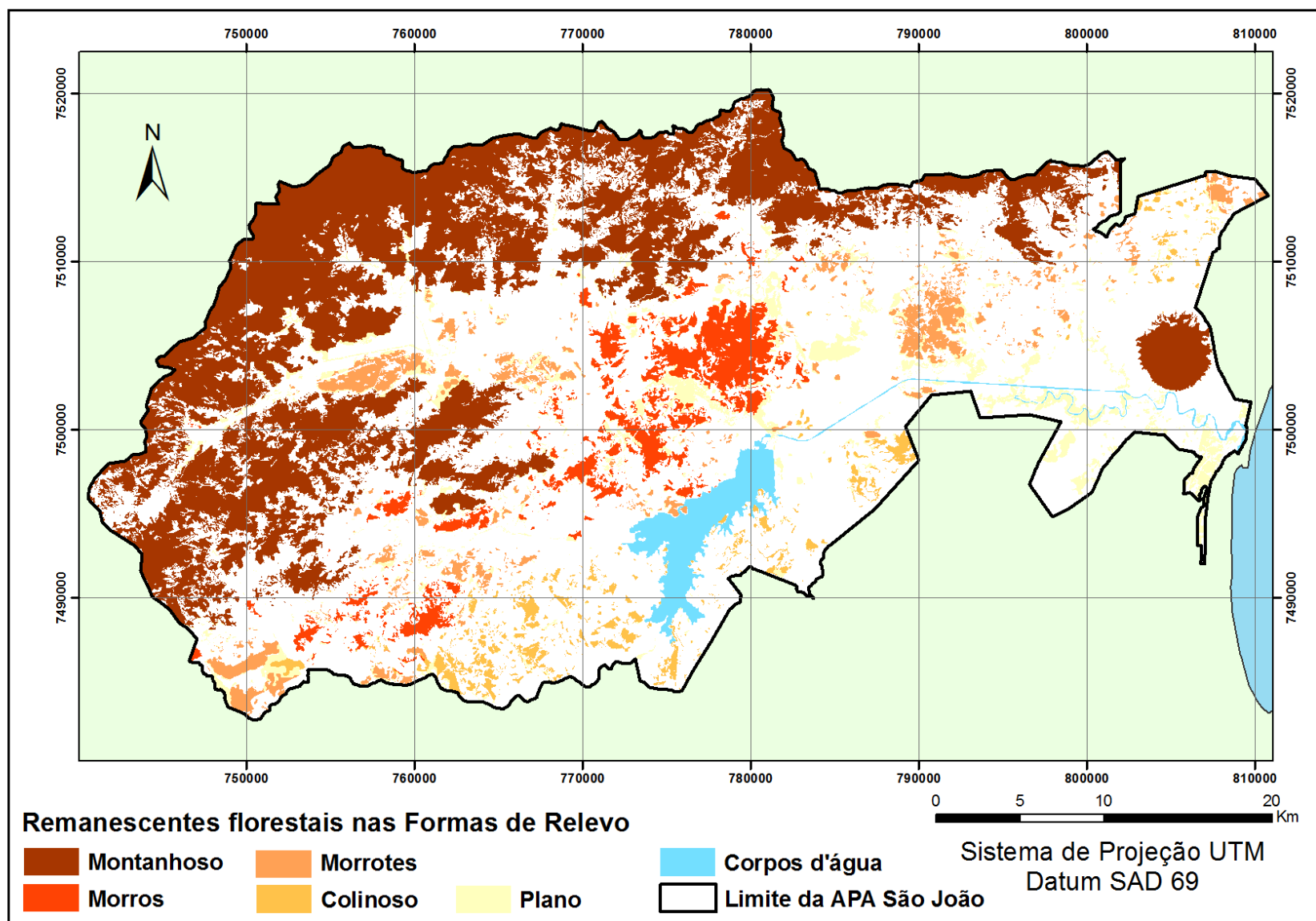


Figura 3.11- Localização dos remanescentes florestais segundo as formas de relevo.

A fragmentação florestal na bacia do rio São João resultou em um grande número de pequenos remanescentes florestais e produziu fortes efeitos na estrutura e composição da vegetação. Este processo teve graves consequências para a flora regional tais como um aumento na mortalidade arbórea, exclusão de grandes árvores e diminuição da riqueza de espécies e da diversidade. Ainda assim, estes fragmentos assumem papel importante como refúgio e fonte de recursos para a fauna associada (CARVALHO & NASCIMENTO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

CARVALHO *et al.*, (2008), analisando dados compilados de 20 trabalhos realizados por diversos autores na área de abrangência da bacia do Rio São João²², concluíram que a sua flora arbórea pode ser considerada uma das mais ricas entre as de Floresta Atlântica do Sudeste brasileiro. Esta flora está representada por 231 gêneros, 62 famílias e 460 espécies. Foram identificadas diversas espécies raras ou vulneráveis à extinção tais como *Brosimum glaziovii* (rara), *Dalbergia nigra* (vulnerável), *Melanoxylon brauna* (vulnerável) e *Mollinedia glabra* (em perigo). A maior parte das florestas analisadas apresentou fortes indícios de alterações nos seus padrões estruturais, florísticos e sucessionais, o que foi atribuído à fragmentação florestal e a distúrbios antrópicos. Os autores concluíram que a elevada diversidade deve-se à pronunciada heterogeneidade florística entre seus remanescentes florestais, e entre os fatores que mais influenciam nesta heterogeneidade, foi apontada a variação no estado de conservação dos remanescentes.

OLIVEIRA *et al.*, (2008), apresentando a síntese de trabalhos efetuados em nove fragmentos florestais situados na área de ocorrência do mico-leão dourado²³ concluíram que os fragmentos amostrados apresentaram um alto número de árvores pequenas e um baixo número de árvores grandes, baixos valores de área basal e elevado número de árvores mortas, em comparação com o fragmento de mata madura e bem preservada situada na Rebio União. Numa análise geral, das 40 espécies vegetais mais notórias nos fragmentos, cerca de 60% foram secundárias iniciais; 22,5% pioneiras e 18% secundárias tardias. Uma análise mais detalhada

²² Excetuando os fragmentos situados nas Rebios União e Poço das Antas, todas as áreas analisadas estão situadas na APA São João;

²³ Idem.

revelou que fragmentos maiores tendem a ter um maior número de espécies e indivíduos do grupo das secundárias tardias. Outro ponto interessante observado foi em relação aos padrões de dispersão, com fragmentos maiores tendendo a apresentar uma maior densidade de espécies arbóreas zoocóricas²⁴.

Segundo o sistema de classificação da vegetação brasileira proposto por VELOSO *et. al.*, (1991) a APA São João está situada na região fitoecológica da floresta ombrófila densa e sua geodiversidade permitiu a ocorrência de 8 formações fisionômicas conforme demonstrado nos quadros 3.3 e 3.4 elaborados com base no sistema proposto por estes autores.

Quadro 3.3- Formações Florestais da APA São João

SUB GRUPO	FORMAÇÕES	LOCALIZAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO	
Floresta Ombrófila Densa	Aluvial	Ocorre ao longo dos cursos d' água ocupando terraços antigos das planícies quaternárias.	
	Terras Baixas	Altitudes de 5 a 50m.	Terrenos quaternários em geral situados pouco acima do nível do mar nas planícies formadas pelo assoreamento devido à erosão nas serras costeiras e nas enseadas marítimas.
	Sub montana	Encostas a partir de 50 a até 500m de altitude.	É a formação florestal que predomina na área de estudo, recobrimdo áreas do relevo de morrotes, relevo colinoso e uma parte da área do relevo montanhoso.
	Montana	Altitudes de 500 a 1500 m.	Ocorre nas áreas de relevo montanhoso dissecado que se constituem no limite norte da bacia do Rio São João.
	Alto Montana	Altitudes superiores a 1500 m.	Extremo Noroeste, em uma pequena área situada no divisor de águas da Bacia do Rio São João.

Fonte: Adaptado de Veloso *et al.*, (1991)

Quadro 3.4- Formações Pioneiras de Ocorrência da APA São João

Complexo Vegetacional Edáfico de Primeira Ocupação	Restingas	Extremo sudeste da área de estudo, nos cordões arenosos da formação geomorfológica restinga.
	Manguezais	Áreas de influência flúvio-marinha localizada na foz do Rio São João.
	Comunidades Aluviais.	Vegetação não florestal com influência fluvial, ocorre em planícies ou depressões alagáveis.

Fonte: Adaptado de Veloso *et. al.* (1991)

²⁴ Espécies dispersas pela fauna

A localização das fisionomias citadas pode ser vista no mapeamento apresentado na figura 3.12. As cotas altimétricas utilizadas para delimitar as formações foram obtidas da base elaborada pela Ampla e cedida à APA São João com equidistância entre curvas de 10 m. As fontes de informações disponíveis para a realização deste trabalho não permitiram separar, com precisão, os domínios da Floresta das Terras Baixas, das Florestas Aluviais e das Comunidades Aluviais. Segundo o sistema proposto por VELOSO *et al.*, (1991) o limite inferior da Floresta das Terras Baixas seria a altitude de 5 metros, sendo este um dado indisponível na base utilizada. Deste modo, nos mapas apresentados neste trabalho, estas formações estão representadas em conjunto. Nos trabalhos de campo realizados não houve dificuldades para distinguir estas formações.

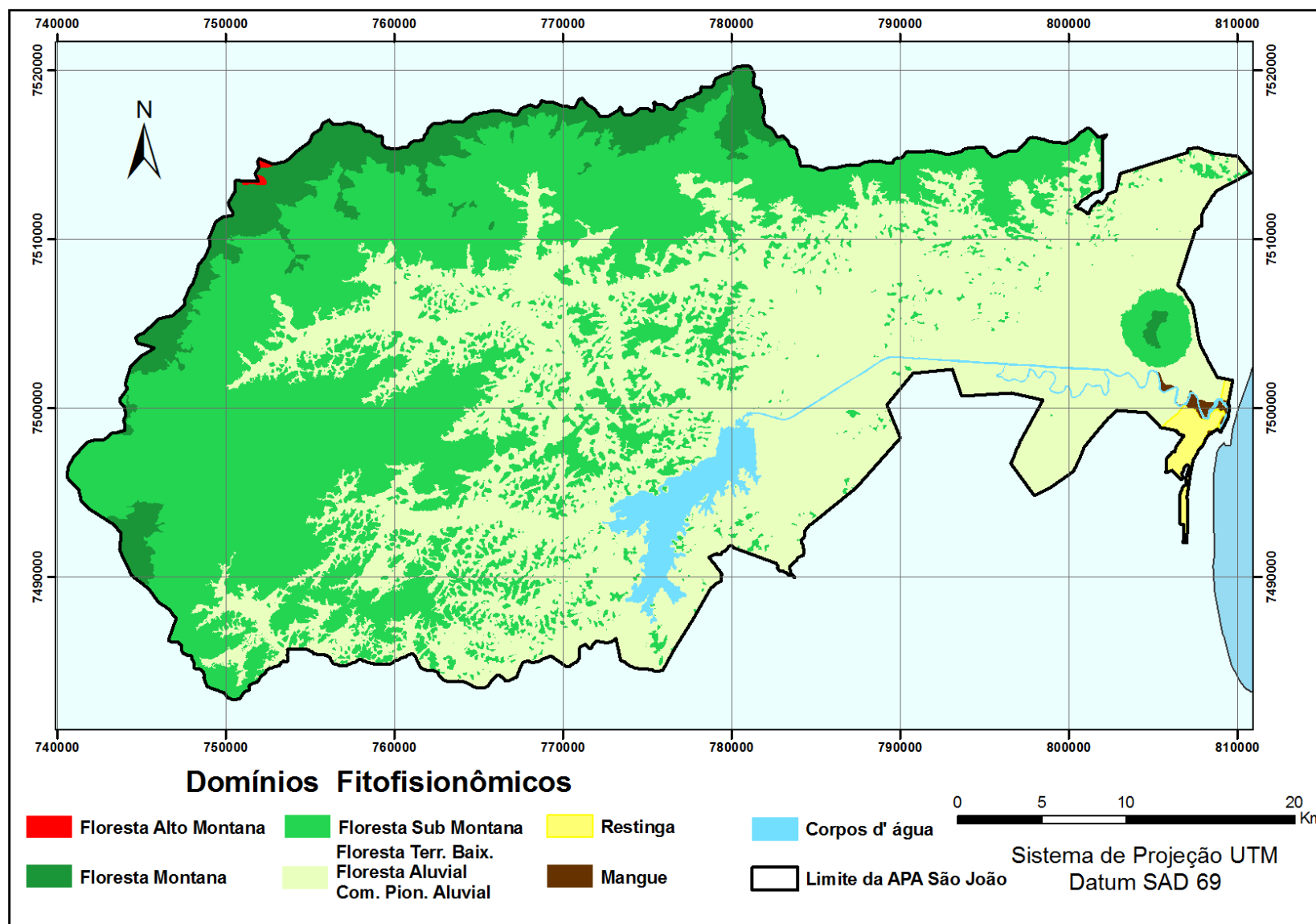


Figura 3.12- Domínios fisionômicos da vegetação da APA São João

A Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e a Floresta Ombrófila Densa Aluvial, por ocorrerem em locais de relevo suave e preferencialmente utilizados para atividade agropecuária, foram as fisionomias que tiveram a maior redução de área, restando apenas 15% da cobertura original. Contrariamente, as fisionomias que tiveram a menor redução de área foram as Florestas Ombrófila Densa Montana e Alto Montana, mantendo juntas²⁵ 94% da cobertura original. Não foi determinada com precisão a área original de cobertura da restinga arbórea e dos manguezais, as áreas foram aproximadamente delimitadas com base na experiência de campo. A vegetação de restinga e os manguezais remanescentes aparecem com um alto percentual relativo à sua cobertura original (54%) porque as áreas mais antropizadas da bacia do Rio São João (ex. a zona costeira, área de ocorrência da restinga e a região da foz, ocupada pela localidade de Barra de São João, local cuja cobertura original era de manguezais e restingas) não foram incluídas na APA. Estas informações são apresentadas no quadro 3.5 e na figura 3.13. A figura 3.14 mostra a distribuição espacial dos remanescentes florestais segundo os domínios fitofisionômicos descritos por VELOSO *et. al.* (*op.cit.*)

²⁵ A Floresta Ombrófila Densa Alto Montana, ocupando apenas 24 ha manteve 100% da cobertura original, mas devido à sua baixa representatividade, teve sua área somada à floresta Montana para o cálculo do percentual de remanescentes.

Quadro 3.5- Área Coberta por Remanescentes Florestais e Seus Percentuais em Relação aos Domínios Fisionômicos Mapeados na APA São João

FISIONOMIA	ÁREA DO DOMÍNIO (ha)	% EM RELAÇÃO À APA SÃO JOÃO	ÁREA COM FLORESTAS (HA)	% DO DOMÍNIO COM FLORESTAS
Floresta Ombrófila Densa Montana	9.770	6	9.193	94
Floresta Ombrófila Densa Sub Montana	67.291	42	41.279	61
Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e Associações	81.450	51	12.409	15
Mangue e Restinga	1.119	1	634	57
TOTAL	159.630	100	63.515	

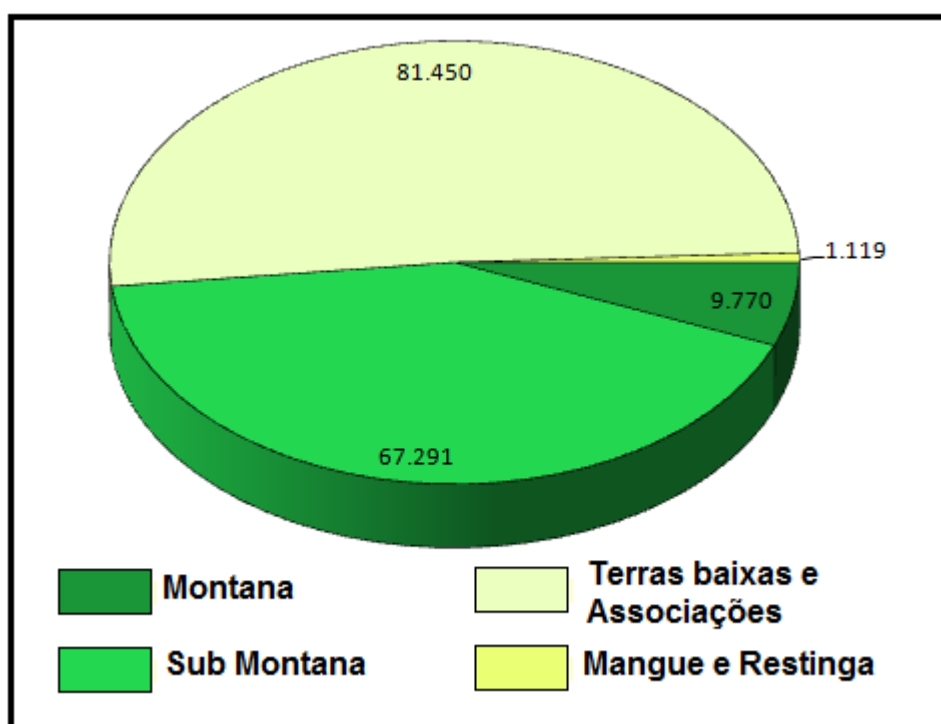


Figura 3.13- Área dos domínios das principais fisionomias vegetais de ocorrência na APA

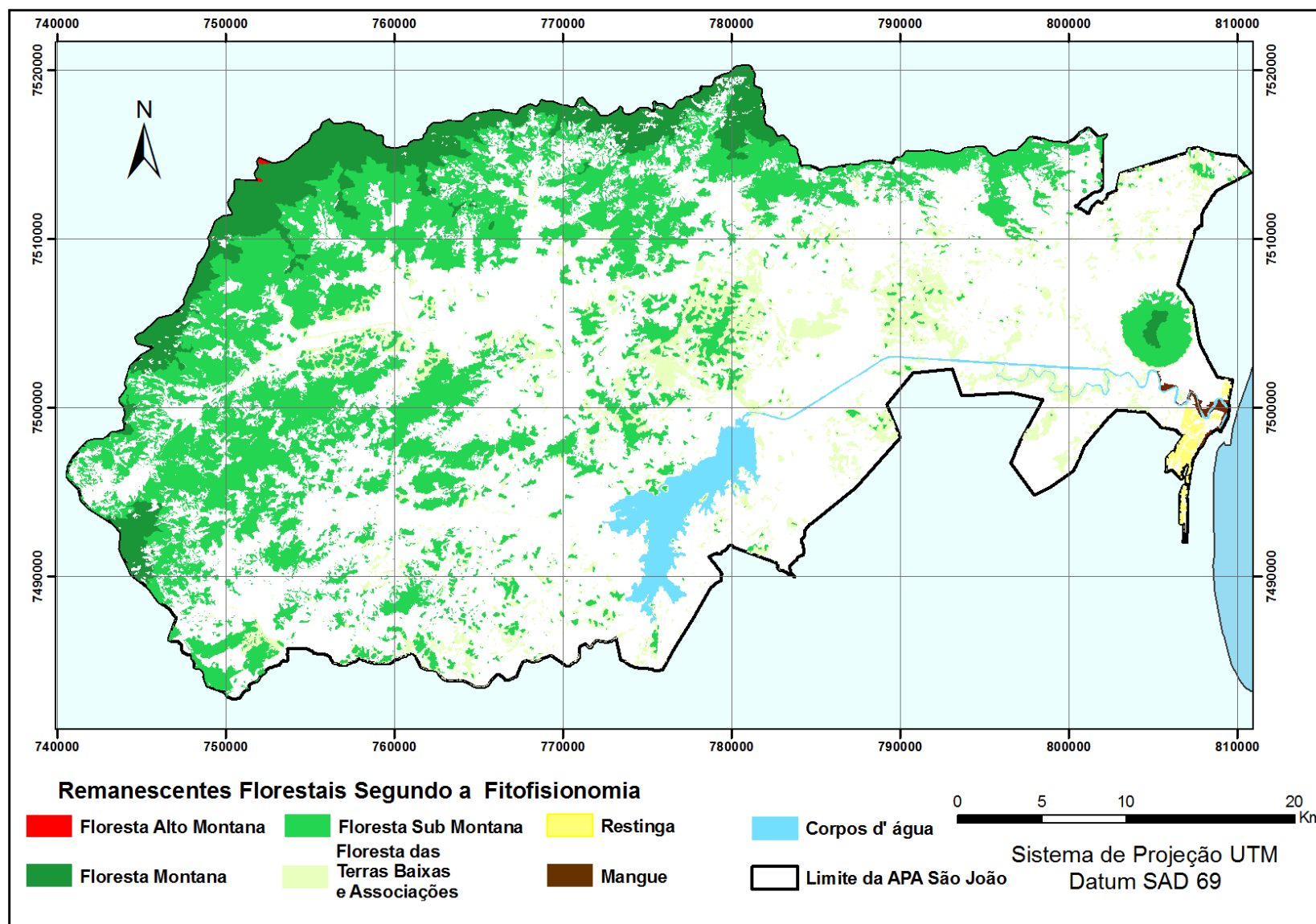


Figura 3.14- Classificação dos remanescentes florestais segundo o sistema proposto por VELOSO *et. al.*(1991)

3.2 ÁREA DE ESTUDO PROPRIAMENTE DITA (RECORTE EFETUADO)

Este trabalho cobriu as áreas de relevo de morros, morrotes e colinas, abrangendo desta forma parte dos domínios da Floresta Ombrófila Densa Submontana e todo o domínio da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas. Não foram abrangidas as áreas de relevo montanhoso, porque suas florestas foram consideradas funcionalmente conectadas, nem as áreas de relevo plano, onde ocorre a Floresta Ombrófila Densa Aluvial.

A Floresta Ombrófila Densa Aluvial não foi abrangida no presente estudo porque para avaliar o seu estado de conservação seria necessário desenvolver uma metodologia específica, o que não seria possível no tempo disponível para a realização deste trabalho. Esta limitação é função de características peculiares, que conferem à Floresta Aluvial um comportamento espectral fortemente influenciado pelo substrato, sendo muito diverso dos remanescentes da Floresta Submontana e de Terras Baixas, cujos remanescentes predominam na área de estudo. Segundo IBAMA (2005) esta formação se apresenta como matas de porte médio, situadas em áreas alagadiças onde se desenvolvem espécies características de ambientes periódica ou permanentemente inundados, tais como ipê tamanco (*Tabebuia cassinoides*), guanandi (*Symphonia globulifera* e *Calophyllum brasiliense*), *Daphnopsis fasciculata* e *Tabebuia umbellata*, entre outras, formando florestas que exibem um dossel em geral descontínuo, com árvores mais ou menos esparsas. A ampla penetração de luz no estrato inferior favorece a ocorrência de uma densa comunidade herbáceo-arbustiva no estrato inferior, onde predominam espécies de Bromeliaceae ou, em ambientes perturbados, espécies de Cyperaceae. Os solos associados a este ambiente estão diretamente relacionados com o frequente alagamento local.

As obras de macro drenagem que ocorreram na bacia do Rio São João nos anos 80, possibilitaram o uso das áreas de ocorrência natural da Floresta Aluvial com a atividade agropecuária. Como consequência, atualmente esta formação é considerada rara na área da APA São João, o que torna seus remanescentes de elevado valor para a conservação da biodiversidade, devendo ser objeto de especial atenção nas ações preservacionistas fomentadas pelos órgãos responsáveis. Deste

modo, um dos critérios que deverá ser considerado no planejamento de corredores florestais deverá ser a preservação de tais fragmentos. A seguir, as figuras 3.15 e 3.16 representam esta fisionomia florestal. Finalmente, a figura 3.17 apresenta a área de estudo propriamente dita



Figura 3.15 - Floresta aluvial com predomínio de Guanandis (*Symphonia globulifera*)



Figura 3.16- Floresta aluvial com predomínio de *Tabebuia* sp

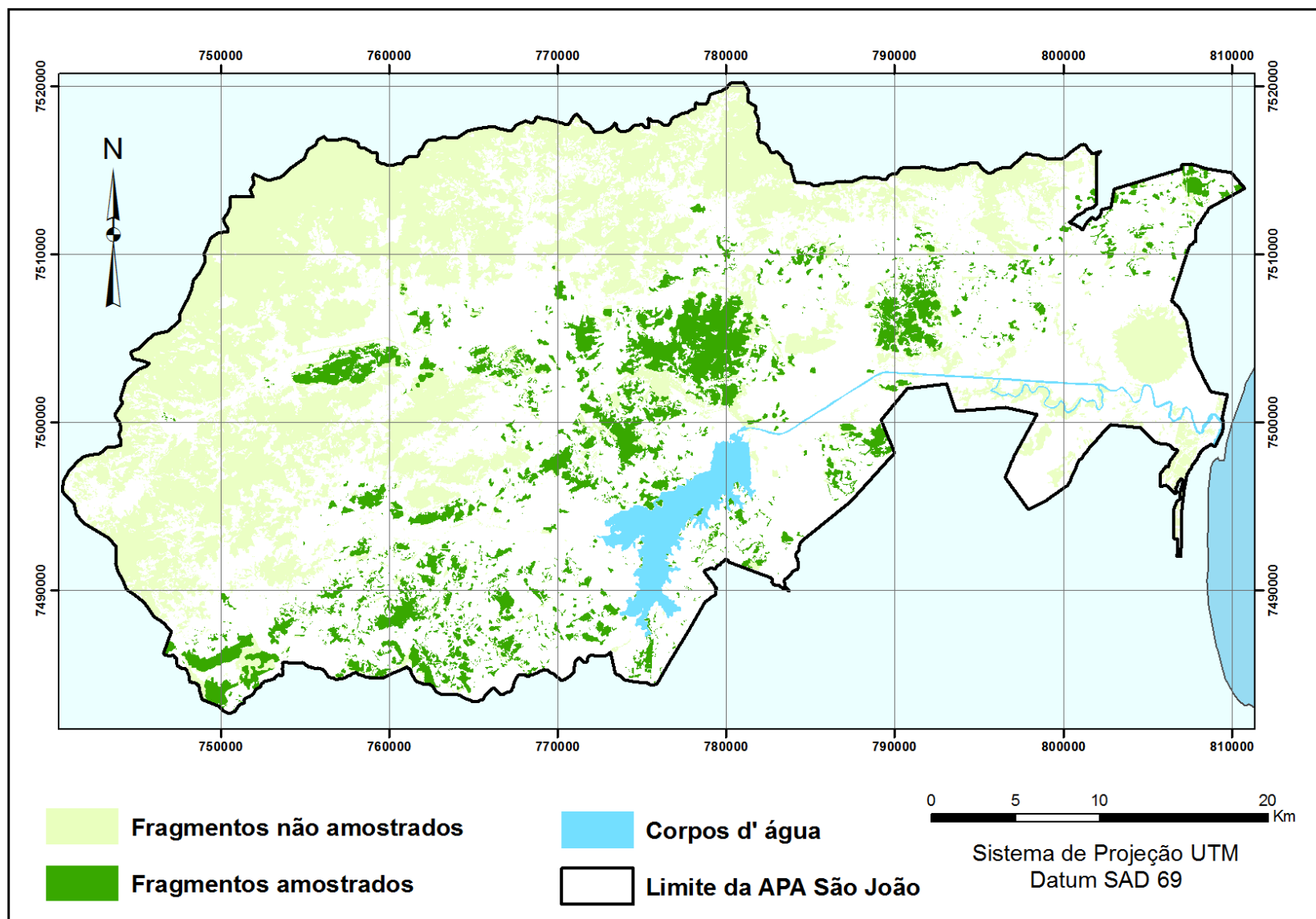


Figura 3.17- Representação da área de amostragem

CAPÍTULO 4

4 INFERÊNCIA DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA

Conforme já abordado no capítulo introdutório deste trabalho, o conhecimento do estado de conservação de fragmentos florestais é uma informação importante no planejamento da gestão ambiental, notadamente, para fornecer o suporte técnico para o planejamento de ações visando aumentar a conectividade da paisagem através de corredores. Fragmentos menos perturbados, a princípio, abrigam maior biodiversidade, podendo ser considerados fontes de propágulos que através da ação dos agentes de dispersão contribuem para a aceleração do processo de regeneração natural. Estudos baseados em levantamentos locais fornecem informações precisas, mas ainda há muitos problemas envolvendo a generalização desta informação visando atender a escala da paisagem.

O sensoriamento remoto tem sido apontado como um dos caminhos para esta mudança de escala e é neste contexto que está inserido este capítulo. Nele são apresentados indicadores do estado de conservação de fragmentos florestais que foram propostos baseados em observações visuais. Tais indicadores foram utilizados para classificar amostras de fragmentos florestais segundo o seu estado de conservação. Nos capítulos subsequentes, parâmetros estatísticos baseados em índices de vegetação destas amostras foram utilizados para avaliar a sensibilidade dos índices de vegetação para inferir o estado de conservação da floresta.

4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Reconhecer características que possam indicar perturbações em fragmentos florestais e desenvolver uma metodologia para inferir o estado de perturbação dos remanescentes florestais da área de estudo baseada no método de reconhecimento visual;
- Classificar os fragmentos segundo uma tipologia que represente seu estado de perturbação;
- Realizar uma amostragem representativa dos tipos identificados para a obtenção dos parâmetros relacionados aos índices de vegetação testados no presente trabalho.

4.2 METODOLOGIA

Em linhas gerais, a vegetação nativa localizada nos morros, morrotes e colinas da APA São João se apresenta como um mosaico de áreas em início de regeneração, sem desenvolvimento de porte arbóreo²⁶ e áreas de florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração natural, cujas feições refletem o estado atual de recuperação após terem cessado os distúrbios a que foram submetidas. O reconhecimento extensivo realizado em campo identificou que as manchas de vegetação podem assumir 5 padrões principais, o que permitiu junto com técnicos do ICMBio, que exercem suas funções diretamente na área de estudo e possuem grande experiência acumulada, a determinação de critérios que puderam ser utilizados para caracterizar as diferentes feições vegetacionais da área. Foram elencadas características de fácil percepção visual, relacionadas, principalmente, aos aspectos externos dos fragmentos. Neste contexto, foi definida uma chave de identificação das diferentes feições e posteriormente foi realizado um trabalho de campo com a finalidade de amostrar os diferentes padrões

²⁶ Segundo RIZZINI (1997) a partir de 6 ou 7 metros o porte de um indivíduo pode ser considerado arbóreo.

4.2.1 CRITÉRIOS UTILIZADOS PARA INDICAR PERTURBAÇÕES NA FLORESTA

Algumas características das florestas são facilmente percebidas visualmente e podem ser usadas como indicativos da idade da sucessão. O porte é a característica que inicialmente mais chama a atenção, mas quando considerado de forma isolada, pode não ser um indicador seguro, pois o desenvolvimento da altura das florestas não está associado somente ao tempo de sucessão. Fatores relacionados à fertilidade do solo e à disponibilidade hídrica assumem papel de grande relevância e florestas de idades diferentes podem possuir alturas semelhantes devido a fatores edafoclimáticos. Outros aspectos também visualizados externamente referem-se à variedade de espécies que compõem o dossel. Algumas espécies, pioneiras e secundárias, são facilmente identificadas e com certa experiência é possível distingui-las e avaliar sua proporção em relação ao conjunto de árvores. Aspectos associados à forma, uniformidade e compacidade do conjunto de copas também fornecem indícios sobre o tempo de sucessão, sendo esperado que, com o avanço da sucessão, o dossel se apresente compacto e com altura mais uniforme. A ocorrência de eventos causadores de perturbações pode ser evidenciada pelas alterações causadas nas características do dossel. O corte seletivo de madeiras provoca falhamentos e o fogo deixa indícios, como por exemplo, a presença de árvores mortas. Em alguns casos, podem ser observados alguns indivíduos cujo porte se destaca do conjunto, indicando que estes sobreviveram ao fogo e continuaram seu desenvolvimento enquanto nas áreas adjacentes houve necessidade de se estabelecer um processo de regeneração a partir do banco de sementes, o que resultou em uma população de porte bem menor.

Foi elaborada uma chave de identificação dos diferentes padrões assumidos pelas feições dos fragmentos da área de estudo, baseada na associação dos seguintes elementos de descrição: percepção da proporção de espécies pioneiras em relação ao conjunto; percepção da variedade de espécies compondo o dossel; presença de árvores mortas; porte; uniformidade da altura do dossel, abertura do dossel, presença e extensão de falhas no dossel; presença de

gramíneas (elemento associado à abertura do dossel), tamanho das copas. As figuras 4.1 a 4.9 apresentam exemplos das características utilizadas como critério para classificação das amostras nos diferentes tipos.

Proporção de espécies pioneiras em relação ao conjunto



Figura 4.1- Fragmento com alta proporção de embaúbas (*Cecropia sp*), pioneira que se destaca pelo prateado de suas folhas. Quando ocorre no ambiente florestal em forma de reboleira, indica ações pretéritas de desmatamento

Percepção da variedade de espécies compondo o dossel



Figura 4.2- Fragmento com predomínio de uma única espécie formando o dossel



Figura 4.3- Fragmento cujo dossel apresenta grande variedade de espécies arbóreas

Presença/ausência de árvores mortas



Figura 4.4 - Fragmento florestal com indício de perturbação pelo fogo
Notar o testemunho de árvores mortas evidenciadas pelas elipses em vermelho

Altura média do fragmento



Figura 4.5 - Fragmento com altura média estimada em 8 metros
Notar a altura do poste em relação às árvores

Uniformidade da altura do dossel



Figura 4.6 - Dossel com altura bastante desuniforme



Figura 4.7 - Dossel com árvores de altura uniforme

Abertura do dossel



Figura 4.8- Dossel aberto, superfície do solo bem iluminada favorecendo a presença de gramíneas

Presença e extensão de falhas no dossel



Figura 4.9- Dossel apresentando falhas

4.2.2 DESCRIÇÃO DAS FEIÇÕES IDENTIFICADAS EM CAMPO

As feições identificadas foram denominadas “Tipos”. O tipo 4 foi associado aos fragmentos cujo aspecto externo indicou adiantado estágio de regeneração natural. Foi levantada a hipótese segundo a qual os fragmentos em estágio intermediário alcançaram esta posição devido ao curso normal da sucessão natural, ou pelo caminho inverso, ou seja, o caminho da degradação de fragmentos que se encontravam em estágios mais adiantados. Por este motivo, o tipo 3.1 foi associado aos fragmentos que aparentemente sofreram perturbações recentes e o tipo 3.2 foi associado aos fragmentos que aparentemente seguiram sem maiores transtornos o curso normal da regeneração. O tipo 2 correspondeu a um estágio anterior, onde a floresta ainda estava em uma fase inicial de estruturação e o tipo 1 foi associado a áreas jovens, no início do processo de regeneração e que não apresentavam porte arbóreo. As áreas cobertas pelo tipo 1 foram amostradas para permitir determinar a partir de quais valores os índices de vegetação começavam a indicar formações arbóreas.

Uma descrição desta tipologia é apresentada a seguir e as figura 4.10 a 4.24 exemplificam estes tipos.

TIPO 1 – Representou áreas de colonização recente após histórico de perturbação severo que resultou na erradicação da floresta e no estabelecimento de pastagens ou de áreas agrícolas. Estas áreas foram manejadas com uso de fogo e mantiveram este tipo de cobertura durante um longo tempo. Após abandono, houve a regeneração de uma comunidade de espécies pioneiras de baixo porte, baixa diversidade e com grande capacidade de adaptação às condições locais impostas pelo histórico de ocupação da área, com destaque para a *Gochnatia polymorpha* (Camará) como a colonizadora de maior evidência. Esta formação apresenta dossel **aberto**, podendo haver presença de gramíneas já que o solo continua sendo bem iluminado; a serrapilheira e o sub bosque estão ausentes.

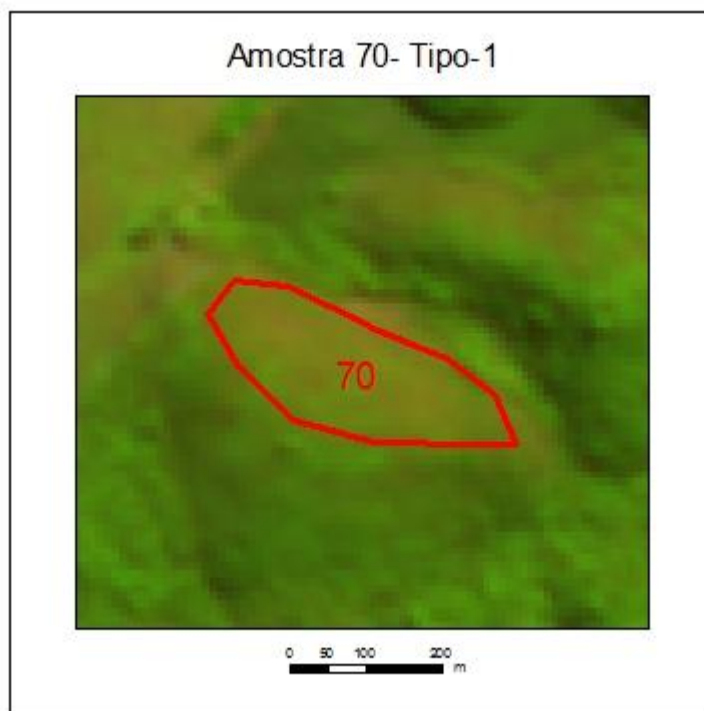


Figura 4.10- Exemplo de amostra do tipo 1 delimitada sobre a imagem do satélite Spot-5/sensor HRG



Figura 4.11 - No plano intermediário, morrote recoberto quase exclusivamente por Camará (*Gochnatia polymorpha*). Porte muito baixo - Tipo 1.



Figura 4.12 - Morrote recoberto quase exclusivamente por Camará (*Gochnatia polymorpha*). Porte muito baixo - Tipo 1.

TIPO 2 – Este tipo foi associado a áreas cujo tempo de colonização foi superior ao do tipo anterior, permitindo que a população aumentasse a diversidade de espécies e tenha iniciado o desenvolvimento de características de uma fisionomia mais estruturada. Correspondem a áreas inicialmente dominadas por Camará e que começaram a apresentar outras espécies arbóreas. O Jacatirão (*Miconia cinnamomifolia*) é uma das espécies cuja ocorrência merece ser destacada. O porte dos indivíduos é médio, o dossel ainda possui altura desuniforme, a serrapilheira pode estar presente, mas é sempre pouco espessa, não recobrendo toda a extensão do solo. O dossel é menos aberto que o dossel do tipo anterior sendo fator determinante para o declínio das populações de gramíneas.

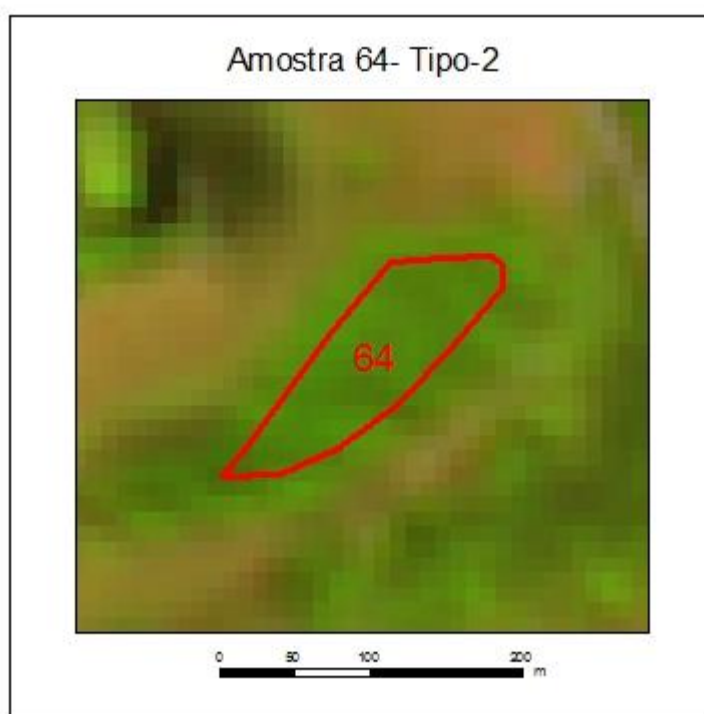


Figura 4.13- Exemplo de amostra do tipo 2 delimitada sobre a imagem do satélite Spot-5/sensor HRG.



Figura 4.14 - Camará (*Gochnatia polymorpha*) sendo dominado por outras espécies como Pindoba (*Attalea sp*) e Jacatirão (*Miconia cinnamomifolia*). Área de porte baixo, fisionomia ainda aberta, presença de gramíneas entrando em declínio devido ao aumento do sombreamento. Tipo 2.



Figura 4.15 - Área onde o Camará (*Gochnatia polymorpha*) foi dominado. Grande presença de Imbiú (*Xylopia sericea*). Porte baixo - Tipo 2.

TIPO 3.1 – Foi associado a uma formação na qual a comunidade vegetal promoveu o sombreamento do solo, apesar do dossel ainda apresentar falhas e a altura, embora considerada mediana, ainda ser desuniforme. Indícios de perturbações recentes, como, por exemplo, o corte seletivo de árvores de grande porte que deixaram falhas no dossel ou danos provocados pelo fogo, que deixaram como testemunho um grande número de árvores mortas²⁷ são características relevantes para identificação deste tipo. Este tipo também representou áreas que não puderam ser classificadas como tipo 2 (porque o dossel já se encontrava fechado, ou o porte era mais alto ou havia maior diversidade de espécies). O sub bosque associado a estas áreas pode ser considerado fechado e a serrapilheira possui pouca espessura.

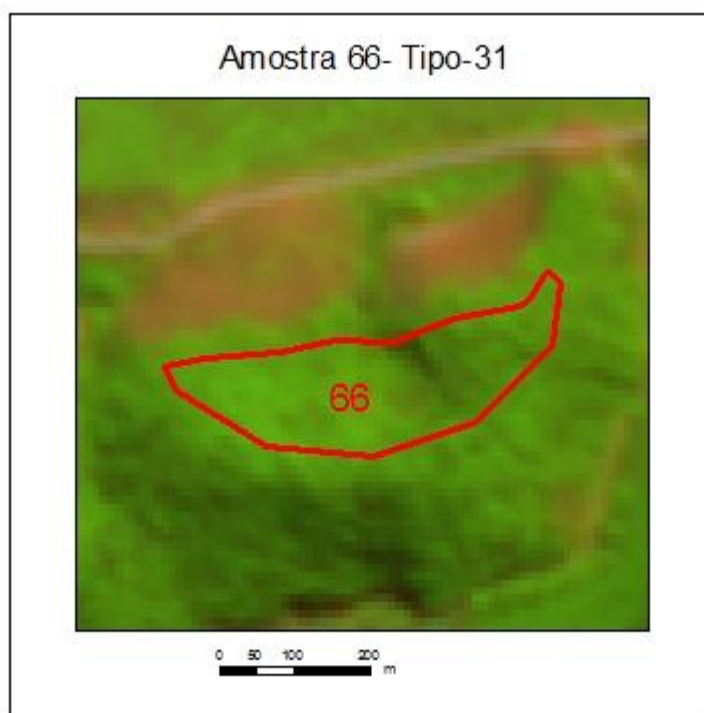


Figura 4.16 - Exemplo de amostra do tipo 3.1 delimitada sobre a imagem Spot-5/ sensor HRG.

²⁷ Deve ser destacado que árvores mortas em grande quantidade também podem indicar a prática do anelamento que consiste em uma prática na qual um anel da casca das árvores é removido junto com o floema (tecido responsável pela condução da seiva elaborada) com o objetivo de causar sua morte e facilitar a sua retirada da floresta. Este procedimento é comum na região.



Figura 4.17 - Área muito perturbada, árvores que se destacam no topo parecem ser remanescentes, árvores de porte médio, presença de trepadeiras. Porte médio - Tipo 3.1.



Figura 4.18 - Fragmento bem perturbado, árvores mais altas com cerca de 10 m de altura. Presença de Imbiú (*Xylopia sericea*), Pindoba (*Attalea humilis*) e Camará (*Gochnatia polymorpha*) - Tipo 3.1.

Tipo 3.2- Representou áreas cuja vegetação ainda apresentava porte médio, mas se diferenciaram do tipo anterior pela uniformidade do dossel e pela maior variedade de espécies arbóreas. O dossel se apresentava fechado, sem grandes falhamentos, podendo ser identificadas espécies do grupo das secundárias iniciais e tardias coexistindo com espécies pioneiras que já não eram predominantes.

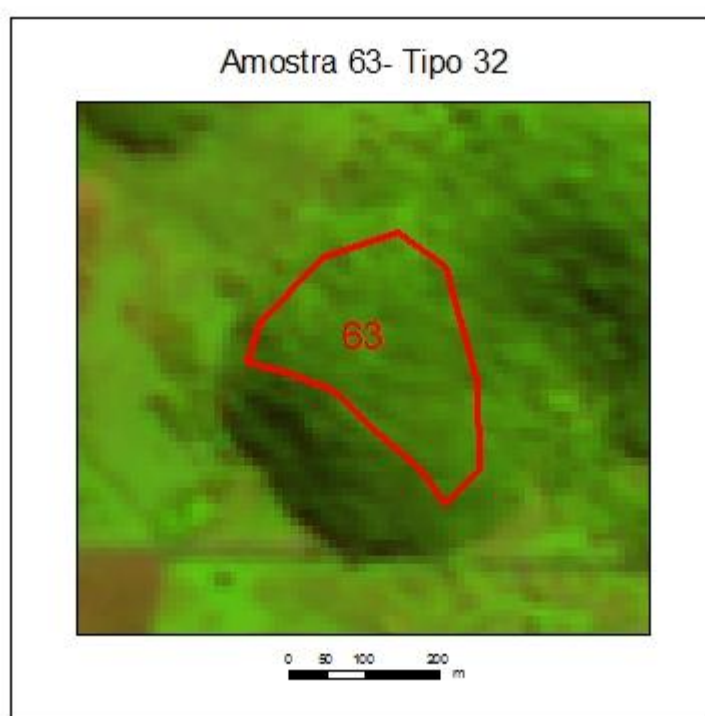


Figura 4.19- Exemplo de amostra do tipo 3.2 delimitada sobre a imagem Spot-5/sensor HRG.



Figura 4.20- Fragmento com dossel uniforme, sem árvores emergentes, várias espécies diferentes. Porte médio, não ultrapassando 12 m - Tipo 3.2.



Figura 4.21- Fragmento com árvores de copas grandes e bem formadas, alguns exemplares alcançando cerca de 15 m de altura, mas a altura média não ultrapassa 12 m. Porte médio – Tipo 3.2

TIPO 4 - Representou fragmentos onde o principal fator de perturbação recente provavelmente foi a retirada seletiva de madeiras para diversas finalidades. Corresponderam a áreas em adiantado estágio de regeneração, embora ainda tenham sido consideradas no estágio médio. O dossel apresentou porte alto, altura uniforme e aspecto compacto. Houve percepção de grande número de espécies diferentes formando o dossel e, em alguns fragmentos houve a percepção de emergentes. O sub-bosque presente, a serrapilheira espessa recobrendo o solo e presença de epífitas são características que também podem ser atribuídas a este tipo.

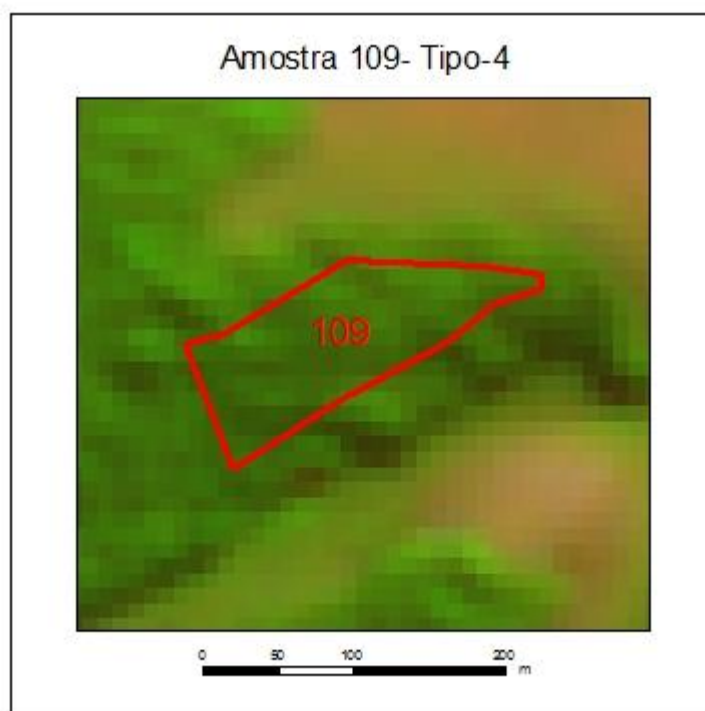


Figura 4.22- Exemplo de amostra do tipo 3.2 delimitada sobre a imagem Spot-5/sensor HRG



Figura 4.23 - Fragmento com dossel bem fechado, compacto, porte médio (mais de 12 m) - Tipo 4



Figura 4.24 - Fragmento com dossel bem fechado, compacto, porte médio (mais de 12 m) – Tipo 4.

A seguir, o quadro 4.1 apresenta a síntese dos critérios adotados para a Classificação das Feições da Vegetação Natural da APA São João.

Quadro 4.1- Critérios para Classificação das Feições da Vegetação Natural da APA São João

ELEMENTOS DE DESCRIÇÃO	FEIÇÕES IDENTIFICADAS				
	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3.1	Tipo 3.2	Tipo 4
Porte	Muito baixo (até 3 m)	Baixo (3 a 8 m)	Médio de modo geral (8 a 12 m)	Médio (8 a 12 m)	Médio (mais de 12 m)
Uniformidade da Altura do Dossel	Desuniforme	Uniforme	Desuniforme	Uniforme	Uniforme
Abertura do Dossel	Aberta	Começando a fechar	Mistura de áreas fechadas e outras mais abertas	Fechada	Fechada
Presença e Extensão de Falhas em Dosséis Fechados	Não se aplica (fisionomia aberta)	Poucas falhas	Presentes, tornando o dossel muito desuniforme	Se presentes, não comprometem a uniformidade do dossel	Não perceptíveis externamente
Árvores Mortas	Eventuais	Eventuais	Não eventuais ²	Eventuais	Imperceptíveis externamente
Percepção da Proporção de Espécies Pioneiras em Relação ao Conjunto	Dominado por pioneiras	Ainda dominado por pioneiras, mas com maior número de espécies	Predominando apenas em determinados trechos do fragmento	Não dominado por pioneiras	Não dominado por pioneiras
Percepção da Variedade de Espécies Compondo o Dossel	Predomínio de poucas espécies	Baixa variedade, mas há aumento de espécies em relação ao tipo 1.	Aumento de espécies em relação ao tipo 2	Percepção de variedade de espécies	Percepção de grande variedade de espécies
Tamanho das Copas	Critério não utilizado	Critério não utilizado	Critério não utilizado	Critério não utilizado	Algumas árvores com copas de grande diâmetro e/ou presença de emergentes
Presença de Gramíneas	Sempre presentes, podendo estar em declínio ou não (no caso, gramíneas para pastagens ou colonizadoras agressivas como o sapé).	Se presentes, a população está em declínio (no caso, gramíneas para pastagens ou colonizadoras agressivas como o sapé).	Ausência de gramíneas forrageiras ou colonizadoras heliófitas	Ausência de gramíneas forrageiras ou colonizadoras heliófitas	Ausência de gramíneas forrageiras ou colonizadoras heliófitas

4.2.3 AMOSTRAGEM

A amostragem realizada procurou cobrir a maior parte da área de estudo e abranger os diferentes compartimentos geomorfológicos. Foram percorridas as principais vias de acesso e os fragmentos com maior facilidade de visualização foram classificados segundo os tipos determinados.

Todas as áreas levantadas em campo foram georreferenciadas com um GPS de navegação. Ao todo foram avaliadas 117 áreas, das quais 51 foram eliminadas após criteriosa análise, que teve por objetivo garantir a homogeneidade de cada tipo. Os motivos que determinaram o descarte destas amostras foram: pequeno tamanho; localização em áreas sombreadas da imagem e baixa representatividade em relação ao fragmento como um todo, o que pôde ser melhor analisado após consulta a uma imagem de alta resolução. Restaram 66 amostras cuja distribuição dos tipos procurou contemplar, dentro das possibilidades, as diversas formas de relevo da área. A área mínima, após retirada de um *buffer* de 20 m para evitar a contaminação de pixels vizinhos, foi de 0,2 ha tendo sido admitido este valor para poder equilibrar o número e a distribuição de amostras dos tipos 1 e 2 que são tipos que geralmente ocorrem recobrendo áreas de pequenas dimensões. A figura 4.25 apresenta um exemplo de delimitação de amostras usando o *buffer*. Todas as amostras incidiram sobre uma única cena do satélite Spot-5 e a delimitação foi feita com o uso do software ArcGis 9.2. Durante este processo foi usado o apoio de imagens Ikonos, datadas de 2001, disponibilizadas pela prefeitura de Silva Jardim; Imagens Ikonos, datadas de 2005, do acervo da reserva Biológica Poço das Antas e fotografias aéreas, datadas de 2000, cedidas à APA São João pela AMPLA com suas respectivas curvas de nível.

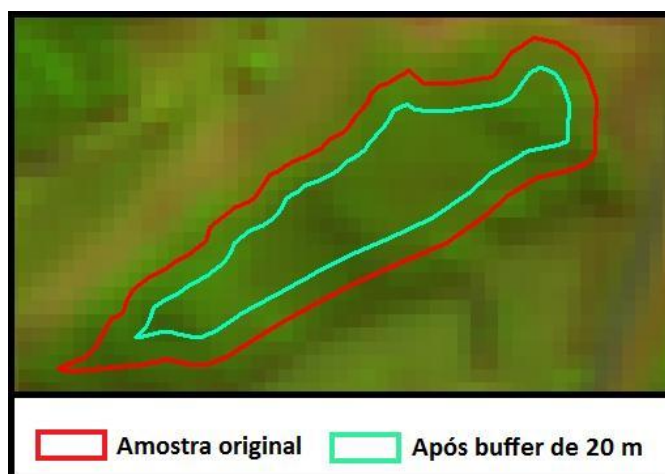


Figura 4.25- Delimitação de uma amostra após aplicação do buffer

A distribuição das amostras por tipo de relevo (quadro 4.2) é reflexo da ocupação do solo na APA São João. Devido à maior facilidade para converter as terras para o uso agropecuário na área de relevo colinoso, muitas amostras obtidas neste tipo de relevo tiveram que ser descartadas devido ao tamanho reduzido. Além disso, os proprietários rurais normalmente não permitem que o processo de sucessão se estabeleça, pois isso significa a perda de área destinada à exploração econômica. Por outro lado, os remanescentes florestais continuam sendo alvo de danos causados pela atividade humana, se apresentando muito perturbados. As áreas de morrotes recentemente foram abandonadas devido à decadência da agropecuária na região. Isto pode ser demonstrado pelo elevado número de áreas em início de sucessão (tipo 1). Nas áreas de morros, abandonadas há mais tempo, foi possível obter um número mais equilibrado de amostras. A figura 4.26 mostra a distribuição das amostras levantadas.

Quadro 4.2- Distribuição da Amostras por Unidade de Relevo

RELEVO	DISTRIBUIÇÃO DAS AMOSTRAS POR UNIDADE DE RELEVO					
	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3.1	Tipo 3.2	Tipo 4	Total
Colinoso			7			7
Morrotes	10	4	4	13	5	36
Morros	3	4	5	5	6	23
TOTAL	13	8	16	18	11	66

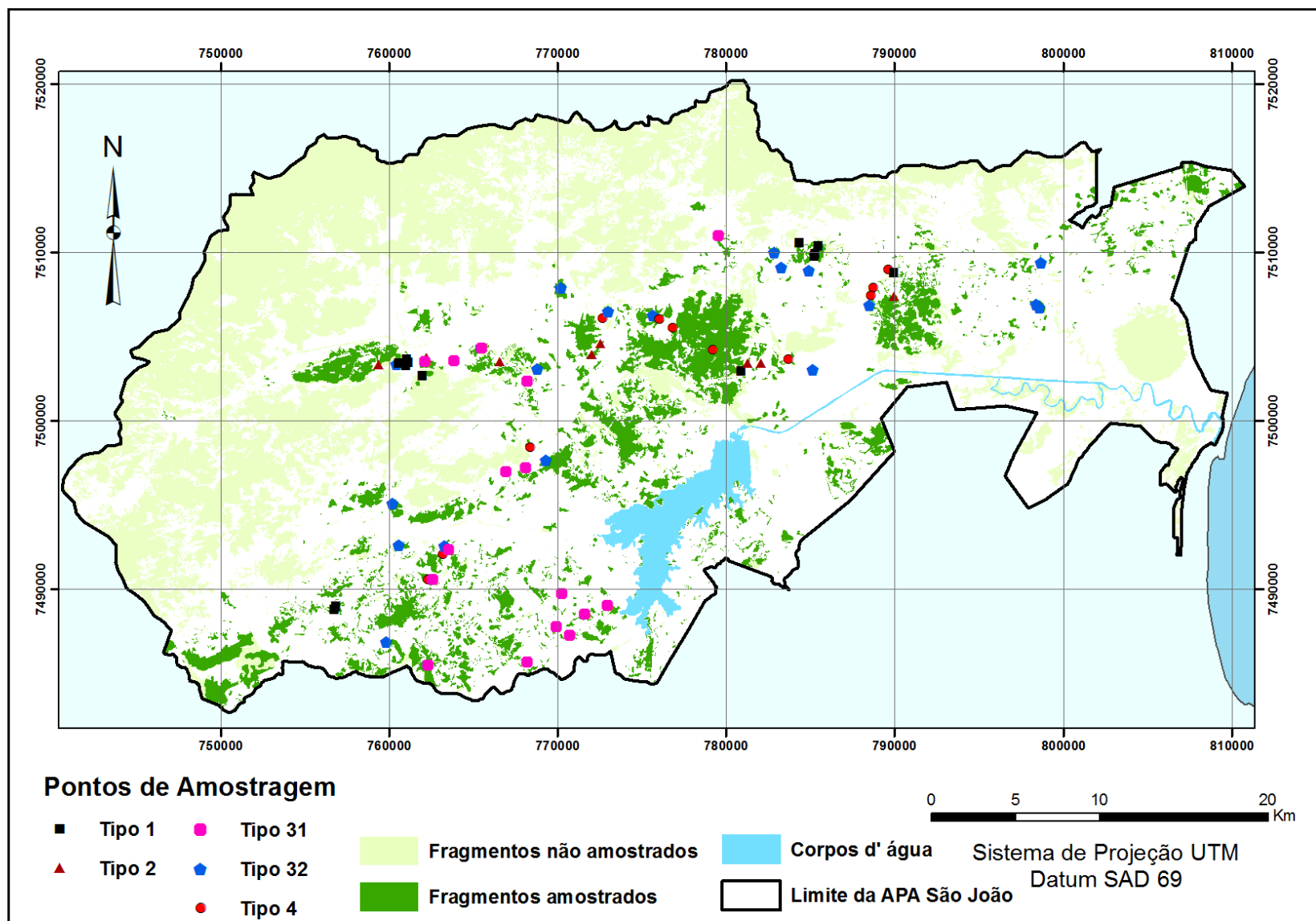


Figura 4.26- Distribuição da amostragem na área de estudo

4.3 CONCLUSÕES

A avaliação da vegetação segundo os tipos aqui propostos foi subjetiva, apesar dos esforços para o estabelecimento dos critérios apresentados no quadro 4.1. Contudo, apesar desta característica, foi possível através dela fazer um reconhecimento do estado geral de conservação dos remanescentes florestais da área de estudo, pois a equipe que procedeu a avaliação era formada por técnicos com grande conhecimento da área e experiência acumulada ao longo de muitos anos de trabalho dedicado à proteção daquelas florestas. Para a metodologia aqui proposta ser replicada e auferir resultados consistentes evitando erros de avaliação, algumas premissas básicas precisam ser respeitadas. A definição dos parâmetros de avaliação deve ser criteriosa, e os conceitos a eles associados precisam ser compartilhados pelos membros da equipe de avaliadores. Para diminuir a subjetividade, sempre que possível devem ser escolhidos alguns referenciais para balizamento e é recomendável que a equipe seja composta por vários membros, pois isto aumenta a riqueza das observações.

O conhecimento disponível sobre a área amostrada permite afirmar que na área de estudo são muito baixas as probabilidades de existirem fragmentos isentos de qualquer tipo de perturbação. Deve ser destacado que até a década de 80 as autoridades ambientais concediam autorizações para que os proprietários rurais realizassem exploração madeireira mediante corte seletivo nos remanescentes florestais presentes em suas propriedades. Isto, aliado ao fato que desde o período colonial esta região supria a cidade do Rio de Janeiro de recursos madeireiros diversos, teve como resultado um conjunto de fragmentos florestais extremamente heterogêneos, cujos representantes em estágio mais adiantado de regeneração dificilmente exibirão todas as características de uma floresta clímax.

A descrição apresentada no parágrafo anterior pode ser estendida a todo o Bioma Mata Atlântica, porque o histórico e a lógica de ocupação do solo na APA São João foram semelhantes às outras áreas situadas neste Bioma: áreas de relevo menos acidentado sendo aproveitadas para a atividade agropecuária, áreas que ficaram à margem do processo produtivo apresentando os mais diversos estágios de regeneração natural, e áreas de difícil acesso que, embora permaneçam com a

cobertura vegetal original, ainda são eventualmente exploradas como fonte de recursos madeireiros.

No perímetro abrangido pela da APA São João, a única floresta remanescente com características climáticas situadas fora da área de relevo montanhoso, se encontra no interior da Reserva Biológica de Poço das Antas²⁸. Esta floresta, denominada “Pelonha”, apresenta uma fisionomia inigualável. O que favoreceu esta condição foi o isolamento natural da área promovido pela presença de alagados no seu entorno, mas até mesmo estes obstáculos naturais não a isentaram de exploração no período anterior à criação da Reserva, como pode ser atestado pela presença de tocos de árvores abatidas no passado. Apesar deste fato, comparados ao padrão apresentado por esta floresta, até mesmo fragmentos em adiantados estágios sucessionais encontrados na APA São João foram considerados em estágio **médio** de regeneração. Para justificar esta afirmação, a seguir são apresentadas fotografias da floresta da Pelonha.

²⁸ A Reserva de Poço das Antas é circundada pela APA São João, mas o território da APA não se estende sobre esta Reserva Biológica.



Figuras 4.27 - Interior de uma floresta ombrófila densa das terras baixas em estágio clímax situada na Rebio Poço das Antas.

Notar a presença de árvores de grande diâmetro (a e b), serrapilheira recobrendo o solo e existência de um banco de plântulas, que neste exemplo são mudas de palmito Juçara (*Euterpe edulis*) (c); sub-bosque presente, porém pouco espesso (d); presença de musgos demonstrando umidade elevada e constante deste ambiente (e); presença de epífitas (f) e vestígios de exploração anterior à criação da Reserva(g).

CAPÍTULO 5

5 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA: APLICAÇÃO E AVALIAÇÃO DE RESULTADOS

5.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o desempenho do software ATCOR na correção atmosférica de imagens, com e sem correção dos efeitos provocados pelo relevo;
- Comparar o desempenho de índices de vegetação obtidos a partir de imagens em valores de reflectância aparente e de imagens em valores de reflectância de superfície (corrigidas atmosféricamente) na discriminação de diferentes tipos de cobertura vegetal;
- Obter subsídios para a interpretação dos resultados alcançados pelos índices de vegetação obtidos a partir do sensor HRG do satélite Spot- 5;
- Avaliar o resultado da correção atmosférica através da comparação do comportamento espectral de diferentes tipos de cobertura vegetal e seus índices de vegetação obtidos com dados do sensor HRG.

5.2 METODOLOGIA

A metodologia adotada foi desenvolvida em duas etapas. Em primeiro lugar, para definir qual técnica de processamento digital de imagens seria adotada, foram avaliados os resultados da aplicação de três processos de conversão de número digital para valores físicos: conversão para reflectância aparente, conversão para reflectância de superfície com correção dos efeitos atmosféricos e conversão para reflectância de superfície com correção dos efeitos atmosféricos e topográficos.

A seguir, foram avaliados os efeitos da correção atmosférica na geração de índices de vegetação. Entretanto, antes de passar para a segunda etapa propriamente dita, houve necessidade de realizar dois procedimentos. O primeiro teve por finalidade subsidiar a interpretação dos dados do sensor HRG, e, para tanto, como há maior experiência acumulada com dados do sensor TM do satélite Landsat- 5, foram comparadas as respostas espectrais de três coberturas vegetais que predominam na área de estudo (florestas, gramínea em morro e gramínea em várzea) com dados dos dois sensores. O segundo procedimento visou compreender os efeitos da correção atmosférica sobre as bandas espectrais do sensor HRG. Assim, foram realizadas comparações entre as curvas de comportamento espectral com dados em reflectância aparente e em reflectância de superfície (com correção atmosférica) dos mesmos alvos utilizados no procedimento anteriormente descrito. A figura 5.1 representa através de um fluxograma a metodologia seguida.

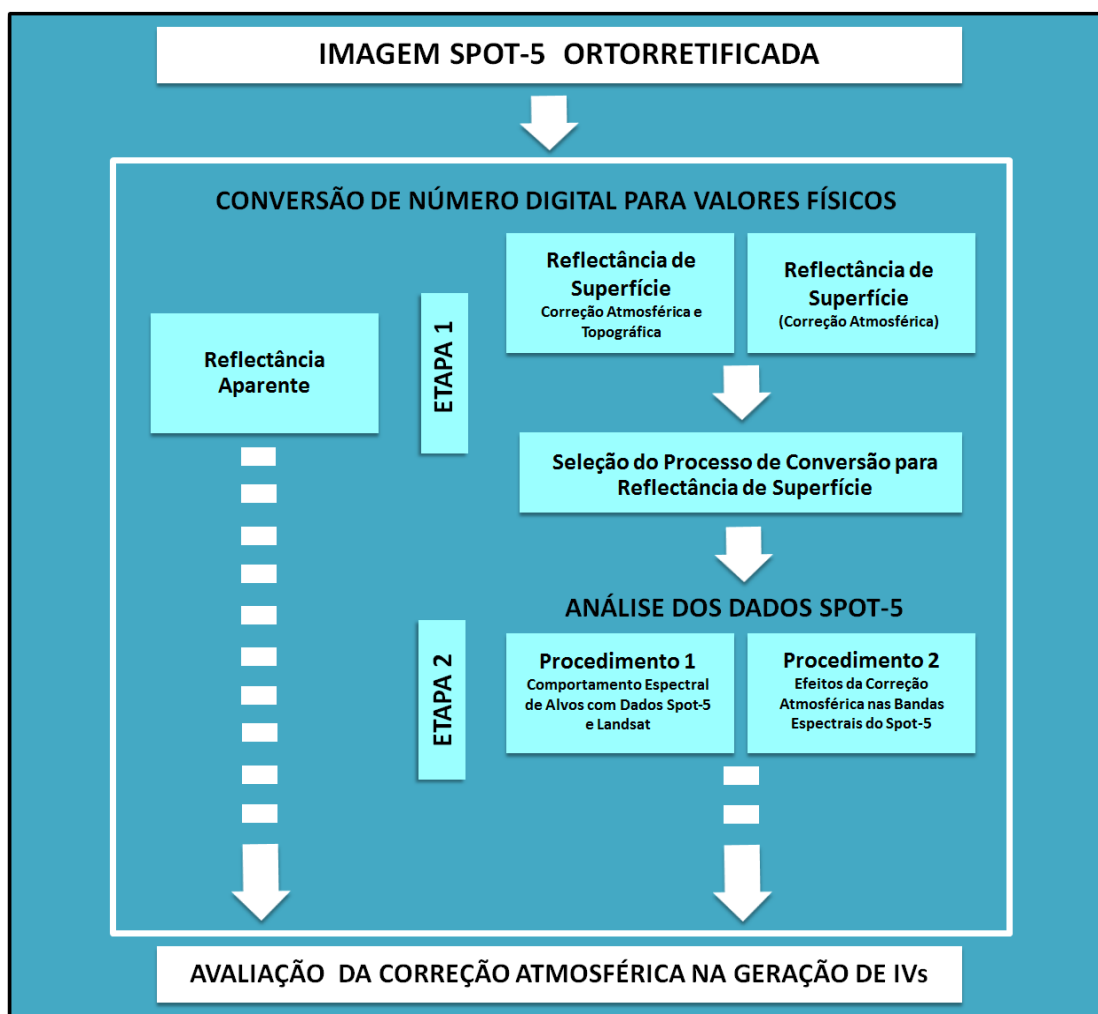


Figura 5.1 - Metodologia seguida para a avaliação dos efeitos da correção atmosférica na geração de índices de vegetação.

5.2.1 CONVERSÃO DE NÚMEROS DIGITAIS PARA REFLECTÂNCIA

Para obter a cobertura total da área de estudo, foram necessárias três cenas do satélite Spot-5 que pertencem ao acervo do Laboratório de Geografia Física do Instituto de Geociências da UFF e foram cedidas ao Grupo Espaço de Sensoriamento Remoto do Departamento de Geografia da UFRJ, ao qual esta pesquisa está vinculada. Doravante tais imagens serão denominadas cenas 1, 2 e 3, como pode ser visto na figura 5.2

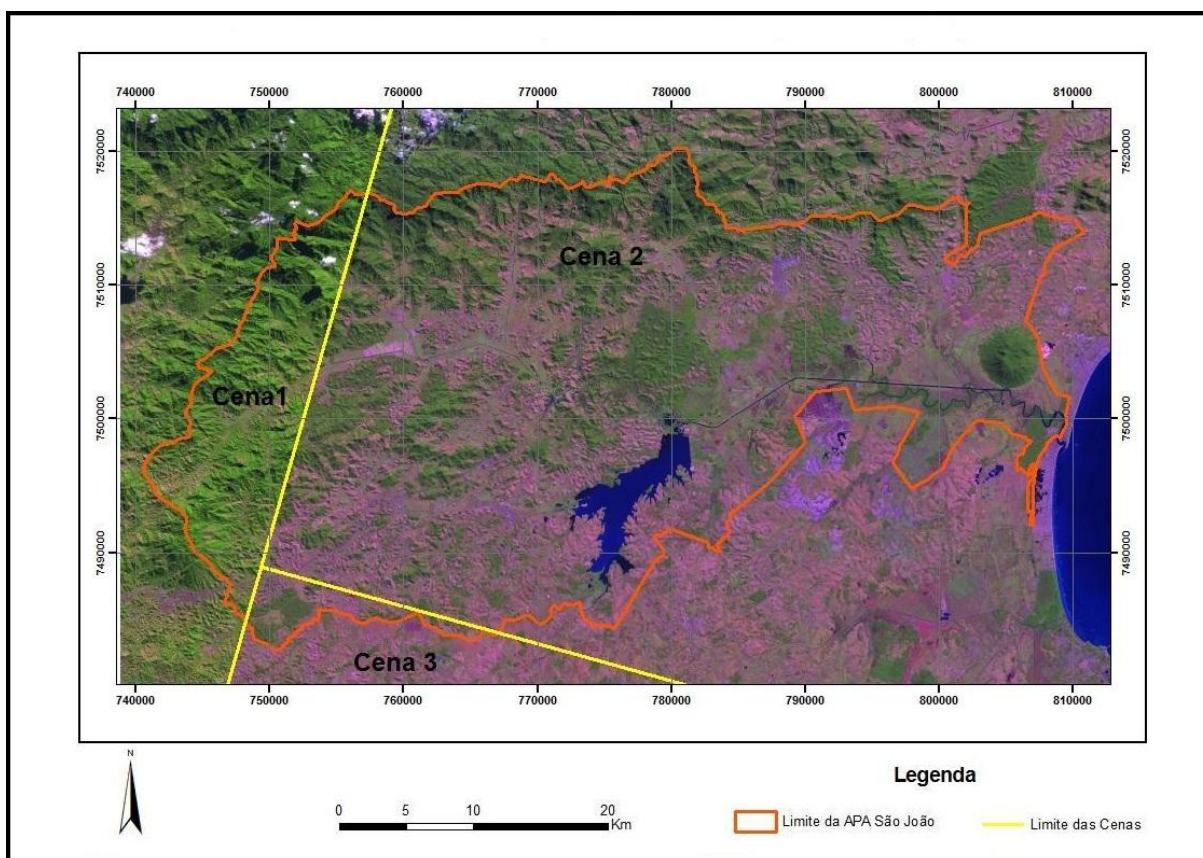


Figura 5.2 - Identificação das cenas do satélite Spot-5 que abrangem a área de estudo.

As cenas 2 e 3 foram obtidas na mesma data, com intervalo de poucos segundos entre cada aquisição, portanto, sob as mesmas condições atmosféricas e sob as mesmas condições de calibração do sensor. A cena 1 foi obtida 68 dias antes das demais, portanto sob diferentes condições atmosféricas e diferentes condições de calibração do sensor, conforme pôde ser verificado a partir dos metadados das

imagens fornecidos pela Spot Image. Isto causou diferenças significativas entre as respostas da cena 1 e as demais.

Para aumentar a fidelidade dos dados de sensoriamento em relação às características espectrais dos alvos imageados e diminuir as diferenças entre as cenas que compõem o mosaico da área, as imagens originais, em número digital (ND), foram convertidas para valores físicos. Devemos lembrar que, conforme visto no capítulo 2, item 2.3.1, imagens em ND não podem ser comparadas entre si e condições analíticas que envolvam razão entre bandas exigem a conversão para valores físicos porque a calibração de cada uma das bandas que compõem cada cena são diferentes. Números digitais são o resultado da conversão da radiância medida pelo sensor (em $W \cdot m^{-2} \cdot Sr^{-1} \cdot micron$) convertida para valores numéricos e escalonados de 0 a 255 (imagem de 8 bits), que são visualizados como 256 diferentes tons de cinza. Como a radiância medida varia de acordo com as condições atmosféricas e a calibração do sensor no momento de aquisição da cena, e o escalonamento referido anteriormente não considera estas variáveis, foi necessário converter os números digitais para valores de radiância, os quais posteriormente foram convertidos para valores de reflectância de superfície para corrigir os efeitos causados pelas condições geométricas de iluminação da cena pelo Sol.

Foram testadas três formas de conversão dos valores digitais para valores de reflectância. O primeiro método foi executado no software Idrisi, utilizando a função álgebra de imagens para efetuar as equações de transformação do número digital para radiância e de radiância para reflectância. Estas equações foram informadas pelo fornecedor da imagem. Este procedimento gerou imagens em reflectância aparente em valores reais de 32 bits.

Os dois outros métodos utilizaram aplicativos disponibilizados pelo software PCI Geomatics, denominados Atcor-3 e Atcor-2. Estes aplicativos durante o processo de conversão também efetuam a correção atmosférica, produzindo imagens em reflectância de superfície em valores inteiros escalonadas de zero a 255, com 8 bits. A figura 5.3 apresenta o fluxograma dos processos adotados nesta fase do trabalho e os respectivos produtos.

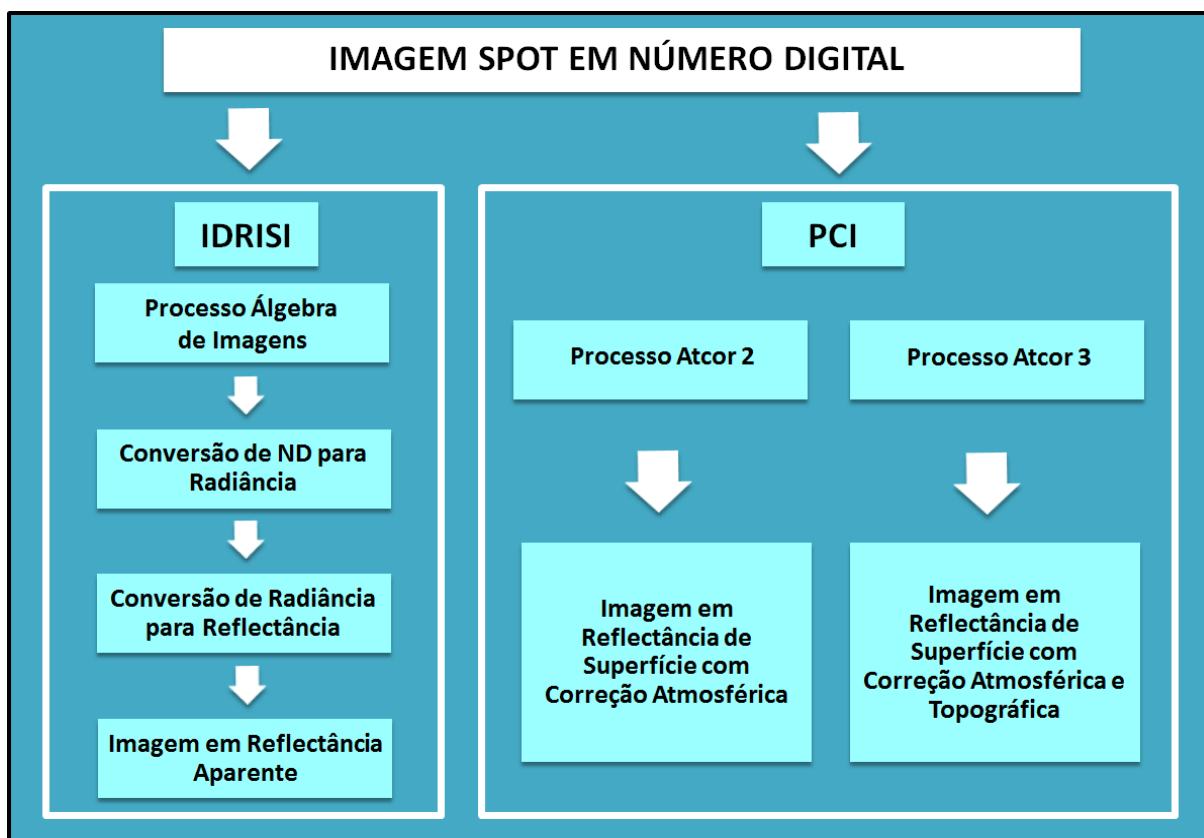


Figura 5.3- Fluxograma dos processos para conversão de ND para reflectância

Os quadros 5.1 e 5.2 apresentam informações extraídas dos metadados das imagens que foram utilizadas nos processos de conversão de ND para reflectância. Pode ser verificado que o valor do ganho aplicado nas bandas do visível foi o mesmo para todas as cenas, ao passo que houve diferenças no valor deste coeficiente de calibração nas bandas do infravermelho da cena 1 em relação às demais, que foram obtidas na mesma data.

Quadro 5.1 - Parâmetros de Aquisição das Cenas pelo Satélite Spot - 5

PARÂMETROS DA CENA	CENA 1	CENA 2	CENA 3
Data	09/06/2008	16/08/2008	16/08/2008
Hora GMT	12:49:29	12:40:34	12:40:43
Ângulo de Orientação	13,86°	14,42°	14,47°
Ângulo de Incidência	R14,97°	R24,47°	R24,47°
Azimute Solar	34,80°	44,82°	44,61°
Elevação Solar	35,88°	41,25°	40,83°
Latitude (centro da cena)	S 22° 30' 33"	S 22° 30' 31"	S 23° 00' 24"
Longitude (centro da cena)	W 42° 46' 13"	W 42°09' 26"	W 42° 17' 42"

Quadro 5.2- Parâmetros de Calibração das Cenas do Sensor HRG

CENAS	VERDE		VERMELHO		IV PRÓXIMO		IV MÉDIO	
	Ganho	Bias	Ganho	Bias	Ganho	Bias	Ganho	Bias
1	2,83	0,00	3,84	0,00	2,37	0,00	13,86	0,00
2	2,83	0,00	3,84	0,00	1,72	0,00	10,66	0,00
3	2,83	0,00	3,84	0,00	1,72	0,00	10,66	0,00

5.2.1.1 REFLECTÂNCIA APARENTE

Conhecendo os coeficientes de calibração e a equação para a conversão dos números digitais para valores de reflectância pode-se usar álgebra de imagens para realizar a conversão. Isto foi executado em duas etapas: Primeiramente o número digital foi convertido para radiância (L) (equação 5.1), e a seguir a radiância foi convertida para reflectância de superfície (ρ) (equação 5.2).

$$L = \frac{DN}{Ganho} + Bias \quad (\text{equação 5.1})$$

Fonte: Spot Image²⁹

Onde:

Ganho = Absolute calibration gain ou Physical Gain,

Bias = Absolute calibration offset ou Physical Bias

(valores obtidos nos metadados da imagem).

$$\rho = \pi L / [E \cos(\theta_s) d^{-2}] \quad (\text{equação 5.2})$$

Fonte: Spot Image²⁶

Onde:

L = radiância calculada pela equação anterior

E= Irradiância equivalente solar na banda espectral³⁰

θ_s = Ângulo zenital solar³¹

d: Distância Terra Sol³²

²⁹http://www.spotimage.fr/html/_167_224_584_.php, question 2)

³⁰ Disponível em

http://www.spotimage.fr/automne_modules_files/standard/public/p551_fileLINKEDFILE_luminances-F.pdf

³¹ Ângulo complementar ao ângulo de elevação solar informado nos metadados da imagem

5.2.1.2 REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE (CORREÇÃO ATMOSFÉRICA)

Há grande dificuldade para dispor de softwares especializados em efetuar correção atmosférica, especialmente devido ao elevado custo. Por esta razão foram testados apenas os aplicativos do Software PCI Geomatics, cuja licença foi adquirida pelo Grupo Espaço de Sensoriamento Remoto. Houve iniciativa de utilizar o modelo 6s que foi adaptado por ANTUNES *et al.*, (2003) para corrigir dados TM/Landsat. Entretanto, devido às peculiaridades do satélite Spot -5 não foi possível prosperar nesta intenção, pois isto demandaria um esforço que fugiria ao escopo deste trabalho. Deste modo, para efetuar a correção atmosférica somente foram testados os aplicativos Atcor-2 e Atcor-3 que integram o Software PCI Geomatics.

O aplicativo Atcor-3 efetua a correção atmosférica e a correção dos efeitos topográficos utilizando os dados fornecidos por um modelo numérico de elevação (MNE). O modelo numérico de elevação utilizado integra o acervo do Grupo Espaço de Sensoriamento Remoto e foi gerado pelo satélite Terra/Aster³³. Estes dados foram disponibilizados gratuitamente pelas agências espaciais Americana e Japonesa e sua resolução espacial é de 30 metros. Por exigência do aplicativo Atcor houve necessidade de compatibilizar a resolução da imagem com a do MNE, sendo efetuada uma reamostragem do mesmo para 10 metros, através do software Global Mapper. O aplicativo Atcor-2 não realiza a correção dos efeitos topográficos, assumindo uma elevação constante para toda a cena.

Para executar os aplicativos, foram informados os parâmetros de aquisição das cenas, como data, hora, coordenadas do centro da imagem, ângulo zenital solar, ângulo de visada do satélite. Os dados de calibração das bandas foram inseridos através de arquivos de calibração específicos para cada cena, criados a partir da substituição das informações de ganho e bias apresentadas como “*default*” no arquivo original pelos valores contidos nos metadados das imagens.

³² Disponível em [HTTP://euler.on.br/ephemeris/index.php](http://euler.on.br/ephemeris/index.php) na tabela “ascensão reta, declinação, nascer e ocaso”

³³ Disponível em <https://wist.echo.nasa.gov/~wist/api/imswelcome/>

Os modelos de aerossóis e de atmosfera disponibilizados pelos aplicativos que melhor representaram as condições existentes na região coberta pelas cenas foram respectivamente os modelos rural e tropical. Para obter as condições de visibilidade na data de aquisição das cenas foi feita uma consulta nos dados dos boletins meteorológicos fornecidos pela base aeronaval de São Pedro da Aldeia, que possui a estação meteorológica mais próxima da área em estudo. Entretanto, tais dados não puderam ser utilizados, porque a visibilidade informada para todas as aquisições foi sempre o valor máximo aferido naquela base, ou seja, “superior a 10 km”, valor que atende às condições de segurança para navegação aeronáutica, mas que não correspondeu às reais condições de visibilidade das cenas. Por este motivo, foi feita uma consulta ao suporte do PCI Geomatics e por sugestão daquele suporte foi adotado no presente trabalho um valor médio de visibilidade para dias claros, ou seja: 30 km.

5.2.1.3 RESULTADOS

Os métodos de processamento digital de imagens testados atenuaram as diferenças entre as cenas, mas não foram capazes de eliminá-las completamente. Este resultado pode ser decorrente da ausência de informações precisas sobre as condições atmosféricas durante a aquisição das cenas (a correção atmosférica foi efetuada informando a mesma visibilidade para todas as cenas) e também às diferenças no vigor da vegetação, pois apesar das três imagens referirem-se à mesma estação do ano, a primeira cena foi adquirida em junho, e as duas outras em agosto, ou seja, no final do inverno, portanto em uma época na qual a vegetação sofre com mais severidade o *stress* hídrico, devido ao esgotamento das reservas armazenadas no solo.

As figuras 5.4 a 5.6 ilustram através de mosaicos os resultados obtidos. A composição colorida empregada foi a 4R-3G-2B, ou seja, R(IV méd) G(IV prox.) B(Vermelho). Não foram aplicadas quaisquer técnicas de realce de imagens ou de alteração de contraste.

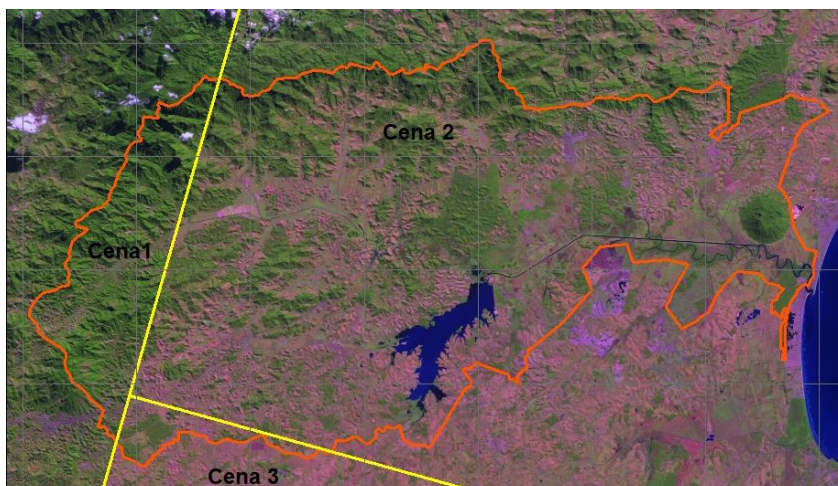


Figura 5.4 - Mosaico de imagens obtido com as cenas convertidas para valores de reflectância aparente. Notar que visualmente as tonalidades atribuídas às áreas com vegetação de maior biomassa (verde) e as recobertas com vegetação de menor biomassa (rosa) não apresentam diferenças perceptíveis entre as cenas 2 e 3. A cena 1, obtida em data diferente, apresenta tonalidades que podem ser diferenciadas visualmente

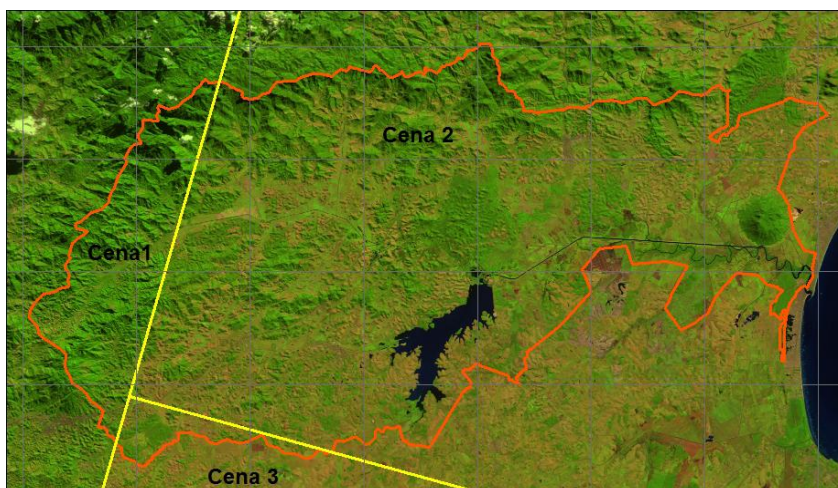


Figura 5.5 - Mosaico de imagens obtido com as cenas convertidas para valores de reflectância de superfície pelo Atcor-2. De modo geral, houve aumento do número de tons de verde e da área recoberta por esta tonalidade. Isto sugere que a correção atmosférica melhora a capacidade de distinção entre os diferentes tipos de coberturas vegetais. Notar que permanecem grandes as diferenças entre a cena 1 e as demais

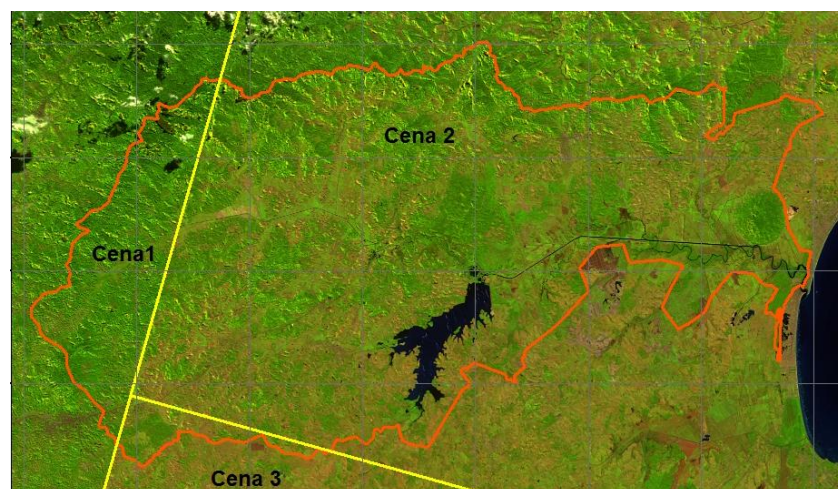


Figura 5.6 - Mosaico de imagens obtido com as cenas convertidas para valores de reflectância de superfície pelo Atcor-3. Notar a suavização do relevo, e a presença de áreas em tons de amarelo, coincidindo com locais de altitudes mais elevadas na paisagem, onde parece ter havido perda de informação.

Observando as cenas em detalhe, percebe-se que as imagens em reflectância de superfície geradas por ambos os métodos quando comparadas à imagem em reflectância aparente, possuem melhor aspecto visual e que a vegetação foi realçada. As figuras 5.7 a 5.9 mostram um grande fragmento florestal situado na interface das cenas 1 e 3. Nele podemos perceber que a correção atmosférica diminuiu as diferenças entre as partes do fragmento situadas nestas cenas. Contudo, ao comparar as áreas de pastagens evidenciadas pelos círculos vermelhos percebemos que continuam a existir grandes diferenças em suas respostas.



Figura 5.7 - Detalhe da união entre as cenas 1 e 3 – Imagem em reflectância aparente



Figura 5.8 - Detalhe da união entre as cenas 1 e 3 na imagem em reflectância de superfície (atcor-2). Notar as áreas evidenciadas pelos círculos vermelhos que embora possuam o mesmo tipo de relevo e de cobertura vegetal (morrotes recobertos por pastagens) apresentam aspecto visual muito diferente.

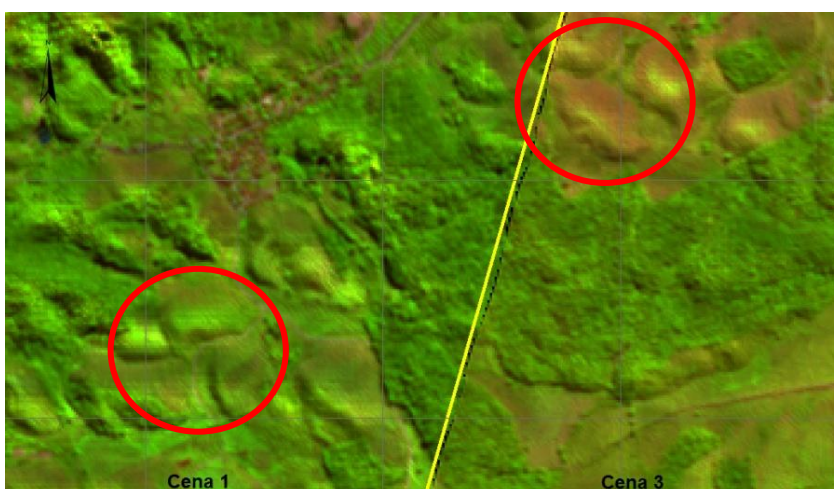


Figura 5.9 - Detalhe da união entre as cenas 1 e 3 na Imagem em reflectância de superfície (Atcor-3). Notar que continuam válidas as observações apresentadas na figura anterior e que no topo dos morrotes a vegetação assume cores em tons de amarelo.

O produto gerado pelo Atcor-3 não apresentou bons resultados porque e a correção dos efeitos provocados pelo relevo não proporcionou ganho de informação. Pelo contrário, houve perda de informação devido à saturação do brilho das regiões localizadas nas cristas das montanhas e nos topos dos morros, além da introdução de informações em locais onde não houve captura de dados, como as regiões de sombra provocadas pelo relevo que assumiram cores amarronzadas nesta composição colorida, diferenciando-se das regiões de sombra provocadas por nuvens, que continuaram com cores mais escuras. Isto pode trazer consequências negativas em outros processamentos digitais que possam vir a ser aplicados posteriormente nessas imagens, como por exemplo, a classificação. Acrescentamos que visualmente não parece que tenham sido compensadas as diferenças devidas à exposição do relevo. Nas regiões de relevo plano, as imagens corrigidas pelo Atcor-3 pareceram exibir detalhes com maior nitidez, mas de modo geral não foram percebidas diferenças significativas entre os produtos dos dois aplicativos na área de relevo plano. A utilização das imagens geradas pelo Atcor-3 demandaria um esforço adicional para melhorar seus resultados, necessitando de um investimento de tempo que comprometeria as demais fases deste trabalho. Por este motivo, optou-se por não avançar neste sentido.

As imagens geradas pelo Atcor-2 não apresentaram os problemas de perda de informação descritos no processamento efetuado pelo Atcor-3 e, de modo geral, houve aumento do número de tons de verde e da área recoberta por esta tonalidade, sugerindo uma melhoria na capacidade de distinção entre os diferentes tipos de coberturas vegetais, o que levou a conclusão que o produto fornecido pelo Atcor-2 foi satisfatório para atender às necessidades analíticas do presente trabalho.

As figuras 5.10 e 5.11 e as figuras 5.12 e 5.13 apresentadas a seguir mostram detalhes de áreas de relevo montanhoso e plano corrigidas atmosféricamente pelos aplicativos Atcor-2 e Atcor-3.



Figura 5.10 - Resultados obtidos pelo Atcor-2 em uma área de relevo montanhoso.

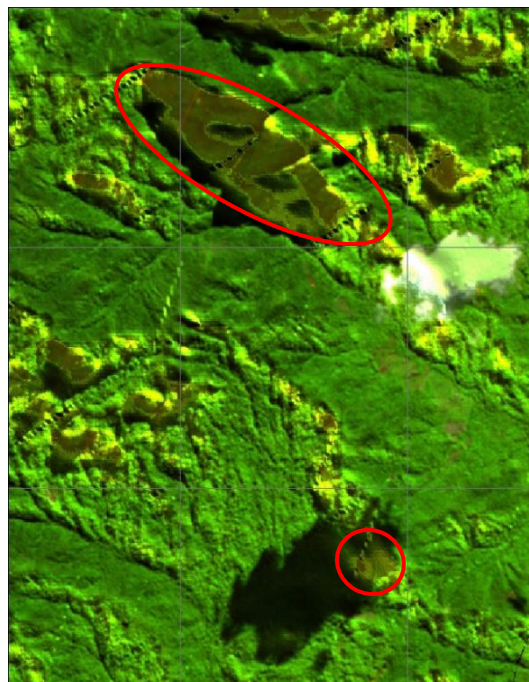


Figura 5.11 - Resultados obtidos pelo Atcor-3 em uma área de relevo montanhoso. Notar a presença de tons amarronzados em regiões de ausência de informação devido ao relevo (elipse) e nuvens (círculo).

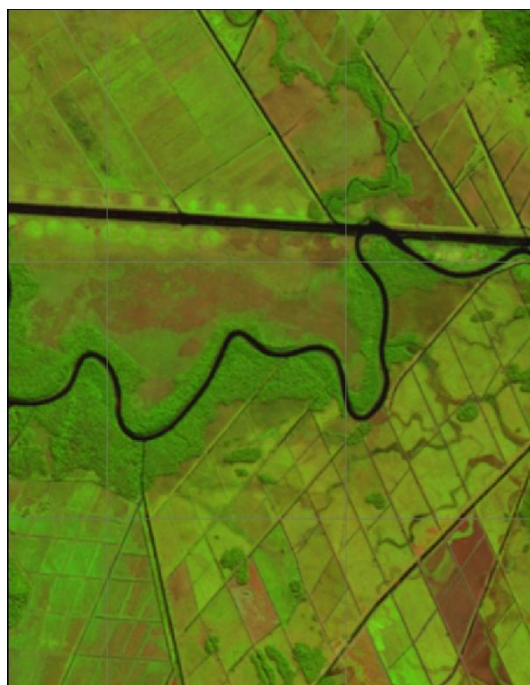


Figura 5.12 - Resultado obtido pelo Atcor-2 em uma área de relevo plano

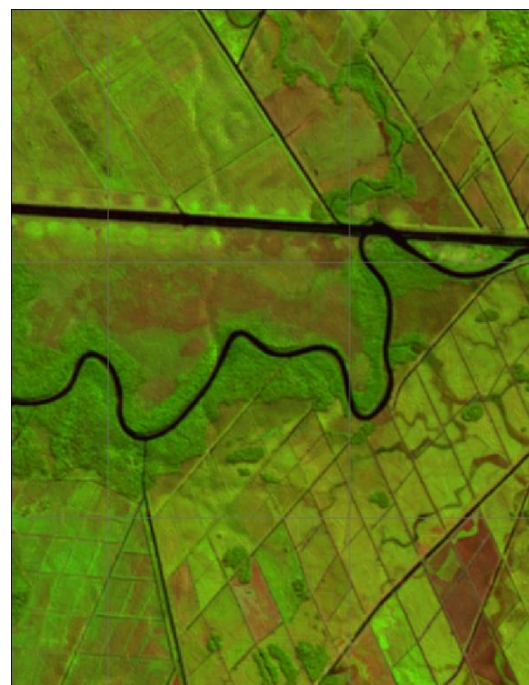


Figura 5.13 - Resultado obtido pelo Atcor-3 em uma área de relevo plano. Notar o aumento do contraste das cores.

5.2.2 CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA GERAÇÃO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

Conforme descrito no item 5.2, antes de efetuar a avaliação dos efeitos da correção atmosférica na geração dos índices de vegetação foi efetuado um estudo preliminar visando interpretar os dados gerados a partir das imagens do sensor HRG. Isto se deu mediante dois procedimentos: 1- Comparação do comportamento espectral de alvos utilizando dados dos sensores HRG e TM; 2- Avaliação dos efeitos da correção atmosférica nas bandas espectrais do sensor HRG.

As amostras dos alvos estudados nesta fase do trabalho foram selecionadas através de inspeção visual na imagem e foram representativas dos principais tipos de cobertura vegetal existentes na área de estudo. As coberturas amostradas foram: floresta, gramínea em várzea e gramínea em morro. As amostras foram obtidas com três repetições, e possuíram superfície de 1 ha. Este valor de área foi considerado adequado dada a resolução de 10 metros da imagem utilizada.

A obtenção dos valores de radiância, reflectância aparente (sem correção atmosférica) e reflectância de superfície (com correção atmosférica) das amostras ocorreram através da rotina '*Statistics as a Table*' disponível no software ArcGis. Com os valores médios foram elaboradas as curvas de comportamento espectral e posteriormente calculados os índices de vegetação. Os resultados observados foram plotados em gráficos para facilitar a interpretação.

As figuras 5.14 a 5.16 ilustram os tipos de coberturas do solo amostrados, visualizados na imagem corrigida atmosféricamente.



Figura 5.14 - Amostras de gramínea em morro

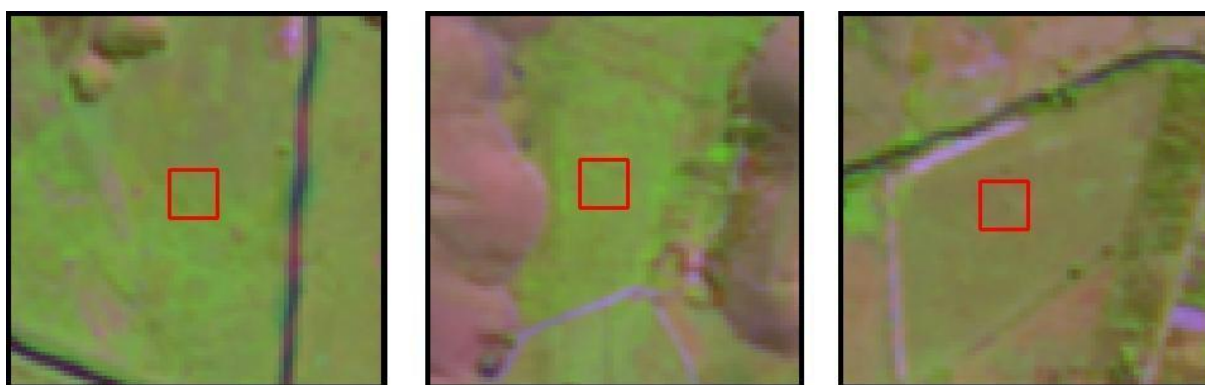


Figura 5.15 - Amostras de gramínea em várzea

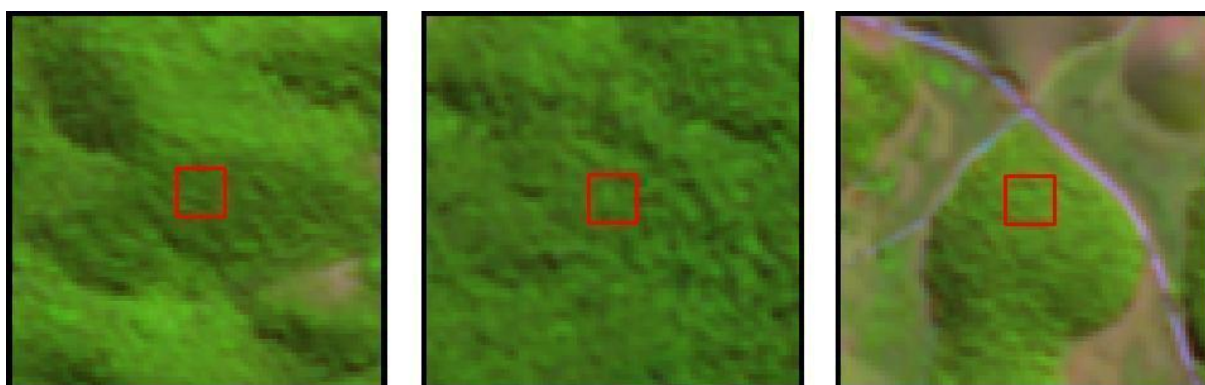


Figura 5.16 - Amostras de florestas

5.2.2.1 COMPARAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE ALVOS UTILIZANDO DADOS DOS SATÉLITES SPOT-5 SENSOR HRG E LANDSAT-5 SENSOR TM (PROCEDIMENTO 1)

Diante da dificuldade de obter na literatura parâmetros para subsidiar a interpretação dos dados obtidos através da imagem do sensor HRG, foi necessário efetuar uma comparação com dados oriundos sensor TM, pois o comportamento espectral da vegetação nas faixas espectrais deste sensor é mais conhecido. Esta comparação foi feita com valores de radiância porque não foi possível obter todas as informações necessárias para converter a imagem TM para valores de reflectância. A transformação de ND para radiância ocorreu através do aplicativo *Radiance* disponível no software Idrisi, que possui algoritmo específico para esta finalidade. A imagem do sensor HRG em radiância foi gerada através de álgebra de imagens também no software Idrisi. A imagem do sensor TM utilizada data de novembro de 2009 e foi disponibilizada pelo INPE.

5.2.2.1.1 Características das Faixas Espectrais dos Sensores HRG a bordo do satélite Spot-5 e TM a bordo do satélite Landsat-5

A comparação entre as faixas espectrais dos sensores TM e HRG revelou a existência de diferenças na largura e no posicionamento das suas bandas, como pode ser visto no quadro 5.3 e a figura 5.17. As bandas do visível do sensor HRG são mais largas que as do sensor TM. A banda do verde avança em uma região que corresponde ao final da banda azul do sensor TM e a banda do vermelho está posicionada mais distante da região da borda vermelha. As bandas do infravermelho são mais estreitas e posicionadas dentro da faixa abrangida pelas bandas do sensor TM.

Quadro 5.3- Faixas Espectrais dos Sensores HRG e TM em Micrômetros

NOME	HRG ³⁵		TM ³⁶	
	Banda	Faixa	Banda	Faixa
Azul			1	0,45 - 0,52
Verde	1	0,50 - 0,59	2	0,52 - 0,60
Vermelho	2	0,61 - 0,68	3	0,63 - 0,69
Infravermelho Próximo	3	0,78 - 0,89	4	0,76 - 0,90
Infravermelho Médio	4	1,58 - 1,75	5	1,55 - 1,75
Infravermelho Médio			7	2,08 - 2,35

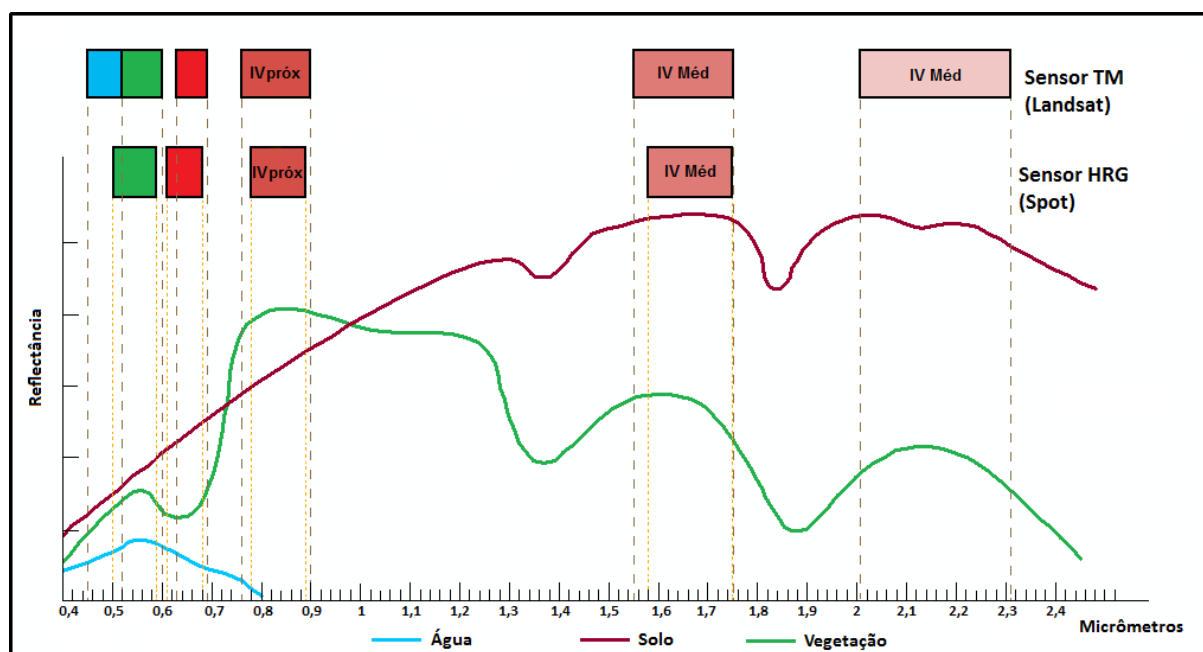


Figura 5.17 - Curvas de comportamento espectral de alvos na superfície terrestre e faixas espectrais imageadas pelos sensores TM e HRG

Fonte: Adaptado de RICHARDS & JIA (2006)

5.2.2.1.2 Comportamento Espectral de Alvos Elaborados com Valores de Radiância

Antes de iniciar a discussão acerca do comportamento espectral das amostras em valores de radiância, devemos mencionar que a diferença mais marcante encontrada entre estas e as curvas elaboradas em valores de reflectância (figura 5.17) ocorre na região do infravermelho médio, cujo baixo valor da radiância (inferior até mesmo em relação às bandas do visível) pode ser explicado devido à baixa irradiância solar medida nesta região do espectro, como mostrado na figura 5.18. Devemos lembrar que reflectância é a razão entre o fluxo refletido e o fluxo incidente. Ou seja, para obter a reflectância³⁴, o valor da irradiância é considerado (ver item 5.2.1.1 deste capítulo) e no caso do infravermelho próximo, o fluxo refletido sendo dividido por um valor muito baixo em comparação aos valores das outras bandas, proporciona uma inversão no aspecto da curva da reflectância quando o alvo estudado é a vegetação.

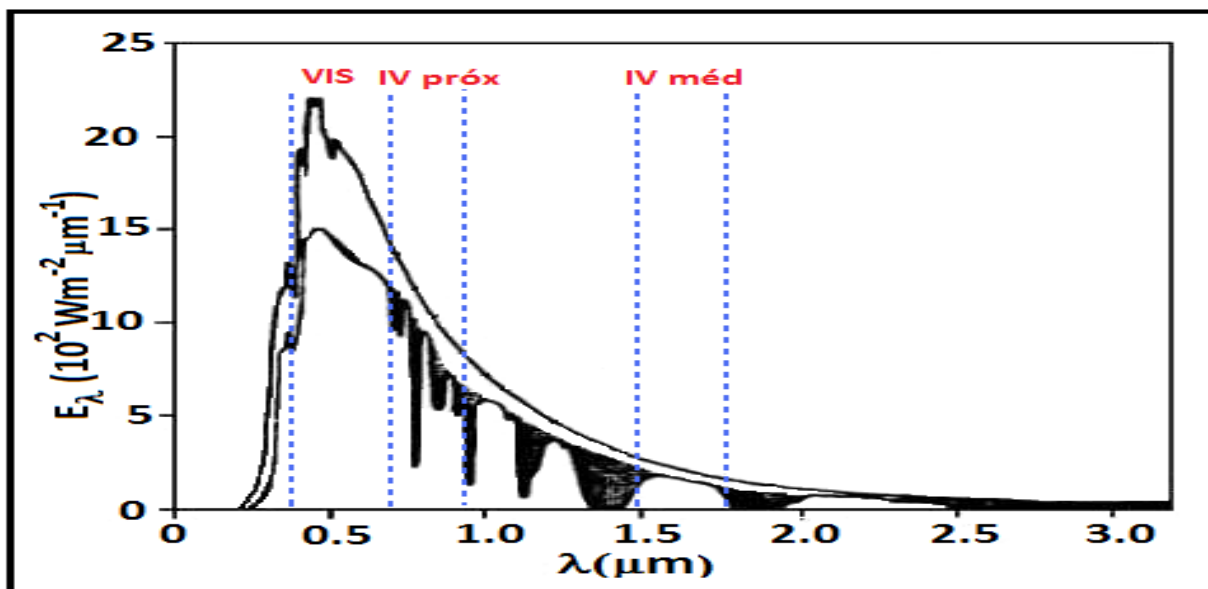


Figura 5.18 - Espectro da radiação solar no topo da atmosfera (curva superior) e no nível do mar (curva inferior), para atmosfera média e sol no zênite – Notar a expressiva diminuição da irradiância solar na região do infravermelho médio.

Fonte: Adaptado de GRIMM (1999).

Com a média aritmética dos valores da radiância das amostras foi elaborado o quadro 5.4 e as curvas de comportamento espectral contidas nas

³⁴ $\rho = \pi L / [E \cos(\theta_s) d^{-2}]$

figuras 5.19 a 5.21. Estas curvas foram interpretadas com a finalidade de identificar as principais diferenças de comportamento que pudessem ser atribuídas às diferenças entre as bandas dos dois satélites.

Quadro 5.4 - Valores Médios da Radiância das Amostras Medidas nas Bandas Espectrais dos Sensores TM e HRG

AMOSTRAS	MÉDIA DA RADIÂNCIA TM				MÉDIA DA RADIÂNCIA HRG			
	Verde	Verm	IV prox	IV med	Verde	Verm	IV prox	IV med
Gram Morro	2,62	3,72	8,15	1,4	4,94	4,07	5,89	1,65
Gram Várzea	2,13	2,14	9,9	0,94	4,13	2,66	6,41	1,15
Floresta	1,44	1,43	7,61	0,67	2,94	1,6	5,34	0,68

Comparando as curvas em radiância elaboradas com dados dos sensores TM e HRG, percebe-se que, embora suas formas sejam similares, não há paralelismo entre elas. Isto poderia ser atribuído a mudanças sazonais, pois a imagem do sensor TM foi obtida em Novembro de 2009 (período chuvoso) e a imagem do sensor HRG foi obtida em agosto de 2008 (período seco), ou ao método de conversão para os valores radiância empregados neste trabalho, pois a radiância do sensor TM foi obtida pela rotina *radiance* do software Idrisi e a radiância do sensor HRG foi obtida através de álgebra de imagens usando as equações específicas para esta finalidade. Porém isto explicaria apenas as diferenças que ocorreram na região do vermelho e do infravermelho médio, mas não explicaria o comportamento observado na região do verde e do infravermelho próximo, que parece ser devido às diferenças na largura e posicionamento das bandas dos satélites.

A radiância da vegetação medida na banda do verde do sensor HRG foi consideravelmente maior que a radiância medida pelo sensor TM na mesma banda. Além disso, a radiância medida pelo sensor HRG na região do verde foi sempre maior que a radiância medida na região do vermelho em todas as amostras, enquanto a radiância medida pelo sensor TM na faixa do verde foi muito próxima à

radiância medida na faixa do vermelho para as amostras de gramínea na várzea e floresta e menor que a radiância medida no vermelho para as amostras de gramínea no morro.

Uma das possíveis explicações para estas diferenças de comportamento está baseada nas diferenças entre as larguras das bandas destes sensores, pois como já foi dito, no sensor HRG a banda do verde alcança comprimentos de onda que estariam no limite do azul, conforme pode ser observado na figura 5.17, o que tornaria esta banda muito mais sensível aos efeitos aditivos da atmosfera, que são mais acentuados sobre comprimentos de onda mais curtos, do que a sua correspondente do sensor TM. Também devemos destacar que as radiâncias medidas na faixa do vermelho e do infravermelho de onda curta em ambos os satélites foram semelhantes para os alvos estudados, o mesmo não ocorrendo na faixa do infravermelho próximo onde a radiância medida pelo sensor TM foi superior à do sensor HRG. Isto causa grandes diferenças entre os índices de vegetação testados nesta dissertação quando gerados com os dados destes sensores, porque todos foram construídos utilizando o infravermelho próximo em suas equações.

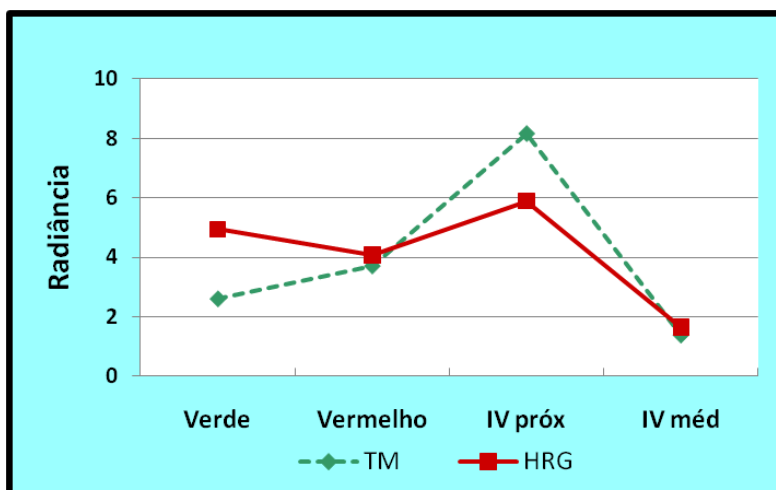


Figura 5.19 - Comparação do comportamento espectral da gramínea em morro – Sensores TM e HRG.

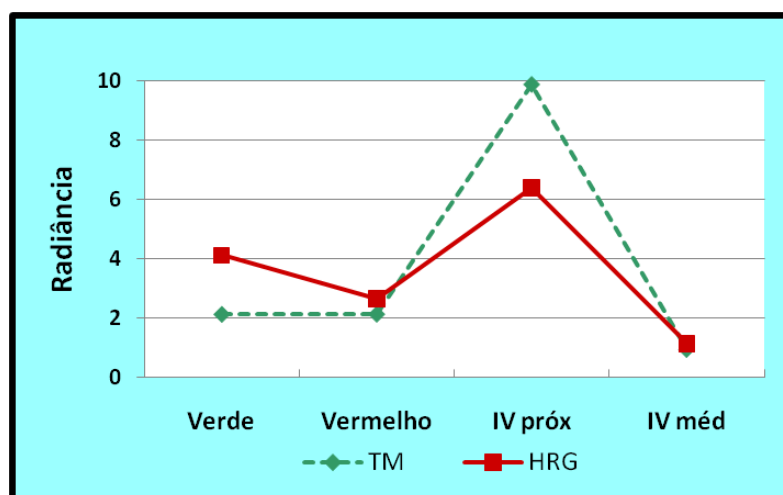


Figura 5.20 - Comparação do comportamento espectral da gramínea na várzea – Sensores TM e HRG

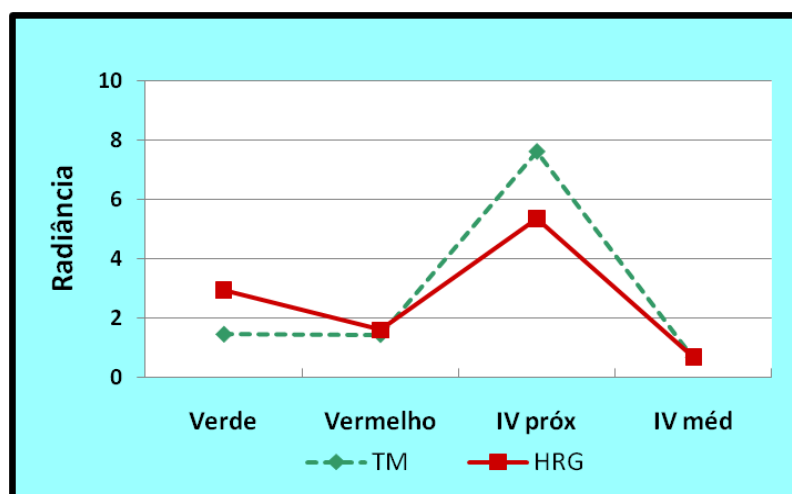


Figura 5.21- Comparação do comportamento espectral da floresta – Sensores TM e HRG

5.2.2.2 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NAS BANDAS ESPECTRAIS DO SENSOR HRG A BORDO DO SATÉLITE SPOT-5 (PROCEDIMENTO 2)

5.2.2.2.1 Escalonamento dos Dados para Comparação

Devido ao fato do método empregado para gerar as imagens em reflectância de superfície (com correção atmosférica) produzir imagens escalonadas, e o método empregado para a obtenção da reflectância aparente não escalonar o resultado, há impedimentos para efetuar comparações diretas entre estes tratamentos. Para contornar este problema e identificar diferenças causadas pelos dois métodos de processamento digital de imagens nas curvas de comportamento espectral das amostras, os dados de reflectância foram escalonados de 0 a 100, através de regra de três, utilizando como valor de referência a reflectância média medida em areas situados na mesma cena. Areas foram escolhidos como referência por serem alvos de elevada reflectância em todas as bandas espectrais. A correção atmosférica, conforme esperado, atuou de forma mais significativa na região do visível, diminuindo os valores de reflectância das amostras nesta região espectral, com efeitos mais pronunciados na faixa correspondente ao verde, que por possuir menor comprimento de onda foi mais influenciada pela atmosfera. Na região do infravermelho, de modo geral, as diferenças entre as medidas em reflectância aparente e de superfície foram muito reduzidas, mas deve ser apontado que na região do infravermelho médio foi medido um aumento muito pequeno da reflectância de superfície. Como a correção atmosférica aumentou a diferença entre os valores medidos no vermelho e no infravermelho próximo, este resultado afetará diretamente os índices de vegetação que utilizam estas bandas, ou seja, o NDVI e o EVI 2. O quadro 5.5 mostra o resultado do escalonamento efetuado para permitir a comparação entre as imagens em reflectância aparente e de superfície, que estão representadas pelas figuras 5.22 a 5.24.

Quadro 5.5- Comparação da Reflectância Obtida pelas Amostras com Valores Escalonados

DESCRIÇÃO	REFLECTANCIA APARENTE (Dados Originais)				REFLECTANCIA APARENTE (Dados Escalonados)			
	Verde	Vermelho	IV prox	IV med	Verde	Vermelho	IV prox	IV med
Areal	0,23	0,20	0,40	0,49	100,00	100,00	100,00	100,00
Gramínea morro	0,13	0,13	0,27	0,34	56,52	65,00	67,50	69,39
Gramínea várzea	0,11	0,08	0,30	0,24	47,83	40,00	75,00	48,98
Floresta	0,08	0,05	0,25	0,14	34,78	25,00	62,50	28,57
DESCRIÇÃO	REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE (Dados Originais)				REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE (Dados Escalonados)			
	Verde	Vermelho	IV prox	IV med	Verde	Vermelho	IV prox	IV med
Areal	93,24	86,01	191,16	222,97	100,00	100,00	100,00	100,00
Gramínea morro	38,48	48,14	127,90	157,90	41,27	55,97	66,91	70,82
Gramínea várzea	26,33	25,63	139,39	109,72	28,24	29,80	72,92	49,21
Floresta	10,31	9,41	115,96	65,06	11,06	10,94	60,66	29,18

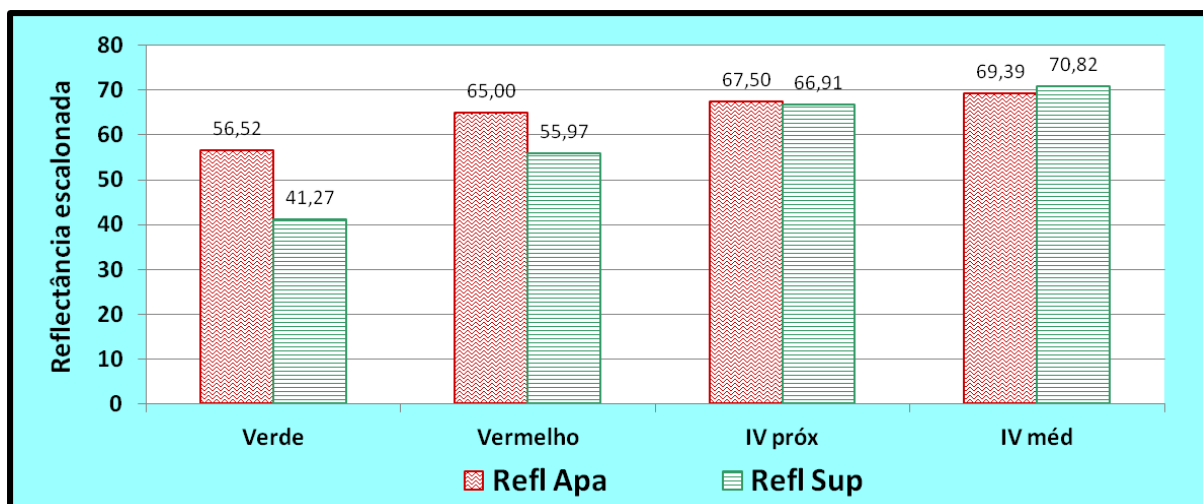


Figura 5.22 - Comparação do comportamento espectral da graminha em morro em reflectância aparente e de superfície- dados do sensor HRG

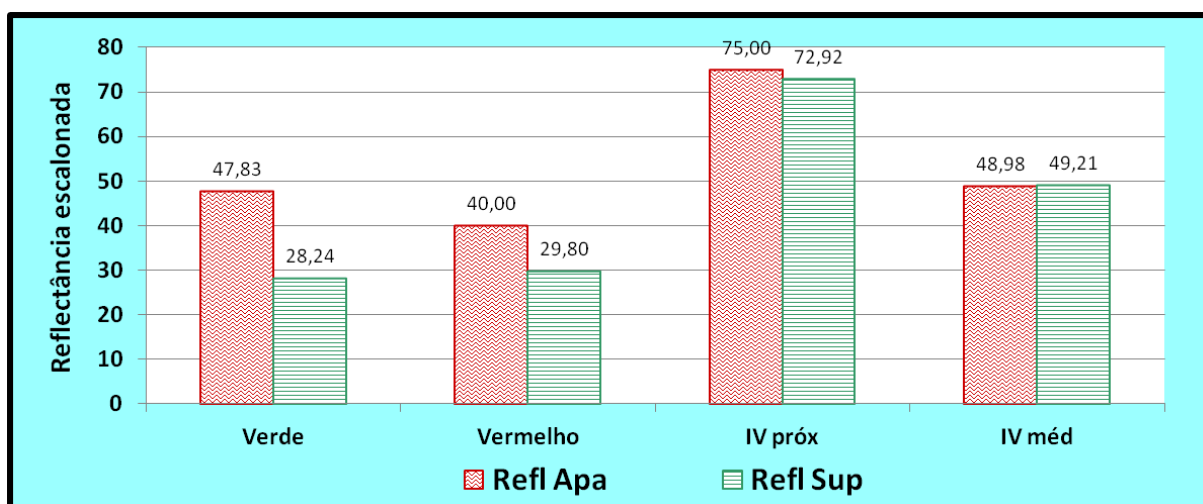


Figura 5.23 - Comparação do comportamento espectral da graminha na várzea em reflectância aparente e de superfície- dados do sensor HRG.

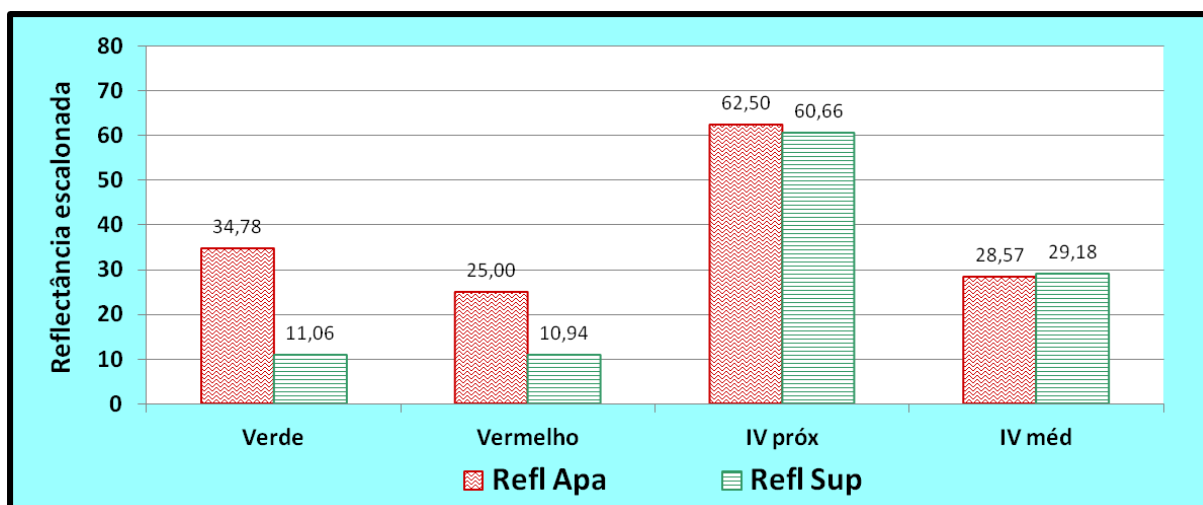


Figura 5.24 - Comparação do comportamento espectral da Floresta em reflectância aparente e de superfície- dados do sensor HRG.

Conforme evidenciado na figura 5.25, a correção atmosférica atuou de forma diferenciada na reflectância medida para os três tipos de coberturas vegetais estudados. Na região do visível, os valores da reflectância aparente das amostras revelaram existir uma relação inversamente proporcional com as taxas de redução³⁵ observadas devido à remoção dos efeitos aditivos da atmosfera. As amostras que representam formas de vegetação com maior biomassa obtiveram os menores valores de reflectância de superfície e as maiores taxas de redução. Na faixa do vermelho, a reflectância de superfície da floresta foi 56,24% menor que a reflectância aparente, enquanto que na gramínea no morro a reflectância de superfície foi 13,89% menor que a reflectância aparente.

Este comportamento merece ser investigado com maior profundidade em estudos posteriores porque não foi encontrada uma explicação imediata para taxas de redução crescentes em função do aumento da biomassa, pois o modelo de transferência radiativa utilizado para efetuar a correção atmosférica aplicou seus algoritmos de maneira constante sobre todos os pixels que compõem a cena. Em outras palavras: matematicamente, o modo como foram removidos os efeitos aditivos da atmosfera foi o mesmo para todos os pixels da cena, independentemente do tipo de cobertura por eles representados. No momento, podemos apenas afirmar que este comportamento pode estar associado à quantidade de radiação emitida pelo alvo imageado e supor que haja alguma relação com o balanço entre as componentes³⁶ da radiação eletromagnética criadas devido às interações com a atmosfera. Caso a radiância de trajetória (*Path Radiance*) subtraída de cada pixel seja constante, ela representará um percentual maior de radiação para alvos de baixa reflectância quando comparada a alvos com reflectância mais elevada.

³⁵ Redução da reflectância de superfície em relação à reflectância aparente
Taxa de redução = $((\text{reflect_apa} - \text{reflect_sup}) * 100) / \text{reflect_apa}$

³⁶ Ver item 2.1.3 – Interações da radiação eletromagnética com a atmosfera

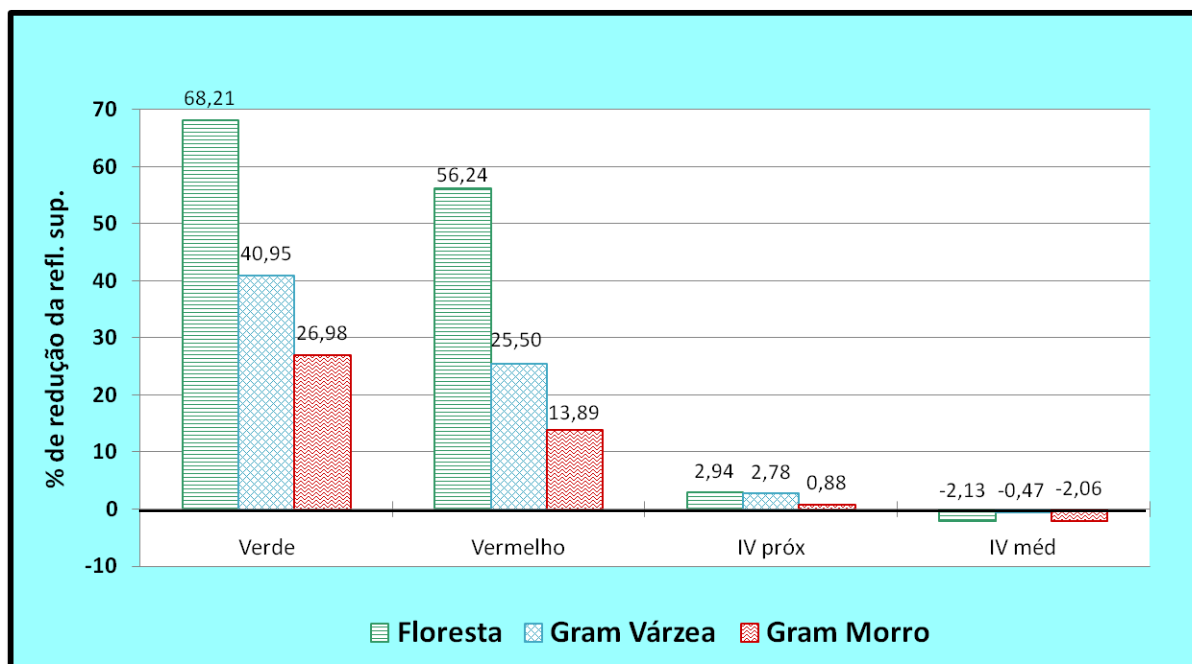


Figura 5.25- Taxa de redução da reflectância de superfície em relação à reflectância aparente

O procedimento de escalonar os valores de reflectância foi apenas um artifício para compreender a atuação da correção atmosférica nas diferentes bandas do sensor HRG. No item a seguir passaremos a analisar as curvas de comportamento espectral das amostras e os índices de vegetação calculados com os valores originais gerados pelo Atcor-2 e pela álgebra de imagens do Idrisi.

5.2.2.2.2 Comportamento Espectral da Vegetação nos Dois Tratamentos Efetuados

A reflectância da gramínea no morro na região do infravermelho médio foi maior que na região do infravermelho próximo em ambos os tratamentos. Este comportamento pode ser atribuído à grande contribuição da resposta do solo nos pixels de gramínea no morro, pois os dados trabalhados referem-se a uma cena adquirida no período das secas (agosto), no qual as pastagens, especialmente as situadas nos morros, sofrem um severo *stress* hídrico reduzindo sua biomassa e aumentando consideravelmente a exposição do substrato. Este comportamento não foi observado em relação à gramínea na várzea, que apresentou o comportamento semelhante ao da floresta. Isto pode ser atribuído ao maior recobrimento do solo proporcionado pelas gramíneas que nesta situação estão menos sujeitas ao déficit hídrico.

A observação das curvas de vegetação contidas nas Figuras 5.26 e 5.27 revela que a correção atmosférica tornou os valores de reflectância na banda do verde apenas ligeiramente superiores aos valores da banda do vermelho, nas amostras de floresta e gramínea na várzea, e inferiores ao vermelho na gramínea no morro, comportamento que não corresponde à resposta espectral esperada destes alvos na região do visível. Tal fato foi atribuído ao desconhecimento das reais condições de visibilidade da atmosfera por ocasião da obtenção da imagem, que pode ter causado uma redução excessiva na reflectância das bandas situadas no visível.

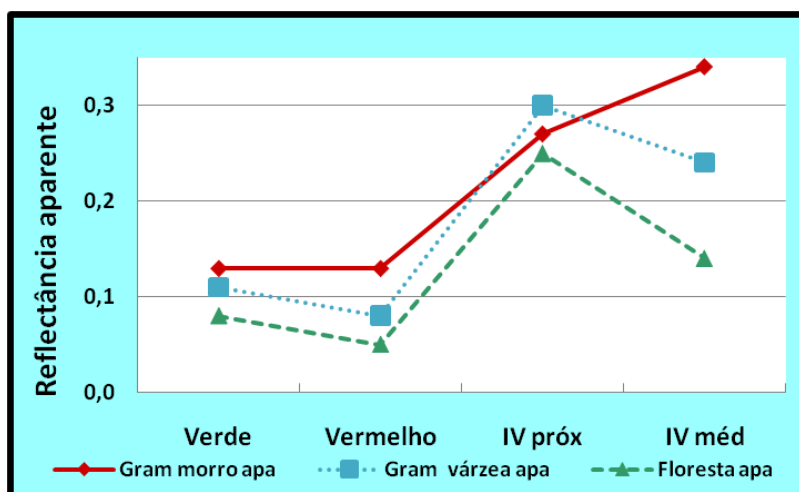


Figura 5.26 - Comportamento espectral da vegetação. Dados em reflectância aparente.

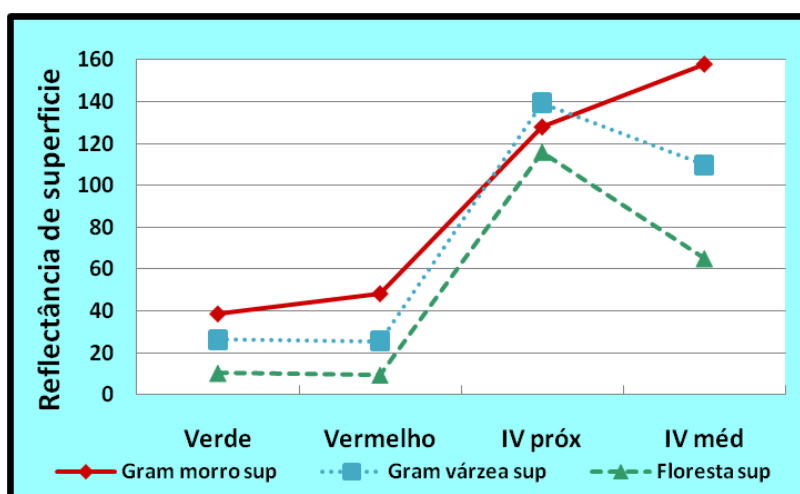


Figura 5.27- Comportamento espectral da vegetação. Dados em reflectância de superfície

5.2.2.3 AVALIAÇÃO DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA NA GERAÇÃO DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

A avaliação da correção atmosférica na geração dos índices de vegetação foi feita através da interpretação da forma e da amplitude das curvas elaboradas com os dados contidos no quadro 5.6. Não foi possível interpretar as diferenças quantitativas entre estes índices porque o EVI 2 não é um índice escalonado, ao contrário do NDVI e do MVI que são índices normalizados cujos valores variam de -1 a 1. Os índices de vegetação foram calculados a partir da média do valor de reflectância obtido pelos diferentes alvos nas bandas do sensor HRG.

Quadro 5.6- Índices de Vegetação das Amostras Obtidos com Dados do Sensor HRG

DESCRIÇÃO	EVI 2 ⁴⁰		MVI ⁴¹		NDVI ⁴²	
	apa	sup	apa	sup	apa	sup
Gramínea morro	0,24	0,82	-0,11	-0,1	0,37	0,45
Gramínea várzea	0,36	1,41	0,11	0,12	0,57	0,69
Floresta	0,37	1,91	0,27	0,28	0,67	0,85
Amplitude	0,13	1,09	0,38	0,38	0,3	0,4

A correção atmosférica aumentou a amplitude das curvas elaboradas com os valores dos índices que utilizam as bandas do visível. Por exemplo, sem correção atmosférica, os valores do NDVI variaram de 0,37 (gramínea morro) a 0,67 (floresta) ao passo que com a correção atmosférica os valores variaram de 0,45 (gramínea morro) a 0,85 (floresta). Isto foi consequência do aumento da diferença entre o vermelho e o infravermelho próximo proporcionado pela correção atmosférica. Este

efeito foi muito pequeno no MVI, porque este índice não utiliza bandas do visível em sua composição.

Os efeitos da correção atmosférica foram mais acentuados sobre o EVI 2. Devemos lembrar que este índice de vegetação é derivado do EVI, que utiliza a banda do azul para corrigir a influência dos aerossóis na banda do vermelho e que segundo seus autores (JIANG *et al.*, 2008), como o EVI 2 não utiliza a banda do azul e baseia-se na alta correlação que as bandas do visível possuem entre si, permitindo que a reflectância na região da banda do azul possa ser expressa como uma função da reflectância do vermelho, o desempenho deste índice depende de uma eficiente correção atmosférica. Com a correção atmosférica a forma da curva deste índice assemelhou-se à forma da curva do NDVI e apresentou a maior amplitude dentre os índices de vegetação estudados, evidenciando melhor as diferenças entre as coberturas vegetais. As figuras de 5.28 a 5.32, a seguir, apresentam o comportamento dos índices de vegetação estudados.

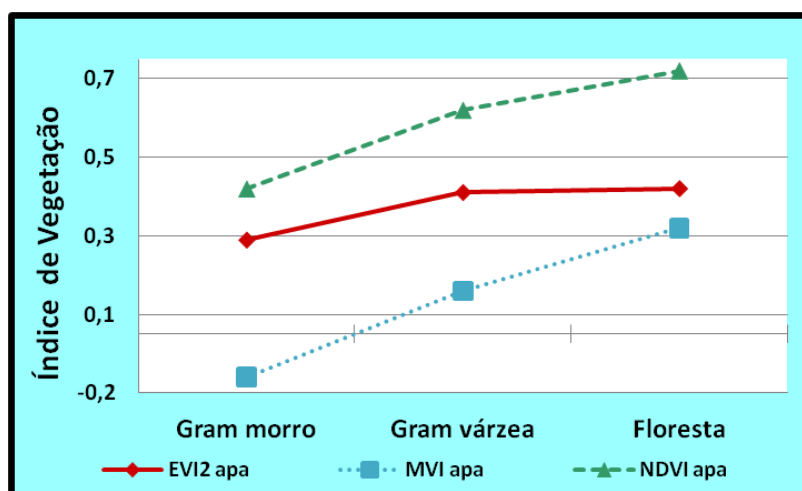


Figura 5.28 - Índices de vegetação das amostras obtidos com dados em reflectância aparente.

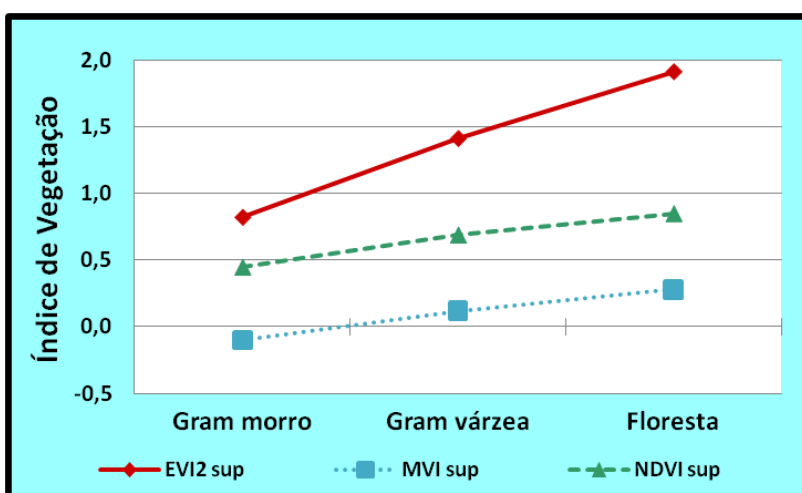


Figura 5.29 - Índices de vegetação das amostras obtidos com dados em reflectância de superfície.

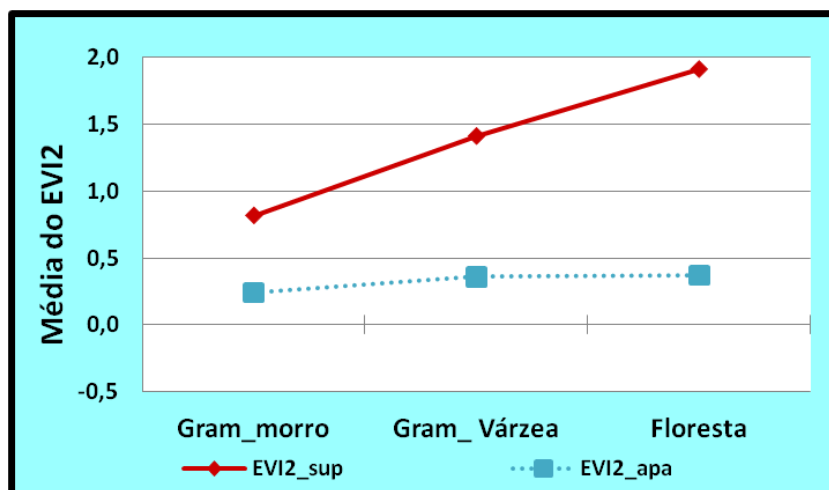


Figura 5.30 - Comparação entre os EVI 2 das amostras obtidos nos tratamentos.

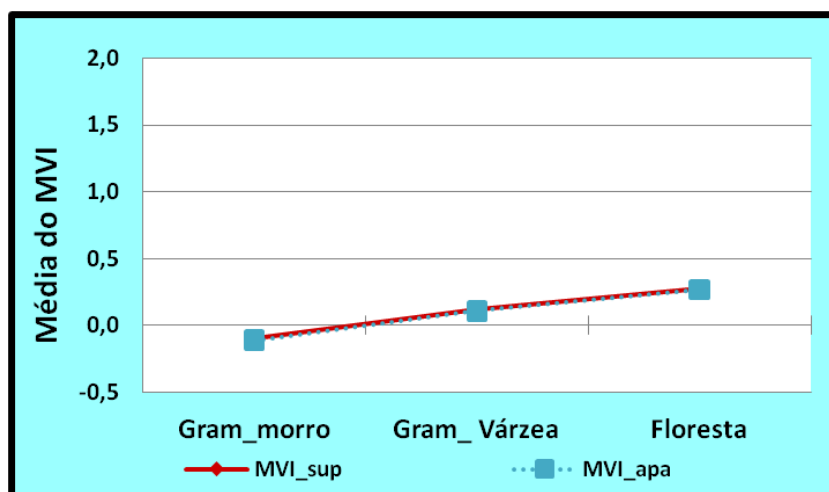


Figura 5.31- Comparação entre os MVI das amostras obtidos nos tratamentos

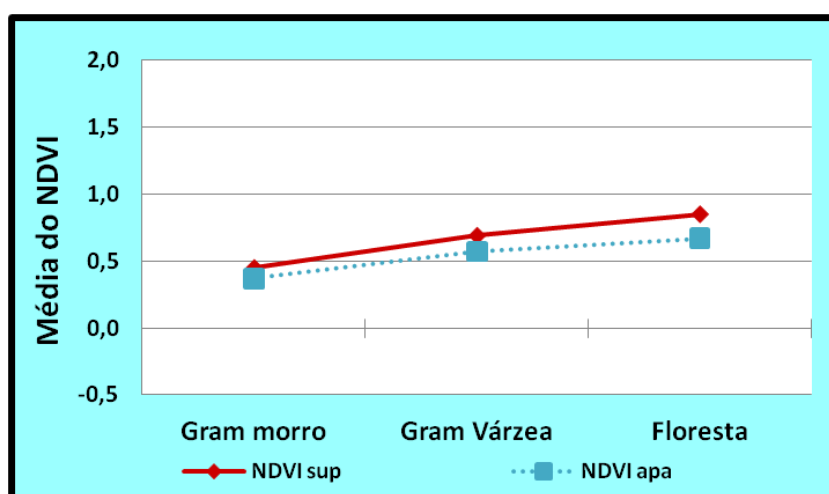


Figura 5.32 - Comparação entre os NDVI das amostras obtidos nos tratamentos.

5.3 CONCLUSÕES

A comparação visual das três cenas geradas pelo satélite Spot-5 corrigidas atmosféricamente que abrangem a área de estudo, revelou que para a compatibilização de cenas adquiridas em diferentes datas é necessário um conhecimento preciso acerca das condições atmosféricas vigentes por ocasião da aquisição das imagens. Os resultados alcançados nas duas cenas obtidas na mesma data e sob as mesmas condições atmosféricas foi plenamente satisfatório, permitindo que os tratamentos realizados compatibilizassem os valores de reflectância das duas cenas. Contudo, na primeira cena, obtida em condições diversas, a correção atmosférica apenas atenuou as diferenças. Como modelos teóricos de correção atmosférica inferem a profundidade óptica a partir das condições de visibilidade no momento de aquisição da cena, é fundamental ter segurança em relação a esta informação. Uma alternativa que poderia ser utilizada para solucionar o problema da compatibilização das cenas seria efetuar a normalização radiométrica. Entretanto, diante da hipótese de que fossem introduzidas novas incertezas nesta etapa de processamento digital, optou-se por não seguir este caminho e utilizar, nas etapas subsequentes deste trabalho, uma única cena, para a geração dos índices de vegetação.

Dentre os dois métodos utilizados para efetuar a correção atmosférica, o método que envolveu a correção dos efeitos topográficos através do aplicativo Atcor-3 ainda carece de estudos mais aprofundados para auferir resultados satisfatórios. Sugerimos que em estudos futuros seja investigada a influência do modelo numérico de elevação sobre a eficiência dos resultados do aplicativo Atcor-3. Como alternativas, poderão ser testados os modelos gerados pelo topodata, SRTM e o DEM recentemente elaborado pelo IBGE.

Nas imagens produzidas, não parece que tenham sido compensadas as diferenças decorrentes da exposição do relevo, houve perda de informação pela saturação do brilho das regiões localizadas nas cristas das montanhas e nos topos dos morros e houve introdução de informações em locais onde não houve captura de dados, como as regiões de sombra provocadas pelo relevo, que passaram a assumir tonalidades diferenciadas das sombras das nuvens. Nas áreas de relevo

plano, houve aumento da nitidez da imagem, mas isso não causou significativa melhora de modo geral, por este motivo, as imagens em valores de reflectância de superfície utilizadas para a geração dos índices de vegetação neste trabalho foram produzidas pelo aplicativo Atcor-2 do software PCI Geomatics.

A iniciativa de comparar os dados produzidos pelos sensores HRG e TM foi importante para subsidiar a análise dos índices de vegetação produzidos a partir de dados do primeiro sensor, e levou a concluir que não é recomendável a interpretação dos valores dos índices de vegetação gerados com dados do sensor HRG tomando como base apenas o conhecimento gerado com dados do sensor TM. A explicação das diferenças entre os dados destes sensores não é simples e envolve vários fatores, mas inicialmente o que se torna mais evidente são as diferenças na largura e no posicionamento das bandas. As bandas do sensor HRG localizadas na região do visível são mais largas que as suas correspondentes do sensor TM. A banda do verde do sensor HRG avança em uma região que corresponde ao final da banda azul do sensor TM o que permite supor que a banda do verde do sensor HRG seja mais sensível aos efeitos aditivos da atmosfera. A banda do vermelho está posicionada mais distante da região da borda vermelha, e as bandas do infravermelho são mais estreitas e posicionadas dentro da faixa abrangida pelas bandas do sensor TM. Comparando o comportamento espectral da vegetação em valores de radiância, observou-se que as medidas na faixa do vermelho e do infravermelho de onda curta em ambos os sensores são semelhantes, o mesmo não ocorrendo na faixa do infravermelho próximo onde a radiância medida pelo sensor TM é superior à do sensor HRG. Isto influenciou diretamente os valores dos índices de vegetação gerados a partir destes dados. Deste modo, tomando como base de comparação os valores normalmente obtidos usando dados do sensor TM, para o mesmo conjunto de alvos, deverão ser esperados valores de índices de vegetação mais baixos quando calculados com dados sensor HRG devido à baixa amplitude entre o vermelho e o infravermelho próximo e entre o infravermelho próximo e o infravermelho médio.

A correção atmosférica atuou de forma mais significativa na região do visível, diminuindo os valores da reflectância da vegetação. O menor comprimento de onda das bandas situadas nesta região espectral acarretou em maior suscetibilidade aos efeitos aditivos da atmosfera. Isto aumentou a diferença entre os

valores medidos nas faixas do vermelho e do infravermelho próximo, afetando diretamente os índices de vegetação que utilizam estas bandas, ou seja, o NDVI e o EVI 2, que tiveram um aumento na amplitude de suas curvas, e, conseqüentemente, um aumento na capacidade de discriminação das diferentes coberturas vegetais. O MVI, que não utiliza bandas no visível em sua formulação, teve seus resultados pouco alterados pela correção atmosférica.

Segundo os resultados obtidos, a correção atmosférica pode ser considerada uma importante etapa no processamento digital de imagens, resultando em imagens com melhor aspecto visual devido ao realce da vegetação e melhorando o desempenho dos índices de vegetação na discriminação de alvos na superfície terrestre, especialmente quando os índices de vegetação utilizam bandas do visível em sua formulação. Contudo, há necessidade de grande investimento em pesquisa visando diminuir as incertezas envolvidas neste procedimento, que ainda emprega parâmetros muito subjetivos, diminuindo a capacidade de controlar os resultados. Estudos realizados recentemente, como os de OLIVEIRA *et al.*, (2009b) indicaram que dados do satélite MODIS podem ser usados para prover os modelos de transferência radiativa das necessárias informações acerca da atmosfera para a conversão dos números digitais em reflectância de superfície. Avanços neste sentido assumem importância adicional em trabalhos que necessitam compatibilizar imagens de diferentes datas e envolvem o uso de índices de vegetação. No entanto, para a aplicação extensiva desta técnica ainda persistirá o grande desafio de validar os resultados da correção atmosférica apenas através da comparação de imagens, porque a disponibilidade de verdades de campo, obtidas através de espectrorradiômetros posicionados em campo no momento da aquisição da cena é uma condição difícil de existir até mesmo quando se trata de estudos acadêmicos.

CAPÍTULO 6

6 SENSIBILIDADE DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO PARA CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL

6.1 OBJETIVO ESPECÍFICO

Testar a aplicabilidade e a acuidade de dados espectrais na elaboração de indicadores do estado de conservação de fragmentos florestais realizando estudo de caso com remanescentes florestais situados nas formas de relevo de morros, morrotes e colinas da APA São João.

6.2 METODOLOGIA

Foram testados índices de vegetação gerados a partir de dois tratamentos que correspondem aos métodos de processamento digital aplicados à cena do satélite Spot-5 produzida pelo sensor HRG que abrange a área de estudo: 1- Conversão para valores de reflectância aparente e 2- Conversão para valores de reflectância de superfície (correção atmosférica). As imagens índice de vegetação correspondentes ao NDVI e ao MVI foram geradas no software Idrisi através do aplicativo Vegindex, com o diferencial que para a produção do MVI, a banda do vermelho foi substituída pela banda infravermelho médio. O EVI 2 foi obtido através de operações de álgebra de imagens. Estes produtos foram identificados pela abreviatura que representa o nome dos índices, tendo sido adicionado os termos *apa* e *sup* para se referir, respectivamente, às imagens obtidas no tratamento 1 (em valores de reflectância aparente) e às imagens do tratamento 2 (corrigidas atmosféricamente, ou seja, em valores de reflectância de superfície).

As variáveis estatísticas associadas aos índices de vegetação foram obtidas através da função para extração de parâmetros estatísticos de uma imagem a partir da definição de polígonos, disponível no software Spring, cujo resultado foi um conjunto de tabelas em *dbf* contendo, para o conjunto de pixels que representa cada amostra, os seguintes parâmetros: mínimo, máximo, amplitude, média, variância, desvio padrão, assimetria, curtose, coeficiente de variação, mediana e moda. A metodologia seguida para a obtenção dos dados necessários para a execução desta dissertação foi sintetizada na figura 6.1.

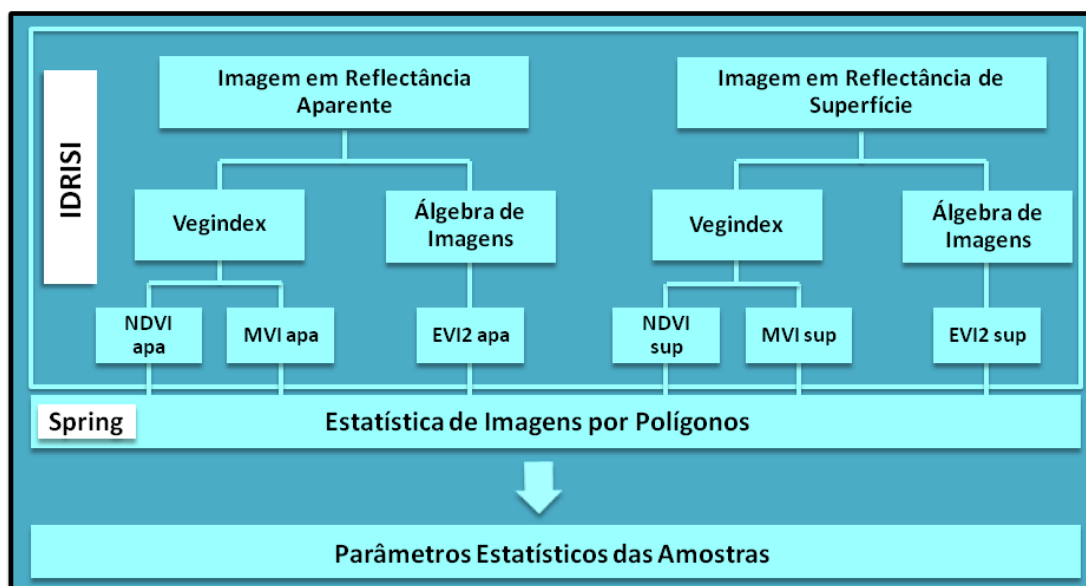


Figura 6.1 - Metodologia para Obtenção dos Dados para Análise.

A princípio, foi feita uma tentativa de encontrar descritores para distinguir os tipos de vegetação representados pelas amostras usando as ferramentas estatísticas Análise de Componentes Principais e Análise de Cluster disponibilizadas no software Statistica. A Análise de Componentes Principais teve por objetivo identificar as variáveis mais fortemente relacionadas à variação do universo amostral, as quais posteriormente foram usadas na Análise de Cluster. Através deste procedimento, as amostras formaram agrupamentos por similaridade organizados em um dendrograma. Contudo, apesar de terem sido feitas várias tentativas buscando melhorar o resultado, as amostras não foram agrupadas satisfatoriamente segundo a tipologia a elas atribuída pelo trabalho de campo.

Através deste método, apenas as amostras do tipo 1 foram reunidas em agrupamentos onde havia pouca ou nenhuma ocorrência de amostras dos demais tipos. Conclui-se que, neste caso, ao contrário das expectativas, o aumento do número de variáveis envolvidas na análise aumentou o erro, impedindo que a Análise de Cluster formasse agrupamentos compatíveis com os tipos de vegetação por elas representados. Estes resultados levaram a concluir que analisar de forma independente variáveis relacionadas às medidas de tendência central e à dispersão traria resultados mais proveitosos do que a busca por um conjunto de variáveis que correlacionadas pudessem ser associados aos tipos de vegetação. Deste modo, foram selecionadas para análise a média, o desvio padrão e a mediana. Estas variáveis estatísticas doravante passarão a ser denominadas de parâmetros.

No decorrer das análises foi evidenciada a dificuldade de separar as amostras do tipo 3.1 das amostras do tipo 2 e as amostras do tipo 3.2 das amostras do tipo 4. Isto prejudicou a manutenção do detalhamento da classificação de campo. Devemos salientar que as áreas associadas aos tipos 3.1 ainda guardam muitas semelhanças com as áreas do tipo 2. Seu dossel ainda está pouco desenvolvido em termos de altura e apresenta uma mistura de áreas fechadas e outras mais abertas; as espécies pioneiras ainda são predominantes em determinados trechos do fragmento e a variedade de espécies compondo o dossel teve apenas um ligeiro aumento em comparação ao tipo 2. Por outro lado, as amostras do tipo 3.2 são assemelhadas às amostras do tipo 4, que possui como principais diferenças o porte mais desenvolvido e a presença de um maior número de espécies formando o dossel. Por estes motivos, foi feita uma nova classificação do universo amostral. As amostras do tipo 3.1 foram reunidas com as amostras do tipo 2 e as amostras dos tipos 3.2 e tipo 4 foram reunidas e denominadas tipo 3. A figura 6.2 esquematiza a operação e junção das classes e apresenta um breve resumo das suas características.

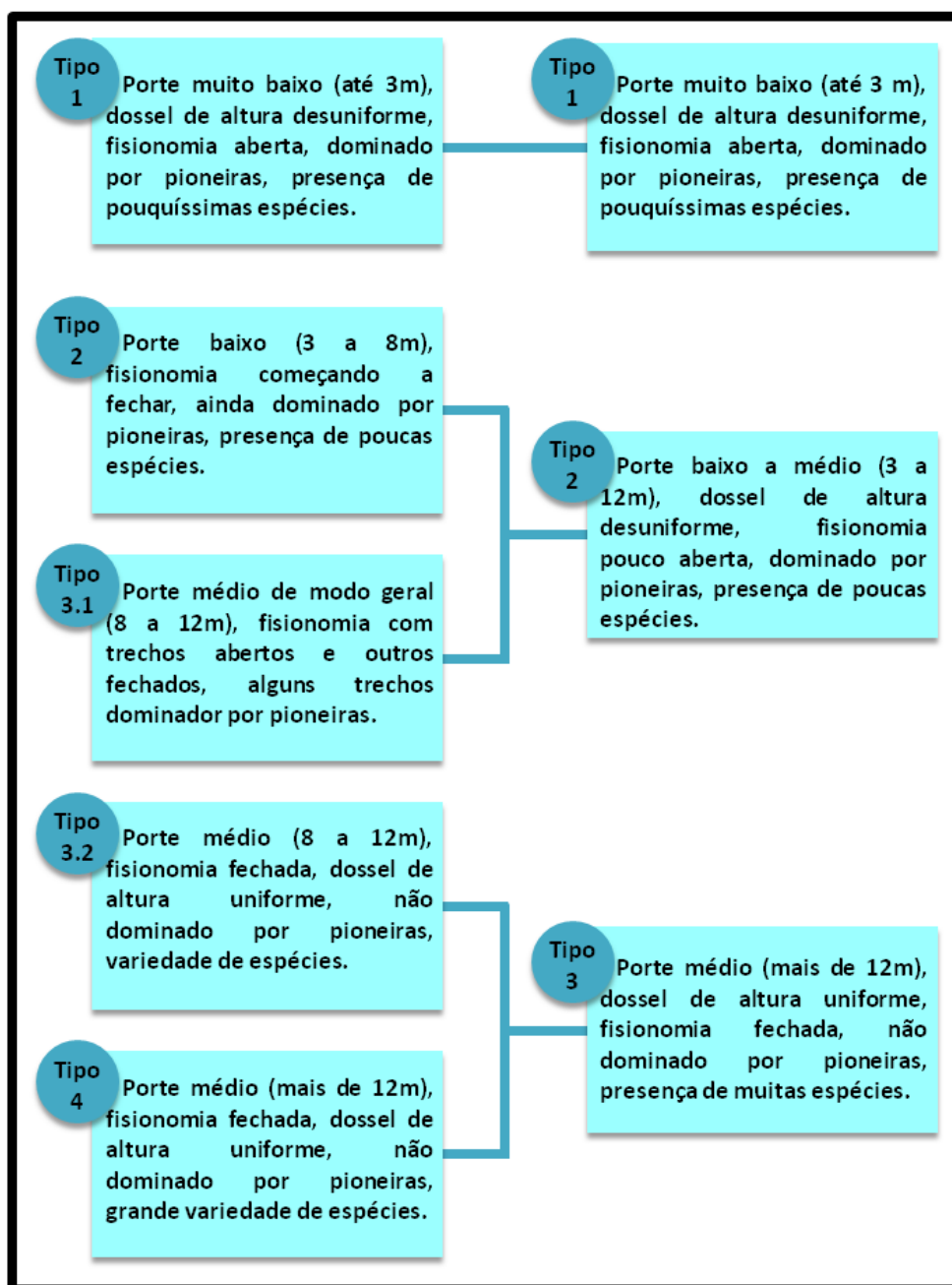


Figura 6.2 - Esquema de União das classes que representaram os tipos de vegetação identificados na área de estudo.

Após a definição dos parâmetros que seriam analisados, e feita a reclassificação das amostras, a metodologia seguida foi desenvolvida em duas etapas. Na primeira, foi investigada a eficiência dos tratamentos realizados na imagem processada para a discriminação das diferenças entre os tipos de vegetação. Na segunda etapa, foram determinados os limiares de separação entre os tipos de amostras utilizando parâmetros obtidos a partir dos índices de vegetação.

6.3 EFICIÊNCIA DOS TRATAMENTOS REALIZADOS PARA DISCRIMINAR OS TIPOS DE VEGETAÇÃO

Nesta análise foram elaborados gráficos com os valores médios da média, mediana e desvio padrão de cada tipo de amostra. Os dados indicaram que a média e a mediana dos índices de vegetação tiveram comportamento semelhante nos dois tratamentos efetuados, e os baixos valores do desvio padrão apontaram que os valores atribuídos aos pixels que compõem as amostras estão muito próximos à média, demonstrando homogeneidade das amostras.

6.3.1 DADOS EM REFLECTÂNCIA APARENTE

Conforme demonstrado pelas figuras 6.3 e 6.4 os valores da média e da mediana dos índices de vegetação obtidos através dos dados em valores reflectância aparente são muito próximos, suas diferenças são percebidas apenas a partir da terceira casa decimal, o que demonstra uma distribuição de dados normal. Neste tratamento, o EVI 2 não exibiu comportamento esperado por apresentar a média do tipo 3 inferior à média do tipo 2. De acordo com o NDVI, praticamente não há diferenças entre os tipos 2 e 3, o que poderia ser explicado pela saturação deste índice a partir de determinado valor de biomassa, e as diferença entre os tipos 1 e 2 são apenas sutis, o que não reflete a realidade, pois o tipo 2 é uma fisionomia arbórea, enquanto o tipo 1 é uma fisionomia arbustiva. Dentre os três índices estudados, neste tratamento, apenas o MVI evidenciou de modo mais acentuado as diferenças entre os tipos de vegetação, como pode ser visto nos quadros 6.1 e 6.2, que apresentam as amplitudes entre os segmentos das curvas geradas pelos índices de vegetação, calculadas respectivamente a partir dos valores da média e da mediana.

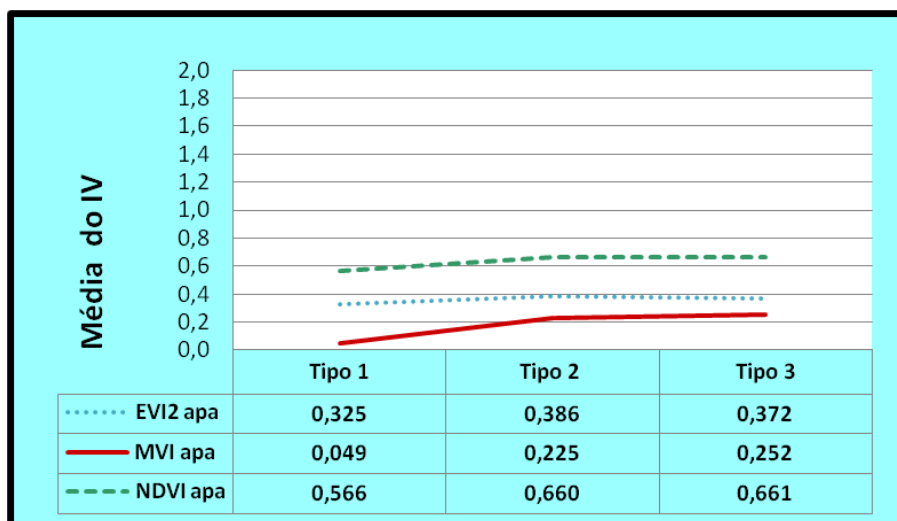


Figura 6.3 - Média dos valores dos índices de vegetação das amostras obtidos através da refletância aparente.

Quadro 6.1- Amplitude da Média dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância Aparente

AMPLITUDE DA MÉDIA			
ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	Amplitude Total	Amplitude Entre Segmentos	
	Tipo 3 – Tipo 1	Tipo 3 – Tipo 2	Tipo 2 – Tipo 1
EVI2 apa	0,047	-0,014	0,061
MVI apa	0,203	0,027	0,176
NDVI apa	0,095	0,001	0,094

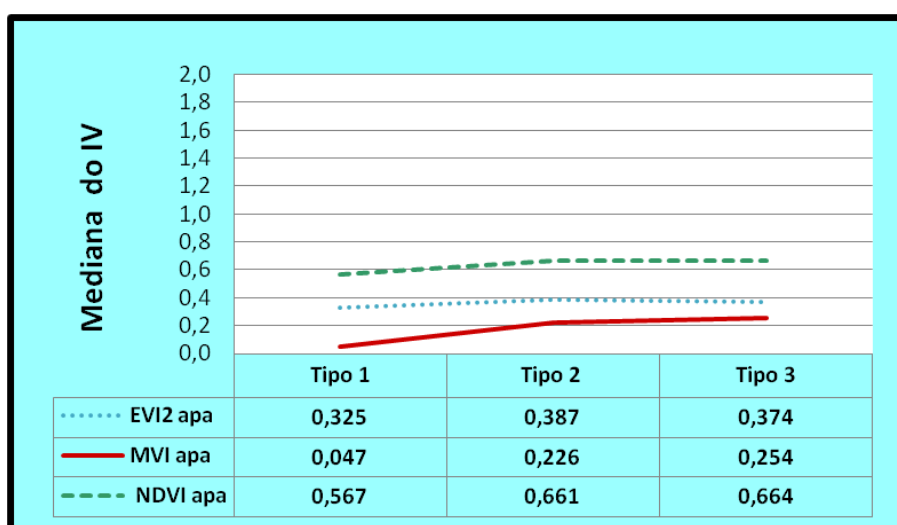


Figura 6.4 - Mediana dos Valores dos Índices de Vegetação das Amostras Obtidos Através da Refletância Aparente.

Quadro 6.2- Amplitude da Mediana dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância Aparente

AMPLITUDE DA MEDIANA			
ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	Amplitude Total	Amplitude Entre Segmentos	
	Tipo 3 – Tipo 1	Tipo 3 – Tipo 2	Tipo 2 – Tipo 1
EVI2 apa	0,049	-0,013	0,062
MVI apa	0,207	0,028	0,179
NDVI apa	0,097	0,003	0,094

O desvio padrão das amostras foi muito baixo, o que demonstra homogeneidade, conforme mencionado anteriormente. Devemos lembrar que cada amostra foi formada por um conjunto de pixels, e que baixos desvios padrões significam que os valores assumidos pelos diferentes pixels variaram pouco em relação à média da amostra. Isto pode ser explicado pelos cuidados tomados durante a escolha e delimitação das áreas das amostras. A seguir, a figura 6.5, apresenta o comportamento do desvio padrão.

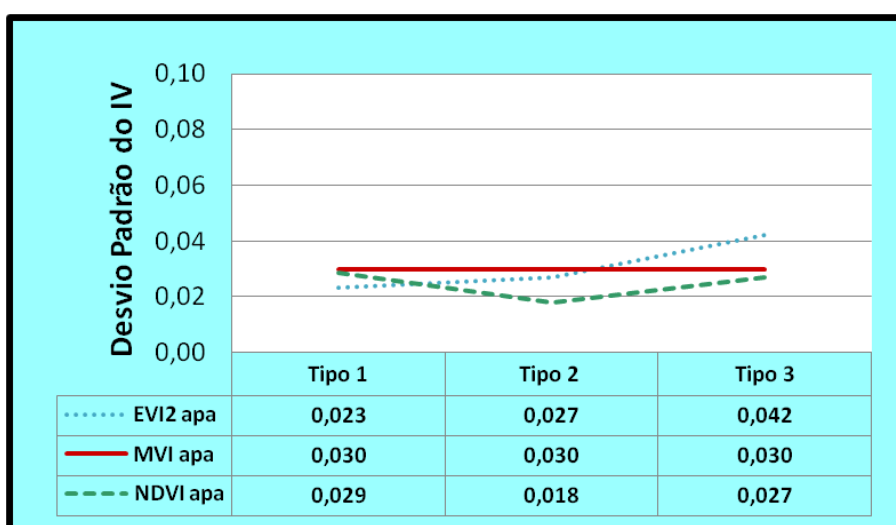


Figura 6.5 - Desvio padrão dos valores dos índices de vegetação obtidos através da refletância aparente.

6.3.2 DADOS EM REFLECTÂNCIA DE SUPERFÍCIE

A exemplo do tratamento anterior, os valores da média e da mediana dos índices de vegetação foram semelhantes e os desvios padrões muito baixos, confirmando a distribuição normal dos dados e a homogeneidade interna das amostras. A correção atmosférica aumentou a amplitude da curva do NDVI e do EVI 2 melhorando a discriminação entre os diferentes tipos, como pode ser visto nas figuras 6.6 e 6.7. O MVI praticamente não teve seu comportamento alterado por este tratamento. A seguir, as figuras 6.6, 6.7 e 6.8 apresentam o comportamento da média, mediana e desvio padrão e os quadros 6.3 e 6.4 apresentam as amplitudes da média e da mediana nos segmentos que formam as curvas dos índices de vegetação estudados.

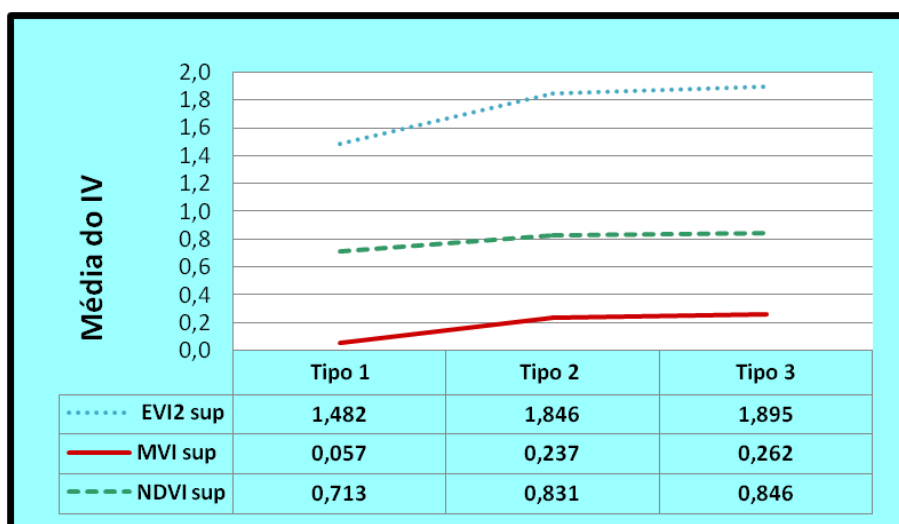


Figura 6.6 - Média dos valores dos índices de vegetação das amostras obtidos através da refletância de superfície

Quadro 6.3- Amplitude da Média dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância de Superfície

AMPLITUDE DA MÉDIA			
ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	Amplitude Total	Amplitude Entre Segmentos	
	Tipo 3 – Tipo 1	Tipo 3 – Tipo 2	Tipo 2 – Tipo 1
EVI2 sup	0,413	0,049	0,364
MVI sup	0,205	0,025	0,180
NDVI sup	0,133	0,015	0,118

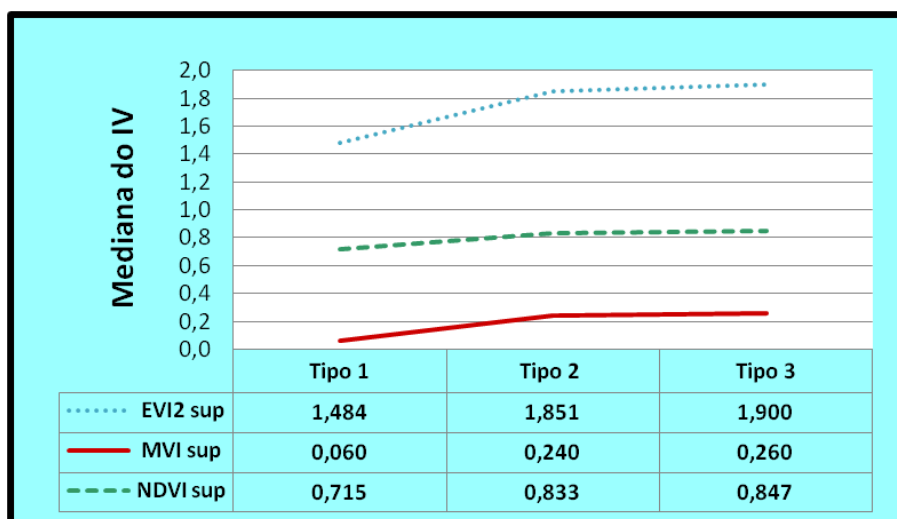


Figura 6.7 - Mediana dos valores dos índices de vegetação das amostras obtidos através da refletância de superfície.

Quadro 6.4- Amplitude da Mediana dos Índices de Vegetação Obtidos a Partir de Imagens em Reflectância de Superfície

AMPLITUDE DA MEDIANA			
ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	Amplitude Total	Amplitude Entre Segmentos	
	Tipo 3 – Tipo 1	Tipo 3 – Tipo 2	Tipo 2 – Tipo 1
EVI2 sup	0,416	0,049	0,367
MVI sup	0,200	0,020	0,180
NDVI sup	0,132	0,014	0,118

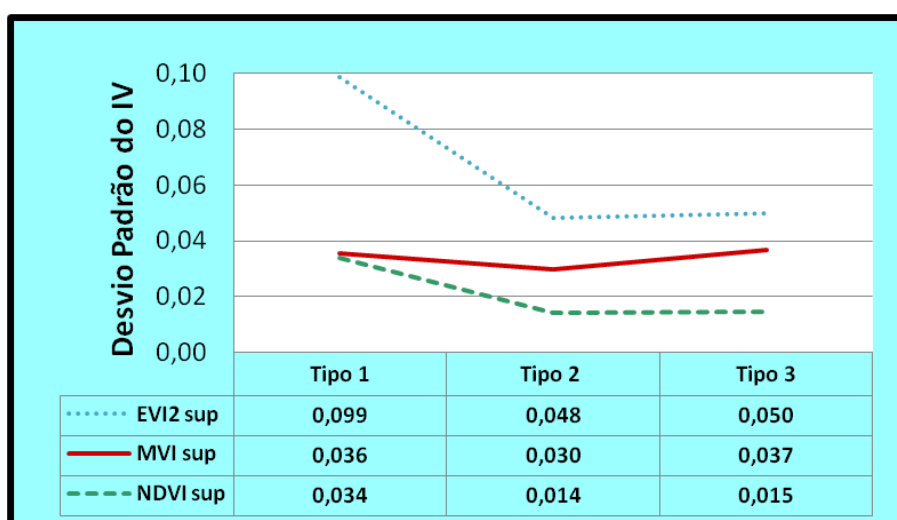


Figura 6.8 - Desvio padrão dos índices de vegetação das amostras obtidos através da refletância de superfície.

6.3.3 RESULTADOS

Antes de iniciar a discussão dos resultados, é importante lembrar que devido às diferentes concepções adotadas na elaboração dos índices de vegetação estudados não há possibilidade de efetuar comparações diretas entre o EVI 2 e os demais. Tanto o NDVI quanto o MVI são índices cujos valores são escalonados, variando de -1 a 1. O EVI 2 não é um índice de vegetação escalonado. Por motivo semelhante também não foi possível comparar diretamente os resultados obtidos individualmente pelos índices de vegetação nos dois tratamentos, porque as imagens em reflectância aparente que deram origem aos índices não são escalonadas, e as imagens em reflectância de superfície são escalonadas. Deste modo, embora não seja possível efetuar uma análise quantitativa, é possível analisar os aspectos qualitativos das curvas geradas, tais como amplitude e forma.

O tratamento que envolveu a correção atmosférica melhorou o poder de discriminação dos índices de vegetação que utilizam a banda do visível (vermelho) em suas composições. Devemos lembrar que a correção atmosférica diminui o valor da reflectância das bandas do visível pela atenuação dos efeitos aditivos da atmosfera. Na equação destes índices de vegetação a banda do vermelho é subtraída da banda do infravermelho próximo no numerador e é somada ao infravermelho próximo no denominador. Consequentemente, a diminuição do valor da banda do vermelho proporcionou um aumento do valor destes índices. Este efeito foi mais acentuado no EVI 2 porque sua equação usa fatores de ajuste que conferem um peso maior à banda do vermelho quando situada no denominador. Como o MVI não utiliza bandas na faixa do visível, a correção atmosférica pouco alterou seus resultados, sendo o índice de vegetação que menos alterou seu comportamento quando comparado à situação onde os índices de vegetação foram calculados com correção atmosférica.

As curvas elaboradas com os dados de todos os índices estudados em ambos os tratamentos, apresentaram o primeiro segmento (ligação entre o ponto que representa os valores obtidos pelos tipos 1 e 2) com inclinação mais acentuada em relação ao segundo segmento (ligação entre os valores dos tipos 2 e 3). Isto demonstra que os índices de vegetação foram sensíveis às diferenças entre os tipos

de vegetação, pois o tipo 1 corresponde a uma fisionomia mais aberta e de menor biomassa, possuindo grande diferença quando comparado aos demais tipos. Já os tipos 2 e 3 são fisionomias assemelhadas.

De modo geral, os valores da média e da mediana do NDVI e do MVI foram crescentes do tipo 1 em direção ao tipo 3 em ambos os tratamentos. A exceção deve-se ao EVI 2 que apresentou este comportamento apenas no tratamento com correção atmosférica. Isto confirma a advertência dos autores do EVI 2 que alertam sobre a necessidade de efetuar a correção atmosférica nas imagens usadas para gerar este índice. De fato, a correção atmosférica proporcionou ao EVI 2 a mudança de comportamento mais expressiva dentre os índices de vegetação estudados. Este índice de vegetação teve significativo aumento de amplitude e passou a assumir o comportamento esperado, atribuindo valores às amostras do tipo 3 superiores às amostras do tipo 2. Comparando as curvas dos três índices de vegetação, o EVI 2 aparentou possuir maior poder de discriminação entre os tipos de amostras, pois sua curva apresentou maior amplitude entre os segmentos e também maior amplitude total.

Os resultados alcançados nesta etapa do trabalho confirmaram as descobertas relatadas na bibliografia consultada e indicaram que imagens em reflectância de superfície usadas para a geração de índices de vegetação fornecem resultados superiores na discriminação dos tipos de vegetação, em comparação aos resultados obtidos utilizando imagens em reflectância aparente, quando são analisados dados obtidos a partir de índices de vegetação que utilizam bandas do visível em suas equações. Também foi permitido levantar a hipótese que a correção atmosférica reduz a saturação do NDVI em condições de análise envolvendo alvos com elevada biomassa. Isto levou a concluir que as análises a serem efetuadas na etapa subsequente do presente trabalho deverão ser feitas com base em dados obtidos a partir da reflectância de superfície.

6.4 OBTENÇÃO DE LIMIARES DE CLASSIFICAÇÃO

Os critérios para o estabelecimento de limiares de separação entre os tipos de amostras foram determinados com o objetivo de produzir um mapeamento que demonstrasse o estado de conservação dos fragmentos florestais remanescentes na área de estudo. Esta tarefa foi dificultada pelo comportamento típico dos objetos naturais, os quais possuem transição espacialmente difusa, sendo difícil estabelecer de modo booleano intervalos de classes. Acrescentamos que, até mesmo em campo, houve dificuldades de se associar com precisão algumas áreas a um único tipo de feição. Assim, diante da impossibilidade de estabelecer limiares claros que pudessem ser usados para separar as classes associadas aos tipos de amostras, foi considerado satisfatório um critério que separasse as amostras em grupos que reunissem o maior percentual de amostras de determinado tipo, com o menor percentual de representantes de amostras de outros tipos. Para tanto, os dados foram trabalhados da seguinte maneira:

- a) Foram elaboradas tabelas separadas, por índice de vegetação (EVI 2, MVI, NDVI) e por parâmetro estatístico analisado (média, desvio padrão e mediana);
- b) Os dados de cada tabela foram organizados por ordem de tipo de amostra. Em seguida, os dados foram reorganizados em ordem crescente. Por exemplo, a sequência de dados da tabela de média do EVI 2 foi: tipo 1 (com amostras ordenadas em ordem crescente de média), seguida de tipo 2 (com amostras ordenadas em ordem crescente de média) e assim por diante;
- c) Foram elaborados gráficos para cada uma das tabelas geradas que evidenciam o comportamento do conjunto amostral naquele parâmetro específico;
- d) A análise de tais gráficos permitiu a identificação do critério para estabelecimento dos limiares.

Seguindo estes procedimentos, foi determinado que o limiar entre o tipo 1 e o tipo 2 seria o maior valor obtido pelos parâmetros analisados no tipo 1. Isto assegurou que as amostras do tipo 1 não fossem agrupadas com amostras do tipo

2, porque o tipo 1 não representa uma fisionomia de porte arbóreo. O limiar determinado entre o tipo 2 e o tipo 3 foi a média obtida pelos parâmetros analisados no tipo 3. Esta decisão foi tomada a partir da análise da tendência de comportamento de todos os parâmetros em função do tipo de amostra, que evidenciou que o tipo 3 apresentou os maiores valores médios. Isto permitiu levantar a hipótese de que seriam aumentadas as probabilidades de formar um agrupamento no qual houvesse o maior número de amostras do tipo 3 em relação às amostras do tipo 2 quanto maior fosse o valor do limiar de separação entre ambas. Em outras palavras, partindo do pressuposto que as amostras do tipo 3 representam os fragmentos menos perturbados, e que um indicador desta condição poderia ser a média dos parâmetros analisados, as amostras que estivessem acima da média teriam maiores possibilidades de representar esta condição, enquanto as amostras que estivessem abaixo da média ainda teriam grandes probabilidades de estar em uma fase de transição entre os tipos. Este critério teve a vantagem de poder ser replicado em todos os parâmetros estudados e, deste modo, aumentar as possibilidades de selecionar um parâmetro que realmente possa produzir um mapeamento que refletisse a intensidade de perturbação dos fragmentos florestais presentes na área de estudo. A seguir, a figura 6.9 apresenta esquematicamente o resultado da classificação das amostras através dos limiares definidos por esta metodologia.

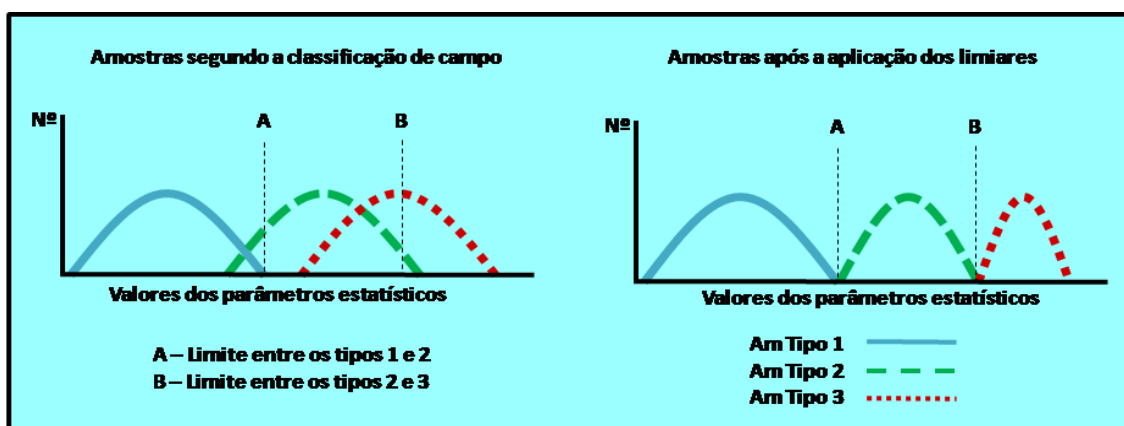


Figura 6.9 - Representação esquemática do resultado da classificação das amostras pelos limiares.

Os gráficos elaborados facilitaram a interpretação do comportamento dos dados pela forma e pelas inflexões das curvas obtidas. Sobre eles foram traçadas linhas verticais marcando o limite da sequência de amostras de cada tipo no eixo das abscissas e linhas horizontais representando o valor máximo obtido pelas amostras do tipo 1 (linha verde) e valor da média das amostras do tipo 3 (linha vermelha).

O método utilizado teve por objetivo classificar as amostras de modo assemelhado à classificação de campo através dos parâmetros dos índices de vegetação. Deste modo, as divergências entre as duas classificações foram consideradas erros. Como foi determinado que o limite de separação entre o tipo 1 e o tipo 2 seria o valor máximo atribuído ao tipo 1 pelos parâmetros, o método adotado não produziu erros de classificação para o tipo 1. Assim, os erros cometidos foram: amostras do tipo 3 agrupadas com as amostras do tipo 2 (valores abaixo da média do tipo 3); amostras do tipo 2 agrupadas com amostras do tipo 1 (valores abaixo do valor máximo do tipo 1) e amostras do tipo 2 agrupadas com amostras do tipo 3 (valores maiores que média do tipo 3). De forma análoga foi considerado “acerto” quando o valor obtido pelas amostras em determinado parâmetro estivesse posicionado acima do limite inferior proposto para o seu tipo. A habilidade dos parâmetros analisados para discriminar os tipos de amostras foi julgada através da comparação entre os “erros” e os “acertos” e a tabulação destes dados se encontra em anexo. O parâmetro desvio padrão não foi eficiente para o estabelecimento de limiares de classificação, sendo abandonado. Nos itens a seguir, serão apresentados os resultados obtidos pelos parâmetros média e mediana.

6.4.1 LIMIARES ESTABELECIDOS ATRAVÉS DOS PARÂMETROS MÉDIA E MEDIANA

Conforme descrito anteriormente, os limiares foram determinados a partir da interpretação do comportamento das amostras e a seguir passaremos a apresentar, através das figuras 6.10 a 6.12, tais comportamentos. As linhas horizontais na cor verde e vermelha representam respectivamente os limiares entre os tipos 1 e 2, e entre os tipos 2 e 3. Os pontos evidenciados através da cor vermelha indicam os erros de classificação.

6.4.1.1 PARÂMETRO MÉDIA

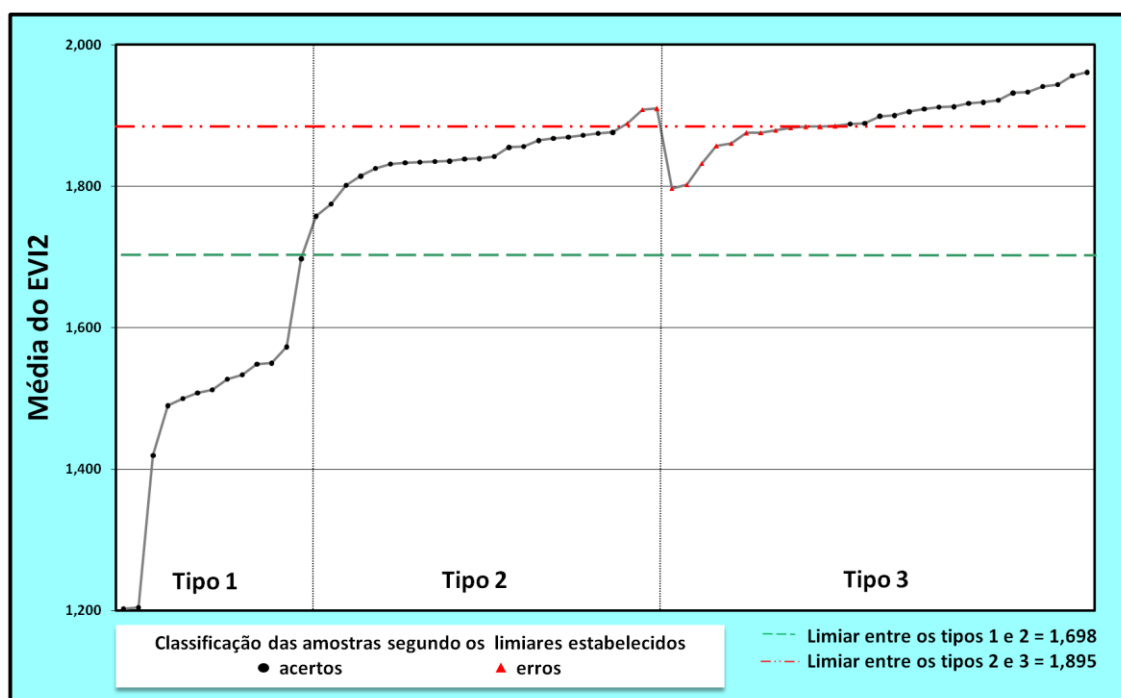


Figura 6.10 - Comportamento das amostras de acordo com a média do EVI 2

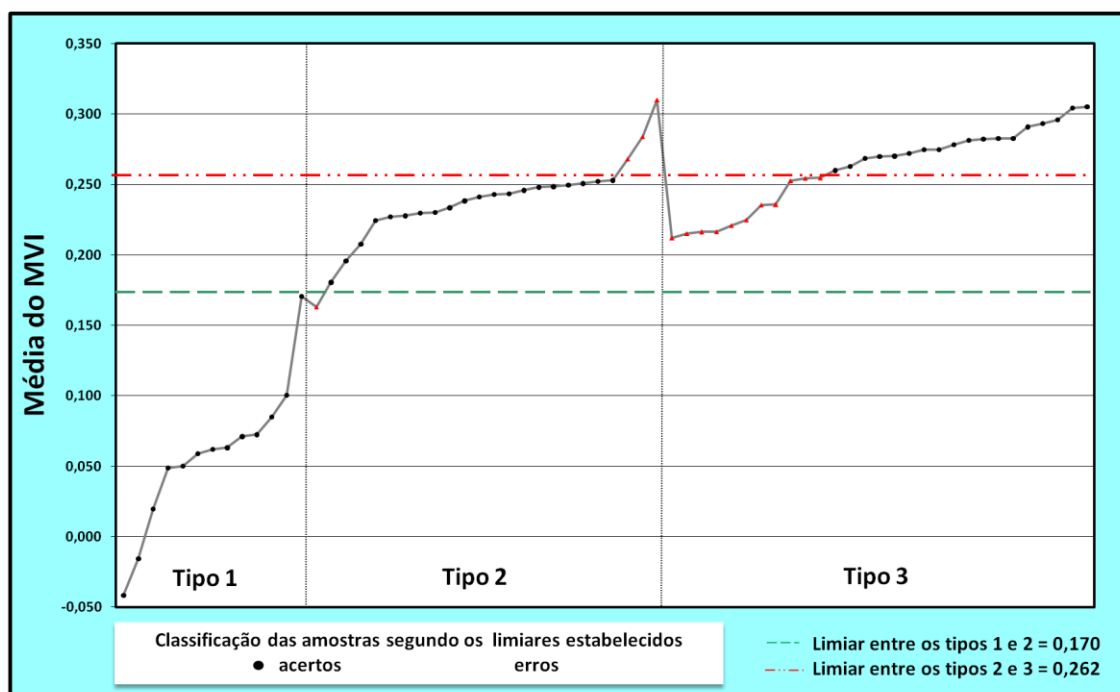


Figura 6.11 - Comportamento das amostras de acordo com a média do MVI.

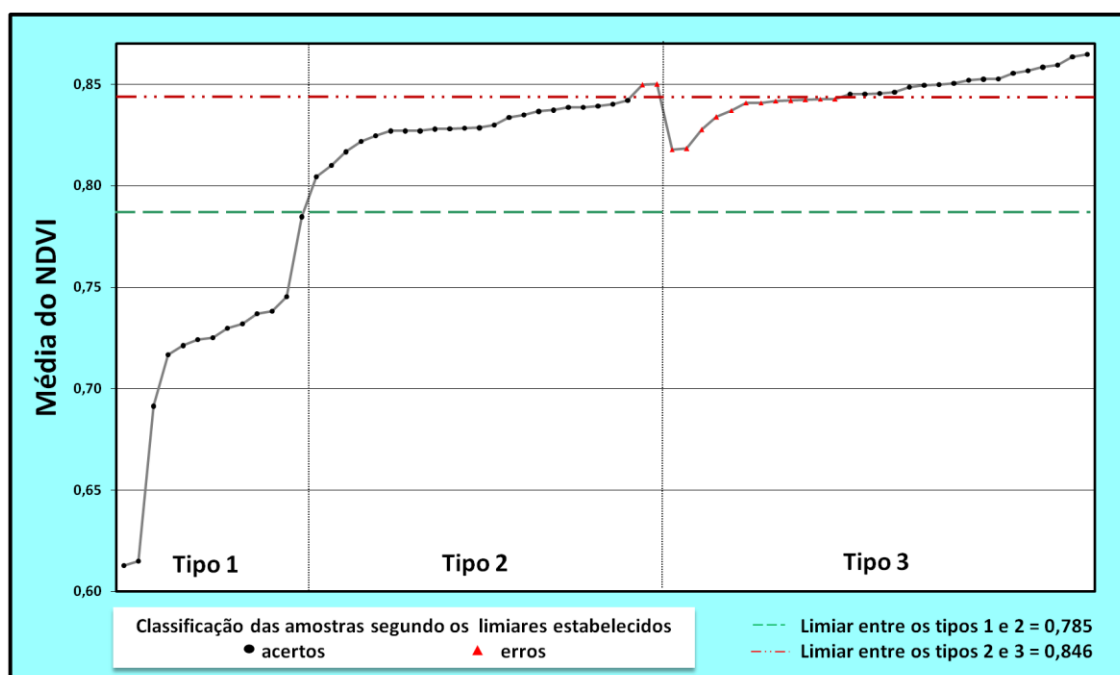


Figura 6.12 - Comportamento das amostras de acordo com a média do NDVI

Os parâmetros do EVI 2 originaram curvas muito semelhantes às curvas do NDVI. Para o tipo 3, a média de acertos do EVI 2 foi superior à média do NDVI (respectivamente 58,6 e 55,2 %) mas o EVI 2 cometeu mais erros de classificação das amostras do tipo 2 (12,50%) quando comparado ao NDVI (8,33%). O MVI conferiu o maior percentual de acertos (62,1%) na classificação das amostras do tipo 3, mas devido ao maior percentual de erros de amostras do tipo 2 (16,7%) teve seu desempenho na classificação considerado inferior ao NDVI, que alcançou 55,2% de acertos no tipo 3 e 91,7% de acertos no tipo 2. A seguir, o quadro 6.5 apresenta estes resultados e a figura 6.13 demonstra o desempenho de classificação das amostras pelo parâmetro média.

Quadro 6.5- Desempenho do Parâmetro Média na Classificação dos Tipos de Amostras de Vegetação

PERCENTUAL DE ERROS PELA MÉDIA						
TIPO	EVI2 sup		MVI sup		NDVI sup	
	Nº de am	%	Nº de am	%	Nº de am	%
Tipo 1	0	0	0	0	0	0
Tipo 2	3	12,5	4	16,7	2	8,3
Tipo 3	12	41,4	11	37,9	13	44,8
PERCENTUAL DE ACERTOS PELA MÉDIA						
TIPO	EVI2 sup		MVI sup		NDVI sup	
	Nº de am	%	Nº de am	%	Nº de am	%
Tipo 1	13	100	13	100	13	100
Tipo 2	21	87,5	20	83,3	22	91,7
Tipo 3	17	58,6	18	62,1	16	55,2

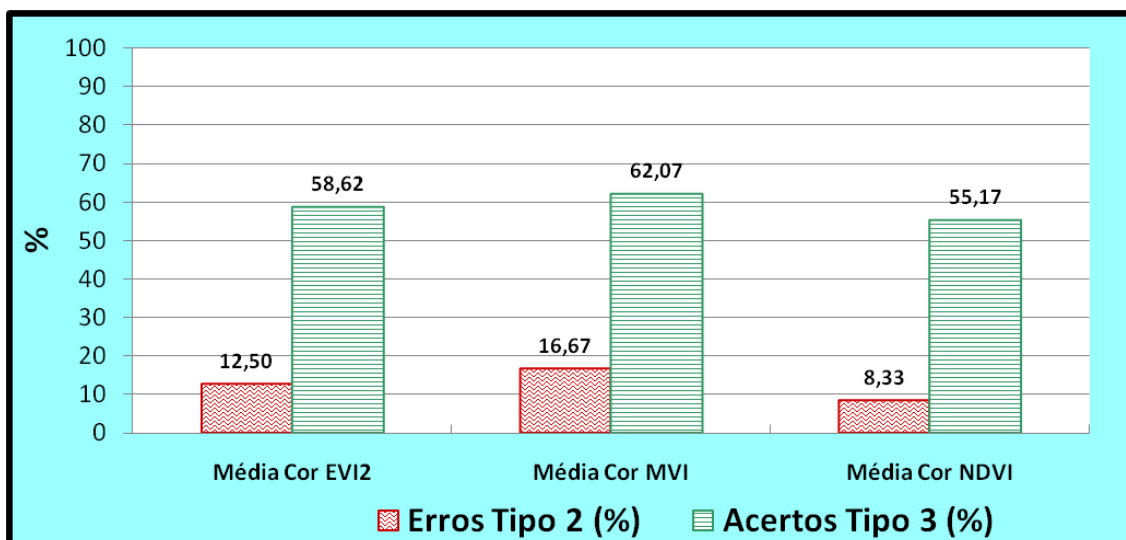


Figura 6.13 - Desempenho de classificação pela média – Imagens com correção atmosférica.

6.4.1.2 PARÂMETRO MEDIANA

A exemplo do procedimento adotado para o parâmetro média, a seguir passaremos a apresentar as figuras 6.14 a 6.16 que representam o comportamento das amostras de acordo com o parâmetro mediana e no quadro 6.7 o desempenho deste parâmetro na classificação das amostras.

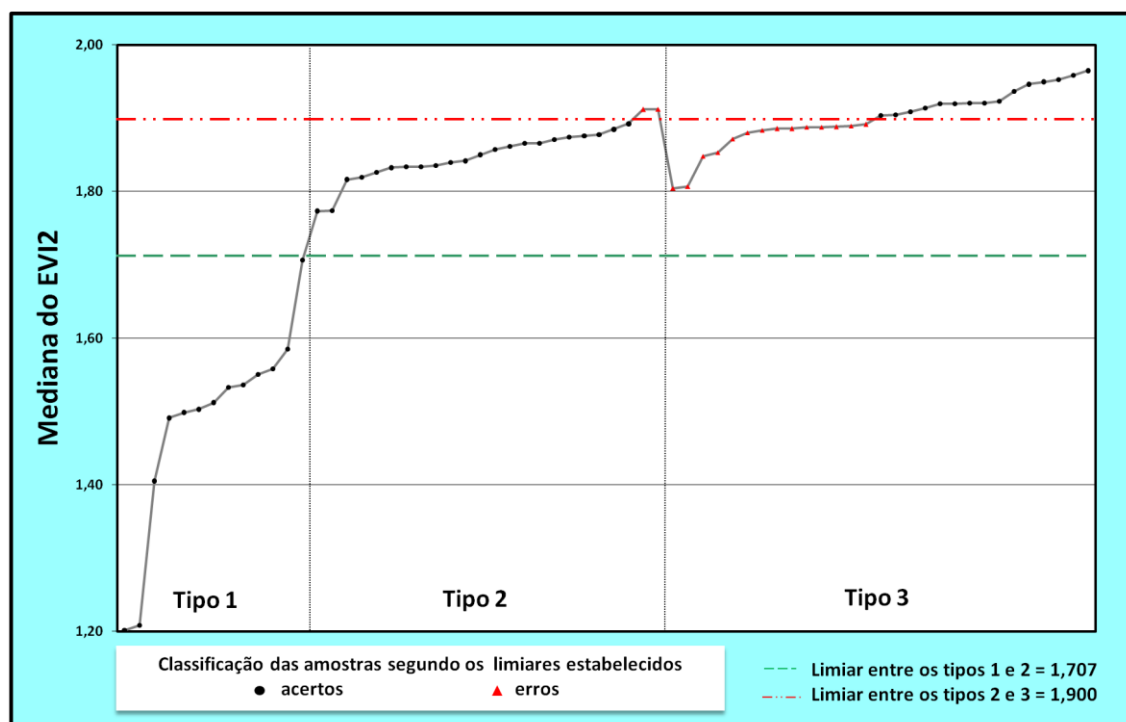


Figura 6.14 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do EVI2.

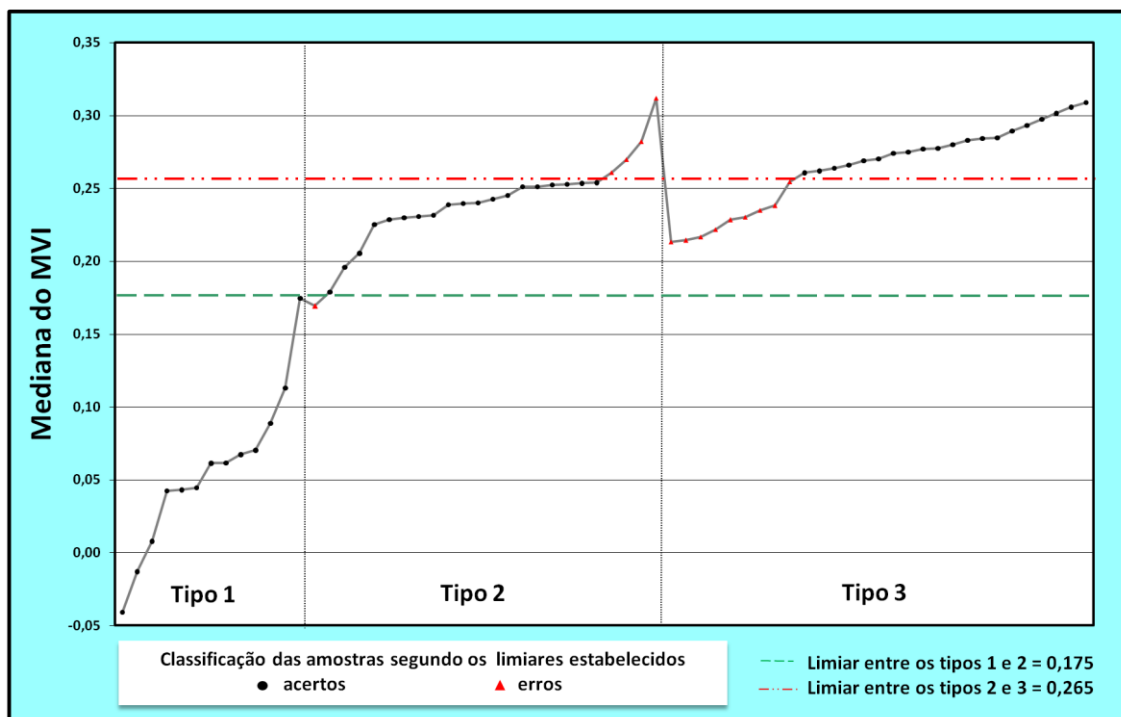


Figura 6.15 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do MVI.

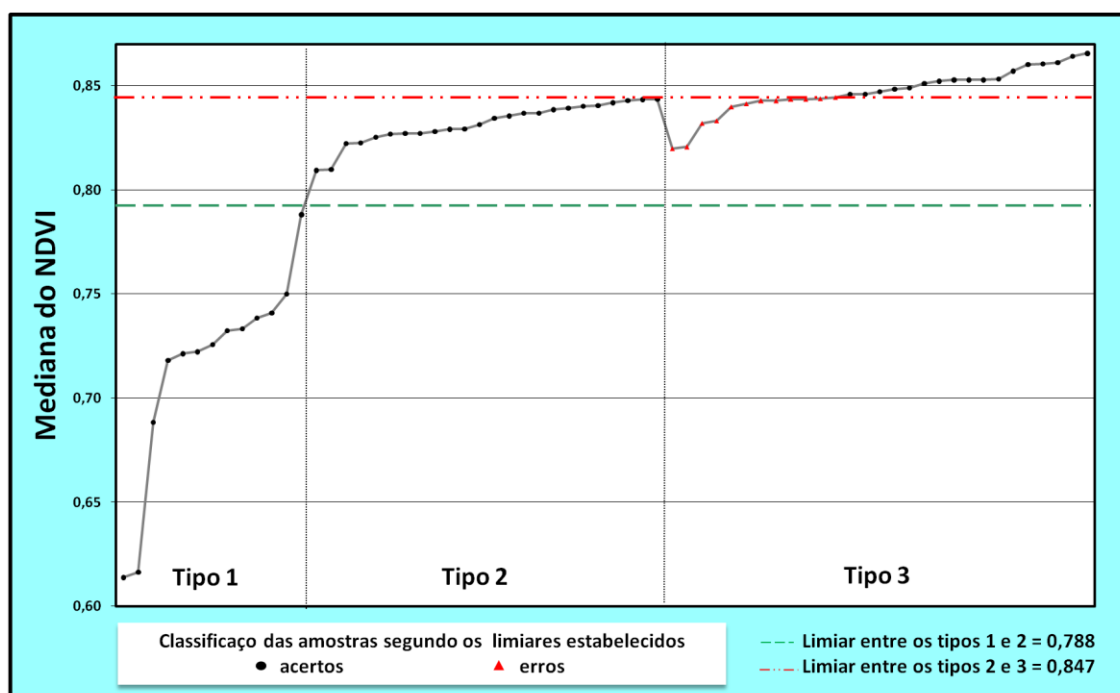


Figura 6.16 - Comportamento das amostras de acordo com a mediana do NDVI.

Segundo a metodologia de classificação proposta, o parâmetro que produziu os melhores resultados foi a mediana do NDVI, com 58,6% de acertos na classificação das amostras do tipo 3 e 0% de erros na classificação de amostras do tipo 2.

A mediana do MVI alcançou 69% de acertos na classificação de amostras do tipo 3, mas por ter cometido 20,8% de erros de classificação das amostras do tipo 2, seu desempenho foi considerado inferior à mediana do NDVI. O EVI2 teve 51,7% de acertos na classificação das amostras do tipo 3 e 8,3% de erros na classificação de amostras do tipo 2. O quadro 6.6 e a figura 6.17 apresentam o desempenho de classificação das amostras pelo parâmetro mediana.

Quadro 6.6- Desempenho do Parâmetro Mediana na Classificação dos Tipos de Amostras de Vegetação

PERCENTUAL DE ERROS PELA MEDIANA SUP						
TIPO	EVI2 sup		MVI sup		NDVI sup	
	Nº de am	%	Nº de am	%	Nº de am	%
Tipo 1	0	0	0	0	0	0
Tipo 2	2	8,3	5	20,8	0	0
Tipo 3	14	48,3	9	31	12	41,38
PERCENTUAL DE ACERTOS PELA MEDIANA SUP						
TIPO	EVI2 sup		MVI sup		NDVI sup	
	Nº de am	%	Nº de am	%	Nº de am	%
Tipo 1	13	100	13	100	13	100
Tipo 2	22	91,7	19	79,2	24	100
Tipo 3	15	51,7	20	69	17	58,6

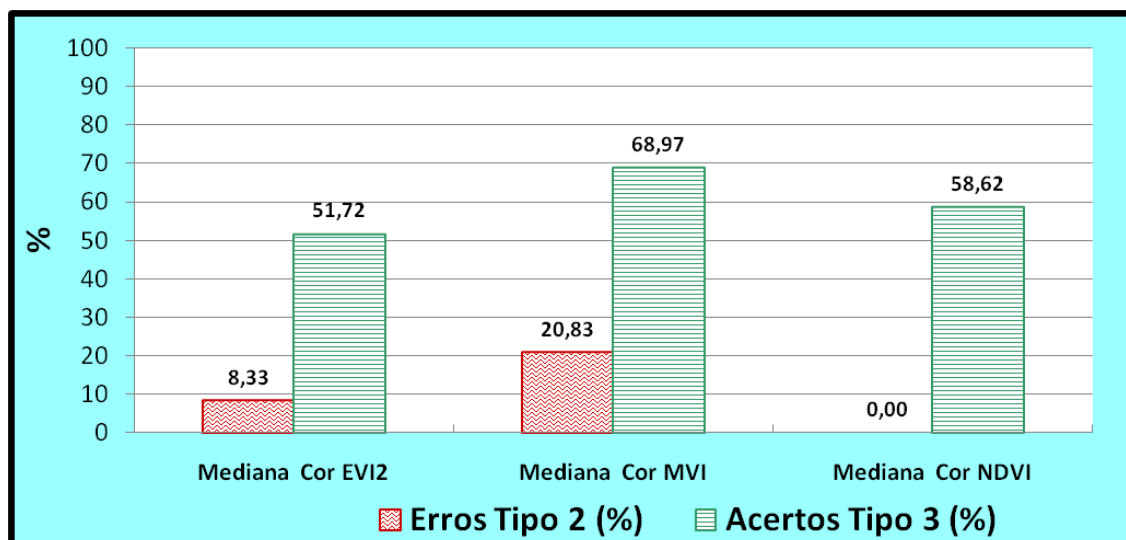


Figura 6.17 - Desempenho de classificação pela mediana – Imagens com correção atmosférica.

6.4.2 RESULTADOS

O EVI 2 apresentou resultados contraditórios. Quando foram analisados o comportamento da média das amostras, este índice de vegetação aparentou possuir maior poder de discriminação entre os tipos de amostras pois sua curva apresentou maior amplitude entre os segmentos e também maior amplitude total. Porém, quando foram analisadas as curvas elaboradas com todas as amostras seu desempenho na discriminação, segundo o critério adotado, foi inferior ao do NDVI. Observando atentamente as curvas de ambos os índices, a curva do EVI 2 continua mantendo uma amplitude maior que a curva do NDVI. Deste modo, pode ser afirmado que o EVI 2 é um índice de vegetação que apresenta um potencial que merece ser estudado com maior aprofundamento. Talvez este índice de vegetação não seja eficiente na discriminação de alvos com diferenças sutis, como as existentes nas amostras que representam a cobertura arbórea, mas não deve ser descartada a possibilidade deste índice ser eficiente para discriminar tipos de cobertura vegetal mais contrastantes entre si.

Os índices de vegetação foram sensíveis às diferenças entre os tipos de vegetação, mas como os limites entre os tipos são difusos não foi possível a obtenção de um parâmetro que separasse as amostras exatamente segundo a classificação de campo. Em outras palavras, embora tenha sido possível separar satisfatoriamente as amostras que representam a cobertura arbustiva das amostras

que representam cobertura arbórea, não foi possível identificar um limiar exato que pudesse separar as amostras que representam a cobertura arbórea segundo a tipologia definida em campo. O melhor resultado foi obtido através do parâmetro mediana do NDVI que não classificou as amostras do tipo 2 junto com amostras do tipo 3 e reuniu 58,6% das amostras do tipo 3 em um único grupo.

Como a premissa inicial foi que os fragmentos do tipo 3 representam os fragmentos florestais em melhor estado de conservação, estes resultados permitiram elaborar um mapeamento da intensidade de perturbação das florestas da área de estudo, mas com apenas duas classes: florestas secundárias perturbadas, representadas por áreas semelhantes às amostras dos tipos 2 e por áreas do tipo 3 cujos valores da mediana do NDVI estejam abaixo da média deste tipo; e florestas secundárias pouco perturbadas, ou seja, semelhantes às amostras do tipo 3 cujos valores da mediana do NDVI estejam acima da média das amostras do tipo 3, e portanto com altas probabilidades de serem florestas que estejam em adiantado estado de recuperação das perturbações sofridas no passado.

A figura 6.18 apresenta o mapeamento das florestas da área de estudo segundo seu estado de conservação e a figura 6.19 apresenta o detalhe de uma área mostrando o resultado da classificação do estado de conservação da cobertura florestal utilizando os valores da mediana do NDVI.

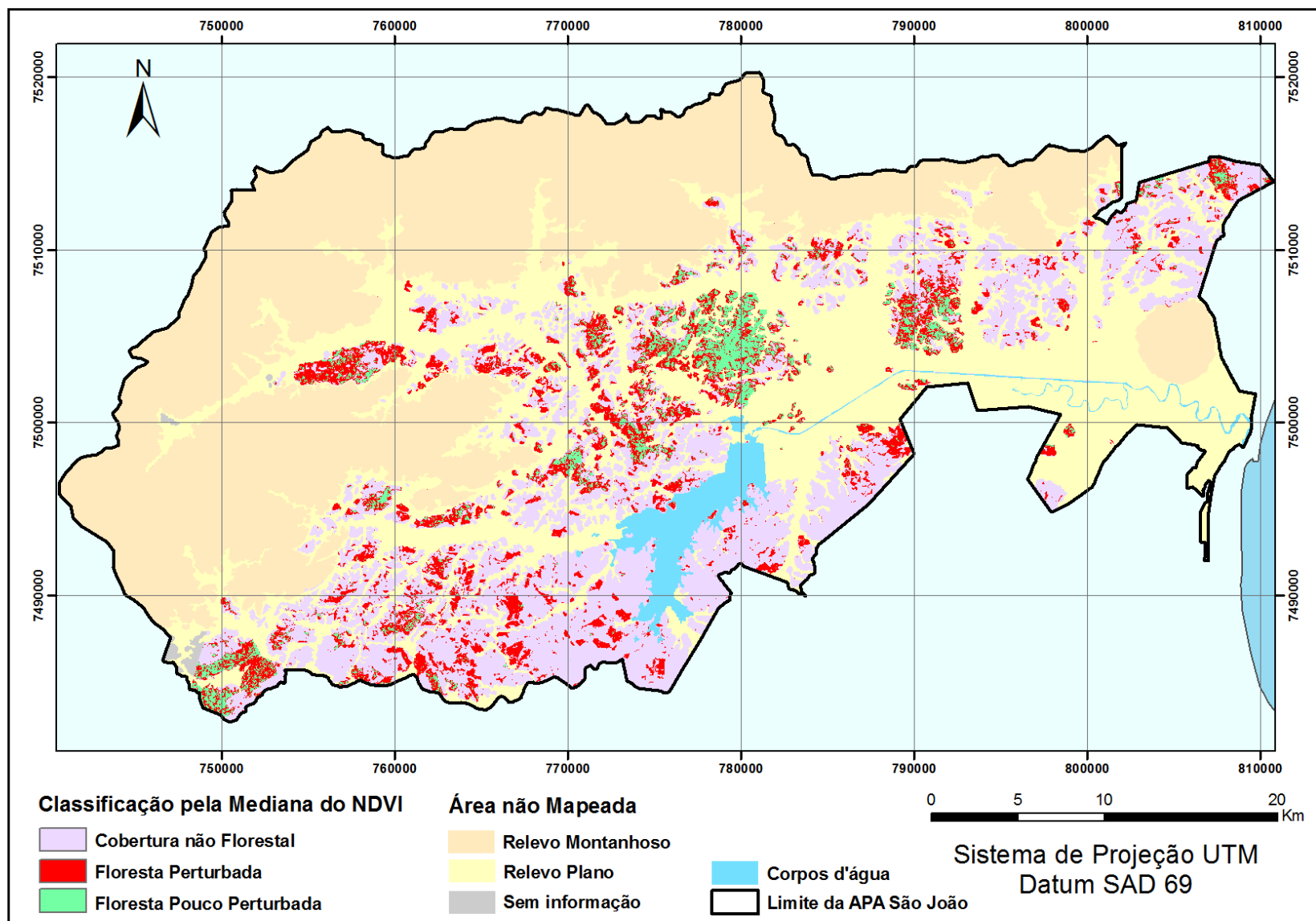


Figura 6.18- Estado de conservação da cobertura florestal nas colinas, morros e morrotes situados na APA São João

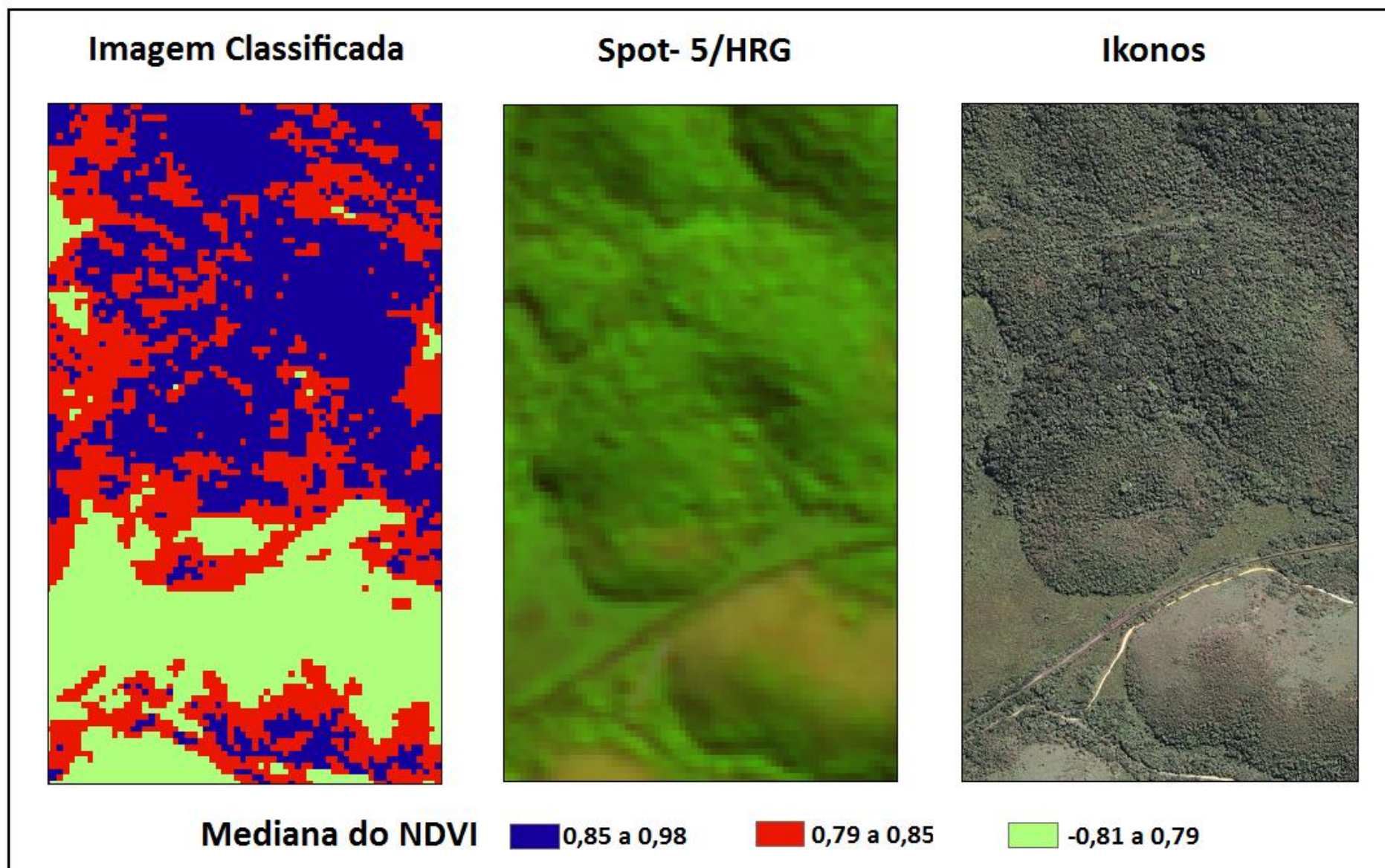


Figura 6.19- Comparação de uma área classificada pelos os valores da mediana do NDVI, a imagem Spot-5 utilizada neste estudo e uma imagem de alta resolução (Ikonos)

CAPÍTULO 7

7 QUALIDADE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO

Segundo os resultados obtidos no capítulo 6, os valores da mediana do NDVI permitiram inferir o estado de conservação da cobertura florestal da área de estudo, classificando-a em duas classes: Florestas pouco perturbadas, com mediana do NDVI acima de 0,85 e Florestas perturbadas, com mediana do NDVI entre 0,79 e 0,85.

Ao analisar a imagem NDVI reclassificada a partir dos valores dos limiares identificados no capítulo 6 (figura 6.18) percebe-se que as áreas com cobertura florestal foram separadas eficientemente das demais áreas e que, conforme já apontado na bibliografia consultada, o que se reconhece na imagem como fragmentos florestais apresentam-se como um **mosaico de áreas com diferentes estados de conservação**. Como as informações obtidas até o momento referem-se apenas aos pixels individualizados, para proceder à avaliação qualitativa, houve necessidade de desenvolver uma metodologia para generalizar as informações para o fragmento como um todo e reconhecer uma classe intermediária de perturbação. Assim, foi desenvolvida uma metodologia para classificar os fragmentos em três categorias: fragmentos **pouco perturbados**, quando predominassem pixels nesta classe; fragmentos **perturbados**, quando houvesse um número intermediário de pixels pouco perturbados e, finalmente, fragmentos **muito perturbados**, quando o número de pixels pouco perturbados fosse baixo.

7.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Individualizar os fragmentos florestais da área de estudo;
- Avaliar os fragmentos segundo o seu estado de perturbação;
- Avaliar o estado de perturbação dos fragmentos florestais segundo sua distribuição nas unidades de relevo da área de estudo.

7.2 METODOLOGIA

A metodologia foi desenvolvida utilizando o software ArcGis seguindo os seguintes passos:

- 1- Individualização dos fragmentos florestais da área de estudo a partir da imagem NDVI reclassificada segundo o limiar estabelecido entre floresta e não floresta;
- 2- Classificação do estado de perturbação de cada fragmento em três categorias (muito perturbado, perturbado e pouco perturbado) de acordo com a classe predominante do seu conjunto de pixels.

7.2.1 INDIVIDUALIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO A PARTIR DA IMAGEM NDVI RECLASSIFICADA SEGUNDO O LIMAR ESTABELECIDO ENTRE FLORESTA E NÃO FLORESTA

Para a extração do contorno dos fragmentos florestais da APA São João, a imagem NDVI foi reclassificada em duas classes (floresta e não floresta) utilizando como limites os valores da mediana do NDVI identificados no capítulo 6 apresentados no quadro 7.1.

Quadro 7.1- Limiares de Classificação Entre Floresta e Não Floresta Segundo a Mediana do NDVI

VALOR DA MEDIANA DO NDVI	CLASSE	DESCRIÇÃO
Até 0,79	1	Não floresta
Maior que 0,79	2	Floresta

Usando a função *extract by mask* com o contorno da APA São João como máscara foi gerada a imagem NDVI da APA São João. O raster gerado foi convertido em polígonos e foi eliminado o único polígono que representava a matriz não florestal da APA São João. Contudo, como ainda restavam polígonos que representavam áreas de não floresta no interior dos fragmentos (clareiras), para obter apenas o contorno, foi necessário unir as áreas de clareiras ao fragmento como um todo utilizando a ferramenta *dissolve*, obtendo finalmente apenas o contorno dos fragmentos.

Como a área de estudo não abrangeu o relevo montanhoso e o relevo plano, houve a necessidade de excluir os fragmentos situados nestas formas de relevo. Como o mapa das unidades de relevo foi produzido a partir do DEM do satélite Áster, com 30 metros de resolução espacial, foi necessário um trabalho de edição manual com a finalidade de refinar o contorno das áreas planas. Também foi preciso identificar pequenos morrotes que, por estarem situados no domínio de relevo plano, não estavam representados no mapa de unidades de relevo.

Com o auxílio da função *select by location*, a cada fragmento foi associado um código para indicar a forma de relevo onde ele ocorria.

Foram calculadas as áreas com a função *calculate áreas* e os fragmentos menores que 0,5 ha foram eliminados.

7.2.2 CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO DE PERTURBAÇÃO DOS FRAGMENTOS DE ACORDO COM A CLASSE PREDOMINANTE DO SEU CONJUNTO DE PIXELS

Utilizando a imagem NDVI original (não classificada) foi feita nova extração utilizando como máscara o contorno dos fragmentos florestais da área de estudo. O raster gerado foi reclassificado em três classes utilizando como limites os valores da mediana do NDVI identificados no capítulo 6 apresentados no quadro 7.2.

Quadro 7.2- Limiars de Classificação Segundo a Mediana do NDVI

VALOR DA MEDIANA DO NDVI	CLASSE	DESCRIÇÃO
Até 0,79	1	Não floresta (clareiras)
de 0,79 até 0,85	2	Floresta perturbada
Maior que 0,85	3	Floresta pouco perturbada

Utilizando a função *tabulate area* foi gerada uma tabela contendo o número de pixels de cada classe contido em cada fragmento. A seguir, foram calculados os seus respectivos percentuais utilizando função *field calculator*. Em seguida, foi estabelecida uma nova classificação qualitativa considerando os percentuais calculados anteriormente. O quadro 7.3 apresenta o critério utilizado nesta classificação.

Quadro 7.3 – Classificação Qualitativa dos Fragmentos Segundo o Estado de Perturbação Predominante dos Seus Pixels Componentes.

PIXELS DE FLORESTA POUCO PERTURBADA NO FRAGMENTO FLORESTAL	CLASSE	CLASSIFICAÇÃO DO FRAGMENTO
até 25%	1	Muito Perturbado
de 25% até 50%	2	Perturbado
Mais de 50%	3	Pouco Perturbado

O resultado desta classificação qualitativa pode ser visualizado na figura 7.1 a seguir.

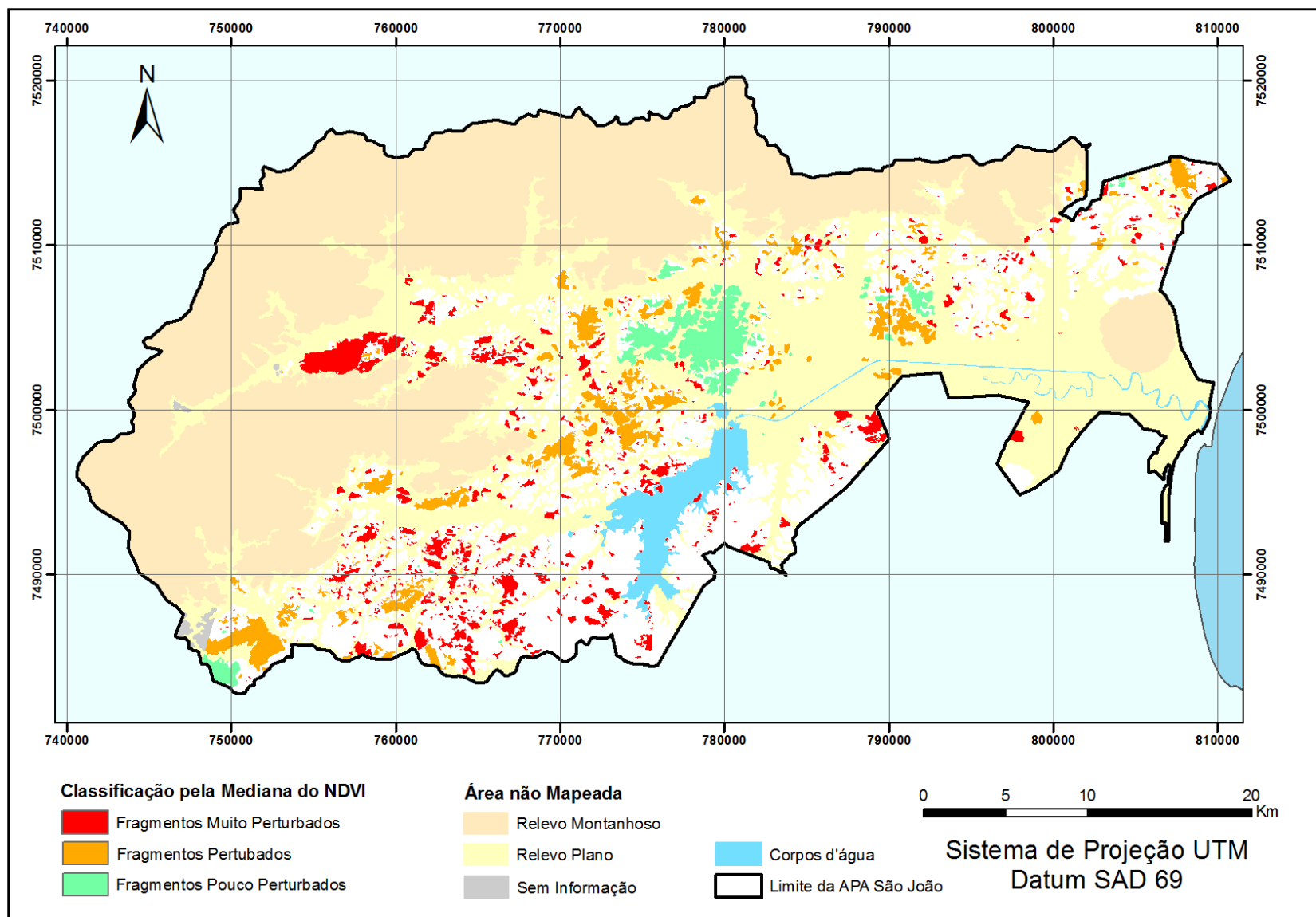


Figura 7.1- Estado de Conservação dos Fragmentos florestais na área de estudo

7.3 RESULTADOS

7.3.1 ANÁLISE DA QUALIDADE DOS FRAGMENTOS NA ÁREA DE ESTUDO COMO UM TODO

7.3.1.1 NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS

Foram mapeados 870 fragmentos florestais com área superior a 0,5 ha totalizando 13.482 ha. 91,5% dos fragmentos foram considerados pequenos por possuírem menos de 30 ha, dentre os quais deve ser destacado o elevado percentual (75,9%) de fragmentos de até 10 ha. Os fragmentos florestais considerados grandes, com área superior a 80 ha, corresponderam a 2,8 % do total. O quadro 7.4 apresenta a frequência de ocorrência das classes de tamanho dos fragmentos mapeados.

Quadro 7.4- Número e Área Ocupada Pelos Fragmentos Florestais com Área Superior a 0,5 ha da Área de Estudo por Classe de Tamanho

CLASSE (HA)		NÚMERO		ÁREA	
		Nº	%	Ha	%
PEQUENOS	0,5 a 10	660	75,9	1.902	14,1
	10 a 20	93	10,7	1.284	9,5
	20 a 30	43	4,9	1.053	7,8
Sub Total Pequenos		796	91,5	4.238	31,4
MÉDIOS	30 a 40	22	2,5	758	5,6
	40 a 50	13	1,5	582	4,3
	50 a 60	8	0,9	442	3,3
	60 a 70	4	0,5	262	1,9
	70 a 80	3	0,3	225	1,7
Sub Total Médios		50	5,7	2.270	16,8
GRANDES	80 a 90	2	0,2	177	1,3
	90 a 100	2	0,2	196	1,5
	>100	20	2,3	6.601	49,0
Sub Total Grandes		24	2,8	6.974	51,7
TOTAL		870	100,0	13.482	100,0

7.3.1.1 QUALIDADE

O quadro 7.5 demonstra que, de modo geral, a área ocupada pelos fragmentos muito perturbados foi semelhante à área dos fragmentos perturbados. Estas classes de tamanho ocuparam juntas 78% da área total com cobertura florestal da área de estudo (39,5% e 38,5%, respectivamente). Os fragmentos florestais muito perturbados representaram 72,5% do número total de fragmentos mapeados, contrastando com o comportamento dos fragmentos florestais pouco perturbados, que ocuparam 21,9% da área total e representaram apenas 5,9% do número total mapeado.

Quadro 7.5 – Área e Número de Fragmentos Mapeados Segundo Sua Qualidade

QUALIDADE DOS FRAGMENTOS	NÚMERO DE FRAGMENTOS		ÁREA DOS FRAGMENTOS	
	Nº	%	ha	%
Muito Perturbado	631	72,5	5.331	39,5
Perturbado	188	21,6	5.200	38,6
Pouco Perturbado	51	5,9	2.952	21,9
TOTAL	870	100,0	13.482	100,0

Segundo os resultados apresentados no quadro 7.6, do total de fragmentos mapeados (870), 68,9% foram considerados pequenos (até 30 ha) e muito perturbados, contrastando com apenas 0,5% dos fragmentos grandes (maiores que 80 ha) terem sido classificados como muito perturbados.

Quadro 7.6- Qualidade dos Fragmentos % em Relação ao Número Total de Fragmentos Mapeados

CLASSE (HA)		Nº DE FRAGM	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
			Nº	%	Nº	%	Nº	%
PEQUENOS	0,5 a 10	660	508	58,4	121	13,9	31	3,6
	10 a 20	93	66	7,6	19	2,2	8	0,9
	20 a 30	43	25	2,9	16	1,8	2	0,2
Sub Total Pequenos		796	599	68,9	156	17,9	41	4,7
MÉDIOS	30 a 40	22	8	0,9	11	1,3	3	0,3
	40 a 50	13	10	1,1	2	0,2	1	0,1
	50 a 60	8	7	0,8	1	0,1	0	0,0
	60 a 70	4	2	0,2	2	0,2	0	0,0
	70 a 80	3	1	0,1	1	0,1	1	0,1
Sub Total Médios		50	28	3,2	17	2,0	5	0,6
GRANDES	80 a 90	2	0	0,0	2	0,2	0	0,0
	90 a 100	2	1	0,1	1	0,1	0	0,0
	>100	20	3	0,3	12	1,4	5	0,6
Sub Total Grandes		24	4	0,5	15	1,7	5	0,6
TOTAL		870	631	72,5	188	21,6	51	5,9

Conforme apresentado no quadro 7.7, quando a qualidade dos fragmentos florestais foi avaliada considerando a área, observou-se que 21,4% da área coberta por florestas foi representada por fragmentos pequenos e muito perturbados; 25% foi representada por fragmentos grandes e perturbados e 18,4% da área de florestas ocorreu em fragmentos grandes e pouco perturbados.

Quadro 7.7- Qualidade dos Fragmentos % em Relação à Área Total Ocupada Pelos Fragmentos Mapeados

CLASSE (HA)		ÁREA FRAGM. NA AE	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
			ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENOS	0,5 a 10	1.901,76	1.358	10,1	444	3,3	100	0,7
	10 a 20	1.283,94	910	6,8	265	2,0	109	0,8
	20 a 30	1.052,62	612	4,5	393	2,9	47	0,4
Sub Total Pequenos		4.238,32	2.880	21,4	1.102	8,2	257	1,9
MÉDIOS	30 a 40	758,46	281	2,1	379	2,8	99	0,7
	40 a 50	581,71	446	3,3	95	0,7	40	0,3
	50 a 60	441,55	390	2,9	52	0,4	0	0,0
	60 a 70	262,49	138	1,0	124	0,9	0	0,0
	70 a 80	225,31	77	0,6	75	0,6	72	0,5
Sub Total Médios		2.269,53	1.333	9,9	725	5,4	212	1,6
GRANDES	80 a 90	177,31	0	0,0	177	1,3	0	0,0
	90 a 100	195,55	100	0,7	96	0,7	0	0,0
	>100	6.601,39	1.018	7,5	3.100	23,0	2.484	18,4
Sub Total Grandes		6.974,25	1.118	8,3	3.373	25,0	2.484	18,4
TOTAL		13.482,10	5.331	39,5	5.200	38,6	2.952	21,9

Segundo o quadro 7.8, que apresenta os resultados em relação ao número de fragmentos de cada classe de tamanho, a maioria dos fragmentos médios foi classificada como muito perturbados (56%); a maioria dos fragmentos grandes foi classificada como perturbados (62,5) e apenas 20,8% dos fragmentos grandes foram classificados como pouco perturbados.

Quadro 7.8 - Qualidade dos Fragmentos % em Relação ao Número de Fragmentos na Classe de Tamanho

CLASSE (ha)		Nº DE FRAGM	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
			Nº	%	Nº	%	Nº	%
PEQUENOS	0,5 a 10	660	508	63,8	121	15,2	31	3,9
	10 a 20	93	66	8,3	19	2,4	8	1,0
	20 a 30	43	25	3,1	16	2,0	2	0,3
Total Pequenos		796	599	75,3	156	19,6	41	5,2
MÉDIOS	30 a 40	22	8	16,0	11	22,0	3	6,0
	40 a 50	13	10	20,0	2	4,0	1	2,0
	50 a 60	8	7	14,0	1	2,0	0	0,0
	60 a 70	4	2	4,0	2	4,0	0	0,0
	70 a 80	3	1	2,0	1	2,0	1	2,0
Total Médios		50	28	56,0	17	34,0	5	10,0
GRANDES	80 a 90	2	0	0,0	2	8,3	0	0,0
	90 a 100	2	1	4,2	1	4,2	0	0,0
	> 100	20	3	12,5	12	50,0	5	20,8
Total Grandes		24	4	16,7	15	62,5	5	20,8

De acordo com o quadro 7.9, que considera a área ocupada pela classe de tamanho, 67,9% da área ocupada pelos fragmentos pequenos correspondeu ao estado muito perturbado; a maioria da área coberta por fragmentos de tamanho médio (58,7%) foi muito perturbada. Em relação aos fragmentos grandes, grande parte foi considerada perturbada (48,4%).

Quadro 7.9 - Qualidade dos Fragmentos % em Relação à Área Ocupada Pela Classe de Tamanho

CLASSE (ha)		ÁREA FRAGM NA AE	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
			ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENOS	0,5 a 10	1.902	1.358	32,0	444	10,5	100	2,4
	10 a 20	1.284	910	21,5	265	6,2	109	2,6
	20 a 30	1.053	612	14,4	393	9,3	47	1,1
Total Pequenos		4.238	2.880	67,9	1.102	26,0	257	6,1
MÉDIOS	30 a 40	758	281	12,4	379	16,7	99	4,4
	40 a 50	582	446	19,7	95	4,2	40	1,8
	50 a 60	442	390	17,2	52	2,3	0	0,0
	60 a 70	262	138	6,1	124	5,5	0	0,0
	70 a 80	225	77	3,4	75	3,3	72	3,2
Total Médios		2.270	1.333	58,7	725	31,9	212	9,3
GRANDES	80 a 90	177	0	0,0	177	2,5	0	0,0
	90 a 100	196	100	1,4	96	1,4	0	0,0
	>100	6.601	1.018	14,6	3.100	44,4	2.484	35,6
Total Grandes		6.974	1.118	16,0	3.373	48,4	2.484	35,6

7.3.2 ANÁLISE EM FUNÇÃO DO RELEVO DA ÁREA DE ESTUDO

Conforme indicam os dados contidos no quadro 7.10. O relevo de morrotes apresentou o maior número de fragmentos da área de estudo: 380 fragmentos representando 43,7% do número total e ocupando 39,2% da área coberta por florestas. No relevo colinoso, foram encontrados 15,9 % da área de fragmentos subdividida em 264 unidades (30,3% do número de fragmentos), valor próximo ao número de fragmentos encontrado no relevo de morros que reúne o maior percentual de cobertura florestal da área de estudo. Nos morros as florestas apresentaram-se em blocos grandes, reunindo os maiores percentuais de cobertura florestal (44,9%) e o menor número de fragmentos (26%). Para permitir comparações, foram calculados quantos fragmentos haveria em cada forma de relevo se a área de cobertura florestal fosse a mesma em todas as formas de relevo estudadas. Para tanto, a área coberta pelas florestas nos morros (usada como referência) foi dividida pela área média dos fragmentos florestais nas formas de relevo estudadas. O resultado foi denominado número relativo de fragmentos e foi demonstrado que na forma de relevo colinoso a vegetação se apresenta mais fragmentada em relação às demais, porque se a área de florestas nas três formas de relevo fosse a mesma, no relevo colinoso haveria um maior número de fragmentos, uma vez que a área média dos fragmentos foi menor nesta forma de relevo.

Quadro 7.10- Área e Número de Fragmentos Florestais em Relação à Forma de Relevo Onde Ocorrem

FORMA DE RELEVO	NÚMERO DE FRAGMENTOS		ÁREA DOS FRAGMENTOS		ÁREA MÉDIA (ha)	Nº RELATIVO DE FRAGM
	Nº	%	ha	%		
Colinoso	264	30,3	2.139	15,9	8	747
Morrote	380	43,7	5.291	39,2	14	435
Morro	226	26,0	6.054	44,9	27	226
Total	870	100,0	13.482	100,0		

7.3.2.1 NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS

Segundo o quadro 7.11, considerando o número de fragmentos, a participação dos fragmentos médios e grandes foi muito baixa em todas as formas de relevo. No relevo colinoso e no relevo de morrotes, os percentuais de participação dos fragmentos pequenos foram semelhantes (93,6 e 92,9 respectivamente). No relevo de morros, a participação dos fragmentos pequenos decresceu ligeiramente (86,7%). Um fato que chamou a atenção foi a baixíssima participação do número de fragmentos de tamanho médio no total de fragmentos contabilizados em todas as formas de relevo (média de 6%). Fragmentos grandes ocorreram com maior frequência no relevo de morros (6,2%), seguido do relevo de morrotes (2,1%), e do relevo colinoso (0,8%).

Quadro 7.11 - Número de Fragmentos por Classe de Tamanho Segundo o Relevo da Área de Estudo

CLASSE DE TAMANHO (ha)		COLINOSO		MORROTE		MORRO	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%
PEQUENO	0,5 a 10	211	79,9	291	76,6	158	69,9
	10 a 20	27	10,2	43	11,3	23	10,2
	20 a 30	9	3,4	19	5,0	15	6,6
Total Pequeno		247	93,6	353	92,9	196	86,7
MÉDIO	30 a 40	3	1,1	12	3,2	7	3,1
	40 a 50	6	2,3	3	0,8	4	1,8
	50 a 60	3	1,1	2	0,5	3	1,3
	60 a 70	1	0,4	2	0,5	1	0,4
	70 a 80	2	0,8	0	0,0	1	0,4
Total Médio		15	5,7	19	5,0	16	7,1
GRANDE	80 a 90	0	0,0	0	0,0	2	0,9
	90 a 100	0	0,0	1	0,3	1	0,4
	>100	2	0,8	7	1,8	11	4,9
Total Grande		2	0,8	8	2,1	14	6,2
TOTAL		264	100,0	380	100,0	226	100,0

Segundo o quadro 7.12, 54% da área de florestas que ocorreu no relevo colinoso foi representada por fragmentos pequenos. Nos morrotes, 48,6% da área de florestas ocorreu em fragmentos grandes e 36,4% ocorreu em fragmentos pequenos. Nos morros, a área recoberta por florestas predominou em fragmentos grandes (69%).

A análise do número de fragmentos grandes em função da forma de relevo foi compatível com a análise anterior, que considerou a área dos fragmentos. Em ordem crescente, a participação da área ocupada pelos grandes fragmentos em cada forma de relevo estudada pode ser ordenada no seguinte modo: colinoso (10,5%), morrotes (48,6%) e morros (69%).

Quadro 7.12 – Tamanho dos Fragmentos Florestais Mapeados na Área de Estudo - Percentuais calculados usando a área total da vegetação florestal que ocorre na forma de relevo como 100%

CLASSE (ha)		ÁREA DA CLASSE NA AE	COLINOSO		MORROTES		MORROS	
			ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENO	0,5 a 10	1.902	583	27,3	855	16,2	464	7,7
	10 a 20	1.284	351	16,4	604	11,4	329	5,4
	20 a 30	1.053	221	10,3	465	8,8	367	6,1
Sub Total		4.238	1.156	54,0	1.923	36,4	1.159	19,2
MÉDIO	30 a 40	758	108	5,1	414	7,8	237	3,9
	40 a 50	582	267	12,5	138	2,6	177	2,9
	50 a 60	442	162	7,6	112	2,1	168	2,8
	60 a 70	262	69	3,2	130	2,5	63	1,0
	70 a 80	225	153	7,1	0	0,0	72	1,2
Sub Total Médios		2.270	759	35,5	794	15,0	717	11,8
GRANDE	80 a 90	177	0	0,0	0	0,0	177	2,9
	90 a 100	196	0	0,0	100	1,9	96	1,6
	>100	6.601	224	10,5	2474	46,8	3.904	64,5
Sub Total Grandes		6.974	224	10,5	2.574	48,6	4.177	69,0
TOTAL		13.482	2.139	100,0	5.291	100,0	6.053	100,0

7.3.2.2 QUALIDADE

Em relação ao número de fragmentos das classes muito perturbada e perturbada, os maiores percentuais ocorreram no relevo de morrotes (41,7% e 51,6% respectivamente). O maior número de fragmentos da classe pouco perturbada ocorreu no relevo de morros (41,2%). O menor número de fragmentos da classe pouco perturbada ocorreu no relevo colinoso (19,6%) (quadro 7.13)

Quadro 7.13 – Número de Fragmentos Florestais e Percentagem em Relação à Classe de Qualidade Segundo o Relevo de Ocorrência. Percentuais calculados em relação ao número total de fragmentos identificados na classe de qualidade

QUALIDADE DOS FRAGMENTOS	TOTAL DA CLASSE Nº	COLINOSO		MORROTE		MORRO	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%
Muito Perturbado	631	228	36,1	263	41,7	140	22,2
Perturbado	188	26	13,8	97	51,6	65	34,6
Pouco Perturbado	51	10	19,6	20	39,2	21	41,2
TOTAL	870	264		380		226	

Em relação à área ocupada pelas classes de qualidade identificadas, o quadro 7.14 revela que a grande maioria da área ocupada pelos fragmentos pouco perturbados ocorreu nos morros (79,6%) e a menor área ocorreu no relevo colinoso (2,0%). Em relação à área ocupada pelos fragmentos perturbados, ocorreu o mesmo comportamento: 54,3% no relevo de morros e 4,6% no relevo colinoso. Este comportamento não se repetiu em relação aos fragmentos muito perturbados: a maior área de fragmentos muito perturbados ocorreu no relevo de morrotes (49%) e a menor área no relevo de morros (16,5%).

Quadro 7.14 - Área dos Fragmentos Florestais e Percentagem em Relação à Classe de Qualidade Segundo o Relevo de Ocorrência. Percentuais calculados em relação à área total de fragmentos identificados na classe de qualidade

QUALIDADE DOS FRAGMENTOS	TOTAL DA CLASSE (HA)	COLINOSO		MORROTE		MORRO	
		ha	%	ha	%	ha	%
Muito Perturbado	5.331	1.838	34,5	2.613	49,0	880	16,5
Perturbado	5.200	242	4,6	2.134	41,0	2.824	54,3
Pouco Perturbado	2.952	59	2,0	544	18,4	2.348	79,6
TOTAL	13.482	2.139		5.291		6.053	

Segundo os dados contidos nos quadros 7.15 e 7.16, os fragmentos muito perturbados foram predominantes em todas as formas de relevo, e esta predominância foi mais acentuada na forma de relevo colinoso onde 86,4% do número de fragmentos mapeados foram classificados como muito perturbados e onde tais fragmentos ocuparam 85,9% da área de remanescentes florestais desta forma de relevo. O número de fragmentos muito perturbados foi semelhante nas formas de relevo de morrotes e morros (65% em média), mas a área ocupada por esta classe de qualidade foi menor nos morros. Os fragmentos muito perturbados representaram 49,4% da área da cobertura florestal do relevo de morrotes e 14,5% da área de florestas do relevo de morros.

Tanto a área quanto o número de fragmentos perturbados foram equivalentes nos morrotes nos morros (em média 43% em área e 27% em número).

Os fragmentos pouco perturbados corresponderam à minoria numérica em todas as formas de relevo. A proporção de fragmentos pouco perturbados em relação aos demais aumentou ligeiramente na forma de relevo de morros, mas não chegou a representar 10% do número total de fragmentos existentes naquela forma de relevo. Quando a análise foi feita considerando a área, perceberam-se diferenças significativas entre as formas de relevo estudadas: Em ordem crescente, a participação da área ocupada pelos fragmentos pouco perturbados e relação às demais classes de qualidade nas três formas de relevo pode ser ordenada do seguinte modo: Colinoso (2,8%); Morrotes (10,3%) e Morros (38,8%).

Quadro 7.15- Frequência Absoluta e Relativa do Número de Fragmentos – Percentuais calculados em relação ao número total de fragmentos que ocorreram em cada forma de relevo

FORMA DE RELEVO	Nº DE FRAGM	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
		Nº	% em relação	Nº	% em	Nº	% em relação
Colinoso	264	228	86,4	26	9,8	10	3,8
Morrotes	380	263	69,2	97	25,5	20	5,3
Morros	226	140	61,9	65	28,8	21	9,3
TOTAL	870	631	217,5	188	64,1	51	18,3

Quadro 7.16 – Área dos Fragmentos Segundo sua Qualidade e Forma de Relevo– Percentuais calculados em relação ao número total de fragmentos que ocorreram em cada forma de relevo

FORMA DE RELEVO	ÁREA DOS FRAGMENTOS NA CLASSE DE RELEVO	MUITO PERTURBADO		PERTURBADO		POUCO PERTURBADO	
		ha	%	ha	%	ha	%
Colinoso	2.139	1.838	85,9	242	11,3	59	2,8
Morroto	5.291	2.613	49,4	2.134	40,3	544	10,3
Morro	6.053	880	14,5	2.824	46,7	2.348	38,8
TOTAL	13.482	5.331		5.200		2.952	

Segundo o quadro 7.17 a maior área ocupada por fragmentos muito perturbados ocorre no relevo de morrotes (49%) seguida da área existente no relevo colinoso (34,5%); dentre os fragmentos muito perturbados mapeados, a maior parte está representada por fragmentos pequenos (54%). 46% da área ocupada pelos fragmentos muito perturbados se distribuem entre as classes de tamanho médio e grande, merecendo destaque a área ocupada por fragmentos de tamanho médio que ocorrem no relevo colinoso (12,1%) e a área ocupada por fragmentos grandes que ocorrem no relevo de morrotes (16,8%). Também merece ser destacado o fato de não terem sido mapeados fragmentos muito perturbados de tamanho grande na forma de relevo de morros.

Quadro 7.17 – Distribuição dos Fragmentos Muito Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevo

CLASSE DE TAMANHO		MUITO PERTURBADO							
		Total na AE (ha)	%	Colinoso		Morrote		Morro	
				ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENO	0,5 a 10	1.358	25,5	490	9,2	558	10,5	311	5,8
	10 a 20	910	17,1	301	5,6	403	7,6	206	3,9
	20 a 30	612	11,5	179	3,4	263	4,9	170	3,2
Sub Total Pequeno		2.880	54,0	970	18,2	1.224	23,0	686	12,9
MÉDIO	30 a 40	281	5,3	69	1,3	176	3,3	36	0,7
	40 a 50	446	8,4	267	5,0	138	2,6	42	0,8
	50 a 60	390	7,3	162	3,0	112	2,1	116	2,2
	60 a 70	138	2,6	69	1,3	69	1,3	0	0,0
	70 a 80	77	1,5	78	1,5	0	0,0	0	0,0
Sub Total Médio		1.333	25,0	644	12,1	495	9,3	194	3,6
GRANDE	80 a 90	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
	90 a 100	100	1,9	0	0,0	100	1,9	0	0,0
	> 100	1.018	19,1	224	4,2	794	14,9	0	0,0
Sub Total Grande		1.118	21,0	224	4,2	894	16,8	0	0,0
TOTAL		5.331	100,0	1.838	34,5	2.613	49,0	880	16,5

Segundo o quadro 7.18 a maior parte da área ocupada pelos fragmentos perturbados (54,3%) ocorre nos morros, seguida pelos morrotes que reúnem 41% da área total. A maior parte dos fragmentos perturbados (40,6%) ocorreu em fragmentos grandes existentes nos morros.

Quadro 7.18 – Distribuição dos Fragmentos Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevô

CLASSE DE TAMANHO		PERTURBADO							
		Total na AE (ha)	%	Colinoso		Morrote		Morro	
				ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENO	0,5 a 10	444	8,5	66	1,3	255	4,9	123	2,4
	10 a 20	265	5,1	39	0,8	145	2,8	81	1,6
	20 a 30	393	7,6	21	0,4	202	3,9	171	3,3
Sub Total Pequeno		1.102	21,2	127	2,4	602	11,6	374	7,2
MÉDIO	30 a 40	379	7,3	40	0,8	208	4,0	131	2,5
	40 a 50	95	1,8	0	0,0	0	0,0	95	1,8
	50 a 60	52	1,0	0	0,0	0	0,0	52	1,0
	60 a 70	124	2,4	0	0,0	61	1,2	63	1,2
	70 a 80	75	1,4	75	1,5	0	0,0	0	0,0
Sub Total Médio		725	13,9	115	2,2	269	5,2	341	6,6
GRANDE	80 a 90	177	3,4	0	0,0	0	0,0	177	3,4
	90 a 100	96	1,8	0	0,0	0	0,0	96	1,8
	> 100	3.100	59,6	0	0,0	1.264	24,3	1.836	35,3
Sub Total Grande		3.373	64,9	0	0,0	1.264	24,3	2.109	40,6
TOTAL		5.200	100,0	242	4,6	2.134	41,0	2.824	54,3

De acordo com o quadro 7.19, 70% dos fragmentos pouco perturbados da área de estudo são grandes e ocorrem nos morros. Os morros concentram 79,6% dos fragmentos pouco perturbados mapeados na área de estudo. 18,4% dos fragmentos pouco perturbados ocorrem no relevo de morrotes e apenas 2 % ocorrem no relevo colinoso. No relevo colinoso a totalidade de fragmentos pouco perturbados é de tamanho pequeno, assumindo um comportamento contrário ao observado nas demais formas de relevo, onde os maiores percentuais de fragmentos pouco perturbados foram de tamanho grande.

Quadro 7.19 – Distribuição dos Fragmentos Pouco Perturbados Mapeados na Área de Estudo Segundo a Classe de Relevo

CLASSE DE TAMANHO		POUCO PERTURBADO							
		Total na AE (ha)	%	Colinoso		Morrote		Morro	
				ha	%	ha	%	ha	%
PEQUENO	0,5 a 10	100	3,4	27	0,9	42	1,4	31	1,0
	10 a 20	109	3,7	11	0,4	56	1,9	42	1,4
	20 a 30	47	1,6	21	0,7	0	0,0	27	0,9
Sub Total Pequeno		257	8,7	59	2,0	98	3,3	99	3,4
MÉDIO	30 a 40	99	3,4	0	0,0	30	1,0	69	2,3
	40 a 50	40	1,4	0	0,0	0	0,0	40	1,4
	50 a 60	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
	60 a 70	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
	70 a 80	72	2,5	0	0,0	0	0,0	73	2,5
Sub Total Médio		212	7,2	0	0,0	30	1,0	182	6,2
GRANDE	80 a 90	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
	90 a	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
	> 100	2.484	84,1	0	0,0	416	14,1	2.067	70,0
Sub Total Grande		2.484	84,1	0	0,0	416	14,1	2.067	70,0
TOTAL		2.952	100,0	59	2,0	544	18,4	2.349	79,6

7.4 CONCLUSÕES

De modo geral, o estado de conservação da área de estudo não pode ser considerado ruim e há um certo equilíbrio entre as áreas ocupadas pelos fragmentos das três classes de qualidade mapeadas. Ao considerar a área de estudo como um todo, observou-se que o somatório da área ocupada por fragmentos florestais classificados como pouco perturbados e por fragmentos no estado intermediário de perturbação representou a maioria da área ocupada por florestas (60,5%). Os fragmentos muito perturbados e perturbados ocuparam áreas totais que podem ser consideradas semelhantes (39,5% e 38,6% respectivamente). A área ocupada pelos fragmentos pouco perturbados correspondeu a 21,9% da área de estudo.

Na área de estudo, os remanescentes florestais estão concentrados em fragmentos de tamanho grande. Embora os fragmentos grandes representem apenas 2,8% do número total de fragmentos mapeados, ocuparam 51,7% da área total de cobertura florestal. Fragmentos pequenos (menos de 30 ha) predominaram em número (91,5%), mas representaram apenas um terço (31,4%) da área total de remanescentes florestais mapeados. Fragmentos médios (de 30 a 80 ha) foram pouco representativos tanto em número (5,7%) quanto em área (16,8%).

O tamanho dos fragmentos, isoladamente, não pareceu ser um bom indicador do seu estado de conservação. Quando se considerou a área de estudo como um todo, mereceu destaque o elevado número de fragmentos pequenos e muito perturbados (68,9%), que corresponderam a 21,4% da área ocupada pelas florestas. Também foi evidenciada a importância dos fragmentos de tamanho grande, onde ocorreu um significativo percentual de florestas em estado intermediário ou bom de conservação (25% perturbado e 18,4% pouco perturbado). Segundo estes dados, de modo geral, grandes fragmentos pareceram indicar menor perturbação. Entretanto, quando foi feita uma análise mais detalhada, observando as percentagens em relação ao número de fragmentos de cada classe de tamanho e a área ocupada pelos fragmentos, percebeu-se que não foi possível afirmar que o tamanho dos fragmentos, isoladamente, fosse um bom indicador do seu estado de conservação, porque a maioria dos fragmentos médios (56%) apresentou comportamento semelhante aos fragmentos pequenos, também sendo classificados

como muito perturbados. Se o tamanho dos fragmentos, isoladamente, fosse um bom indicador, não seria esperado que a maioria dos fragmentos grandes fossem classificados como perturbados (62,5) e apenas 20,8% dessa classe de tamanho fossem classificados como pouco perturbados. A área ocupada pelas classes de tamanho, também seguiu um padrão semelhante ao anteriormente descrito: 67,9% da área ocupada pelos fragmentos pequenos correspondeu ao estado muito perturbado; a maioria da área coberta por fragmentos de tamanho médio (58,7%) foi muito perturbada e, boa parte da área ocupada pelos fragmentos grandes foi considerada perturbada (48,4%). Dentre os grandes fragmentos, deve ser destacado que apenas os fragmentos com área superior a 100 ha foram classificados como pouco perturbados, correspondendo a 35,6% da área coberta pelos grandes fragmentos.

O relevo exerceu influência sobre a distribuição dos fragmentos florestais, segundo as classes de qualidade e tamanho. O aumento da declividade e da amplitude do relevo proporcionou o aumento da área coberta por vegetação de porte florestal e a diminuição da fragmentação desta vegetação. A primeira afirmação pode ser evidenciada pela distribuição das áreas cobertas por florestas nas formas de relevo estudadas: 15,9% no colinoso; 39,2% nos morrotes e 44,9% nos morros. Entretanto, a segunda afirmação não pode ser evidenciada de forma tão direta quanto a primeira. Considerando apenas a distribuição percentual do número de fragmentos em relação ao número total de fragmentos mapeados, percebe-se que o maior número de ocorreu nos morrotes (43,7%), aparentemente contrariando a conclusão anterior. Contudo, quando se utilizou a área média dos fragmentos para calcular quantos fragmentos seriam necessários para atingir uma área de referência (neste caso, a área de florestas mapeada na forma de relevo de morros) concluiu-se que seriam necessários 747 fragmentos no relevo colinoso, 435 fragmentos no relevo de morrotes e o relevo de morros, cuja área de florestas foi usada como valor de referência, permaneceria com os 226 fragmentos mapeados, ficando assim demonstrado que o relevo pode ser associado à fragmentação da cobertura florestal.

O aumento da amplitude e da declividade do relevo pareceu favorecer a presença de grandes fragmentos. No relevo de morros, 69 % da área de florestas ocorreu em fragmentos de tamanho considerado grande. Nos morrotes os fragmentos de tamanho grande conservaram 48,6% da área de florestas daquela

forma de relevo e no relevo colinoso apenas 10,5% de todos os fragmentos florestais mapeados possuíram tamanho grande.

A melhoria da qualidade dos fragmentos florestais também pareceu estar relacionada ao relevo e, comparando as três formas de relevo, podemos afirmar que o relevo de morros está em melhor estado de conservação, seguido pelo relevo de morrotes e que o relevo colinoso está em pior estado de conservação quando comparado aos demais. O número de fragmentos considerados pouco perturbados cresceu com o aumento da declividade e amplitude do relevo, conforme demonstrou a distribuição percentual do número de fragmentos desta classe de qualidade na área de estudo: colinoso 19,6%; morrotes 39,2% e morros 41,2%. A mesma conclusão foi obtida quando a análise foi dirigida para a área ocupada por esta classe de fragmentos: colinoso 2,0%; morrotes 18,4% e morros 79,6%. Fragmentos muito perturbados foram predominantes em todas as formas de relevo, e esta predominância foi mais acentuada na forma de relevo colinoso onde 86,4% do número de fragmentos mapeados foram classificados como muito perturbados e onde tais fragmentos ocuparam 85,9% da área de remanescentes florestais. Além disso, os fragmentos pouco perturbados corresponderam a somente 2,8% da área total de fragmentos florestais, o menor percentual obtido em comparação às demais formas de relevo, o que levou a concluir que o relevo colinoso está em pior estado de conservação que os demais. Nos morros, a classe dos fragmentos pouco perturbados não foi predominante, esta classe correspondeu a 38,8% da área total enquanto a classe intermediária de conservação (perturbados) correspondeu a 46,7% da área total mapeada nesta forma de relevo. Este comportamento também foi observado na forma de relevo de morrotes (perturbado 40,3% pouco perturbado 10,3%). Considerando que a área ocupada por fragmentos perturbados nas duas formas de relevo pode ser considerada semelhante; a área ocupada pelos fragmentos pouco perturbados na forma de relevo de morros foi bem maior, e finalmente, os percentuais relativos de fragmentos muito perturbados que ocorreram na forma de relevo de morros (14,5%) foi bem menor que o percentual que ocorreu na forma de relevo de morrotes (49,4), então pode ser concluído que o relevo de morros possui melhor estado de conservação que o relevo de morrotes.

CAPÍTULO 8

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando que, a princípio, fragmentos menos perturbados possuem maior biodiversidade e sua contribuição é estratégica para a regeneração de áreas degradadas através da promoção do fluxo da fauna na paisagem e da dispersão de propágulos da flora, o mapeamento do estado de conservação das florestas da área de estudo representa um importante subsídio para o planejamento de ações visando a conservação da biodiversidade através do favorecimento da conectividade da paisagem por meio de corredores ecológicos. A diminuição dos efeitos deletérios provocados pelo isolamento contribuirá para que, em longo prazo, as Reservas Biológicas Poço das Antas e União – e os maciços florestais bem conservados localizados na APA São João continuem exercendo o seu importante papel ecológico.

O mapeamento produzido se constitui em um dado diferenciado, que poderá ser associado a dados da área de estudo já disponibilizados e poderão ser utilizadas metodologias desenvolvidas para a configuração de corredores ecológicos descritas na bibliografia. Há uma gama variada de metodologias desenvolvidas para priorizar áreas a serem conservadas ou restauradas. Em linhas bem gerais, sugere-se a proteção de fragmentos relevantes segundo análises efetuadas geralmente por meio de métrica de paisagem, aplicadas a mapas de vegetação elaborados a partir de imagens de satélite ou fotografias aéreas. Estas fontes fornecem informações acerca da geometria dos fragmentos florestais (área, perímetro, forma) e permitem a geração de índices obtidos por métrica da paisagem. Outras áreas podem ser indicadas segundo critérios muitas vezes determinados pela disponibilidade momentânea de informações ou que podem ser produzidas em um curto período de tempo a um custo relativamente baixo. A bibliografia recomenda a adoção de critérios como: diminuição de distâncias entre áreas com cobertura florestal; aumento da área de fragmentos existentes; uso das terras situadas no entorno de

fragmentos; proteção de áreas com maior suscetibilidade à erosão; proteção dos recursos hídricos através de ações como o alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água e proteção das cabeceiras das bacias e áreas de recarga de aquíferos; relações entre elementos da paisagem, tais como proximidade a elementos favoráveis, como rede hidrográfica ou outros fragmentos florestais com atributos relevantes (ex. maior área nuclear, grande tamanho, etc.) e distância de elementos desfavoráveis como malha viária e centros urbanos (RANIERI & SOUZA, 2003; KORMAN, 2003; FERRAZ & VETTORAZZI 2003; VALENTE & VETTORAZZI, 2005; e METZGER *et al.*, 2008).

Trabalhos desenvolvidos com o objetivo de delinear corredores, muitas vezes utilizam como ponto de partida para eleger os fragmentos que deverão ser conectados, critérios como os citados no parágrafo anterior, dos quais, dada a frequência com que são usados, merecem ser destacados os critérios baseados em métricas de paisagem. Os dados contidos no mapeamento produzido no presente trabalho se constituem em mais um critério que pode ser considerado na seleção de tais fragmentos. Dentre as metodologias empregadas para indicar as áreas não florestadas que poderão integrar os corredores, podem ser citadas: Análise multicriterial (CALDAS, 2006 e MUCHAILH *et al.*, 2009); AHP (Analytic Hierarchy Process) (ALMEIDA *et al.* 2010) e metodologias que utilizam o conceito de caminho de menor custo, onde alto custo representa maior dificuldade para o deslocamento da fauna (ROCHA *et al.*, 2007 e ALONSO, 2010). Finalmente, destacamos que é recomendada a utilização da teoria dos grafos para identificar fragmentos e conexões-chave na paisagem, fundamentais para garantir a sua conectividade e maximizar a eficiência de fluxos em uma rede de corredores (URBAN & KEITH, 2001; METZGER, 2006; PEREIRA *et al.*, 2007 e ALONSO, 2010). Sob esta óptica, o uso de dados acerca da qualidade florestal agregará mais um elemento para a determinação dos fragmentos-chave (nós) e das ligações (arcos) que tornam uma paisagem conectada.

Porém, deve-se ter em mente que qualquer que seja a opção metodológica para configurar os corredores na APA São João, esta não poderá ser aplicada sem considerar as diferenças existentes nos domínios geomorfológicos existentes nesta Unidade de Conservação: em relação às formas de relevo que não foram abrangidas no presente estudo, deve ser lembrado que no relevo

montanhoso, os fragmentos florestais são considerados funcionalmente conectados e que no relevo plano, dada a raridade da fisionomia florestal que nele ocorre (Floresta Ombrófila Densa Aluvial) e sua importância ecológica, todos os fragmentos remanescentes têm altíssima prioridade para a conservação. Também devem ser levados em conta os resultados obtidos nas análises efetuadas no capítulo 7: o relevo exerce influência sobre a distribuição dos fragmentos florestais segundo as classes de qualidade e tamanho; o aumento da declividade e da amplitude do relevo proporciona o aumento da área coberta por vegetação de porte florestal e a diminuição da fragmentação desta vegetação; a melhoria da qualidade dos fragmentos florestais pareceu estar relacionada ao relevo; e, comparando as três formas de relevo estudadas, concluiu-se que o relevo de morros está em melhor estado de conservação, seguido pelo relevo de morrotes e que o relevo colinoso está em pior estado de conservação quando comparado aos demais.

Sugerimos que um parâmetro normalmente utilizado em análises multicriteriais – o tamanho dos fragmentos – seja ponderado em função do relevo, pois conforme ficou demonstrado no presente estudo, o tamanho dos fragmentos, isoladamente, não pareceu ser um bom indicador do seu estado de conservação e onde a cobertura florestal é baixa e muito fragmentada, fragmentos de pequeno tamanho são relevantes.

A metodologia proposta para a classificação do estado de conservação de remanescentes florestais pode se constituir em uma alternativa viável para o reconhecimento expedito do estado da vegetação em levantamentos que atendam a escala regional. Para tanto, seu emprego deverá ser precedido de uma definição criteriosa dos parâmetros de avaliação do estado de conservação das amostras que deverão ser coletadas em campo e deverão ser escolhidos alguns referenciais para balizar os avaliadores, de modo a reduzir a subjetividade do método. Os conceitos associados a esses critérios precisam ser amplamente discutidos e compartilhados pela equipe, que preferencialmente deverá ser constituída por vários membros. Destacamos que a boa distribuição da amostragem envolve um conhecimento prévio dos elementos envolvidos na variabilidade espacial das fisionomias vegetais existentes na área, dentre os quais, apontamos o relevo como um importante fator.

A transição das características da vegetação é contínua e difusa e sempre haverá incertezas quando se tem por meta a discretização de variáveis contínuas. Além disto, as florestas são naturalmente constituídas por mosaicos de áreas em diversos estágios de regeneração e até mesmo as florestas maduras estão em um estado de equilíbrio dinâmico (*shifting mosaic steady state*)³⁷. Isto se constitui em mais um fator que dificulta a atribuição de uma única classe a um dado fragmento florestal. Em se tratando da classificação da floresta usando dados orbitais, deve ser ressaltado que o que é representado nestas imagens é na verdade a integração de uma série de variáveis difíceis de serem isoladas e cuja compreensão ainda é reduzida.

O emprego de índices de vegetação se mostrou viável para inferir o estado de conservação de fragmentos florestais e possibilitou efetuar um mapeamento qualitativo da cobertura florestal da área de estudo. Embora isto ainda esteja distante de representar a complexidade intrínseca do objeto de estudo, podemos considerar que houve uma contribuição para que seja vencido o desafio de revelar diferenças existentes entre objetos que em mapeamentos convencionais seriam considerados homogêneos. Muito já se avançou no refinamento de mapeamentos de objetos com diferenças bem distintas, como por exemplo, determinadas classes de cobertura do solo e formações vegetais contrastantes, mas ainda é necessário produzir e acumular muito conhecimento para permitir que dados obtidos por sensoriamento remoto possam espelhar o estado de conservação da cobertura florestal com o detalhe observado em campo. Por limitação do sensor utilizado, foram testados apenas três índices de vegetação, que representam uma parcela muito pequena das várias alternativas disponibilizadas pelo sensoriamento remoto. Aliar as informações aqui obtidas com informações provenientes de estudos que explorem outros meios, tais como sensores ativos (radar e lidar), imagens hiperespectrais e análise multitemporal, podem resultar no conhecimento necessário para a compreensão acerca do comportamento da vegetação, possibilitando usar os índices de vegetação com mais segurança em associação com outros métodos de

³⁷ Ver 2.6.1

classificação, como é o caso da classificação orientada a objetos, e produzir mapeamentos mais detalhados.

A correção atmosférica assume importante papel para aumentar a acuidade de dados adquiridos por sensoriamento remoto no estudo da vegetação. Ela aumenta o contraste entre os tipos de coberturas do solo e a amplitude dos índices de vegetação, melhorando sua capacidade discriminatória. Apesar das incertezas associadas a esta etapa do processamento digital das imagens, estudos envolvendo índices de vegetação não podem prescindir desta técnica, dada a significativa influência da atmosfera nas bandas espectrais normalmente utilizadas na construção destes índices. Um dos caminhos possíveis para prover os modelos de transferência radiativa dos parâmetros necessários para a correção atmosférica é o emprego de dados do sensor Modis, sendo importante que a comunidade científica se dedique com afinco a este tema, incluindo o emprego de métodos de correção atmosférica que utilizam modelos com código fonte aberto, como é o caso do 6s. Na presente pesquisa, por limitação de tempo, não foi possível avançar no refinamento do método de correção dos efeitos atmosféricos e topográficos (Atcor-3). Razão pela qual recomenda-se que posteriormente sejam feitos novos esforços, especialmente para verificar a efetividade deste método para extrair informações em regiões pouco iluminadas da imagem devido à exposição do relevo.

Como desdobramento desta pesquisa, sugere-se que o mapa elaborado seja validado em campo e, para refinar o método de reconhecimento visual da vegetação, sugere-se ainda que sejam desenvolvidas novas pesquisas buscando verificar padrões associados à estrutura e diversidade da floresta e seu aspecto externo.

Diante dos resultados alcançados no presente estudo, apesar das limitações ainda existentes, podemos afirmar que o sensoriamento remoto foi um caminho viável para a mudança de escala (local para paisagem) em estudos sobre a vegetação e que o produto gerado nesta pesquisa proporcionará aos gestores da APA São João importantes indicadores que poderão ser considerados por ocasião do planejamento de corredores florestais no interior dessa Unidade de Conservação.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGAREZ, F. V., VICENS, R. S., CRUZ, C. M., NOGUEIRA, C. R., & GARAY, I. (2001). **Utilização de Índice de vegetação na classificação integrada da fragmentação dos remanescentes de fragmentos florestais em Mata Atlântica de Tabuleiros no Município de Sooretama.** In: X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Foz do Iguaçu, PR. INPE, 2005 p. 1499-1509.

AGUIAR, A. P., CHIARELLI, S. L. M., & MATOS, E. N. (2005). **Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica Brasileira.** In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (Orgs.). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** Belo Horizonte, MG: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005, 471p.

ALMEIDA, A.; BATISTA J. L. & DAMASCENA L. S.(2010). **Análise sobre a fragmentação dos remanescentes da Mata Atlântica na APA do Pratigi para a identificação de áreas com maior potencial para a Construção de Corredores Ecológicos.** In III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Recife-PE.

ALONSO, A. C. (2010). **Delineamento e avaliação de corredores lineares multi-habitat: estudo de caso com bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*) em mosaico urbano-rural.** Porto Alegre, RS. Dissertação (mestrado) 66 p., Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

ALVES, L. F., & METZGER, J. P. (2006). A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, 6 (2).

AMARAL, S., SOARES, J. V., ALVES, D. S., MELLO, E. M. K. D., ALMEIDA, S. A. S., SILVA, O. F. D., & SILVEIRA, A. M. (1996). **Relações entre Índice de Área Foliar (LAI), Área Basal e Índice de Vegetação (NDVI) em relação a diferentes estágios de crescimento secundário na Floresta Amazônica em Rondônia.** In: VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador, BA. INPE,1996 p. 485-489.

ANTUNES, M. A. H., FREIRE, R. M. B., BOTELHO, A. D. S., & TONIOLLI, L. H. (2003). **Correções atmosféricas de imagens de satélites usando o modelo 6s.** In: XXI Congresso Brasileiro de Cartografia anais. SBC, 2003. Belo Horizonte, MG.

BARBOSA, C. E. d. A. (2008). **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. Londrina, 2008, 82 p. Dissertação. Mestrado em Ciências Biológicas Universidade Estadual de Londrina.

BAWA, K., J. ROSE, GANESHAIAH, K. N., N. BARVE, KIRAN, M. C., & UMASHANKER, R. (2002). *Assessing biodiversity from space: an example from the Western Ghats, India*. **Conservation Ecology** 6(2), 7.

BROWN, S., & LUGO, A. E. (1990). *Tropical secondary forests*. **Journal of tropical ecology**, 1990(6), 1-32.

BUDOWSKI, G. (1965). *Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes*. **Turrialba**, 15(1), 40-42.

CABACINHA, C. D., & CASTRO, S. S. (2009). *Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado*. **Forest Ecology and Management**, 257(2009), 2157–2165.

CALDAS, A. J. F. S.(2006). **Geoprocessamento e análise ambiental para determinação de corredores de hábitat na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba - RJ**. Seropédica, RJ. Dissertação (mestrado) 110p. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas

CARVALHO, F. A., & NASCIMENTO, M. T. (2005). **A riqueza arbórea da APA da Bacia do Rio São João, Centro-Norte do RJ**. VII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu, MG. SBE, 2005.

CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., & FILHO, A. T. O. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta bot. bras.**, 22(4), 929-940.

CHEN, S. C., & HERZ, R. (1996). **Estudos Quantitativos e Calibração Radiométrica de Dados Digitais do Landsat-5**. In: VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador, BA INPE, 1996 p 499-506.

CHOKKALINGAM, U., & JONG, W. D. (2001). *Secondary forest: a working definition and typology*. **International forest review**, 3(1).

CONAMA. (1993). **Resolução Conama 10**. Parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica.

CONAMA. (1994). **Resolução Conama 6**. Definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.

CORLETT, R. T. (1991). *Plant succession on degraded land in Singapore*. **Journal of Tropical Forest Science**, 4(2), 151 - 161.

CPRN. (2001). **Projeto Rio de Janeiro**. Serviço Geológico do Brasil: CD ROOM.

ELVIDGE, C. D., & CHEN, Z. (1995). *Comparison of Broad-Band and Narrow-Band Red and Near-Infrared Vegetation Indices*. **Remote Sensing of Environment**, 54 (1995), 38-48.

FERRAZ, S. F. B. & VETTORAZZI, C. A. (2003). Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia da paisagem. **R. Árvore**, v.27, n.4, p.575-583. Viçosa-MG.

FERREIRA, M. E., FERREIRA, L. G., HUETE, A. R., & PECCININI, A. A. (2006). Análise comparativa dos produtos MODIS ecologia para o monitoramento biofísico ambiental do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Geofísica**, 24(2), 251-260.

FONSECA, G. A. B.; ALGER K. N.; PINTO L. P.; ARAÚJO M. & CAVALCANTI R. (2001). Corredores de Biodiversidade: O Corredor Central da Mata Atlântica. *In: I Seminário sobre Corredores Ecológicos no Brasil*. Coordenação Geral de Ecossistemas – IBAMA. Brasília.

FONSECA, L. M. G. (2000). **Processamento digital de imagens**. Notas de aulas da disciplina Processamento Digital de Imagens dos programas de Pós graduação dos cursos de Sensoriamento Remoto e Computação Aplicada. São José dos Campos, SP: INPE.

FREITAS, S. R., & CRUZ, C. B. M. (2003). **Índices de vegetação na caracterização de fragmentos de Mata Atlântica no Estado do RJ.** In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte, MG. INPE, 2003 p. 2737 - 2744.

FREITAS, S. R., MELLO, M. C. S., & CRUZ, C. B. M. (2005). ***Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest.*** *Forest Ecology and Management*, 218, 353–362.

FREITAS, S. R., MELLO, M. C. S. D., & CRUZ, C. B. M. (2005). **Relações entre maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica.** In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, GO. INPE, p. 1537-1544.

GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. G. (2005). Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e perspectivas. Belo Horizonte, MG: **Fundação SOS Mata Atlântica**, 2005, 471p.

GAO, B. C. (1996). *NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space.* ***Remote Sensing of Environment***, 58 (2009), 257-266.

GAO, B. C., MONTES, M. J., DAVIS, C. O., & GOETZ, A. F. H. (2009). *Atmospheric correction algorithms for hyper spectral remote sensing data of land and ocean.* ***Remote Sensing of Environment*** 113(2009), 17-24.

GEMMELL, F., & VARJO, J. (1999). *Utility of Reflectance Model Inversion Versus Two Spectral Indices for Estimating Biophysical Characteristics in a Boreal Forest Test Site.* ***Remote Sensing of Environment***, 68(1999), 95-111.

GEOMATICA. (s/d). **Manual do PCI Geomatics.** GEOSYSTEMS. (2006). ***ATCOR Calibration Files – A Mystery?*** Disponível em <http://www.geosystems.de/atcor/downloads/index.html> - acesso em outubro de 2009.

GLERIANI, J. M. (2005). **Redes neurais artificiais para classificação espectro-temporal de culturas agrícolas.** São José dos Campos, 2005. 212 p. Tese. (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - INPE.

GRATIVOL, A. D., RUIZ-MIRANDA, C. R., TEIXEIRA, A. M. D. G., & SCHMIDT, M. A. R. (2008). Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ. *In*: P. P. OLIVEIRA; A. D. GRATIVOL & C. R. RUIZ-MIRANDA (Eds.), **Conservação do mico-leão-dourado - Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF.

GRIMM, A. M. (1999). **Meteorologia Básica** - Notas de Aula. Disponível em <http://fisica.ufpr.br/grimm/aposmeteo/> acessado em Fevereiro de 2010

HADJIMITSIS, D. G.; CLAYTON, C. R. I. & RETALIS, A. (2009). *The use of selected pseudo-invariant targets for the application of atmospheric correction in multi-temporal studies using satellite remotely sensed imagery*. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 11(209), 192-200.

HALL, F. G.; STREBEL, D. E.; NICKESON J. E. & GOETZ, S.J. (1991). *Radiometric Rectification: Toward a Common Radiometric Response Among Multidate, Multisensor Images*. **Remote Sensing of Environment**, 35(1991), 11-27.

HOLL, K. D. (1999). *Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil*. **Biotropica**, 31(2), 229-242.

HOOPER, E. R., LEGENDRE, P., & CONDIT, R. (2004). *Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama*. **Ecological society of american**, 85(12), 3313-3326.

HOUBORG, R., & BOEGH, E. (2008). *Mapping leaf chlorophyll and leaf area index using inverse and forward canopy reflectance modeling and SPOT reflectance data*. **Remote Sensing of Environment**, 112(2008), 186–202.

HUETE, A., DIDAN, MIURA, T., RODRIGUEZ, E. P., GAO, X., & FERREIRA, L. G. (2002). *Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices*. **Remote Sensing of Environment**, 83 (2002), 195–213.

IBAMA. (2005). Plano de Manejo da Reserva Biológica de Poço das Antas: Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2005, 253 p.

ICMBIO. (2008). Plano de manejo da APA São João: Ministério do Meio Ambiente. Brasília . 2008, 349 p.

INGRAM, J. C., DAWSON, T. P., & WHITTAKER, R. J. (2005). *Mapping tropical forest structure in southeastern Madagascar using remote sensing and artificial neural networks*. **Remote Sensing of Environment** 94(2005), 491–507

JENSEN, J. R. (2009). **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres**. Tradução da segunda edição de Remote Sensing of Environment: an Earth Perspective. São José dos Campos, SP: Editora Parêntese.

JIANG, Z., HUETE, A. R., DIDAN, K., & MIURA, T. (2008). *Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band*. **Remote Sensing of Environment** 112 (2008) 3833–3845.

JONES, K. B., EDMONDS, C. E., SLONECKER, E. T., WICKHAM, J. D., NEALE, A. C., WADE, T. G., RIITTERS, K. H., & KEPNER, W. G. (2008). *Detecting changes in riparian habitat conditions based on patterns of greenness change: A case study from the Upper San Pedro River Basin, USA*. **Ecological Indicators**, 8 (2008) 89-99.

KALACSKA, M., SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A., CALVO-ALVARADO, J. C., QUESADA, M., RIVARD, B., & JANZEN, D. H. (2004). *Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest*. **Forest Ecology and Management**, 200 (2004) 227–247.

KAUFMAN, Y. J. (1988). *Atmospheric effect on spectral signature-measurements and corrections*, **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 26(4), 441-450.

KERLE, N., JANSSEN, L. L. F., & HUURNEMAN, G. C. (2004). **Principles of Remote Sensing - An introductory textbook** (Terceira ed.). Enschede, Holanda: International institute for geo-information science and earth observation.

KORMAN, V. (2003). Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). Piracicaba, SP. Dissertação (mestrado em ecologia de agroecossistemas) 131 p. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/ USP.

LIESENBERG, V., GALVÃO, L. S., & PONZONI, F. J. (2006). **Influência da geometria de visada sobre o ndvi obtido a partir de dados de reflectância aparente e superfície**. In: VII Seminário de atualização em sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas aplicados à engenharia florestal. Disponível em <http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m12@80/2006/09.25.13.42/doc/MISR.pdf>. Acessado em Fevereiro de 2010

LILLESAND, T. M., & KIEFFER, R. W. (1994). **Remote Sensing and Image Interpretation** (Terceira ed.). New York: John Willey & Sons, Inc.

LIMA, L. M., & CEBALLOS, J. C. (1996). **Correção atmosférica de primeira ordem para estimativa de reflectância superficial em imagens Landsat**. In: VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, BA. INPE, 1996 p. 915-916.

LIU, W. T. H. (2007). **Aplicações de Sensoriamento Remoto**. Campo Grande: Editora Uniderp.

LU, D., MAUSEL, P., BRONDÍZIO, E., & MORAN, E. (2003). *Classification of successional forest stages in the Brazilian Amazon basin*. **Forest Ecology and Management**, 181(2003)301–312.

LU, D., MAUSEL, P., BRONDIZIO, E., & MORAN, E. (2002). *Assessment of atmospheric correction methods for Landsat TM data applicable to Amazon basin LBA research*. **International Journal of Remote Sensing**, 23(13), 2651-2671.

LU, D., MAUSEL, P., BRONDÍZIO, E., & MORAN, E. (2004). *Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin*. **Forest Ecology and Management**, 198(2004) 149–167.

METZGER, J. P. (1997). *Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil*. **Landscape and Urban Planning**, 37(1997), 29-35.

METZGER, J. P. (2006). Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação** 4(2): 11-23.

METZGER J. P., RIBEIRO M. C, CIOCHETI G. & TAMBOSI L. R. (2008). Uso de índices de paisagem para a definição de ações. *In: Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Programa biota /Fapesp. Instituto de Botânica (Ed.) p.123-129.

MIATELO, J. H. B., ASSAL, F. E. E., SANTOS, T., & LIMA-JR, D. P. (2007). **Metacomunidades: panorama atual**. In: VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu- MG. SBE, 2007

MMA. (2002). Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas.. 404 p. Brasília, 2002.

MOREIRA, R.. C. (2000).**Influência do posicionamento e da largura de bandas de sensores remotos e dos efeitos atmosféricos na determinação de índices de vegetação**.São José dos Campos, 2000, 169 p .Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - INPE.

MUCHAILH, M. C., RODERJAN C. V., CAMPOS J. B., MACHAO A. L. T. & CURCIO G. R. (2009). Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **FLORESTA**, v.40, n.1, 2010, p.147-162.

NEUBERT, M., & MEINEL, G. (2009). **Atmospheric and terrain correction of ikonos imagery using atcor-3**. Disponível em <http://www.ipi.uni-hannover.de/fileadmin/institut/pdf/104-neubert.pdf>- Acessado em fevereiro de 2010

NOVO, E. M. L. d. M. (1989). **Sensoriamento Remoto - Princípios e Aplicações**, São Paulo, SP: Editora Edgard Blucher, 1989, 308 p. Primeira Edição.

NOVO, E. M. L. M. (2000). **Sensoriamento Remoto**. *In: CEGEOP Curso de Especialização em Geoprocessamento*, Lageop, Igeo: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000. CD Room

ODUM, E. P. (1983). **Ecologia**. Rio de Janeiro, RJ: Editora Guanabara, 1983, 434 p. Primeira Edição.

OLIVEIRA, F. D. A. J.; MARTINS, E. S. P. R., MÖBUS, G., & KOSUTH, P. (2009). **Metodologia para o mapeamento de aluviões a partir de imagem satélite SPOT no semi-árido Cearense – Um de estudo de caso**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, SC. INPE, 2009 p. 1765-1773.

OLIVEIRA, L. G. L. (2008). **Avaliação de metodologias de caracterização atmosférica na conversão de dados radiométricos digitais em valores físicos**. São José dos Campos, SP, 2008, 128 p. Dissertação. (Mestrado em Sensoriamento Remoto)- INPE

OLIVEIRA, L. G. L., PONZONI, F. J., & MORAES, E. C. (2009b). Conversão de dados radiométricos orbitais por diferentes metodologias de caracterização atmosférica. **Revista Brasileira de Geofísica**, 27(1), 121-133.

OLIVEIRA, P. P., NASCIMENTO, M. T., CARVALHO, F. A., VILLELA, D., KIERULFF, M. C. M., VERULI, V. P., LAPENTA, M. J., & SILVA, A. P. d. (2008). Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado. In: **Conservação do mico-leão-dourado - Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Campos dos Goytacazes, RJ UENF, 200 p.

PEREIRA, M. A. S., NEVES, N. A. G. D. S. & FIGUEIREDO, D. F. C. (2007). Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografia** - v. 16, n. 2, jul./dez. 2007, v.16, n.2, p.5-23.

PESSOA, S. V. A. O. (2009). **Fragmentação, dinâmica e diversidade de comunidades arbóreas na planície costeira do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2009. 123 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, UFRJ.

PESSOA, S. V. A., & OLIVEIRA, R. R. (2005). Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 57 (3): 391-411. 2006.

PIDWIRNY, M. (2006). **Plant Succession**. In: *Fundamentals of Physical Geography*, 2nd Edition. Disponível em <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/9i.html> acesso em Fevereiro de 2010.

PONZONI, F. J., & DISPERATI, A. A. (1994). Aplicação do modelo SAIL no estudo da reflectância espectral de dosséis de mudas de *Eucalyptus* sp. e de *Aspidosperma* sp. **Floresta**, 21(1/2), 45-69.

PONZONI, F. J., & SANTOS, S. B. D. (2008). Conversão de números digitais de imagens orbitais em valores de FRB de superfície. **Bol. Ciênc. Geod.**, sec. Artigos, Curitiba, 14(4), 541-556.

PONZONI, F. J., & SHIMABUKURO, Y. E. (2007). **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Ed Parêntese, 2007. 126 p.

RANIERI, V.E.L. & SOUZA, M. P. (2003). **Estratégias para a implantação de reservas legais com vistas à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos: critérios para escolha de áreas**. In: VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, Anais.

REES, W. G. (2001). *Physical Principles of Remote Sensing* (Segunda Edição ed.). Cambridge, Inglaterra: Cambridge University Press, 2001, 343 p.

RICHARDS, J. A., & JIA, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis- An Introduction* (Quarta Edição ed.). Berlin, Alemanha: Springer, 2006, 454 p.

RICHTER, M.; CRUZ, C. B. M., & MEDEIROS, D. R. (2009). **Índices Espectrais de Vegetação Aplicados no Parque Nacional do Itatiaia**. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, RN. INPE, 2009, p. 2975-2982.

RIERA, J. L., MAGNUSON, J. J., CASTLE, J. R. V., & MACKENZIE, M. D. (1998). *Analysis of Large-Scale Spatial Heterogeneity in Vegetation Indices among North American Landscapes*. **Ecosystems**, 1(1998) 268–282.

RIZZINI, C. T. (1997). *Tratado de Fitogeografia do Brasil* (2ª ed.). Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 747 p

ROBINOVE, C. J. (1982). *Computation with physical values from Landsat digital data*. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 48(5), 781-784.

ROCHA, C. C., SILVA A. B., NOLASCO M. C. & FRANCA-ROCHA W. (2007). **Modelagem de Corredores Ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando Processamento Digital de Imagens e Sistemas de Informações Georreferenciadas**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, SC. INPE, anais p.3065-3072.

RONDEAUX, G., STEVEN, M., & BARET, F. (1996). *Optimization of Soil-Adjusted Vegetation Indices*. **Remote Sensing of Environment**, 55(1996) 95-107.

SANSEVERO, J. B. B. (2008). **Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2008, 136 p. Dissertação (Mestrado em botânica) - Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

SEABRA, V. D. S., CRUZ, C. B. M., & VICENS, R. S. (2010). **Mapeamento dos sistemas de relevo da bacia hidrográfica do Rio São João**. In: III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Recife – PE, 2010.

SILVA, B. S. G., & VALERIANO, D. M. (2005). **Correção atmosférica e topográfica de imagens de satélite em terrenos montanhosos**. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, GO. INPE, 2005, p. 3587-3594.

SONG, C., & WOODCOCK, C. E. (2003). *Monitoring forest succession with multitemporal Landsat images: Factors of uncertainty*, **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 41(11), 2557-2567.

SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., LENNEY, M. P., & MACOMBER, S. A. (2001). *Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects?* **Remote Sensing of Environment**, 75(2001), 230-244.

STEFFEN, C. A. (2009). **Introdução ao sensoriamento remoto**. São José dos Campos, SP: INPE. Disponível em <http://www.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/apostila.htm>- Acessado em Março de 2010.

STEFFEN, C. A., LORENZZETTI, J. A., STECH, J. L., & SOUZA, R. C. M.(1981). **Sensoriamento Remoto: Princípios físicos; Sensores, produtos e Sistema Landsat**. São José dos Campos: INPE, 1981, 81p.

TABARELLI, M., & MANTOVANI, W. (1999). A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 59(2), 239-250.

THOMPSON, J., BROKAW, N., ZIMMERMAN, J. K., WAIDE, R. B., III, E. M. E., LODGE, D. J., TAYLOR, C. M., GARCIA-MONTIEL, S. D., & FLUET, A. M. (2002). *Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest*. **Ecological Applications**, 12(5), 1344-1363

TRINDADE, M. B., FIGUEIRA, S. B., SILVA, H. P. d., SIVA, A. C. B. L. e., & SCHESSL, M. (2005). **Uso de sensoriamento remoto na análise da fragmentação da Mata Atlântica no litoral norte de Pernambuco**. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, GO. INPE, 2005, p. 705-712.

TURNER, I. M., & CORLETT, R. T. (1996). *The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest*. **Trends in ecology and evolution**, 11(8).

UHL, C., BUSCHBACHER, R., & SERRAO, E. A. S. (1988). *Abandoned pastures in eastern Amazonia I - Patterns of plant succession*. **Journal of ecology**, 76 (3) 663-681.

URBAN, D. & KEITT, T. (2001) *Landscape Connectivity: A graph-theoretic perspective*. **Ecology** 82(5): 1205–1218.

VALENTE, R. DE O. A. & VETTORAZZI, C. A. (2005). **A abordagem multicriterial na definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal**. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, GO. Anais. p. 1681-1683.

VELOSO, H. P., FILHO, A. L. R. R., & LIMA, J. C. A. (1991). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 1991, 123 p

VERMOTE, E. F., TANRE, D., DEUZE, J. L., HERMAN, M., & MORCETTE, J. J. (1997). *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview*. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 35 (3), 675-686.

VIANA, V. M., & PINHEIRO, L. A. F. V. (1988). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF** 12(32), 25-42.

VICENS, R. S., CRUZ, C. B. M., & RIZZINI, C. M. (1998). **Utilização de Técnicas de Sensoriamento Remoto na Análise da Cobertura Vegetal da Reserva Florestal de Linhares, ES, Brasil**. In: IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos, SP. INPE, 1988 p. 1561-1572.

VISCONTI, P., & ELKIN, C. (2009). *Using connectivity metrics in conservation planning – when does habitat quality matter?* **Diversity and Distributions**, 15(2009) 602-612.

WHITMORE, T. C. (1993). **An introduction to tropical rain forests**: Clarendon Press, 226 p.

YAMASOE, M. A. (2006). **Apostila da Disciplina Meteorologia Física II – ACA 0326**: Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo. Disponível em http://www.dca.iag.usp.br/www/material/akemi/fisicall/apostila_cap_01.pdf- Acessado em março de 2010.

ZULLO-JR, J., BEZERRA, P. C., GUYOT, G., & GU, X. (1996). **Importância Prática da Correção Atmosférica**. In: VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador, BA. INPE, 1996 p. 977-978.

ANEXOS

ERROS DE CLASSIFICAÇÃO PELA MEDIA COR								
EVI2 COR			MVI COR			NDVI COR		
Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
	96	101		76	11		25	50
	102	50		110	49		102	101
	25	49		102	50			49
		86		25	101			86
		106			106			106
		11			54			13
		75			109			58
		13			13			51
		109			86			75
		17			75			115
		51			52			17
		58						11
								109
0	3	12	0	4	11	0	2	13

ACERTOS DE CLASSIFICAÇÃO PELA MEDIA COR								
EVI2 COR			MVI COR			NDVI COR		
Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
114	76	115	114	29	53	114	76	52
112	29	54	112	67	8	112	29	16
41	104	52	41	100	22	41	104	63
70	69	16	70	64	58	70	69	53
116	91	63	71	111	63	116	67	8
71	67	53	39	96	3	71	34	14
105	100	8	116	61	16	105	91	22
74	66	22	84	93	51	74	100	57
40	93	14	40	104	2	40	93	2
39	92	57	105	94	17	39	66	28
84	34	2	72	91	115	84	92	15
72	68	10	74	68	57	72	68	4
117	33	28	117	27	10	117	90	10
	90	4		66	4		33	1
	61	15		92	14		61	3
	94	1		30	1		94	54
	30	3		34	15		30	
	111			90	28		27	
	64			69			64	
	27			33			111	
	110						110	
							96	
13	21	17	13	20	18	13	22	16

ACERTOS DE CLASSIFICAÇÃO PELA MEDIANA COR								
EVI2 COR			MVI COR			NDVI COR		
Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
112	76	52	114	29	75	112	76	11
114	29	16	112	67	52	114	29	109
41	69	63	41	100	53	41	104	52
70	104	53	70	64	8	70	69	16
71	67	8	39	96	58	71	67	63
105	34	22	71	111	63	105	34	53
116	91	14	105	61	22	116	91	8
39	100	57	116	93	3	39	100	14
74	93	2	84	104	2	74	93	22
40	92	28	40	68	51	40	66	57
84	66	15	72	94	16	84	92	2
72	68	4	74	91	115	72	68	28
117	90	10	117	27	57	117	90	15
	33	1		66	17		33	4
	61	3		92	10		61	10
	94			30	4		94	1
	30			69	14		30	3
	27			34	1		27	
	111			90	28		64	
	64				15		111	
	110						110	
	96						96	
							25	
							102	
13	22	15	13	19	20	13	24	17