

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Geociências
Departamento de Geografia

Thiago de Alencar Silva

**DELIMITAÇÃO E ESTIMATIVA DA ESTRUTURA DA MATA
RIBEIRINHA A PARTIR DE IMAGENS DE ALTA RESOLUÇÃO**

Belo Horizonte
2012

Thiago de Alencar Silva

**DELIMITAÇÃO E ESTIMATIVA DA ESTRUTURA DA MATA
RIBEIRINHA A PARTIR DE IMAGENS DE ALTA RESOLUÇÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de Concentração: Análise Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Philippe Maillard.

Belo Horizonte
2012

Tese de doutorado defendida e aprovada, em 28 de fevereiro de 2012, pela Banca Examinadora constituída pelos professores doutores:

Prof. Dr. Philippe Maillard

Prof. Dr. Benoît St-Onge

Prof. Dr. Yosio Edemir Shimabukuro

Profa. Dra. Yule Roberta Ferreira Nunes

Prof. Dr. Bernardo Machado Gontijo

Aos meus pais Magda e José,
Aos meus filhos Leonardo e Isabela, dedico.

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos a todos que de forma direta ou indireta participaram na conclusão desta etapa de minha vida:

Agradeço a Deus, pai, que me ilumina e me dá forças para o cumprimento da minha missão.

À minha família e em especial à minha mãe Magda, aos meus filhos Leonardo e Isabela e aos meus padrinhos Olivando e Neuza, estes últimos, por todo o carinho e apoio dispensados, desde a minha chegada em Belo Horizonte.

À Paula, pelo amor, carinho, paciência, alegria e companheirismo.

Ao Philippe, que além de ser um ótimo e sempre presente orientador, compartilhou momentos difíceis, desempenhando verdadeiro papel de amigo e conselheiro.

À Raquel pelo companheirismo, apoio e amizade.

Ao meu grande amigo e compadre Ivan, por toda ajuda na realização deste trabalho e por me conceder sábios conselhos quando necessitei.

A todos os amigos e colegas do IGC, de forma especial, aqueles que estiveram mais presentes: Carlos, Thaís, Priscilla, Luiz Felipe, Ana Luiza, Nicolly, Alberto, Luiza, Raphael (Pajé), Luciana, Ludmila, Renata e a todos aqui não citados.

À CAPES pelo suporte financeiro desta pesquisa.

Às professoras Maria das Dores Veloso e Yule Nunes pelos valiosos dados de campo utilizados nesta pesquisa.

À equipe do Professor David Clausi, pelo programa MAGIC.

À equipe da UNIMONTES, em especial à Islaine Azevedo e Diellen Librelon pela ajuda nos trabalhos de campo.

Ao Professor Benoît-St-Onge, por ter me recebido e disponibilizado todo o suporte necessário durante meu estágio em Montreal.

Aos meus amigos da UQÀM, Marie-Claude, David, Cristina e Udaya, pela receptividade e pelos bons momentos compartilhados em Montreal. *Merci beaucoup à vous.*

Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), pelo apoio logístico nos trabalhos de campo.

Ao Professor Thomaz Dilts pela valiosa ajuda no processamento do modelo DTW apresentado neste estudo.

A todos outros que não citei, mas que foram de grande importância, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

As matas ribeirinhas desempenham um papel importante no equilíbrio ecológico dos ecossistemas fluviais. O conhecimento dos parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha é essencial para o desenvolvimento de estratégias que visam a sua conservação. Sensores de média resolução espacial, tal como o Landsat-TM, possuem limitações na delimitação e obtenção de informações quantitativas das matas ribeirinhas, pois estas apresentam estreita seção transversal na paisagem. Uma alternativa para este fato é a utilização de dados de alta resolução espacial (<5m). O objetivo deste estudo é descrever uma metodologia para delimitar a mata ribeirinha e extrair seus parâmetros biofísicos a partir de dados de campo e imagens IKONOS. O processo para a delimitação da mata ribeirinha é dividido em duas etapas. Na primeira etapa, a zona ribeirinha foi definida com base na aplicação do algoritmo *Depth to Water* (DTW) nos modelos digitais de superfície. Em seguida, as imagens IKONOS foram classificadas em duas classes: arbóreo e não-arbóreo utilizando o limiar DTW de 5m como máscara de análise no processamento. Os programas e-Cognition, MAGIC (*Map Guide Image Classification*) e SPRING foram comparados no processo de classificação não-supervisionada da mata ribeirinha. Medidas alométricas foram realizadas em 280 parcelas (10x10m) na zona ribeirinha em ambas as margens do rio Pandeiros, localizado no Norte de Minas Gerais. Estes dados foram analisados em conjunto com parâmetros espectrais e de textura das imagens IKONOS no intuito de elaborar modelos preditivos da estrutura biofísica da mata ribeirinha. Os dados de textura de imagem foram adquiridos a partir da extração de feições da matriz de co-ocorrência de níveis de cinza e da análise dos semi-variogramas. Os classificadores e-Cognition, MAGIC e SPRING apresentaram resultados superiores a 85% de precisão, quando comparados com os dados de validação elaborados para esta pesquisa. No geral, os resultados dos modelos preditivos apresentaram baixos valores de coeficiente de determinação. Os melhores resultados de modelagem da estrutura ribeirinha foram obtidos, respectivamente, para o índice de área foliar e volume do sítio de análise Pântano com $R^2 = 0,83$ e $R^2 = 0,55$.

ABSTRACT

Riparian forests play an important role in the ecological balance of river ecosystems. The knowledge of riparian vegetation biophysical parameters is essential for developing strategies aimed at their conservation. Medium resolution sensors, such as Landsat-TM, have limited use in delineating and obtaining quantitative information of the riparian forests, given their narrow cross section in the landscape. An alternative to this fact consists in using high-spatial resolution data (<5m). The objective of this study is to describe a methodology for delineating riparian forests and extracting their biophysical parameters from field data and IKONOS images. The riparian forest delineation process is divided into two steps. In the first step, the riparian zone was defined on Depth to Water (DTW) algorithm application in the digital surface models. Then, the IKONOS images were classified into two classes: arboreal and non-arboreal using the 5m DTW threshold as a processing mask. The softwares e-Cognition, MAGIC (Map Guide Image Classification) and SPRING were compared in the riparian forest unsupervised classification. Allometric measurements were made in 280 plots (10x10m) of riparian area from both sides of the Pandeiros River, located in Northern Minas Gerais. These data were analyzed together with spectral and textural parameters of IKONOS images in order to develop predictive models of riparian forest biophysical structure. The texture image data were acquired from co-occurrence gray levels matrix features and semi-variograms analysis. The classifiers e-Cognition, MAGIC and SPRING showed results more than 85% of accuracy, when compared with the validation data developed for this research. In general, predictive models results showed low determination coefficients. The best results for biophysical structure modeling were obtained, respectively, for the leaf area index and volume in the Pântano site, with $R^2 = 0.83$ and $R^2 = 0.55$.

RESUMÉ

Les forêts riveraines jouent un rôle important dans l'équilibre écologique des écosystèmes fluviaux. La connaissance des paramètres biophysiques de la végétation riveraine est essentielle pour l'élaboration de stratégies visant à leur conservation. Les capteurs à résolutions moyenne, tels Landsat-TM, sont limités dans la délimitation et l'obtention d'informations quantitatives sur les forêts riveraines, compte tenu de leur section étroite. Une alternative à cette limite est le recours à des images de haute résolution spatiale (<5m). L'objectif de cette étude consiste à décrire une méthodologie pour la délimitation des zones riveraines et l'extraction de leurs paramètres biophysiques à partir de données de terrain et d'images IKONOS. La procédure de délimitation de la forêt riveraine est divisée en deux étapes. Dans la première phase, la zone riveraine a été définie en fonction de l'application de l'algorithme *Depth to Water* (DTW) (*depth to water*) aux modèles numériques de surface. Puis, les images IKONOS ont été classées en deux catégories: arboricole et non-arboricole, en utilisant le seuil DTW de 5m. Les logiciels e-Cognition, MAGIC (*Map Guide Image Classification*) et SPRING ont été comparés dans la classification non supervisée de la forêt riveraine. Des mesures allométriques ont été effectuées pour 280 placettes (10x10m) en zone riveraine, situées sur les deux côtés de la Rivière Pandeiros, dans le nord de Minas Gerais. Ces données ont été analysées conjointement avec les paramètres spectraux et la texture des images IKONOS, afin de développer des modèles prédictifs de la structure biophysique de la forêt riveraine. Les données de texture d'images ont été obtenues de l'extraction des caractéristiques de la matrice de co-occurrence des niveaux de gris et de l'analyse des demi-variogrammes. Une précision de 85% a été obtenue avec les logiciels e-Cognition, MAGIC et SPRING en comparaison aux données de validation développées pour cette recherche. En général, les résultats des modèles prédictifs ont montré des coefficients de détermination faibles. Les meilleurs résultats relatifs à la modélisation de la structure biophysique ont été obtenus pour l'indice foliaire et le volume dans le Site Pântano, avec respectivement $R^2 = 0,83$ et $R^2 = 0,55$.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
RESUMÉ	ix
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 Introdução	1
1.2 Hipóteses	4
1.3 Objetivos	5
CAPÍTULO 2 – AS FORMAÇÕES FLORESTAIS RIBEIRINHAS	7
2.1 Definição do Ambiente Ribeirinho	7
2.2 Extensão Longitudinal do Ambiente Ribeirinho	12
2.3 Importância Ecológica da Zona Ribeirinha	15
2.4 Os Parâmetros Biofísicos da Vegetação	17
CAPÍTULO 3 – PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS DE SATÉLITE	21
3.1 Preparação dos Dados em Sensoriamento Remoto	21
3.2 A Classificação de Imagens de Satélite	23
3.3 Textura de Imagem	29
3.3.1 A Matriz de Co-ocorrência de Níveis de Cinza (GLCM)	30
3.3.2 O Semi-Variograma	34
3.3.3 Textura de Imagem e o Estudo de Sensoriamento Remoto Aplicado às Florestas	39
3.4 Mapeamento da Vegetação Ribeirinha Através de Sensoriamento Remoto	45
CAPÍTULO 4 – A ÁREA DE ESTUDO E OS SÍTIOS DE ANÁLISE	48
4.1 Descrição da Área de Estudo	49
4.1.1 Localização, Abrangência e Aspectos Gerais da Área de Estudo	49
4.1.2 Análise Integrada dos Aspectos Físicos da Área de Estudo	56
4.1.3 Unidades de Conservação da Área de Estudo	61
4.1.4 Uso e Ocupação do Solo da Área de Estudo	64
4.2. Descrição dos Sítios de Análise	69
4.2.1 Catolé	70
4.2.2 Balneário	72
4.2.3 Agropop	74
4.2.4 Pântano	76
CAPÍTULO 5 – MATERIAIS E MÉTODOS	78
5.1 Procedimentos de Campo	81
5.1.1 Coleta de Dados Biofísicos da Vegetação Ribeirinha	81
5.1.2 Fotografias Hemisféricas	82
5.1.3 Coleta de Pontos de Controle de Precisão e Georreferenciamento das Parcelas	84
5.1.4 Sobrevôo da Área de Estudo	87
5.2 Preparação dos Dados Biofísicos da Vegetação Ribeirinha	89
5.2.1 Altura	89
5.2.2 Diâmetro da Altura do Peito	89

5.2.3 Área Basal	90
5.2.4 Volume	91
5.2.5 Densidade	92
5.2.6 Riqueza	92
5.2.7 Índice de Diversidade de Shannon	93
5.2.8 Índice de Diversidade de Margalef	93
5.3 Aquisição de Imagens	94
5.3.1 Imagens IKONOS	94
5.3.2 Imagens Landsat-5 TM	97
5.3.3 Imagens SRTM	98
5.4 Pré-Processamento das Imagens	99
5.4.1 Correções Radiométricas	99
5.4.2 Correções Geométricas	102
5.5 Desenho das Parcelas	105
5.6 Delimitação da Zona Ribeirinha Através do Critério Morfológico	106
5.7 Segmentação e Classificação das Imagens IKONOS: Delimitação da Mata Ribeirinha	109
5.7.1 O programa MAGIC [®]	109
5.7.2 O programa e-Cognition [®]	111
5.7.3 O programa SPRING [®]	114
5.7.4 Elaboração de Dados de Validação das Classificações	116
5.8 Aquisição de Dados Espectrais e de Textura das Imagens	119
5.8.1 Parâmetros Espectrais e Índices de Vegetação	119
5.8.2 Parâmetros de Textura: O Semi-variograma	121
5.8.3 Parâmetros de Textura: A Matriz de Co-ocorrência dos Níveis de Cinza	124
5.9 Análise Estatística e Modelagem	125
CAPÍTULO 6 – RESULTADOS	130
6.1 Processamento das Imagens Landsat-5 TM	130
6.1.1 Pré-Processamento: Correção Geométrica	130
6.1.2 Avaliação do Mapeamento de Uso e Ocupação do Solo	132
6.1.3 Análise de Eventos de Incêndio nas Imagens Landsat-5 TM	134
6.2 Delimitação da Zona Ribeirinha e Espacialização das Parcelas	136
6.3 Análise Estatística dos Dados Biofísicos de Campo	141
6.4 Resultados da Classificação Não-Supervisionada da Vegetação Arbórea Ribeirinha	143
6.4.1 Definição da Composição de Bandas e Feições	143
6.4.2 Os Dados de Validação	145
6.4.3 MAGIC	149
6.4.4 e-Cognition	153
6.4.5 SPRING	156
6.4.6 Análise Comparativa das Abordagens de Classificação	161
6.5 Textura de Imagem	167
6.6 Modelos Explicativos da Vegetação Ribeirinha	173
CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	189
7.1 Delimitação da Mata Ribeirinha	190
7.1.1 A Faixa Ribeirinha	190
7.1.2 A Mata Ribeirinha	191
7.2 Modelagem Estatística dos Parâmetros Biofísicos da Mata Ribeirinha	192
7.3 Conclusão e Apontamentos para Estudos Futuros	195
REFERÊNCIAS	196
ANEXOS	212

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Mata Ciliar.	8
Figura 2.2 - Mata de Galeria.	9
Figura 2.3 - Superfície topográfica do terreno.	15
Figura 3.1 - Cálculos espaciais de co-ocorrência.	32
Figura 3.2 - Variação espacial de uma variável regionalizada no domínio A, com base na distância definida pelo vetor h.	35
Figura 3.3 - Principais modelos de semi-variograma.	36
Figura 3.4 - Forma típica de um semi-variograma e seus principais parâmetros.	37
Figura 4.1 - Localização da bacia do rio Pandeiros e dos sítios de análises.	50
Figura 4.2 - Hipsometria da bacia do Rio Pandeiros.	52
Figura 4.3 - Biomas na área de estudo. Região de transição entre o bioma Cerrado e o bioma Caatinga próxima à área de estudo.	53
Figura 4.4 - Gráficos obtidos através das normais climatológicas.	55
Figura 4.5 - Mapa de unidades da paisagem da área de estudo.	58
Figura 4.6 - Unidades da paisagem da área de estudo.	60
Figura 4.7 - Localização do mosaico de unidades de conservação no norte de Minas Gerais.	62
Figura 4.8 - Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo para o ano de 1987.	66
Figura 4.9 - Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo para o ano de 2009.	67
Figura 4.10 - O sítio Catolé.	72
Figura 4.11 - O sítio Balneário.	74
Figura 4.12 - O sítio Agropop.	75
Figura 4.13 - O sítio Pântano.	77
Figura 5.1 - Fluxograma metodológico da pesquisa.	80
Figura 5.2 - Processamento da fotografia hemisférica no programa GLA.	84
Figura 5.3 - Aparelho receptor GPS L1.	85
Figura 5.4 - Fotografias oblíquas obtida no sexto campo.	88
Figura 5.5 - Localização das cenas IKONOS na área de estudo.	96
Figura 5.6 - Carta imagem do mosaico das cenas IKONOS com a resolução espacial de 4m (rgb=1,2,3).	104
Figura 5.7 - Esquema de desenho das Parcelas.	106

Figura 5.8 - Fluxograma metodológico da implementação do algoritmo DTW.	108
Figura 5.9 - Interface gráfica do software MAGIC.	110
Figura 5.10 - Interface gráfica do software eCognition.	112
Figura 5.11 - Interface gráfica do programa SPRING.	114
Figura 5.12 - Elaboração da imagem de validação das classificações.	118
Figura 5.13 - Esquema de validação das classificações.	117
Figura 5.14 - Imagens espectrais do sítio de análise Agropop.	121
Figura 5.15 - Semi-variogramas direcionais.	122
Figura 5.16 - Gráfico ilustrativo da aquisição das feições de textura através do Variotex.	123
Figuras 6.1 - Imagens Landsat-5 TM (NDVI) da região dos sítios de análise.	135
Figura 6.2 - Superfície DTW da bacia do Rio Pandeiros.	136
Figura 6.3 - Limiões DTW para a região do sítio Balneário.	137
Figura 6.4 - Limiões DTW na região do sítio Balneário.	138
Figura 6.5 - Localização das parcelas nas imagens IKONOS com máscara DTW/5m.	140
Figura 6.6 - Gráfico de dispersão dos valores normalizados de Altura e DAP.	141
Figura 6.7 - Análise de agrupamento das parcelas pelo k-means.	142
Figura 6.8 - Resultados da validação dos testes de composição espectral.	144
Figura 6.9 - Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Catolé.	145
Figura 6.10 - Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Balneário.	146
Figura 6.11 - Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Agropop.	147
Figura 6.12 - Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Pântano.	148
Figura 6.13 - Exemplo de segmentação do MAGIC utilizando diferentes valores de β_1 para nove classes.	150
Figura 6.14 - Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no MAGIC.	152
Figura 6.15 - Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no e-Cognition.	156
Figura 6.16 - Exemplo de segmentação SPRING utilizando diferentes valores de similaridade para os mesmos valores de área.	157
Figura 6.17 - Exemplo de segmentação utilizando diferentes valores de área para os mesmos valores de similaridade.	158
Figura 6.18 - Exemplo de classificação não-supervisionada SPRING utilizando	158

diferentes números de classes.

Figura 6.19 - Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no SPRING.	160
Figura 6.20 - Gráfico comparativo dos sucessos totais de classificação em cada um dos sítios de análise.	161
Figura 6.21 - Gráfico comparativo dos melhores resultados de cada um dos classificadores em cada um dos sítios de análise.	163
Figura 6.22 - Comparação dos resultados de classificação do sítio Catolé.	164
Figura 6.23 - Comparação dos resultados de classificação do sítio Balneário.	165
Figura 6.24 - Comparação dos resultados de classificação do sítio Agropop.	166
Figura 6.25 - Comparação dos resultados de classificação do sítio Pântano.	167
Figura 6.26 - Semi-variogramas da amostra do grupo 1.	169
Figura 6.27 - Semi-variogramas da amostra do grupo 2.	170
Figura 6.28 - Semi-variogramas da amostra do grupo 3.	171
Figura 6.29 - Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 1.	172
Figura 6.30 - Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 2.	172
Figura 6.31 - Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 3.	173
Figura 6.32 - Gráfico de frequência das variáveis predictoras nos modelos de regressão utilizando o total de parcelas.	175
Figura 6.33 - Modelo de Abertura Dossel da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo.	176
Figura 6.34 - Modelo de Índice de Área Foliar da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo.	177
Figura 6.35 - Modelo de Área Basal da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo.	178
Figura 6.36 - Modelo de Altura da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo.	179
Figura 6.37 - Gráfico comparativo dos resultados das regressões entre o processamento utilizando o número total de parcelas e o processamento utilizando o agrupamento das mesmas em três grupos de vegetação distintos.	181
Figura 6.38 - Gráfico comparativo dos resultados das regressões entre o processamento utilizando o número total de parcelas e o processamento utilizando o agrupamento dos dados dos sítios de análise por cena IKONOS.	182
Figura 6.39 - Análise dos resíduos da regressão do parâmetro Índice de Área Foliar para o Sítio Pântano.	183

- Figura 6.40 - Modelo de Índice de Área Foliar da vegetação ribeirinha arbórea do sítio Pântano. 184
- Figura 6.41 - Análise dos resíduos da regressão do parâmetro Volume para o Sítio Pântano. 186
- Figura 6.42 - Modelo Volume da vegetação ribeirinha arbórea do sítio Pântano. 188

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Exemplo de uma matriz de confusão	25
Tabela 3.2 – Textura de Imagem e o Estudo de Sensoriamento Remoto Aplicado às Florestas: síntese dos estudos avaliados.	43
Tabela 4.1 - Distribuição de áreas da bacia do Rio Pandeiros por municípios e distritos	49
Tabela 4.2 - Comparativo do uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pandeiros (1987 e 2009).	68
Tabela 4.3 - Comparativo do uso e ocupação do solo para as APPs (cursos hídricos) da bacia do Rio Pandeiros (1987 e 2009).	69
Tabela 4.4 - Descrição dos Sítios de Análise	70
Tabela 5.1 - Data e local da realização das quatro primeiras campanhas de campo realizadas pela equipe da UNIMONTES.	81
Tabela 5.2 - Principais Características do Sistema IKONOS	95
Tabela 5.3 - Principais Características do Sistema Landsat-5 TM	97
Tabela 5.4 - Parâmetros de Aquisição das Imagens Landsat-5 TM	98
Tabela 5.5 - Descrição das bandas Landsat 5-TM com seus respectivos valores mínimo e máximo de radiância.	100
Tabela 5.6 - Descrição das bandas IKONOS com seus respectivos valores de calibração.	101
Tabela 5.7 - Distância Sol-Terra em unidades astronômicas por dia Juliano.	101
Tabela 5.8 - Variáveis utilizadas na etapa de modelagem estatística.	127
Tabela 5.9 - Regressões realizadas para a elaboração dos modelos.	129
Tabela 6.1 - Resultados da correção geométrica da imagem Landsat-5 TM / 1987.	130
Tabela 6.2 - Resultados da correção geométrica da imagem Landsat-5 TM / 2009.	131
Tabela 6.3 - Matriz de confusão da classificação Landsat-5 TM / 1987.	132
Tabela 6.4 - Matriz de confusão da classificação Landsat-5 TM / 2009.	133
Tabela 6.5 - Relação entre os números de parcelas executadas, georreferenciadas e utilizadas nas regressões.	142
Tabela 6.6 - Limites de Altura e DAP das classes de vegetação.	143
Tabela 6.7 - Validação da segmentação realizada pelo MAGIC (comissão e omissão), resultado de mata ribeirinha e não-ribeirinha.	144
Tabela 6.8 - Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do MAGIC.	149

Tabela 6.9 - Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do e-Cognition.	153
Tabela 6.10 - Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do SPRING.	157
Tabela 6.11 - Comparativo dos sucessos totais de cada um dos classificadores.	161
Tabela 6.12 - Resultado comparativo da estatística Z para os melhores resultados de classificação.	162
Tabela 6.13 - Comparativo dos resultados de classificação da vegetação arbórea em cada um dos sítios de análise.	162
Tabela 6.14 - Resultados das regressões múltiplas utilizando o total de parcelas.	174
Tabela 6.15 - Comparativo dos resultados das regressões múltiplas entre as análises de total de parcelas e agrupamentos de vegetação.	180
Tabela 6.16 - Comparativo dos resultados das regressões múltiplas entre as análises de total de parcelas e agrupamentos de dados por cena IKONOS.	181
Tabela 6.17 - Estimativa de IAF para o Sítio Pântano obtida a partir da inversão do modelo.	185
Tabela 6.18 - Estimativa de Volume para o Sítio Pântano obtida a partir da inversão do modelo.	187

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- APAE – Área de Proteção Ambiental Estadual
- APP – Área de Preservação Permanente
- ASM – *Angular Second Moment* (Segundo Momento Angular)
- CAM – Campos Aleatórios de Markov
- CAP – Circunferência na Altura do Peito
- CON – *Contrast* (contraste)
- COR – *Correlation* (correlação)
- DAP – Diâmetro na Altura do Peito
- DTW – *Depth to Water* (profundidade até a água)
- ENT – *Entropy* (entropia)
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETM+ – *Enhanced Thematic Mapper* (Sensor de Mapeamento Temático Aprimorado)
- GLCM – *Gray Level Co-occurrence Matrix* (Matriz de Co-ocorrência de Níveis de Cinza)
- GPS – *Global Position System* (sistema de posicionamento global)
- IDM – *Inverse Difference Moment* (Momento da Diferença Inversa)
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IGA – Instituto de Geociências Aplicadas
- IGC – Instituto de Geociências
- IGF – *Index of Goodness Fit* (Índice de Melhor Ajuste)
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- LCDF – *Laboratoire de Cartographie des Dynamiques Forestières* (Laboratório de Cartografia das Dinâmicas Florestais).
- LEPV – Laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal (UNIMONTES).
- MACOOC – Matriz de Co-ocorrência dos Níveis de Cinza
- MAGIC – *Map Guided Image Classification*
- MCLA – Estação de Monitoramento Contínuo de Montes Claros
- MDS – Modelo Digital de Superfície
- MSS – *Multispectral Scanner System* (sistema de scanner multiespectral)
- NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index* (índice de vegetação da diferença normalizada)

NASA – *National Aeronautics and Space Administration* (administração nacional da aeronáutica e do espaço).

NGA – *National Geospatial-Intelligence Agency* (agência nacional de inteligência geoespacial)

REVS – Refúgio da Vida Silvestre

RMSE – *Root Mean Square Error* (erro médio quadrático)

RPC – *Rational Polynomial Coefficients* (coeficientes polinomiais racionais)

SAVI – *Soil Adjusted Vegetation Index* (Índice de Vegetação Ajustado para o Solo)

SPRING – Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas.

SR – *Simple Ratio* (Índice de Vegetação da Razão Simples)

SWI – *Soil Wetness Index* (índice de umidade do solo)

TM – *Thematic Mapper* (sensor de mapeamento temático)

ETM+ – *Enhanced Thematic Mapper Plus* (sensor de mapeamento temático melhorado)

UC – Unidade de Conservação

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

UTM – Universal Transversa de Mercator

UQÀM – *Université du Québec à Montréal* (Universidade de Quebec em Montreal)

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Introdução

As zonas ribeirinhas desempenham importantes funções ecológicas na paisagem. Estas funções são essenciais para o abastecimento e conservação dos cursos d'água de uma bacia hidrográfica, além da manutenção da flora e fauna local. O ambiente ribeirinho está presente em vários ecossistemas e apresenta-se de forma complexa e variada, resultado das

interações entre vários elementos: clima, geologia, condições edáficas, topografia, hidrologia e vegetação limítrofe. Desta forma, as características da vegetação ciliar refletem as características do mosaico ambiental de onde ela se encontra.

A região que acompanham os cursos d'água possui várias definições, entre elas: zona ribeirinha, floresta ribeirinha, floresta beradeira, mata ciliar, mata de galeria, floresta aluvial, entre outros (Rodrigues, 2001). A variedade de definições está relacionada com a tentativa de descrição deste ambiente proveniente de vários ecossistemas com características próprias, o que leva a confusão na aplicação dos termos em muitos casos. Uma definição clara deste ambiente é essencial para o desenvolvimento de qualquer atividade de pesquisa.

As matas ribeirinhas são reconhecidas como importantes fisionomias no que tange aos recursos genéticos, florísticos, hídricos e edáficos. Estes recursos são extraídos desde a época da colonização no país (Santos e Sousa-Silva, 1998). As florestas ribeirinhas são um dos ambientes mais intensamente utilizados e degradados pelo homem (Scolforo *et al.*, 2005). No Brasil, a grande maioria das zonas ribeirinhas é impactada pela ação predatória do homem. Entre as atividades predatórias desenvolvidas pelo homem temos a exploração de madeira, a agropecuária, a construção de barragens, a construção de vias entre outras.

As paisagens ribeirinhas precisam ser mapeadas, quantificadas e avaliadas, para melhor compreensão das relações entre os elementos paisagísticos e processos ecológicos (Basnyat *et al.*, 1999). Conhecer a estrutura das zonas ribeirinhas, e como ela afeta os processos na paisagem, é crucial para tomada de decisões que visam o planejamento e a gestão de áreas ciliares. Embora vários estudos sobre as alterações nas condições de mata ciliar tenham sido realizados, muito pouco tem sido feito para avaliar quantitativamente as

mudanças estruturais nas paisagens ribeirinhas (Merritt e Cooper, 2000; Gurnell, 1997; Gurnell *et al.*, 1998; Beavis *et al.*, 1999).

Dados quantitativos podem ser adquiridos a partir de inventários florestais. O inventário das regiões ribeirinhas não é uma tarefa fácil. A região ribeirinha de uma bacia pode se estender por vários quilômetros e englobar uma grande heterogeneidade de ambientes. Por este motivo, muitos inventários necessitam de grande quantidade de recursos humanos e financeiros. Soma-se a este fato, a dificuldade de levantamentos que visam uma evolução cronológica das zonas ribeirinhas. Neste contexto, o sensoriamento remoto e técnicas de processamento digital de imagens permitem a elaboração rápida de uma série de mapas destas regiões a baixo custo (Jensen, 2007).

O mapeamento das regiões ribeirinhas e a obtenção de seus parâmetros biofísicos é um desafio que tem motivado muitos autores da área de sensoriamento remoto (Nagler *et al.*, 2001; CSIRO, 2003; Johansen e Phinn, 2006b). Estudos anteriores mostraram que as imagens de média resolução espacial (Landsat-TM e ETM) possuem limitações no mapeamento de ambientes estreito, tais como zonas ribeirinhas (Congalton *et al.*, 2002; Johansen e Phinn, 2006a). Uma alternativa para este problema é a utilização de produtos de alta resolução espacial que, nos últimos anos, tornaram-se mais acessíveis aos usuários.

A abordagem mais comum para mapear áreas ciliares com alta resolução espacial é a classificação de imagens. Estudos realizados por Davis *et al.* (2002) e Johansen e Phinn (2006a) mostraram um ganho significativo de precisão na classificação das zonas ribeirinhas ao usar os parâmetros de textura no processo. Os parâmetros de textura são utilizados no sensoriamento remoto de duas formas: (i) como informação adicional (bandas) no processo de classificação de imagens e (ii) como variável na elaboração de modelos através de métodos estatísticos.

Aproveitando do conhecimento espacial que as matas ribeirinhas acompanham o leito do rio, máscaras de análise podem ser aplicadas nas imagens com o objetivo de eliminar áreas não-ribeirinhas, diminuindo o tempo do processamento digital. Um método para delimitação da zona ribeirinha é proposto neste estudo a partir de critérios morfológicos de escala local.

Embora dados de imagem de alta resolução mostrem-se valiosos para estudos das zonas ribeirinhas, os métodos tradicionais de extração de informação baseada no *pixel* resultam em classificações com baixa precisão. Este fato é ocasionado pela alta variância espectral de cada classe, comum nas imagens de alta resolução espacial. Uma alternativa para este fato é a utilização de classificações que incorporam o contexto na avaliação das imagens, tal como as classificações orientadas ao objeto (Tso e Mather, 2001).

A mera delimitação das zonas ribeirinhas mostra-se insuficiente para avaliar o estado de conservação das matas ribeirinhas. A incorporação de dados biofísicos é uma importante

etapa para a realização de análises mais profundas. Os dados biofísicos podem ser adquiridos em incursões de campo que visam o levantamento de parcelas na vegetação ribeirinha para a extração de parâmetros dendrométricos. Estes parâmetros podem ser utilizados, de forma indireta, na estimativa dos parâmetros biofísicos de uma fisionomia vegetal, tais como: altura, diâmetro na altura do peito, área basal, volume, abertura do dossel, diversidade de espécies, índice de área foliar entre outros.

A correlação estatística entre os dados biofísicos adquiridos em campo e os dados espectrais e de textura de uma imagem é utilizada para a elaboração de modelos preditivos da vegetação. Estes modelos são aplicados nas imagens de satélite com o objetivo de se mapear e inventariar outras regiões semelhantes.

A bacia do Rio Pandeiros foi escolhida como a área de estudo para a aplicação da metodologia proposta nesta pesquisa. A escolha desta bacia deve-se a dois fatores principais: (i) os estudos prévios desenvolvidos pelos alunos do Laboratório Veredas e Cerrados do Peruaçu da UFMG, coordenado pelo professor Dr. Philippe Maillard e (ii) a disponibilização de dados de campo provenientes da tese de doutorado da Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso, obtidos pela equipe do Laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal da UNIMONTES (LEPV/UNIMONTES), coordenado pela professora Dra. Yule Nunes.

Pesquisas na região Norte de Minas Gerais lideradas pelo professor Dr. Philippe Maillard, do Departamento de Cartografia (atualmente no Departamento de Geografia) da UFMG são desenvolvidas desde 2001. Em um primeiro momento, as pesquisas estavam concentradas na bacia do Rio Peruaçu. Nesta bacia o referido professor desenvolveu um projeto de localização de sítios arqueológicos abertos junto com o professor Dr. André Prous (UFMG). Neste projeto foi realizado um primeiro mapeamento fitofisiográfico com a aluna Marília Ferreira Gomes. Em 2003 a equipe foi chamada para a participação do plano de manejo da Área de Proteção Ambiental e do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Neste trabalho a equipe do Professor Dr. Philippe Maillard utilizou duas cenas Landsat 7 para refinar o mapeamento anterior, resultando duas publicações internacionais e uma monografia de conclusão de curso da aluna Marília Ferreira Gomes (Gomes e Maillard, 2003b; Maillard e Gomes, 2003; Gomes, 2003).

Em 2004, a então mestranda Marília Ferreira Gomes, adotou a área do Parque Estadual Veredas do Peruaçu (PEVP) como área de estudo para a avaliação de uma metodologia que utilizava imagens RADARSAT-1 e imagens CBERS-2 para a estimativa da regeneração do cerrado (Gomes, 2006). Em 2005, aproveitando da capacidade do RADARSAT-1 em identificar áreas úmidas no cerrado, Thiago de Alencar Silva iniciou a sua pesquisa de mestrado para a delimitação e a caracterização fisionômica das veredas do PEVP (Alencar-Silva, 2007). Nesta pesquisa imagens óticas ASTER, provenientes do

satélite TERRA e cenas RADARSAT-1 foram utilizadas com o objetivo de delimitar e classificar as veredas do PEVP. Este estudo de mestrado gerou uma proposta de nomenclatura (ou tipologia) para veredas.

Em 2007, a então aluna de mestrado Priscilla de Souza Costa Pereira iniciou uma nova tentativa de caracterização da regeneração de cerrado no PEVP utilizando uma sequência de 18 imagens Landsat-TM 5 que serviram: 1) para determinar a idade da regeneração e as perturbações sofridas pela vegetação e 2) criar um modelo estatístico para determinar a idade da regeneração do cerrado (Costa-Pereira, 2009). Em 2008, o então aluno de mestrado Ivan Seixas Barbosa iniciou os trabalhos na bacia do Rio Pandeiros, localizada ao sul da bacia do Rio Peruaçu, aproveitando a disponibilidade de imagens de alta resolução IKONOS para a região. Neste estudo, as terras úmidas no Refúgio da Vida Silvestre do Rio Pandeiros foram classificadas e caracterizadas (Barbosa, 2010). Durante a realização dos trabalhos de campo na bacia do Rio Pandeiros, o então aluno de doutorado Thiago de Alencar Silva tomou conhecimento dos estudos desenvolvidos pelo LEPV/UNIMONTES.

Após o contato com a equipe do referido laboratório, uma parceria foi firmada, a qual possibilitou a cessão dos dados alométricos obtidos em campo pela equipe do LEPV/UNIMONTES. Estes dados foram coletados entre janeiro de 2007 e fevereiro de 2008, e posteriormente utilizados na tese da Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso (Veloso, 2011). Estes mesmos dados foram utilizados neste estudo, conforme descrito no capítulo 5 – Materiais e Métodos.

1.2 Hipóteses

Duas hipóteses norteadoras foram elaboradas para esta tese, sendo elas:

1. É possível delimitar a zona ribeirinha e sua vegetação arbórea com base em modelos topográficos e classificação não-supervisionada de imagens de alta resolução;
2. Modelos preditivos da estrutura biofísica da vegetação ribeirinha arbórea podem ser elaborados através de regressões estatísticas entre os dados adquiridos em campo e os dados espectrais e de textura das imagens IKONOS.

1.3 Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa consiste em descrever uma metodologia para delinear as áreas de mata ribeirinha e extrair seus parâmetros biofísicos a partir de imagens de alta resolução e dados de campo.

A metodologia proposta inclui as seguintes etapas: (i) delimitação da zona ribeirinha a partir de critérios morfológicos do terreno; (ii) classificação das imagens de alta resolução em duas classes: *arbóreo* e *não-arbóreo*; (iii) aquisição de dados espectrais e de textura de imagem e (iv) elaboração de modelos preditivos com base nos dados de campo e dados espectrais e de textura das imagens de alta resolução. Como área de estudo adotou-se a bacia do Rio Pandeiros localizada no norte de Minas. Quatro sítios de análise foram escolhidos ao longo do curso do Rio Pandeiros, como forma de se testar diferentes ambientes presentes na bacia.

O objetivo geral deste trabalho é alcançado a partir do cumprimento de sete objetivos específicos:

1. Adquirir e preparar as imagens de satélite. As imagens de satélite são pré-processadas para correção das imperfeições geométricas e radiométricas contidas nas cenas e que são inerentes ao processo de imageamento;

2. Obter os parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha do Rio Pandeiros. Amostras de dados biofísicos da vegetação ribeirinha do Rio Pandeiros são necessárias para a alimentação dos modelos preditivos. Os parâmetros biofísicos são obtidos a partir de levantamentos fitossociológicos de campo;

3. Delimitar a zona ribeirinha. A delimitação da zona ribeirinha nas imagens precede a etapa de classificação das mesmas e pode ser realizada de forma semi-automática através de modelos digitais de superfície e algoritmo específico;

4. Delimitar a vegetação ribeirinha arbórea. A delimitação das regiões de mata ribeirinha dentro da zona ribeirinha é uma importante etapa, pois os modelos preditivos são aplicados neste ambiente. A delimitação da vegetação ribeirinha arbórea é feita a partir de classificação não-supervisionada das imagens de alta resolução;

5. Avaliar a aplicação de diferentes classificadores. A avaliação dos programas de classificação é necessária, uma vez que os mesmos possuem abordagens metodológicas diferentes. Nesta pesquisa, são avaliados três algoritmos classificadores orientados ao objeto;

6. Adquirir informações espectrais e de textura da vegetação ribeirinha do Rio Pandeiros. Os parâmetros espectrais e de textura extraídos das imagens de alta resolução são utilizados para modelar a estrutura biofísica da vegetação ribeirinha do Rio Pandeiros.

7. Modelar a estrutura da vegetação ribeirinha do Rio Pandeiros. A modelagem é feita com base em regressões estatística entre os dados de campo e os parâmetros obtidos a partir do processamento das imagens. O objetivo é elaborar modelos preditivos dos parâmetros biofísicos da mata ribeirinha do Rio Pandeiros.

O texto foi estruturado em 7 capítulos. O segundo capítulo possui o enfoque nas definições e na importância ecológica das formações florestais ribeirinhas.

O terceiro capítulo trata do embasamento teórico do processamento digital de imagens de satélite que é utilizado nesta pesquisa, com foco nos métodos de pré-processamento, classificação, e textura de imagem. No final deste capítulo são apresentados estudos de aplicações de sensoriamento remoto em ambientes ribeirinhos.

O quarto capítulo apresenta a área de estudo e os sítios de análise desta pesquisa. A bacia do Rio Pandeiros é descrita quanto aos seus aspectos físicos, ambientais e de evolução na paisagem.

O quinto capítulo trata dos materiais e métodos, os quais podem ser divididos nas etapas de pré-processamento de imagem, processamento de imagem e modelagem da estrutura da vegetação ribeirinha.

O sexto capítulo apresenta os resultados da pesquisa. Os resultados estão relacionados à delimitação da zona ribeirinha, determinação da sua vegetação arbórea e a elaboração dos modelos preditivos de sua estrutura biofísica.

O sétimo e último capítulo trata das considerações finais da pesquisa, com ênfase nos resultados alcançados, principais problemas encontrados no decorrer do trabalho e apontamentos a serem realizados em trabalho futuros.

CAPÍTULO 2

AS FORMAÇÕES FLORESTAIS RIBEIRINHAS

2.1 Definições do Ambiente Ribeirinho

O ambiente ribeirinho é uma região complexa em que suas características dependem da interação geológica, geomorfológica, climática, topográfica e hidrológica locais. O resultado desta interação reflete nas características da vegetação, conferindo a ela um caráter heterogêneo (Ribeiro e Walter, 2001).

A definição clara deste ambiente não é uma tarefa fácil, pois além de sua complexidade, existe na língua portuguesa um vasto conjunto de termos referentes às formações florestais que acompanham os leitos dos rios: floresta ribeirinha, mata ciliar, mata de galeria, mata paludosa, vegetação aluvial, vegetação ripária entre outros. A presença destes vários termos está relacionada com a tentativa de se associar a fisionomia vegetal com a paisagem regional, o que resultou no uso de termos populares, muitas vezes regionais, que não expressam a condição ecológica dominante (Rodrigues, 2001). Neste contexto é necessária uma revisão destes termos que nem sempre podem ser considerados sinônimos. Esta definição é fundamental, uma vez que o objetivo deste trabalho é elaborar uma metodologia para delimitação deste ambiente e a extração de seus parâmetros biofísicos.

Rodrigues (2001) aponta que o termo ciliar foi usado inicialmente para designar as formações florestais observadas nos diques marginais de grandes planícies aluviais, tais como a dos rios São Francisco e Amazonas. Estas formações florestais localizam-se em uma estreita faixa de vegetação, geralmente isoladas da região de interflúvio por uma zona de vegetação herbácea. No sul do país esta mesma condição recebeu o nome de mata de anteparo, enquanto em áreas de cerrado foi denominada de floresta de galeria.

Ribeiro e Walter (1998), em descrição das principais fitofisionomias do bioma Cerrado, diferenciam as formações associadas aos cursos d'água através dos termos: mata ciliar, mata de galeria, palmeiral e veredas. Os autores definem mata ciliar como a vegetação florestal que acompanha os rios de médio e grande porte da região do bioma Cerrado, em faixas estreitas em ambas as margens, dificilmente ultrapassando 100m de largura. De acordo com Martins *et al.* (2001) as matas ciliares aparecem em regiões de cerrado onde o curso d'água possui uma ordem hierárquica superior a cinco, o que favorece a deposição de sedimentos e formações de planícies fluviais de inundação. Os mesmos

autores apontam a bacia hidrográfica como unidade de análise espacial das matas ribeirinhas, por concluírem que a hierarquia dos canais de drenagem e seus processos hidrológicos condicionam a fitofisionomia local.

A vegetação arbórea da mata ciliar não forma galerias, ou seja, as copas das árvores de uma margem do rio não encontram com as copas das árvores da outra margem (Figura 2.1). A mata ciliar apresenta deciduidade com diferentes graus de caducidade na estação seca, sendo que floristicamente é similar à Mata Seca. Esta formação apresenta-se geralmente sobre terrenos com desnível topográfico acentuado, podendo ou não haver uma transição nem sempre clara com outras fisionomias florestais, tais como a mata seca e o cerrado.



(a)



(b)

Figura 2.1: Mata Ciliar: (a) perfil esquemático de uma mata ciliar. Adaptado de Ribeiro e Walter (2008). (b) exemplo de mata ciliar na bacia do rio Pandeiros. Foto: Thiago de Alencar Silva, 2009.

A mata de galeria é a vegetação florestal que acompanha os rios de pequeno porte e córregos dos planaltos do Brasil Central, formando corredores fechados (galerias) sobre os cursos d'água (Ribeiro e Walter, 2008). A presença de mata de galeria é comum em rios intermitentes de ordem hierárquica inferior a cinco (Martins *et al.*, 2001). Ao contrário da mata ciliar, a vegetação da mata de galeria é perenifólia (Ribeiro e Walter, 2001). Ainda segundo os autores, esta formação é quase sempre circundada por faixas de vegetação não florestal em ambas as margens, e em geral, ocorre uma transição brusca com formações savânicas e campestres. No seu interior a umidade é elevada durante todo ano, com a presença freqüente de espécies epífitas. A mata de galeria pode ser dividida em dois grupos de acordo com as características topográficas que definem a flutuação do lençol freático: (i) mata de galeria não-inundável e (ii) mata de galeria inundável (Figura 2.2).

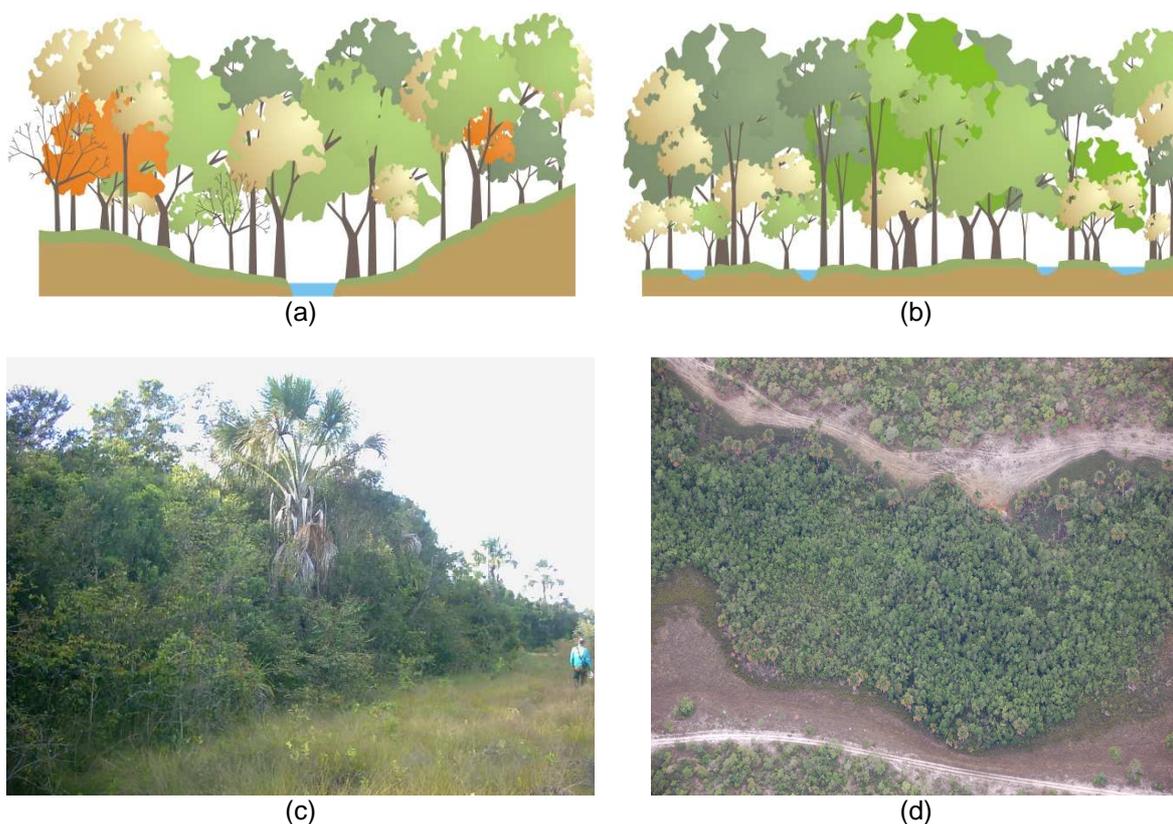


Figura 2.2: Mata de Galeria: perfil esquemático de uma mata de galeria não-inundável (a) e inundável (b). Adaptado de Ribeiro e Walter (2008). (c) exemplo de mata de galeria vista do chão. Foto: Thiago de Alencar Silva (2005). (d) vista aérea de uma região de transição entre mata de galeria e vereda. Foto: Thiago de Alencar Silva (2009).

Na mata de galeria não-inundável o curso d'água possui um leito bem definido, com isto, o lençol freático não aflora em outros pontos. Por outro lado, a mata de galeria inundável o escoamento é difuso com o afloramento do lençol em diversos pontos, principalmente no período úmido.

O palmeiral é a formação savânica, que acompanha o curso de um rio, caracterizada pela presença marcante de uma única espécie de palmeira arbórea (Ribeiro e Walter, 2008). O palmeiral pode ser subdividido em pelo menos quatro subcategorias dependendo da palmeira dominante: buritizal (Buriti), macaubal (Macaúba), guerobal (Gueroba) e babaçual (Babaçu). O primeiro subtipo aparece em regiões de solo mal drenado enquanto os outros três são comuns em regiões de solos bem drenados. Todos os subtipos podem formar dossel configurando assim uma galeria (Ribeiro e Walter, 2001).

A vereda é a fitofisionomia que apresenta a palmeira *Mauritia flexuosa* em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo-herbáceas (Ribeiro e Walter, 1998). As veredas são circundadas por vegetação herbácea, geralmente úmida, e os buritis não formam dossel, o que diferencia este ambiente dos buritizais.

A classificação do IBGE também trata das formações florestais que acompanham o leito do rio (Veloso *et al.*, 1991; FIBGE, 1992). Mas ao contrário da classificação de Ribeiro e Walter (1998) que definem a mata ciliar, a mata de galeria, o palmeiral e a vereda como fitofisionomias próprias do cerrado, o IBGE adota as formações ribeirinhas como uma subdivisão de cada uma das regiões fitoecológicas brasileiras. Esta subdivisão é feita acrescentando o termo aluvial no final de cada uma das regiões. Como exemplo, temos: Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Floresta Estacional Semidecidual Aluvial e etc. (Veloso *et al.*, 1991). Nesta mesma classificação o termo fluvial é utilizado na categoria do sistema primário (não antrópico) denominada Formações Pioneiras. Assim temos as Formações Pioneiras com Influência Fluvial. De forma similar, existem Formações Pioneiras com Influência Marinha e Formações Pioneiras com Influência Flúvio-Marinha.

Rodrigues (2001), em análise dos vários termos referentes à vegetação que acompanha o leito do rio, descreve quando que cada definição é utilizada. O termo floresta e mata de galeria é usado para a região de cerrado quando há ausência de vegetação arbórea nos interflúvios e quando o rio não possui um leito definido o que favoreceria a formação de galerias. O termo paludosa é definido como a vegetação que é constantemente encharcada em canais com certa orientação de drenagem. As florestas ou matas ripárias são utilizadas para designar as florestas que aparecem ao longo de cursos de rios em regiões onde a vegetação de interflúvio também é florestal. O termo mata ciliar é utilizado para designar a vegetação que ocupa a faixa dos diques marginais dos rios que em geral é mais estreita que a floresta de galeria. O mesmo termo é utilizado na legislação brasileira,

de forma geral, para designar qualquer formação florestal presente na margem de cursos d'água, englobando assim as florestas de galeria, as de brejo, as ripárias e etc.

O mesmo autor sugere a adoção da classificação de Veloso *et al.* (1991) alterando apenas o termo aluvial por ribeirinho. Em sua explicação o termo aluvial não pode ser utilizado porque se refere à região de deposição fluvial quaternária, tal característica não se mostra presente em todos os rios, principalmente nos de vales bem encaixados. Outro fato é que o termo ribeirinho provém de “rivus” que significa “vivendo nas margens de rios” (Clementes, 1993). Esta característica é uma das poucas que abrange todos os outros termos anteriores, sendo o termo genérico do ambiente em questão.

A confusão de termos presentes em diversos estudos e classificações na língua portuguesa não acontece na literatura estrangeira. Em inglês o termo comumente utilizado é *riparian*. Este termo aparece em variações como: *riparian forest* ou *vegetation* – para as formações florestais que acompanham o leito do rio; *riparian areas* ou *zones* – para a região onde se encontram as formações vegetacionais ou *riparian ecosystem* para designar o ambiente de interações ecossistêmicas.

Baker *et al.* (2006) definem *riparian areas* como o espaço de transição entre os ecossistemas aquáticos e terrestres. Neste mesmo estudo as *riparian areas* são consideradas *wetlands* (terras úmidas) que são as regiões onde predominam plantas adaptadas a solos saturados em água. Em outro estudo *riparian zones* são definidas como as zonas de interface dos ecossistemas terrestres e aquáticos, e que englobam gradientes acentuados de fatores ambientais, processos ecológicos e comunidades vegetais (Johansen e Phinn, 2006a). Yang (2007) descreve *riparian vegetation* sendo a vegetação localizada em terra que é diretamente influenciada por um corpo d'água. Dillabaugh e King (2008) definem *riparian wetlands* como áreas fortemente influenciadas por rios ou córregos adjacentes, com forma linear, e que processa grande fluxo de material e energia de áreas a montante.

Nesta pesquisa é adotado o termo **ribeirinho** e suas derivações (vegetação ribeirinha, mata ribeirinha, zona ribeirinha entre outros). Este termo foi escolhido, pois é o que melhor descreve à heterogeneidade de ambientes na área de estudo e nos sítios de análise. A zona ribeirinha é definida como a região de transição entre o curso hídrico e o ecossistema adjacente associado, onde é possível verificar a influência da inundação periódica e a flutuação do lençol freático.

2.2 Extensão Longitudinal do Ambiente Ribeirinho

Na seção anterior as terminologias adotadas para as regiões ribeirinhas e sua vegetação associada foram apresentadas. No entanto, a extensão da faixa ribeirinha que acompanha o curso d'água não é definida com exatidão em suas definições. Os autores são unânimes em afirmar apenas que a zona ribeirinha é influenciada pelo regime de cheia do rio e pela flutuação do lençol freático. A delimitação da zona ribeirinha é considerada uma tarefa difícil (Naiman *et al.*, 2000; Apan *et al.*, 2002; Murphy *et al.*, 2009; Polvi *et al.*, 2011), contudo, se faz necessária para o monitoramento e gerenciamento deste ambiente que possui importante função ecológica ao longo de uma bacia hidrográfica (Polvi *et al.*, 2011).

As áreas ribeirinhas possuem características ecológicas distintas. Seus limites são delimitados através da detecção de mudança das condições de solo, vegetação e outros fatores que refletem a interação entre o ambiente aquático e terrestre (Naiman *et al.*, 2000). Uma forma de se obter com exatidão estes limites é a realização de campanhas de campo com o intuito de realizar levantamentos topográficos, inventários florísticos e pedológicos (Polvi *et al.*, 2011).

Naiman *et al.* (2000) realizaram transectos ao longo das florestas ribeirinhas da Ecorregião Costeira do Pacífico (PCE em inglês) com a finalidade de se delimitar a zona ribeirinha com base no levantamento de campo dos dique marginais. Verry *et al.* (2004) utilizaram critérios geomorfológicos e observações de campo para desenvolver o conceito de ecótono ribeirinho (*riparian ecotone*). Segundo os autores, o ecótono ribeirinho é definido por uma faixa que corresponde à planície de inundação do curso hídrico mais uma distância linear de 30m onde é possível verificar importantes funções ribeirinhas. Estas funções ribeirinhas estão relacionadas com a dispersão de sedimentos, plantas e animais que interagem fortemente com o curso hídrico, principalmente nos períodos de inundação.

Johansen e Phinn (2006b) utilizaram 10 transectos de campo como forma de avaliar o mapeamento da vegetação ribeirinha através de dados orbitais IKONOS e Landsat-5 em um trecho de savana tropical na Austrália. O comprimento da extensão ribeirinha com base na medida linear entre os bancos fluviais marginais foi um dos parâmetros adquiridos em campo por estes autores.

Em outro estudo, uma metodologia de delimitação da zona ribeirinha para rios que não apresentam planície de inundação foi desenvolvida com base nos processos geomorfológicos, hidrológicos e na distribuição das espécies vegetais (Polvi *et al.*, 2011). Para isto, os autores visitaram 30 sítios de análise localizados nas cabeceiras do Rio Saint Platte, afluente do Rio Colorado, onde realizaram levantamentos topográficos e coletas de espécies vegetais.

Os procedimentos de campo proporcionam dados confiáveis e precisos a cerca da extensão das zonas ribeirinhas, contudo, demandam grandes esforços de tempo e recursos para serem realizados em estudos em escala regional ou em rios com extensão superior à 200km (Johansen *et al.*, 2010). Nestes casos, uma alternativa para a determinação da zona ribeirinha é a adoção de uma faixa fixa a partir dos cursos hídricos, denominada zona tampão ou *buffer*.

Apan *et al.* (2002), em estudo para determinar a mudança da estrutura da vegetação ribeirinha na bacia do *Lockyer Valley* na Austrália, utilizaram uma distância fixa proporcional ao nível hierárquico do curso hídrico na bacia hidrográfica. As zonas tampões variaram entre 50 e 200m a partir do leito do rio. Os autores deixam claro que esta é uma metodologia que adota valores arbitrários, mas de fácil aplicação e condizente com as observações de campo. Por sua vez, Congalton *et al.* (2002) avaliaram o custo/benefício do mapeamento da vegetação ribeirinha do Rio Yaquina no Oregon utilizando fotografias aéreas e métodos de segmentação. Os autores utilizaram duas zonas tampões fixas: a primeira de 0 a 15,25m e a segunda de 15,25 a 61m.

Alencar-Silva e Maillard (2011) utilizaram uma zona tampão fixa de 100m para delimitar e determinar os parâmetros biofísicos da vegetação arbórea ribeirinha em um trecho do Rio Pandeiros no norte de Minas Gerais. Neste estudo, os autores utilizaram um classificador orientado ao objeto para isolar as áreas arbóreas dentro do *buffer* pré-definido. Dados de campo, parâmetros espectrais e de textura foram utilizados para a modelagem da vegetação arbórea, com destaque para o parâmetro volume. A interpretação visual de imagens de satélite foi utilizada em outro estudo para avaliar a vegetação ribeirinha natural e antropizada do município de Barreiras na Bahia (Guadagnin *et al.*, 2011). Nesta pesquisa os autores utilizaram uma zona tampão que variou entre 30 e 500m, de acordo com a extensão transversal do curso hídrico analisado e com o disposto na legislação ambiental vigente (Brasil, 1965).

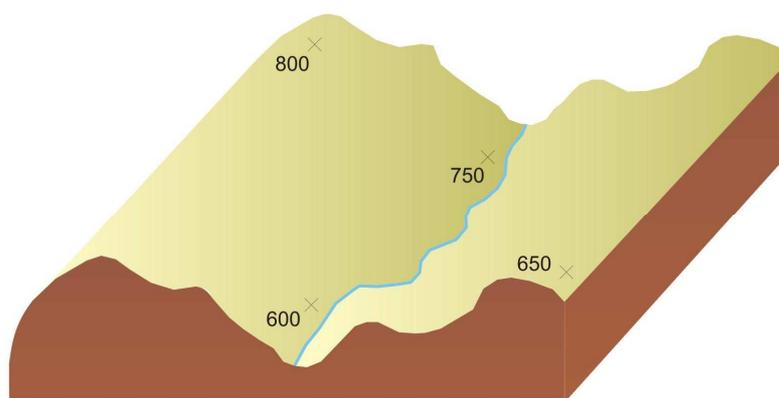
A adoção de um valor fixo para delimitar as regiões ribeirinhas possui a vantagem de ser uma técnica de fácil operação, sendo necessária apenas a vetorização da rede de drenagem de interesse e a aplicação de ferramentas simples de modelagem cartográfica. Por outro lado, a adoção de uma zona tampão é um processo arbitrário, que em muitos casos não condiz com a realidade do ambiente, pois este possui características locais próprias que variam ao longo do curso hídrico e que refletem na extensão da zona ribeirinha.

Outra abordagem utiliza índices de determinação de áreas de maior umidade do solo e modelos digitais de superfície para a delimitação da zona ribeirinha. Estes índices foram desenvolvidos partindo do conceito que as zonas ribeirinhas são faixas adjacentes aos cursos hídricos, que possui como característica uma maior umidade do solo associada à

baixa altitude e declividade no contexto local (Murphy *et al.*, 2009). Dois dos índices mais utilizados é o *Soil Wetness Index* – SWI e o *Depth to Water* – DTW (Inversion *et al.*, 1997; Boerner *et al.*, 2000; Günter *et al.*, 2004; Case *et al.*, 2005; Murphy *et al.*, 2009).

O SWI reflete a tendência de acúmulo da água no solo em um ponto da paisagem (drenagem acumulada), tendo como base a direção do fluxo hídrico e a diferença de declividade que é analisada ao longo de um modelo digital de elevação. Contudo, o SWI possui falhas no que diz respeito a regiões de escoamento difuso e grandes variações das condições hídricas locais (Günter *et al.*, 2004). Por outro lado, o DTW utiliza não apenas o modelo digital de elevação, mas também a rede de drenagem, a qual é informada pelo usuário (Murphy *et al.*, 2006). O DTW calcula uma superfície de elevação a partir da rede de drenagem desconsiderando a diferença de altitude que um rio possui ao longo de seu curso (Figura 2.3). O resultado final é um modelo digital de uma superfície que possui valores de altura equalizados para todos os cursos d'água de uma bacia hidrográfica. A zona ribeirinha é definida através de um limiar de altura que é escolhido pelo usuário (Murphy *et al.*, 2007).

Murphy *et al.* (2009) compararam o SWI e o DTW na tarefa de gerar mapas de umidade do solo utilizando um modelo digital de elevação de alta resolução (1m) e a rede de drenagem de parte de uma bacia localizada em Alberta/Canadá. Os resultados foram avaliados tendo como base mapas de umidade do solo obtidos através de campanhas de campo e fotografias aéreas. O DTW foi melhor do que o SWI tanto nas análises visuais qualitativas, quanto nas análises quantitativas. O resultado geral do sucesso do DTW foi de 71%, contra 40% do SWI.



(a)

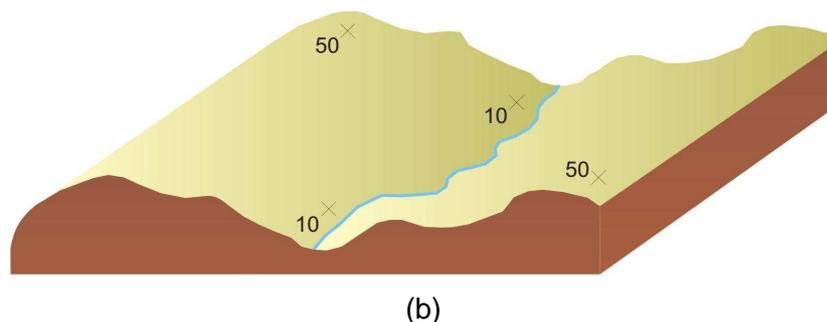


Figura 2.3: Superfície topográfica do terreno. (a) superfície com cotas de altitude. (b) superfície DTW com valores de altura com base no curso hídrico.

2.3 Importância Ecológica da Zona Ribeirinha

A região ribeirinha é um ambiente único devido sua posição, estrutura e função na paisagem (Naiman e Décamps, 1997; Oliveira Filho e Ratter, 2004). A área ribeirinha é um importante caminho para o fluxo de energia, matéria e organismos, sendo um ecótono entre as zonas aquáticas e terrestres além de corredores naturais entre diversos ecossistemas distintos (Rizzini, 1997; Ribeiro e Waler, 2001; Oliveira Filho e Ratter, 2004). As zonas ribeirinhas possuem grande importância ecológica por serem as regiões mais férteis e produtivas da paisagem em termos ecossistêmicos (Apan *et al.*, 2002). Estas áreas são geralmente planas e baixas, o que resulta em uma zona de umidade contínua durante todo ano, mesmo em períodos de seca (LWRRDC, 1999). Elas atuam como uma zona tampão natural entre o ambiente aquático e o interflúvio ao longo dos rios (Groffman *et al.*, 2003).

A vegetação ribeirinha fornece várias funções ecológicas importantes que incluem: (i) fornecimento de nutrientes para o rio a partir da serrapilheira, folhas e frutos; (ii) estabilidade das margens dos rios através das raízes das plantas; (iii) sombra para o controle da temperatura da água e regulação do crescimento de algas; (iv) fornecimento de galhos e troncos que ajudam no desenvolvimento do canal e (v) filtragem de poluentes provenientes de montante e principalmente de áreas agricultáveis adjacentes (LWRRDC, 1999; Congalton *et al.*, 2002; Crawford, 2003).

A mata ribeirinha possui função de barreira entre os cursos d'água e as áreas cultivadas adjacentes. Este fato contribui para a melhora da qualidade da água, retendo uma grande quantidade de sedimentos, nutrientes (principalmente P e N) e produtos tóxicos (Scolforo *et al.*, 2005). Correll, *et al.* (1992) demonstraram que as florestas ribeirinhas cercadas por áreas agricultáveis removem 80% do total de nitrato e fósforo provenientes da

agricultura. Os excessos destes elementos podem ocasionar um crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas, alterando o nível de disponibilidade de oxigênio do rio e como consequência provocando mortalidade da ictiofauna.

A recarga de água dos aquíferos também possui relação direta com a vegetação ribeirinha. Os canais formados pelas raízes nos solo facilitam o processo de infiltração da água, que pode ser de 10 a 15 vezes maior do que numa pastagem e até 40 vezes mais que num solo descoberto (Scolforo *et al.*, 2005).

As zonas ribeirinhas estão entre os ecossistemas terrestres que possuem a maior diversidade e complexidade do planeta (Naiman *et al.*, 2000). O rio e suas zonas ribeirinhas adjuntas são considerados o mais importante corredor para o movimento da fauna na paisagem, o que facilita a propagação de genes de certas espécies de animais, dada a paisagem fragmentada. Esta região também é importante por prover sementes que são dispersas por grandes distâncias através do fluxo do rio (LWRRDC, 1999). As matas ribeirinhas fornecem água, alimento e abrigo para um grande número de espécies de pássaros e pequenos animais. Ela também possui papel fundamental para a vida aquática. O fornecimento de sombra é importante para a manutenção da temperatura ideal da água para certas espécies de peixes. As raízes das árvores, além de manterem a estabilidade das margens dos rios, propiciam abrigos para peixes e outros animais. Os frutos, flores, folhas e ramos, fornecem alimento e abrigo para organismos como insetos, anfíbios, crustáceos e pequenos peixes. Estes organismos são vitais para a cadeia alimentar (Scolforo *et al.*, 2005).

As matas ribeirinhas são áreas protegidas por lei devido a sua importância ecológica (Brasil, 1965 e CONAMA, 2002). No entanto, as zonas ribeirinhas são um dos ecossistemas mais intensamente usado e degradado pelo homem, dada sua fertilidade e topografia favorável à ocupação (Rizzini, 1997). Ribeiro e Lima (2001) assinalam seis atividades antrópicas principais, as quais ocasionam a degradação da vegetação ribeirinha: (i) o desmatamento; (ii) as queimadas; (iii) a criação de áreas de pastagem; (iv) o aumento excessivo do consumo de água; (v) a falta da valorização das florestas pela população brasileira e (vi) políticas agrícolas voltadas para produção.

As áreas cobertas por vegetação ribeirinha no Brasil vêm diminuindo nos últimos anos, em consequência da utilização indiscriminada deste recurso, ocasionando em muitos casos a fragmentação deste ambiente ou até mesmo sua devastação total (Louzada, 2000). Estes processos afetam diretamente todo o sistema em que está inserida, podendo ocasionar desequilíbrios ecológicos tanto na fauna quanto na flora associada (Ribeiro e Walter, 2001). Rodrigues e Gandolfi (2000) apontam o inventário deste ambiente, no que se refere a sua extensão e estrutura, como ferramenta essencial nas estratégias de conservação, manejo e recuperação de áreas degradadas.

2.4 Os Parâmetros Biofísicos da Vegetação

A intensa pressão do homem sobre os recursos vegetais tem como conseqüência a sua fragmentação, resultando em mudanças ecossistêmicas em escala local e global (Hunter, 1999; Onaindia *et al.*, 2004; Santos, 2006). Apesar da importância das formações florestais para o equilíbrio ecológico, é possível verificar um aumento gradual e contínuo de sua devastação em conseqüência de atividades como a extração de madeira, a expansão da fronteira agrícola e ocupação desordenada do solo (Viana e Pinheiro, 1998; Ribeiro e Lima, 2001; Veloso, 2011). Segundo Pereira *et al.* (2001), é necessário o conhecimento das dinâmicas biológicas de um ecossistema para que o mesmo possa ser utilizado de maneira sustentável. A etapa de conhecimento de um hábitat e das relações das espécies animais com os elementos do meio, especialmente a vegetação, faz parte de grande parte das pesquisas relacionadas à biologia da conservação (Durigan, 2006).

A compreensão da composição florística e fitossociológica de uma comunidade vegetal em diversos estágios de regeneração orienta medidas de manejo e conservação, além de ser imprescindível nas ações de recomposição de áreas degradadas (Vilela *et al.*, 1994; Bahia *et al.*, 2009). Por isto, faz-se necessário a execução de inventários florestais, os quais utilizam métodos e processos de amostragem com a finalidade de gerar informações sobre uma floresta natural ou plantada (Ubiali, 2009). De acordo com Colares e Seeliger (2006), estimativas contínuas de parâmetros biométricos são importantes para quantificar os processos ecológicos de produção das espécies.

A avaliação das características biofísicas das comunidades florestais tem como objetivo a descrição da estrutura, da função e da diversidade das espécies das florestas (Gascon *et al.*, 2001). Os parâmetros biofísicos da vegetação moldam seus aspectos qualitativos e dão uma interpretação bastante aproximada da realidade de uma comunidade vegetal (Porto, 2008). De acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), as principais medidas quantitativas a se realizar em um inventário vegetal são: (i) diâmetro; (ii) altura; (iii) área basal; (iv) densidade; (v) freqüência, (vi) cobertura do dossel e (vii) biomassa.

O diâmetro das árvores é um dos principais parâmetros utilizados na dendrometria¹ para o cálculo de volume com o intuito comercial e de gerenciamento de recursos florestais (Silva e Paula Neto, 1979; Blais *et al.*, 2009). A distribuição do diâmetro é um reflexo da história evolutiva da floresta. É comum obter o valor do diâmetro a partir do valor da circunferência do tronco da árvore (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974). Para isto,

¹ Ramo da ciência florestal que se encarrega da determinação ou estimativa dos recursos florestais, quer seja da própria árvore ou do próprio povoamento, com finalidade de predizer com precisão o volume, o incremento ou a produção de um determinado recurso florestal (Silva e Paula Neto, 1979).

convencionou-se uma altura padrão de 1,30m a partir do nível do solo para a tomada desta medida (Blais *et al.*, 2009). A circunferência medida a esta altura é chamada de circunferência na altura do peito (CAP) e seu valor é transformado facilmente para valor de diâmetro na altura do peito (DAP) por uma fórmula matemática (Silva e Paula Neto, 1979).

A altura das árvores de uma comunidade é um atributo fundamental para descrever os padrões de uma floresta e seus estágios de regeneração, além de ser um indicador para o cálculo de volume e biomassa (Mora *et al.*, 2010; Blais *et al.*, 2009). Segundo Durigan (2006), vários aparelhos foram desenvolvidos para medir as alturas das árvores em regiões de clima temperado. Em regiões de floresta de clima tropical estes aparelhos muitas vezes apresentam limitações devido à necessidade de se enxergar o topo das árvores, o que muitas vezes não é possível devido à presença de um dossel irregular. Segundo o mesmo autor, é comum a utilização de uma vara graduada para a estimativa da altura das árvores em inventários florestais nas regiões tropicais.

A área basal de uma comunidade vegetal é calculada através do somatório das áreas basais transversais de todas as árvores (Silva e Paula Neto, 1979; Durigan, 2006). O valor da área basal de uma árvore pode ser obtido a partir do valor do CAP que é inventariado em campo (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974). Segundo Durigan (2006) os valores de área basal para florestas tropicais geralmente estão entre 20 e 45 m²/ha. Ainda de acordo com o autor, quanto maior a fertilidade do solo, maior deve ser a área basal da comunidade vegetal.

O valor de densidade é dado por valores absolutos ou relativos (Moore e Chapman, 1986). A densidade absoluta é expressa pelo total de indivíduos por uma unidade de área (Durigan, 2006). Por sua vez, a densidade relativa corresponde à relação entre o número total de indivíduos de uma determinada espécie e a densidade absoluta. Segundo Nandy *et al.* (2003), o parâmetro de densidade é a principal característica fitofisionômica de uma comunidade vegetal, e portanto, a sua determinação é de suma importância em um inventário florestal.

De acordo com Porto (2008), a frequência corresponde ao número de vezes que uma espécie está presente em relação às unidades amostrais. Ainda segundo a autora, a frequência é estimada através da presença de espécie na unidade amostral, não interessando o número total de indivíduos nem a área que cobre, mas sim se há a presença ou não de determinada espécie. A frequência é um parâmetro para o cálculo da abundância (abundância vegetal) que corresponde à frequência total de indivíduos por unidade de área (Durigan, 2006).

A cobertura do dossel é definida pela projeção vertical da copa da árvore no chão expresso em valores de porcentagem referentes à área amostral (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974). Ainda segundo os autores, a cobertura do dossel está mais relacionada à

biomassa do que o parâmetro de número de indivíduos por unidade de área (densidade). A cobertura do dossel influencia a entrada de luz dentro da floresta e por consequência influencia na abundância e diversidade do sub-bosque, bem como na germinação e mortalidade das sementes (Frazer *et al.*, 1999). O padrão da cobertura do dossel está diretamente relacionado com os parâmetros físicos locais, espécies e idade das plantas (Frazer *et al.*, 1998).

A biomassa vegetal pode ser definida como o peso da planta seca por unidade de área (Durigan, 2006). Segundo o mesmo autor, a determinação da biomassa de uma comunidade vegetal possui grande importância nos estudos de animais herbívoros, ou em aspectos gerais, serve para a caracterização de um habitat. A estimativa da biomassa acima e abaixo do solo possui grande importância na caracterização da estrutura e função dos ecossistemas (Chave *et al.*, 2003). Informações sobre a quantidade de biomassa ajuda não apenas no entendimento da acumulação de energia dentro de uma floresta, mas também é um indicador ecológico de sustentabilidade (Aboal *et al.*, 2005).

A necessidade de informações a respeito da quantidade de biomassa das florestas aumentou nas últimas décadas, devido às mudanças climáticas globais. Estas informações possuem papel fundamental na definição de políticas climáticas em escala mundial (Djomo *et al.*, 2010). A investigação e quantificação da biomassa das árvores é base para estimativa do estoque de carbono de uma floresta (Pajtik *et al.*, 2008). As informações confiáveis da quantidade de biomassa florestal é também útil para a implementação do REDD (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*), política recente introduzida pelo protocolo de Kyoto (Djomo *et al.*, 2010).

De acordo com Durigan (2006), a estimativa da biomassa em comunidades herbácea é uma tarefa relativamente fácil, uma vez que a mesma pode ser coletada secada e pesada, o que é inviável em comunidades florestais. Para estas últimas, é comum a utilização de equações dendrométricas derivadas de experimento em laboratório ou por correlação (Sah *et al.*, 2004).

A diversidade é outro parâmetro que possui importância no inventário florestal, uma vez que expressa a riqueza de uma comunidade e a variação de indivíduos de uma região (Ricklefs, 1990). O aumento e a manutenção da biodiversidade na Terra é um importante objetivo das ciências que tratam da conservação dos ecossistemas (Hunter, 1999). Os indicadores de diversidade ajudam a estabelecer e a monitorar níveis de diversidade nos ambientes terrestres e aquáticos (Motz *et al.*, 2010). Para Onaindia *et al.* (2004), a composição das espécies e a diversidade vegetal pode ser usado como um indicador do regime de distúrbio e/ou como subsídio para práticas de gerenciamento de um ambiente florestal.

A diversidade representa a complexidade da comunidade, sendo que a diversidade de espécie na comunidade é chamada de diversidade alfa (Durigan, 2006). Ainda de acordo com o autor, quanto maior a diversidade alfa, menor a chance de que um segundo indivíduo amostrado seja da mesma espécie do primeiro. Existem na literatura vários índices que são utilizados para expressar a diversidade de uma comunidade vegetal (Hunter, 1999; Durigan, 2006). Os mais utilizados são aqueles que incluem no cálculo a riqueza e a densidade relativa das espécies (Moore e Chapman, 1986; Durigan, 2006). A riqueza pode ser definida como o número total de espécies por uma unidade de área (Santos, 2006).

Dois dos índices de diversidade mais populares utilizados são os de Shannon-Wiener e o de Margalef (Moore e Chapman, 1986; Magnussen e Boyle, 1995;). O índice de Shannon-Wiener atribui maior peso às espécies raras em sua formulação (Kent e Coker, 1992; Felfili e Rezende, 2003).

CAPÍTULO 3

PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS DE SATÉLITE

Os dados adquiridos por sensoriamento remoto podem ser analisados para a extração de informações temáticas. Técnicas de sensoriamento remoto são amplamente usadas em aplicações oceanográficas, terrestres e atmosféricas. Como exemplo, é possível citar as técnicas de mapeamento do uso e cobertura do solo, a modelagem de sistemas ambientais, o monitoramento espacial e a atualização de banco de dados geoespaciais (Tso e Mather, 2001; Jensen, 2005; Jensen, 2009).

3.1 Preparação dos Dados em Sensoriamento Remoto

As informações adquiridas por sensores orbitais são armazenadas e manipuladas em formato matricial (*raster*), onde cada elemento desta matriz (*pixel*) assume o valor físico determinado, conhecido como valor radiométrico (Richards e Jia, 2006). Cada sensor possui suas próprias características de resolução espacial¹, espectral², temporal³ e radiométrica⁴, as quais definem as propriedades de cada imagem e por consequência o nível de informação contida nas mesmas (Mather, 2004).

Em sensoriamento remoto, as cenas são adquiridas em diferentes escalas, geometrias e condições atmosféricas (Lillesand *et al.*, 2008). Certos procedimentos denominados de pré-processamento de imagem são necessários com intuito de corrigir ou minimizar os efeitos destas imperfeições (Jensen, 2005). As principais imperfeições estão relacionadas com a geometria da imagem e a interferência da atmosfera nos valores radiométricos (Jensen, 2009).

¹ Resolução espacial de um sensor é definida como a capacidade do sensor de distinguir objetos a partir de uma determinada dimensão. Seu valor corresponde ao tamanho do *pixel* (Lillesand *et al.*, 2008).

² Resolução espectral de um sensor é definida pela faixa do espectro eletromagnético em que o mesmo registra informações (Jensen, 2009).

³ Resolução temporal de um sensor refere-se à frequência de imageamento de um sensor em uma área definida (Jensen, 2005).

⁴ Resolução radiométrica de um sensor é a capacidade do mesmo em diferenciar em níveis de cinza a radiação que é refletida e emitida pelo alvo. A resolução radiométrica é expressa em número de *bits* de uma imagem, ex. para 8 bits: $2^n = 2^8 = 256$ níveis de cinza. Sendo *n* o número de *bits*. (Liang, 2004).

As imagens sofrem distorções em sua geometria durante o processo de aquisição pelos sensores, as quais podem variar em função do sistema de projeção cartográfica utilizado. Uma das etapas do pré-processamento consiste nas correções destas distorções geométrica (Barrett e Curis, 1982). O método mais utilizado para a correção geométrica consiste em atribuir para cada *pixel* de uma amostra da imagem, um par de coordenada (x;y), relacionado de forma usual, a um plano cartesiano de um sistema de coordenada conhecido (Jensen, 2005). Além deste método existem outros, os quais realizam a correção geométrica das imagens com base em modelos matemáticos e coeficientes de correção que são adquiridos no momento do imageamento (Jensen, 2009). A correção geométrica permite a obtenção de informações acerca da localização, distâncias e áreas dos objetos contidos na imagem (Richards e Jia, 2006).

A energia eletromagnética detectada pelos sensores orbitais, principalmente na faixa do visível e do infravermelho, consiste em uma mistura entre a energia refletida pela superfície e atmosfera (Tso e Mather, 2001). Por este motivo, o valor radiométrico contido em um pixel em uma imagem orbital não é o valor real que parte de um objeto na superfície terrestre (Mather, 2004). A magnitude e a direção da radância⁵ são atenuadas pela absorção da atmosfera (Jensen, 2005).

Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2009), para a caracterização espectral dos objetos, é necessária a transformação do número digital da imagem em valores físicos como radiância e reflectância⁶. Ainda de acordo com os autores, a transformação dos números digitais em valores de reflectância não é suficiente para caracterizar os valores espectrais dos objetos na superfície, sendo necessária a eliminação ou minimização dos efeitos da atmosfera.

A correção atmosférica é feita através de dois métodos comuns: a aplicação de um modelo de transferência radiativa ou a extração de valores com base no *pixel* escuro (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). O primeiro método utiliza modelos complexos que necessitam de diversos parâmetros físicos da atmosfera no período de aquisição da cena. Entre os principais modelos utilizados destacam-se o LOWTRAN (Kneizys *et al.*, 1988) o MODTRAN (Berk *et al.*, 1999), o ATREM (Gao *et al.*, 1993) e o 5S/6S (Tanré *et al.*, 1986; Vermote *et al.*, 1997). A utilização destes modelos é limitada pela necessidade em fornecer dados relativos às condições atmosféricas na data da imagem (Mather, 2004).

⁵ Radiância ou intensidade representa o fluxo de intensidade de energia transmitida por unidade de área vista através de um ângulo sólido (Liang, 2004). A unidade de medida da radiância é watts por unidade de área, por ângulo sólido e por unidade de comprimento de onda - ex.: $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ (Schowengerdt, 2007).

⁶ Reflectância é uma função bidirecional (função da posição do sensor e do observador) utilizada para caracterizar as interações da luz refletida em uma superfície opaca. A reflectância é utilizada para corrigir a influência de diferentes iluminações e ângulos de visada (Mather, 2004).

O segundo método propõem que em todas as bandas de uma imagem existem *pixels* com valores que deveriam ser iguais a 0, por corresponderem a objetos que não refletem a radiação solar, tais como águas profundas ou áreas de sombra de imagem (Chavez, 1988). O método proposto por este autor indica que os valores assumidos por estes pixels devem ser extraídos do restante da imagem, pois estes são influenciados pelas condições atmosféricas. A principal crítica em relação a este método é que a atmosfera é tratada de forma homogênea em toda a cena, desconsiderando o efeito de espalhamento e absorção da mesma (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). Contudo, os mesmos autores ressaltam que o método é de fácil aplicação, dependendo apenas de dados disponíveis na própria imagem.

3.2 A Classificação de Imagens de Satélite

A classificação de uma imagem de satélite pode ser feita através de dois métodos básicos: (i) a interpretação visual - análise qualitativa e (ii) o processamento digital – análise quantitativa (Jensen, 2005). A identificação de um objeto em imagens orbitais, mediante a interpretação visual, é eficaz quando o objetivo é determinar as características geométricas e a aparência geral de cada elemento (Richards e Jia, 2006). No entanto, o olho humano possui a capacidade de diferenciar um número restrito de níveis de cinza (Goldstein, 1989). Outros fatores são a quantidade de tempo e de trabalho necessários para a interpretação visual de extensas áreas (Lillesand *et al.*, 2008). Por estes motivos, métodos de processamento digital quantitativo possuem vantagem na extração da informação de imagens orbitais no que se refere à capacidade do computador em avaliar cada *pixel* de uma imagem e de levar em conta todos os seus aspectos espectrais, radiométricos e espaciais (Richards e Jia, 2006).

O objetivo do reconhecimento de padrão (*pattern recognition*) é atribuir um *pixel* ou objeto (grupo de *pixel*) a uma classe pré-determinada para que a informação radiométrica se transforme em informação temática (Tso e Matter, 2001). A classificação de imagens orbitais, com base no reconhecimento de padrões, é um dos métodos mais utilizados na obtenção de dados da Terra (Narumalani *et al.*, 2002).

A classificação de imagens divide-se em duas etapas: (i) o reconhecimento e a separação de categorias da imagem e (ii) a rotulação (*labelling*) destas categorias (Mather, 2004). As categorias, em sensoriamento remoto, são as informações temáticas de uma determinada região, como por exemplo: florestas, corpos hídricos, áreas urbanas, agricultura, pastagens entre outros.

O processo de separação e rotulação destas categorias pode ser feito de forma supervisionada ou não-supervisionada (Lillesand *et al.*, 2008). O método supervisionado requer do usuário o conhecimento prévio da área de análise e a coleta de amostras de *pixels* da imagem com o objetivo de “treinar” o algoritmo escolhido no processo de classificação (Tso e Mather, 2001). A escolha das áreas de treinamento é feita pelo usuário através de várias fontes de informação: conhecimento prévio da região, fotointerpretação, mapas temáticos, ou pontos de controle obtidos em campo com o auxílio de um aparelho GPS.

O algoritmo de classificação utiliza as amostras de treinamento para determinar o limiar espectral de cada uma das classes desejadas (Jensen, 2005). O algoritmo atribuirá para cada um dos *pixels* ou objeto da imagem uma classe específica. Esta rotulação é feita com base em análises estatísticas de probabilidade de cada pixel ou objeto da cena pertencer ou não a uma das classes pré-estabelecidas (Mather, 2004). Além das amostras de treinamento, o usuário separa algumas amostras de teste no processo de classificação supervisionada, com o objetivo de avaliar o sucesso final da classificação (Richards e Jia, 2006). As amostras devem conter um número de *pixels* dez vezes maior que o número de bandas espectrais utilizadas (McCoy, 2005). Segundo o mesmo autor, este número é suficiente para os processos estatísticos de classificação e validação dos resultados.

A classificação supervisionada termina com a determinação da acurácia final do processo. Esta determinação é dada comparando as classes obtidas pelo método de classificação e as amostras de teste informadas pelo usuário (Tso e Mather, 2001; Congalton, 1991). Duas das formas mais utilizadas para avaliação do sucesso geral de uma classificação são a Matriz de Confusão e o Índice Kappa (Mather, 2004).

Para avaliar a acurácia de uma classificação é necessário comparar duas fontes de informação: (i) os *pixels* ou polígonos obtidos no processo de classificação, ou amostras de treinamento e (ii) os dados de referência, ou amostras de teste. A relação entre estas informações é sintetizada na matriz de confusão (Jensen, 2005).

De acordo com Tso e Mather (2001), a matriz de confusão, conhecida também como matriz de erros ou de contingência, possui um arranjo quadrático $n \times n$, onde n é o número de classes (Tabela 3.1). A matriz de confusão expressa, de forma quantitativa, a relação entre as amostras de treinamento e de teste. A coluna da matriz representa as amostras de referência (teste) e as linhas representam a classificação gerada (treinamento).

Tabela 3.1 – Exemplo de uma matriz de confusão

		referência (teste)				\sum linha
		urbano	plantio	água	cerrado	
classificação (treinamento)	urbano	48	3	2	2	55
	plantio	18	70	24	6	118
	água	7	5	65	12	89
	cerrado	3	2	11	59	75
\sum coluna		76	80	102	79	337

Tabela 3.1: Matriz de confusão hipotética. Os dados demonstram um sucesso geral de classificação de 71,81% $((48+70+65+59)/337*100)$. Fonte: Adaptado de Tso e Mather (2001).

De acordo com a Tabela 3.1, a primeira linha da matriz corresponde aos resultados obtidos na classificação da classe: *urbano*. O número total de amostras de treinamento consideradas para esta classe foi de 55 *pixels*. Tendo como referência os dados de teste, 48 *pixels* foram realmente classificados como *urbano*, 3 foram classificados como *plantio*, 2 foram classificados como *água* e 2 foram classificados como *cerrado*. Análise similar pode ser feita tomando como referência a primeira coluna da matriz. Das 76 amostras tidas como teste para a classe *urbano*, 48 foram classificadas como *urbano*, 18 como *plantio*, 7 como *água* e 3 como *cerrado*.

A precisão geral do sucesso da classificação é dada pela soma dos elementos da diagonal central da matriz (células em cinza) dividido pela soma total de elementos (Congalton, 1991). As duas outras informações que são dadas pela matriz são a precisão do produtor e a precisão do usuário que correspondem respectivamente aos erros de omissão e comissão de cada classe. Os erros de omissão e comissão são computados tendo como referência os dados do somatório das linhas e os dados do somatório das colunas (Mather, 2004).

A estatística Kappa é utilizada para resumir as informações contidas na matriz de confusão. O Kappa avalia a precisão da classificação considerando a possibilidade de acerto por mero acaso - Equação 3.1 (Congalton e Green, 1999):

$$\kappa = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} x_{+i})} \quad (3.1)$$

Onde: r = ao número de linhas e colunas da matriz de confusão;

x_{ij} = ao número de observações na linha i e na coluna j ;

x_{i+} = ao total marginal da linha i

x_{+i} = ao total marginal da coluna i

N = ao número total de observações

O valor 0 indica uma não concordância, enquanto valor igual a 1 demonstra uma concordância perfeita entre os dados de teste e os de treinamento.

Ao contrário do método supervisionado, o processo não-supervisionado não utiliza amostras de treinamento como base para a classificação, sendo menos dependente das interações do usuário. Os algoritmos utilizados na classificação não-supervisionada agrupam os objetos nas cenas tendo como referência o número de classes informado pelo usuário e as propriedades espectrais dos *pixels*. O processo inicia-se com a definição do número de classes e iterações por parte do usuário. Após esta etapa, o algoritmo de classificação não-supervisionado calcula um valor médio espectral para cada classe (Mather, 2004). A cada iteração, as médias anteriores são refinadas até o ponto onde os *pixels* não alterem mais de classe. Na última etapa, o usuário rotula os agrupamentos finais obtidos no processo de classificação (Lillesand *et al.*, 2008). O método não-supervisionado é considerado mais rápido e simples quando comparado com o método supervisionado (Tso e Mather, 2001). Ele é muitas vezes utilizado quando o usuário não possui um conhecimento prévio da região (Jensen, 2005). Estudos demonstram que no processo de classificação não-supervisionada é necessário superestimar o número de classes esperado para uma cena (Jensen, 2009; Schowengerdt, 2007). Este fato acontece devido à variabilidade espectral das imagens, a qual, em muitos casos, não pode ser identificada através da interpretação visual do usuário.

Os métodos discutidos acima são utilizados para classificar uma imagem de satélite em duas abordagens. A primeira tendo como base a análise *pixel a pixel*, e a segunda tendo como referências a identificação prévia da distribuição dos objetos (conjuntos de *pixels*) contidos em uma cena (Lillesand *et al.*, 2008).

Nos últimos anos foi possível observar o avanço de tecnologias de sistemas sensores para a observação da Terra. Cada vez mais, imagens de alta resolução são utilizadas para se extrair informações da superfície terrestre (Schowengerdt, 2007). As imagens de alta resolução são aquelas que possuem resolução espacial menor do que 5

metros (Schmidt e Bijker 2002), onde os pixels são significativamente menores do que um objeto na cena (Blaschke *et al.*, 2010). Entre os principais sensores de alta resolução destacam-se o IKONOS, QuickBird, Geo-Eye; OrbView-3; Eros entre outros.

A alta variância espectral de um objeto, em imagens de alta resolução, ocasiona problemas na classificação de imagens quando utilizada a abordagem *pixel a pixel* (Blaschke e Strobl, 2001). Nestes casos, o resultado final da classificação tende a apresentar um aspecto de “ruído”, quando utilizados algoritmos tradicionais baseados unicamente na resposta espectral do *pixel* (Johansen *et al.*, 2007; Alencar-Silva e Maillard, 2009). Uma alternativa para se trabalhar com estas imagens é incorporar na classificação análises que vão além da mera resposta espectral de cada *pixel*, adicionando parâmetros de distribuição espacial dos objetos na imagem (Schowengerdt, 2007).

Neste contexto, análises orientadas ao objeto ganham mais espaço no processo de classificação de imagens de alta resolução. (Johansen *et al.*, 2011). Os classificadores orientados ao objeto utilizam em seu processamento as informações espectrais e espaciais contidas nas imagens de satélite. O processo envolve duas etapas: (i) a segmentação da imagem em objetos discretos e (ii) a classificação destes objetos. A classificação orientada ao objeto diminui a alta variância espectral das classes, sendo em muitos casos, o único método satisfatório para a classificação de dados de alta resolução (Johansen *et al.*, 2011). O princípio básico é que a imagem a ser classificada é formada por fragmentos homogêneos, que são maiores, em tamanho, do que um único pixel. Segundo Lillesand *et al.* (2008), esta abordagem é similar com a interpretação visual de imagens, a qual trabalha em múltiplas escalas de forma simultânea, utilizando informações de cor, forma, tamanho, textura e contexto para agrupar *pixels* em objetos.

A primeira etapa do processo envolve a segmentação da imagem. A segmentação é um processo que consiste em dividir as imagens em segmentos homogêneos (Gonzalez e Woods, 1992). O processo de segmentação possui dois objetivos principais: (i) cada segmento deve ser internamente homogêneo e (ii) cada segmento deve ser distinguível de seu vizinho (Espindola *et al.*, 2006).

O nível de divisão dos objetos depende do problema a ser resolvido. A segmentação deve parar quando os objetos de interesse na imagem tiverem sido isolados (Gonzalez e Woods, 1992). Por este motivo, a escala do objeto é um elemento chave no processo de segmentação. Tendo como exemplo uma área de floresta na imagem, a segmentação em pequena escala tende a identificar cada copa de árvore. Em um nível médio, uma segmentação poderá isolar diferentes estágios de regeneração ou grupos de espécies. Em larga escala a segmentação identificará grupos florestais ou irá separar a classe floresta de outros elementos, tais como áreas de agricultura ou área urbana (Lillesand *et al.* 2008).

De acordo com Gonzalez e Woods (1992), a arquitetura de construção dos algoritmos de segmentação está relacionada a duas propriedades básicas das imagens: a descontinuidade e a similaridade. Tendo como base a primeira propriedade, a abordagem é dividir a imagem a partir das mudanças bruscas nos níveis de cinza, a chamada detecção de bordas. As principais abordagens, tendo como referência a segunda propriedade, consistem na divisão e crescimento de regiões (Gonzalez e Woods, 1992).

A detecção de bordas utiliza uma pequena máscara para analisar um *pixel* em relação aos seus vizinhos e para ponderar se há ou não mudanças significativa entre seus valores espectrais (Kartikeyan *et al.*, 1998). Encontrando este limiar significativo, o algoritmo utilizado irá procurar outros *pixels* com valores espectrais semelhantes, no processo conhecido como perseguição de borda (Lopes, 2009).

Na abordagem de divisão de regiões a imagem é subdividida em partes arbitrárias e disjuntas, para em seguida ser fusionada ou re-dividida de acordo com uma condição pré-estabelecida (Gonzalez e Woods, 1992). Segundo Schowengerdt (2007), a técnica considera a imagem como um único segmento. Em seguida, a mesma é dividida igualmente e sucessivamente em quadrantes (*quadrees*), caso ela não apresente boa homogeneidade. Após atingir um limite, quando não há mais diferenças espectrais significativas dentro de um quadrante, a divisão é encerrada e as regiões similares são agrupadas.

A técnica de crescimento de regiões é uma das técnicas mais utilizada em sensoriamento remoto (Johansen *et al.*, 2010b). O crescimento de regiões é um procedimento que agrupa *pixels* ou sub-regiões em regiões maiores (Gonzalez e Woods, 1992). Os algoritmos de segmentação por crescimento de regiões necessitam de parâmetros que são informados pelos usuários, entre eles a escala e os limiares de similaridade. Um dos desafios em utilizar estes algoritmos é selecionar os melhores parâmetros que garantam os melhores resultados (Espindola *et al.*, 2006).

O processo de crescimento de regiões inicia-se com a determinação de um conjunto de *pixels sementes*, os quais servirão de ponto de partida para os testes de similaridade em relação a sua vizinhança para um possível agrupamento (Gonzalez e Woods, 1992). Os *pixels sementes* podem ser definidos a partir de análises espectrais do histograma da imagem ou de maneira aleatória.

De acordo com Schowengerdt (2007), no processo de crescimento de regiões, um valor de similaridade entre um *pixel* e seus vizinhos é definido. Se a diferença espectral entre um *pixel* e seus vizinhos estiver dentro deste limiar, então os mesmos são agrupados e considerados como uma única entidade em uma próxima análise. Caso contrário eles são mantidos separados.

Dentre os métodos utilizados na segmentação por crescimento de regiões, destaca-se o chamado *watershed* (Levner e Zhang, 2007; Zhao *et al.*, 2008). A segmentação

watershed (bacia hidrográfica) é uma técnica muito utilizada, devido ao seu rápido processamento computacional e a grande precisão em localizar difíceis regiões de borda entre objetos adjacentes (Li e Wan, 2010). Neste método a imagem é considerada como uma superfície topográfica, onde os *pixels* de maiores valores espectrais são considerados os topos de morro, e os de menores valores são considerados os vales (Levner e Zhang, 2007). O crescimento de regiões acontece de maneira análoga a uma “inundação”: partindo das regiões de vale, os *pixels* são agrupados até atingirem o “divisor de águas” (Zhao *et al.*, 2008). No encontro entre duas regiões adjacentes é definida uma borda divisora conhecida como “linha de divisor de águas”, a qual definirá cada objeto da cena (Levner e Zhang, 2007). A desvantagem deste método é que o mesmo possui grande sensibilidade à presença de ruído na imagem (Zhao *et al.*, 2008).

Após a etapa de segmentação da imagem em regiões homogêneas, as mesmas são classificadas utilizando os métodos supervisionados e não-supervisionados, de maneira semelhante à análise *pixel a pixel* (Jensen, 2005). Contudo, com a segmentação da imagem, existem outras características que podem ser utilizadas para descrever um objeto além de seu valor espectral (Schowengerdt, 2007). De acordo com o mesmo autor, estas características podem ser obtidas a partir de um único objeto como: seus valores espectrais, suas propriedades de textura e sua forma. Outras características são obtidas a partir da relação entre os objetos, que incluem a conectividade e a proximidade entre objetos semelhantes ou não.

3.3 Textura de Imagem

O termo textura apesar de ser de fácil compreensão não possui uma definição universalmente aceita (St-Onge, 1994; Maillard, 2001; Tso e Mather, 2001). O termo textura foi primeiramente utilizado em associação ao sentido tátil (Pickett, 1970; Maillard, 2001). No entanto, quando nos referimos à textura de imagem estamos associando o termo ao sentido da visão.

Pratt (1978) define a textura visual como um arranjo semi-ordenado de tons de cinza e cores que confere uma impressão visual de relevo assim como o sentido tátil. Esta textura é descrita em termos de rugosidade, sendo ela fina ou grosseira (St-Onge, 1994). Tso e Mather (2001) descrevem a textura de uma imagem como sendo as mudanças nos padrões espaciais de níveis de cinza em uma determinada distância. Cada textura de uma imagem pode ser considerada como um arranjo estreito de frequência e direção (Zhang *et al.*, 2008). Por sua vez, Hawkins (1970) define textura como uma estrutura espacial repetida em uma

região que é maior que esta estrutura espacial. O mesmo autor descreve que a textura depende de 3 fatores: (i) a presença de objetos elementares; (ii) um ordenamento local destes objetos e (iii) a mesma dimensão destes objetos elementares.

As informações de uma imagem podem ser quantificadas através das variações espaciais de um *pixel* (Atkinson, 1995). Maillard (2001) considera a textura de uma imagem como um arranjo espacial de primeiro nível e que os outros elementos como tamanho dos objetos, formato dos objetos, padrão de distribuição são dados por este arranjo.

Numerosos métodos de análise de textura foram desenvolvidos no passado (Maillard, 2001). Jensen (2005) aponta entre eles: a matriz de co-ocorrência de níveis de cinza (GLCM), a transformação de Fourier e a análise de semi-variogramas. Em estudo comparativo, Maillard (2003) conclui que os resultados obtidos através da GLCM e análises de semi-variogramas são geralmente superiores. Por este motivo, estes dois métodos foram escolhidos para esta pesquisa e são descritos nas subseções seguintes.

3.3.1 A Matriz de Co-ocorrência de Níveis de Cinza (GLCM)

Uma abordagem amplamente utilizada no cálculo de parâmetros de textura é a matriz de co-ocorrência dos níveis de cinza (Lillesand et al., 2008). A GLCM, aplicada à textura visual, (do inglês *Gray Level Co-occurrence Matrix*) foi desenvolvida nos estudos de Haralick *et al.*(1973). As medidas derivadas da GLCM são utilizadas em sensoriamento remoto como feições adicionais no processo de classificação de imagem (Clausi e Jernigan, 1998; Maillard, 2003, Alencar-Silva e Maillard, 2010).

O princípio da GLCM é que a informação de textura contida em uma imagem é definida pela relação que os tons de cinza possuem um com os outros (Tso e Mather, 2001). Em outras palavras, é admitido que a informação de textura seja especificada por valores de freqüências na GLCM.

De acordo com Jensen (2005), o usuário deve definir cinco parâmetros ao utilizar a GLCM:

- *Banda espectral*. Refere-se qual banda espectral da imagem original que será utilizada para o cálculo de textura (ex.: banda vermelha, banda infravermelha, banda pancromática);
- *Resolução radiométrica*. Refere-se à quantização de níveis de cinza do dado de entrada (ex.: 5bits, 8bits, 16bits);

- *Medida de textura.* A feição ou as feições de textura a serem calculadas a partir da GLCM;
- *Tamanho da janela.* Este parâmetro está relacionado ao tamanho da janela de análise que será utilizada para o cálculo de textura na imagem (ex.: 3x3; 5x5; 25x25...);
- *Componente espacial.* São os valores de distância (d) e ângulo de análise entre *pixels*.

O valor de frequência (f_{ij}) da GLCM é dado pela ocorrência de duas células de tom de cinza i e j , a uma distância de análise d (Haralick, 1979). A GLCM é uma matriz quadrada e seu tamanho é definido pela resolução radiométrica da imagem (Lillesand *et al.*, 2008). Por exemplo, uma imagem de 8 *bits* produzirá uma GLCM de 256 linhas por 256 colunas. Jensen (2005) sugere a redução da quantização de níveis de cinza de uma imagem, antes do cálculo da GLCM (ex.: reamostragem de 8*bits* para 5*bits* ou 32 tons). Este processo evita matrizes excessivamente grandes, facilitando o processo de modelagem computacional (Clausi, 2002).

O valor de f_{ij} pode ser calculado para qualquer direção e distância d . Em geral, a GLCM é calculada em quatro direções: 0°, 45°, 90° e 135° (Mather, 2004). Com o objetivo de ilustrar a disposição de uma GLCM é apresentado na Figura 3.2 uma matriz 4x4 hipotética e suas GLCM resultantes em diferentes direções.

Ao invés de utilizar os valores diretos de frequência das matrizes é comum normalizá-los para evitar efeitos de escala (Tso e Mather, 2001). Haralick (1979) propôs 14 medidas de textura com base na GLCM. Estas medidas são comumente conhecidas como feições de textura (Tso e Mather, 2001).

Estudos comprovam que não há uma garantia na melhoria dos resultados em processamento digital de imagem, pelo simples fato de se adicionar uma feição de textura (Maillard, 2001). O crucial é determinar qual feição é mais apropriada para determinada distribuição de textura na imagem. Muitas das 14 feições iniciais propostas por Haralick (1979) possuem alta correlação estatística entre si, sendo assim, não há a necessidade de se utilizar todas elas.

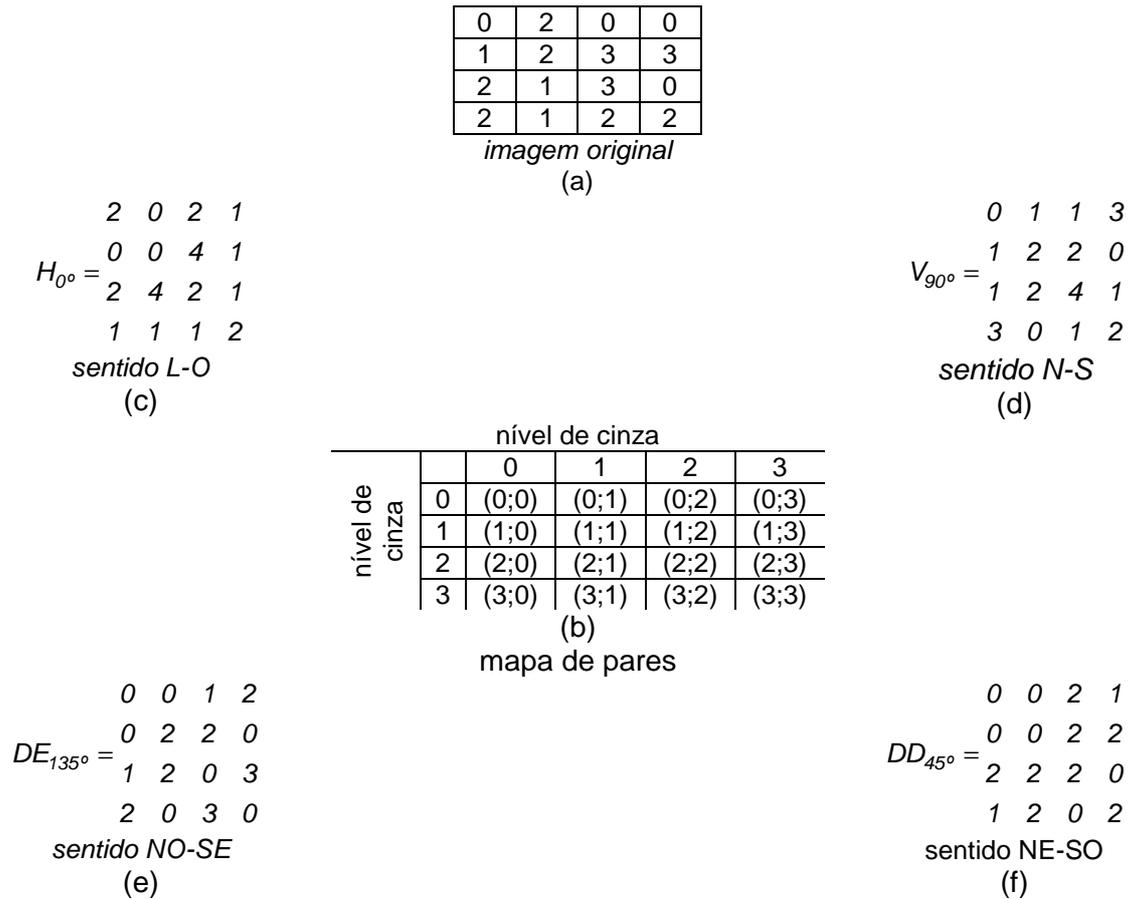


Figura 3.1: Cálculos espaciais de co-ocorrência. (a) níveis de cinza hipotético de uma imagem 4x4. (b) forma geral da GLCM com níveis de cinza entre 0-3. (c-f) matrizes resultados com base nos pixels da imagem original para as 4 direções: 0°, 90°, 135°, 45° com o valor de $d=1$. Fonte: Adaptado de Tso e Mather (2001).

Maillard (2001), através de análises de estudos prévios, determinou as 5 feições mais usadas: (i) segundo momento angular (*angular second moment – ASM*); (ii) entropia (*entropy – ENT*); (iii) contraste ou inércia (*inertia* ou *contrast – CON*); (iv) correlação (*correlation – COR*) e (v) diferença do momento inverso (*inverse difference moment – IDM*). As formulações matemáticas de cada uma destas feições são demonstradas nas Equações (3.2 a 3.6), onde $p(i, j)$ correspondem aos valores da GLCM para cada célula de linha i e coluna j , e N_G representa a quantidade de níveis de cinza (Mather, 2004):

- Segundo Momento Angular (ASM)

$$ASM = \sum_i \sum_j [p(i, j)]^2 \tag{3.2}$$

A medida de ASM terá valores altos quando a freqüência $p(i, j)$ estiver concentrada em espaços pequenos na GLCM (Tso e Mather, 2001).

- Entropia (ENT)

$$ENT = \sum_i \sum_j p(i,j) \log p(i,j) \quad (3.3)$$

O valor da medida de entropia aponta os maiores e menores valores de homogeneidade na distribuição $p(i,j)$ (Tso e Mather, 2001).

- Contraste (CON)

$$CON = \sum_{n=0}^{N_g-1} n^2 \left[\sum_i \sum_{\substack{j \\ |i-j|=n}} p(i,j) \right] \quad (3.4)$$

Esta feição mede os maiores valores de $p(i,j)$ em relação aos valores mais comuns da GLCM (TSO e Mather, 2001).

- Correlação (COR)

$$COR = \frac{\sum_i \sum_j (ij)p(i,j) - \mu_x \mu_y}{\sigma_x \sigma_y} \quad (3.5)$$

onde: μ_x , μ_y e σ_x , σ_y são respectivamente a média e o desvio padrão de P_x e P_y .

A correlação mensura a dependência linear dos níveis de cinza da imagem (Haralick, 1979).

- Diferença do Momento Inverso (IDM)

$$IDM = \sum_i \sum_j \frac{1}{1+(i-j)^2} p(i,j) \quad (3.6)$$

Esta medida obtém altos valores em uma imagem de textura grossa, as quais possuem grandes elementos homogêneos (Mather, 2004).

3.3.2 O Semi-Variograma

As feições de textura são dependentes da variação de escala e a escolha do tamanho da janela de análise da imagem deve ser feita de maneira criteriosa (Tso-Mather, 2001). Ainda segundo os autores, se a escolha da janela de análise for menor que a estrutura estudada, a extração de feições de textura não refletirá sua real propriedade. Como alternativa para este problema, os semi-variogramas podem ser utilizados na tarefa de definição de padrões de textura em uma imagem, uma vez que mensuram a variância espacial entre os valores espectrais dos *pixels*. De acordo com St-Onge (1994), o semi-variograma é diretamente proporcional ao tamanho da estrutura de textura dos elementos em uma imagem.

O semi-variograma é utilizado na geoestatística para medir a variabilidade espacial e o grau de dependência entre elementos regionalizados (Valente e Manuel, 1982; Isaaks e Srivastava, 1989; Andriotti, 2003). As variáveis regionalizadas são aquelas que possuem posição determinada no espaço (Valente e Manuel, 1982). Assume-se que $Y(x)$ é uma variável regionalizada Y associada a uma localização x . Para diferentes localização de Y , definidas pelo vetor de distância h , é necessário atribuir o valor de Y_i , sendo $i = 1...n$ (n observações).

Com o intuito de medir a variabilidade do elemento $Y(x)$, utilizam-se os atributos desejados de Y_α e Y_β , localizados respectivamente nos pontos x_α e x_β dentro do domínio A (Figura 3.3). O valor de dissimilaridade de $Y(x)$ pode ser expresso pela Equação 3.7 (Wackernagel, 1995):

$$\gamma_{\alpha\beta} = \frac{(Y_\alpha - Y_\beta)^2}{2} \quad (3.7)$$

Os dois pontos x_α e x_β , localizados no domínio A , podem ser unidos pelo vetor $h_{\alpha\beta} = x_\beta - x_\alpha$, de acordo com a Figura 3.4:

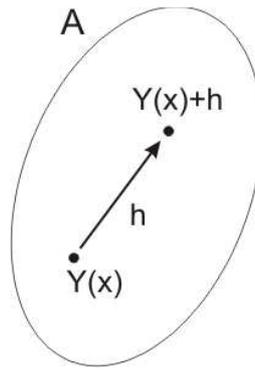


Figura 3.2: Variação espacial de uma variável regionalizada no domínio A, com base na distância definida pelo vetor h. Adaptado de Wackernagen (1995).

Colocando o valor de dissimilaridade dependente do espaçamento e orientação dada pelo vetor h, pode-se concluir que (Equação 3.8):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} [(Y(x) - Y(x+h))^2] \quad (3.8)$$

Onde: $\gamma(h)$ = dissimilaridade em função do vetor h;
 $Y(x)$ = variável regionalizada Y no ponto x;
 h = vetor de distância h ("lag distance")

De acordo com Wackernagen (1995), uma média de similaridade $\gamma(h)$ pode ser calculada por um grupo de vetores η , agrupando todos os pares de elementos que podem ser unidos pelo vetor h pertencente a η . Cada um dos vetores do grupo η possui um comprimento e tolerância angular definida. A média de dissimilaridade para cada um destes grupos é denominado semi-variograma experimental, e é definida pela Equação 3.9:

$$\gamma(\eta_k) = \frac{1}{2n_c} \sum_{i=1}^{n_c} ((Y(x) - Y(x+h))^2 \text{ com } h \in \eta_k \quad (3.9)$$

Onde: $\gamma(\eta_k)$ = dissimilaridade em função de um grupo de vetores η_k .

O semi-variograma $\gamma(h)$ corresponde à metade de um variograma $2\gamma(h)$, isto porque na prática o semi-variograma experimental utiliza vetores com comprimentos inferiores a metade do diâmetro da região estudada (Wackernagen, 1995). Ainda segundo o autor, os pares de amostras formados por vetores h do tamanho aproximado do diâmetro da região

estudada, correspondem à amostra perto das bordas. Estes vetores não influenciam nos valores das amostras da área central, portanto, não são representativos no contexto geral analisado e por isto não são contabilizados.

O semi-variograma experimental é então utilizado como base para a aplicação de um modelo matemático, com propriedades gráficas definidas (Wallace *et al.*, 2000). Esta modelagem é necessária para diversos cálculos, incluindo a estimativa de valores desconhecidos entre os pontos amostrados, e obtenção de parâmetros gráficos que caracterizam a amostra de dados (Isaaks e Srivastava, 1989). De acordo com Andriotti (2003), os quatro principais padrões utilizados para modelar o semi-variograma experimental são o esférico, o exponencial, o parabólico e o esférico com efeito buraco (Figura 3.5).

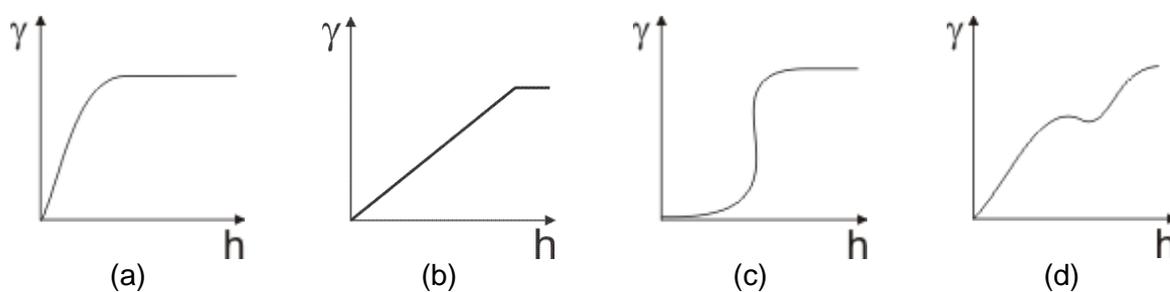


Figura 3.3: Principais modelos de semi-variograma. (a) modelo esférico, (b) modelo exponencial, (c) modelo parabólico e (d) modelo esférico com efeito buraco.

O modelo esférico é o mais comumente utilizado, apresenta alto valor de inclinação o que proporciona um intenso crescimento na origem, estabilizando-se a partir de um determinado ponto. O modelo exponencial possui como característica principal o crescimento contínuo dos valores de variância amostral o que resulta em uma não estabilização dos mesmos. O esquema parabólico, ou de Gauss, reflete uma grande continuidade da variável estudada. O último modelo indica variações periódicas entre valores altos e baixos das amostras analisadas (Andriotti, 2003).

Segundo Maillard (2001), o semi-variograma experimental é de fácil construção e interpretação, principalmente quando analisada sua forma gráfica. Um exemplo de semi-variograma típico é mostrado na Figura 3.6:

Segundo Valente e Manuel (1982), os dois principais parâmetros que definem um semi-variograma são o alcance (*range*) e o patamar (*sill*). Além destes, existem outros dois parâmetros que podem ser extraídos do gráfico: o efeito pepita (*nugget*) e a inclinação (*slope*).

O alcance do semi-variograma representa a distância máxima em que as amostras apresentam-se correlacionadas (Jensen, 2005). A partir deste ponto as amostras passam a ser independentes, ou seja, a partir do alcance, a variação média entre duas observações não é mais função da distância entre elas (Adriotti, 2003). O alcance também está relacionado com o tamanho dos objetos na cena. Mudanças de padrões da imagem são indicadas pelo o alcance (Woodcock, 1988a).

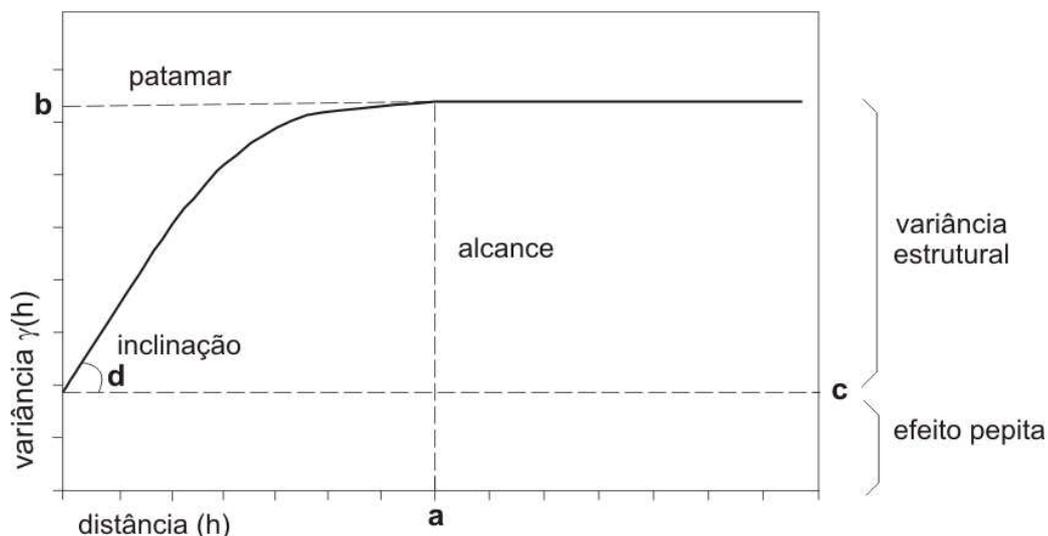


Figura 3.4: Forma típica de um semi-variograma e seus principais parâmetros. (a) alcance; (b) patamar, (c) efeito pepita e (d) inclinação. O semi-variograma é representado através do modelo esférico. Adaptado de St-Onge (1994).

O patamar representa o valor de variância máxima, no eixo Y, correspondente ao alcance do semi-variograma (Jensen, 2005). O patamar expressa a variância entre as amostras correlacionadas (Andriotti, 2003).

O efeito pepita está relacionado à descontinuidade da variância amostral (Wackernagel, 1995). De forma teórica, quando a distância h fosse igual a 0, o valor de variância no eixo y deveria ser também igual a 0 (origem do gráfico). Na prática, se coletarmos duas amostras muito próximas, obteremos resultados diferentes (Valente e Manuel, 1982). Este fato pode ser explicado devido a erros de amostragem ou a variabilidade local que fazem com que duas amostras coletadas no mesmo ponto, ou separadas a uma pequena distância, não possuam o mesmo valor (Andriotti, 2003). A diferença entre a origem do eixo y e o valor de y quando o eixo x é igual a 0 é denominado de efeito pepita (Isaaks e Srivastava, 1989).

A inclinação é um parâmetro secundário do semi-variograma e está relacionado com a intensidade de incremento da variância das amostras correlacionadas (Wackernagel, 1995).

A anisotropia é outra propriedade que pode ser observada na análise dos semi-variogramas (Andriotti, 2003). Tendo-se em vista que o semi-variograma depende da direção do vetor h considerado, é fácil de compreender o surgimento de diferentes parâmetros de alcance, patamar, efeito pepita e inclinação dependendo do ângulo de análise considerado (Valente e Manuel, 1982). A anisotropia revela a tendência de espacialização das amostras quando tomadas em uma determinada direção. Por este motivo, é comum elaborar semi-variogramas para várias direções, como forma de se analisar a influência direcional (St-Onge, 1994). Se observada a não influência da direção nos parâmetros do semi-variograma (isotropia) adota-se a análise do semi-variograma omnidirecional (Isaaks e Srivastava, 1989). De acordo com os mesmos autores, o semi-variograma omnidirecional possui uma tolerância angular suficientemente grande para que todos os vetores sejam considerados, independentes da direção.

Os semi-variogramas vem sendo amplamente aplicados em estudos de sensoriamento remoto (Liang, 2004). Destacam-se os estudos aplicados à relação entre a estrutura dos alvos e a variação espacial das imagens orbitais (Woodcock *et al.*, 1988a; Woodcock *et al.*, 1988b; Ramstein e Raffy, 1989; Maillard, 2001; Maillard, 2003); em estudos relacionados à estimativa da estrutura florestal (Cohen *et al.* 1990; Atkinson *et al.*, 1994; St-Onge e Cavayas, 1995; Phinn *et al.*, 1996) e em estudos relacionados à amostragem de dados de campo a serem correlacionados com dados de sensoriamento remoto (Atkinson e Emery, 1999).

Tso e Mather (2001) apontam que o semi-variograma é utilizado em duas situações em sensoriamento remoto. Na primeira para definir o tamanho ideal de janelas de análise para a extração de feições de textura da GLCM. A segunda situação está relacionada à utilização dos parâmetros do modelo dos semi-variogramas (alcance, patamar, efeito pepita e inclinação) como forma de medir diferentes padrões de texturas em uma imagem.

3.3.3 Textura de Imagem e o Estudo de Sensoriamento Remoto Aplicado às Florestas

Assim como apontado anteriormente, textura de uma imagem é definida como sendo as mudanças nos padrões espaciais de níveis de cinza em uma determinada distância (Tso e Mather, 2001). Sendo assim, quando aplicado ao estudo de florestas, a variação de textura em uma imagem está relacionada às mudanças da distribuição espacial da vegetação (Wulder, 1998). Os parâmetros de textura mencionados na seção anterior são utilizados no estudo de sensoriamento remoto aplicado às florestas de duas formas: (i) como informação adicional (bandas) no processo de classificação de imagens e (ii) como variável na elaboração de modelos através de métodos estatísticos.

Ao ser utilizado como banda espectral na classificação de imagens, cada pixel possui um valor espectral que representa a textura de uma localidade (Jensen, 2005). A adição de informações de textura no processo de classificação de imagem tende a melhorar de forma significativa os resultados finais quando comparado apenas com a classificação no domínio espectral (Wulder *et al.*, 1996; Franklin *et al.*, 2000; Maillard, 2003; Sette, 2009; Barbosa, 2010).

No processo estatístico de regressão, feições derivadas da GLCM e parâmetros do semi-variogramas são utilizados como variáveis predictoras nos modelos preditivos dos parâmetros biofísicos da vegetação. As feições de textura podem melhorar os modelos que utilizam apenas parâmetros espectrais (Kayitakire *et al.*, 2006; Johansen e Phinn, 2006b).

Ramstein e Raffy (1989) propuseram uma metodologia de classificação de imagem com base no parâmetro alcance do semi-variograma. Para isto, eles utilizaram um algoritmo para a extração do valor de alcance da imagem, com base na variância estimada e a inclinação entre primeiro e o segundo ponto do gráfico de semi-variograma experimental. Com este método os autores conseguiram separar com sucesso quatro classes em uma imagem Landsat 5-TM. Por outro lado, os mesmos autores não consideraram o efeito da anisotropia dos semi-variogramas (Maillard, 2001).

Por sua vez, St-Onge e Cavayas (1995) utilizaram os semi-variogramas para extrair parâmetros de altura, densidade e tipo de dossel de uma floresta utilizando imagens artificiais e reais de alta resolução. A abordagem dos autores consistiu em calcular o semi-variograma experimental para oito direções (0°, 30°, 45°, 60°, 90°, 120°, 135° e 150°). Em uma etapa posterior os semi-variogramas foram ajustados a um modelo esférico para a extração de parâmetros relacionados ao alcance e ao patamar. Os dados de alcance e patamar obtidos foram cruzados com os dados biofísicos da vegetação através de regressões estatísticas. Os resultados da correlação demonstraram um alto valor ($R^2 \approx 0,9$). Os modelos biofísicos obtidos foram testados em imagens reais de alta resolução (sensor

aerotransportado MEIS II, resolução espacial < 1m). Os resultados das regressões utilizando as imagens reais foram menores quando comparado às imagens artificiais (valor exato não informado pelos autores).

O método utilizado pelos autores não é diretamente aplicável para extração de feições de textura ou como esquema de classificação de textura (Maillard, 2001). Contudo, mostrou claramente a relação entre parâmetros biofísicos da floresta e a variação espectral de uma imagem.

Maciel *et al.* (2003) avaliou o relacionamento entre as variáveis biométricas: densidade das árvores, área basal, biomassa, volume e diversidade de espécies e as variáveis digitais de uma imagem Landsat-TM (bandas espectrais, modelo linear de mistura espectral, índice de vegetação e textura de imagem). Em seu estudo, evidenciaram que os modelos de mistura linear, o índice SAVI e parâmetro de textura média mostram-se como bons discriminadores, caracterizando bem o comportamento das intraclases de floresta tropical primária em termos de área basal, biomassa e volume. Por outro lado, para os parâmetros texturais variância, homogeneidade e segundo momento angular, não foi possível evidenciar nenhuma relação com as variáveis biométricas estudadas.

Kuplich *et al.* (2005) investigaram o grau de correlação entre a informação de textura e biomassa em imagens SAR. Os autores encontraram altas correlações entre os dados de textura e biomassa de 37 parcelas realizadas na Floresta Amazônica. No estudo foram utilizadas feições da GLCM e semi-variograma obtidos a partir de imagens JERS1. A pesquisa apontou que o coeficiente de determinação ajustado (R^2) aumentou de 0,74 para 0,82 com a adição da feição de textura Contraste aos dados espectrais da imagem.

Johansen e Phinn (2006b) utilizaram uma imagem IKONOS para classificar espécies arbóreas e modelar os parâmetros biofísicos de uma mata ciliar de savana na Austrália. Os autores ressaltaram a necessidade de usar imagens de alta resolução e feições de textura para o mapeamento de estruturas da vegetação ciliar. Neste estudo, foram utilizados os seguintes parâmetros florestais: cobertura do dossel, índice de área foliar e espécie. Os parâmetros extraídos a partir da imagem foram: as quatro bandas da imagem IKONOS (azul, verde, vermelho e infravermelho próximo), oito índices de vegetação e as feições de textura (contraste, dissimilaridade, entropia, homogeneidade e variância). Os autores utilizaram análises de regressão e de matriz de confusão para avaliar os resultados. Para as análises de regressão foram utilizados dados provenientes de 10 transectos de campo.

Os resultados de classificação usando o algoritmo não-supervisionado ISODATA apontam para um sucesso geral foi de 55,0% para a classificação das espécies quando utilizada todas as feições de textura. Por outro lado as regressões apontaram para uma baixa correlação entre os dados de campo e os dados extraídos da imagem ($R^2=0.28$ e

$R^2=0.23$ para o índice de área foliar e abertura do dossel respectivamente). Os autores apontam a precisão de aquisição de dados de campo e seu registro com as imagens de alta resolução como provável fator de influência nos baixos valores dos coeficientes de determinação das regressões.

Kayitakire *et al.* (2006) avaliaram a capacidade da imagem IKONOS em estimar cinco das principais variáveis florestais (idade, altura, circunferência na altura do peito - CAP, densidade e área basal) em uma floresta de coníferas na Bélgica. As variáveis foram estimadas a partir de feições de textura derivadas da GLCM. O coeficiente de determinação (R^2) dos melhores modelos variaram de 0,76 a 0,82 para as variáveis: altura, CAP, densidade e idade. Correlações fracas foram encontradas nos modelos de área basal. O mesmo estudo apontou que os parâmetros crítico para a elaboração dos modelos com base em parâmetros de textura são: a feição escolhida da GLCM, o tamanho da janela de análise e a direção de análise da GLCM. Os melhores resultados foram obtidos para as feições Contraste e Correlação, com janelas de análise 15x15 *pixels* e em direções paralelas às sombras das árvores.

Hall e Skakun (2007) utilizaram imagens pancromáticas e multiespectrais Quickbird para modelar quatro parâmetros biofísicos (altura, abertura do dossel, volume e biomassa) de três grupos de vegetação nos Territórios do Norte/Canadá (coníferas, decídua e floresta heterogênea). Três métodos diferentes foram escolhidos para cada grupo de vegetação: (i) extração da fração de sombra e correlação com os parâmetros biofísicos para o grupo das coníferas, (ii) correlação entre a feição de textura Variância e os parâmetros biofísicos para o grupo das decíduas e (iii) correlação entre feições de textura, valores espectrais e parâmetros biofísicos para o grupo da floresta heterogênea, utilizando o método de regressão *Stepwise*.

Os resultados apontam para alta correlação para os parâmetros biofísicos do grupo das coníferas, apenas com base na fração de sombra extraída das imagens Quickbird (R^2 entre 0,71 e 0,76). Com base na feição de textura Variância, obtida a partir da banda pancromática e janela de análise 50x50 *pixels*, os autores chegaram a modelos estatísticos com R^2 entre 0,5 e 0,62 para todos os parâmetros das espécies decíduas, com exceção da abertura do dossel. O grupo da floresta heterogênea teve o seu melhor resultado $R^2=0,62$ para o parâmetro biomassa.

Johansen *et al.* (2007) usaram imagens de alta resolução IKONOS e Quickbird, além de feições de textura para mapear os parâmetros estruturais da vegetação ribeirinha. Os autores utilizaram o semi-variograma para determinar a janela ideal de extração das feições da GLCM (11x11 *pixels*). Os melhores resultados foram obtidos utilizando as feições dissimilaridade e homogeneidade da GLCM e apontam para um

incremento de até 20% no resultado final da classificação quando comparada com a realizada sem as feições de textura.

Sette (2009) utilizou dados de textura de imagem para avaliar a melhora no processo de classificação de estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa no sul da Bahia. No mesmo estudo, foi avaliada a capacidade das feições de textura derivadas da GLCM em explicar os parâmetros biofísicos da vegetação (DAP, altura, volume e densidade). Para tanto, foram utilizadas as feições da GLCM Contraste, Entropia, Correlação, Diferença do Momento Inverso, Segundo Momento Angular e Energia calculadas a partir da banda verde de uma cena fusionada Formosat-2. Os resultados apontam que as variáveis altura, DAP e volume possuem fortes correlações com as feições de textura da GLCM - R^2 variando entre 0,84 e 0,95. Já a acurácia do processo de classificação das imagens obteve um incremento de mais de 50%, passando de 60,5% para 91% quando comparados os resultados obtidos a partir da classificação que utilizou somente as bandas visíveis da imagem Formosat-2 e quando utilizada as bandas de textura.

A tabela 3.1 a seguir sintetiza os estudos avaliados nesta seção no que se refere aos autores, tipo de abordagem, parâmetros de textura analisados, parâmetros biofísico da vegetação analisados e principais resultados.

Tabela 3.2 – Textura de Imagem e o Estudo de Sensoriamento Remoto Aplicado às Florestas: síntese dos estudos avaliados.

Autores	Abordagem	Parâmetros de Textura	Parâmetros Biofísico	Principais Resultados
Ramstein e Raffy (1989)	classificação de imagem	semi-variograma: alcance	-	- separaram com sucesso quatro classes em uma imagem Landsat
St-Onge e Cavayas (1995)	modelos estatísticos	semi-variograma: alcance e patamar	altura, densidade e tipo do dossel	- $R^2 \approx 0,9$ para imagens artificiais e valores menores não informados para imagens MEIS II.
Maciel et al. (2003)	modelos estatísticos	GLCM: média, variância, homogeneidade e segundo momento angular	densidade, área basal, biomassa, volume e diversidade de espécies	- modelos de mistura linear, SAVI e parâmetro de textura Média caracterizaram a área basal, biomassa e volume; - variância, homogeneidade e segundo momento angular, não evidenciaram nenhuma relação com as variáveis biométricas.
Kuplich <i>et al.</i> (2005)	modelos estatísticos	GLCM e semi-variograma	biomassa	- R^2 aumentou de 0,74 para 0,82 com a adição da feição de textura Contraste aos dados espectrais da imagem.
Johansen e Phinn (2006b)	classificação de imagem e modelos estatísticos	GLCM: contraste, dissimilaridade, entropia, homogeneidade e variância	cobertura do dossel, índice de área foliar e espécie	- classificação não-supervisionada ISODATA: sucesso geral de 55,0% para a classificação das espécies: todas as feições de textura; - baixa correlação entre os dados de campo e os dados extraídos da imagem ($R^2=0.28$).
Kayitakire <i>et al.</i> (2006)	modelos estatísticos	GLCM: variância, contraste e correlação	idade, altura, CAP, densidade e área basal	- R^2 variaram de 0,76 a 0,82: altura, CAP, densidade e idade; - Correlações fracas nos modelos de área basal;

Autores	Abordagem	Parâmetros de Textura	Parâmetros Biofísico	Principais Resultados
Hall e Skakun (2007)	modelos estatísticos	GLCM: Variância	altura, abertura do dossel, volume e biomassa	<p>- R^2 entre 0,5 e 0,62 para todos os parâmetros das espécies decíduas, com exceção da abertura do dossel;</p> <p>- O grupo da floresta heterogênea teve o seu melhor resultado $R^2=0,62$ para o parâmetro biomassa.</p>
Johansen <i>et al.</i> (2007)	classificação de imagem	GLCM: variância, homogeneidade, constância, dissimilaridade e entropia. dissimilaridade	estágios de sucessão da vegetação	<p>- incremento de até 20% no resultado final da classificação quando comparada com a realizada sem as feições de textura.</p>
Sette (2009)	classificação de imagem e modelos estatísticos	Contraste, Entropia, Correlação, Diferença do Momento Inverso, Segundo Momento Angular e Energia	DAP, altura, volume, densidade e estágio de sucessão da vegetação.	<p>- R^2 variando entre 0,84 e 0,95 para altura, DAP e volume;</p> <p>- incremento de mais de 50% no processo de classificação, passando de 60,5% para 91% quando comparados os resultados obtidos a partir da classificação que utilizou somente as bandas visíveis e quando utilizada as bandas de textura.</p>

Fonte: autores citados.

3.4 Mapeamento da Vegetação Ribeirinha Através de Sensoriamento Remoto

A importância ecológica da vegetação ribeirinha foi apontada na seção 2.3. O inventário deste ambiente possui um papel chave e essencial para as políticas que tenham como o objetivo a manutenção e conservação deste ecossistema. Contudo, o trabalho de levantamentos de dados em regiões ribeirinhas não é uma tarefa fácil devido à sua extensão territorial e variação ecológica. Trabalhos de campo, além de dispendiosos, mostram-se inviáveis em análises de monitoramento ao longo do tempo.

Por outro lado, vários estudos demonstraram que dados de sensoriamento remoto, provenientes de satélites orbitais e técnicas de processamento digital de imagens, podem ser utilizados na delimitação e caracterização das zonas ribeirinhas. De acordo com Asrar (1989), a aplicação de sensoriamento remoto para estudos ribeirinhos está concentrada em duas categorias. A primeira refere-se à extração de parâmetros biofísicos da vegetação e a segunda vertente concentra-se na delimitação e separação da zona ribeirinha em relação às áreas não ribeirinhas.

Estudos utilizando Landsat-5 TM mostram a capacidade de se estimar a quantidade de vegetação ribeirinha, em diversas regiões do globo (Coleman *et al.*, 1992). Carvalho *et al.* (2005) utilizaram imagens provenientes dos satélites Landsat-5 TM e Landsat-7 ETM+ para mapear o estado de conservação das APPs de curso d'água ao longo dos rio da bacia do rio São Francisco no trecho do estado de Minas Gerais. O estudo quantificou a área de APP por município e a porcentagem de uso indevido realizado nesta região. Em outro estudo Carvalho *et al.* (2006) utilizaram imagens Landsat-5 TM e Landsat-7 ETM+ de três períodos diferentes do ano (primavera, verão e inverno) para mapear a flora nativa do estado de Minas Gerais. Uma das classes mapeadas na classificação foi o ambiente de vereda. Neste estudo, utilizou-se a classificação supervisionada e um algoritmo de árvore de decisão. O resultado quantitativo do sucesso da classificação não foi demonstrado.

Baker *et al.* (2006) utilizaram imagens do satélite Landsat-7 ETM+ provenientes de dois períodos diferentes do ano e uma árvore de decisão para mapear as áreas de terras úmidas e vegetação ribeirinha do vale do Gallantin (Montana/EUA). Os resultados apontam para uma precisão de classificação de 40,0% para as classes de terras úmidas e vegetação ribeirinha. Um estudo utilizando imagens Landsat-5 TM e interpretação de fotografias, para o mapeamento da mata ciliar do rio Yaquina - Oregon/EUA, mostrou

uma taxa de sucesso de apenas 30,0% entre as imagens de satélite e interpretação de fotografias (Congalton *et al.*, 2002). Os autores ponderam que o baixo sucesso deste estudo deve-se ao fato da extensão transversal da vegetação ribeirinha, que em muitos casos é inferior à resolução de imagens de média resolução.

De acordo com Johansen e Phinn (2006a) as imagens com resolução espacial média (Landsat-TM e ETM+) são deficientes para o mapeamento de ambientes estreitos (<30m). Uma alternativa para isto é a utilização de produtos de alta resolução (Ikonos e Quickbird) que cada vez mais se tornam acessíveis. Contudo, os mesmos autores demonstram a dificuldade de se classificar, de forma automática e semi-automática, estas imagens, devido à confusão interclasse ocasionada pela variação espectral de um objeto em imagens de alta resolução.

Estudos realizados por Davis *et al.* (2002) e Johansen e Phinn (2006a) mostraram um ganho significativo de precisão na classificação das zonas ribeirinhas ao usar os parâmetros de textura no processo. O estudo de Davis *et al.* (2002) analisou fotografias aéreas de alta resolução (resolução entre 11 e 100 cm). A acurácia da classificação foi de 75,0% para as áreas ribeirinhas utilizando o algoritmo da máxima verossimilhança e feições de textura da imagem.

Dillabaugh e King (2008) utilizaram imagens de alta resolução para mapear a vegetação ribeirinha próxima à cidade de Ottawa/Canadá. Neste mesmo estudo os autores utilizaram dados de campo, dados espectrais e de textura para elaborar um modelo de biomassa para a região. Os resultados apontam para um sucesso geral de classificação entre 61 e 88,0% e um modelo de biomassa com $R^2=0,61$.

Alencar-Silva e Maillard (2009) compararam dois métodos distintos de segmentação em áreas de veredas em uma imagem IKONOS: (i) a classificação pelo método clássico baseada no *pixel*, utilizando o algoritmo K-means e (ii) a segmentação baseada nos Campos Aleatórios de Markov (através do *software* MAGIC). O MAGIC apresentou os melhores resultados quando comparado com a segmentação tradicional e foi eficaz na diminuição significativa do efeito “sal e pimenta” comum nas classificações de imagens de alta resolução. Na mesma linha de estudo, (Johansen *et al.*, 2011) utilizaram imagens LIDAR para mapear zonas ribeirinhas e leitos de rios na bacia de Werribee na Austrália. Para isto, os autores utilizaram o classificador orientado ao objeto eCognition, associado a segmentação de multiresolução e um conjunto de regras desenvolvidas. Os resultados apontam para um alto valor de correlação quando comparado os dados obtidos na classificação e os dados de validação obtidos em campo: $R^2=0,93$ e $R^2=0,74$, respectivamente para a classificação dos leitos dos rios e zonas ribeirinhas.

Alencar-Silva e Maillard (2010) utilizaram uma cena IKONOS, fusionada, para determinar os parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha em um trecho do Rio

Pandeiros localizado no norte de Minas Gerais. A metodologia utilizada pelos autores foi dividida em duas etapas: (i) segmentação e classificação não-supervisionada da imagem e (ii) análise de regressão estatística para a elaboração de modelos biofísicos. A classificação não-supervisionada foi realizada através do programa MAGIC em zonas ribeirinhas fixas de 50m, e atingiu o sucesso geral de 85%, quando comparada com dados de validação provenientes de interpretação visual. Os melhores modelos obtidos foram para os parâmetros florestais área basal e volume, com coeficientes de determinação respectivos de $R^2=0,61$ e $R^2=0,66$. Os autores apontaram a necessidade de se utilizar dados não fusionados além de índices de vegetação para o incremento dos modelos.

Johansen *et al.* (2008) avaliaram indicadores de condições ambientais de áreas ribeirinhas, em região savânica na Austrália, através da classificação orientada ao objeto e regressões estatísticas. Neste estudo, foram utilizadas duas cenas Quickbird e dados de transectos obtidos em campo. Os indicadores ambientais avaliados foram: porcentagem da cobertura da área foliar, quantidade de serrapilheira, continuidade das copas das árvores, estabilidade dos bancos fluviais, danos ocasionados pela inundação do rio e largura da zona ribeirinha. As imagens foram classificadas utilizando os seguintes dados espectrais e de textura da imagem: (i) bandas azul, verde, vermelha e infravermelho próximo; (ii) índices de vegetação de razão simples, NDVI e SAVI; (iii) componentes principais 1 e 2 e (iii) feição de textura homogeneidade obtida através de uma janela 11x11 da GLCM. Os resultados obtidos pelos autores foram de $R^2= 0,59; 0,70; 0,78$ e $0,81$ respectivamente para avaliação da serrapilheira, estabilidade dos bancos fluviais, porcentagem de cobertura do dossel e danos ocasionados pela inundação. Os autores obtiveram sucesso geral de 90% na classificação supervisionada para a determinação da largura da zona ribeirinha.

CAPÍTULO 4

A ÁREA DE ESTUDO E OS SÍTIOS DE ANÁLISE

Os diversos elementos bióticos e abióticos que constituem as características de um ecossistema estão interligados, formando um sistema único que possui inter-relações entre seus elementos e intra-relações com sistemas vizinhos (Christofolletti, 1999). Definir um sistema isolado não é uma tarefa fácil, devido à complexidade de relações entre os diversos elementos constituintes, sendo a adoção da unidade bacia hidrográfica uma alternativa (Brooks *et al.*, 2003). A adoção da bacia hidrográfica como unidade de análise possui vantagens e desvantagens (Lanna, 1995). A vantagem é que a rede de drenagem de uma bacia consiste em um dos caminhos preferenciais de boa parte das relações causa-efeito, de forma particular, aquelas que envolvem o meio hídrico. A desvantagem diz respeito aos limites políticos. O limite político em muitos casos não coincide com os limites de uma bacia o que acaba por dificultar a gestão deste sistema.

Nesta pesquisa são consideradas duas unidades espaciais: a bacia do Rio Pandeiros e os sítios de análise. Estas duas unidades são adotadas, pois os sítios de análises apresentam características heterogêneas entre si resultado das interações dos diversos elementos físicos, bióticos que ocorrem ao longo da bacia.

A área de estudo considerada nesta pesquisa é toda a bacia do Rio Pandeiros, a qual é adotada como unidade de interpretação regional dos fatores físicos que influenciam de certo modo na distribuição e nas características da vegetação ribeirinha em cada um dos sítios de análise. Por sua vez, os sítios de análise correspondem aos locais onde são efetuados os levantamentos da estrutura da vegetação ribeirinha. Os dados destes levantamentos, em escala local, são utilizados em conjunto com os dados orbitais para o desenvolvimento da metodologia proposta nesta pesquisa.

A área de estudo e os sítios de análise são descritos neste capítulo sob a ótica dos seus aspectos físicos e ambientais. A primeira parte do capítulo trata da descrição da área de estudo quanto a sua localização, abrangência, aspectos físicos gerais, aspectos físicos integrados, uso e ocupação do solo e importância ambiental. Na segunda parte do capítulo, os sítios de análise são apresentados e localizados, bem como descritos os elementos da paisagem que compõem o seu entorno.

4.1 Descrição da Área de Estudo

4.1.1 Localização, Abrangência e Aspectos Gerais da Área de Estudo

Antes de descrever os principais aspectos da bacia do Rio Pandeiros, é importante ressaltar que nos documentos cartográficos oficiais a toponímia dada ao curso d'água principal da bacia é Ribeirão Pandeiros. Contudo, neste estudo é adotada a denominação usual de Rio Pandeiros. Para os demais cursos d'água da bacia adotou-se a toponímia oficial contida nas cartas topográficas do IBGE.

O Rio Pandeiros é um afluente da margem esquerda do médio curso do Rio São Francisco (terceira maior bacia hidrográfica do país) e está localizado na região norte do estado de Minas Gerais (Figura 4.1). O Rio Pandeiros não possui uma única nascente, ele é formado a partir da junção do Córrego Suçuarana e o Córrego Vitória. Seus principais afluentes na margem direita são o Ribeirão São Pedro e o Córrego Pindaibal. Os principais tributários da margem esquerda são o Córrego Carrapicho, o Córrego São Domingos, o Córrego Catolé, o Córrego Borrachudo e o Córrego Macaúbas.

A bacia do Rio Pandeiros drena uma área de 3.921,00 km² em três municípios: (i) Januária – distritos de Várzea Bonita, Pandeiros, Tejuco, São Joaquim e Brejo do Amparo; (ii) Bonito de Minas – distrito sede e (iii) Cônego Marinho – distrito sede. A distribuição da área da bacia em relação aos municípios e aos seus respectivos distritos pode ser observada na Tabela 4.1:

Tabela 4.1: Distribuição de áreas da bacia do Rio Pandeiros por municípios e distritos

Município	Distrito	Área da bacia (km ²)	Área da bacia (%)
Januária	Várzea Bonita	1.101,00	28,08
	Pandeiros	325,40	8,30
	Tejuco	321,34	8,20
	São Joaquim	262,26	6,68
	Brejo do Amparo	64,68	1,65
Sub-total		2.074,68	52,91
Bonito de Minas	Sede	1.596,22	40,71
	Sub-total	1.596,22	40,71
Cônego Marinho	Sede	250,10	6,38
	Sub-total	250,10	6,38
Total		3.921,00	100,00

Fonte: Adaptado de IGA (2006).

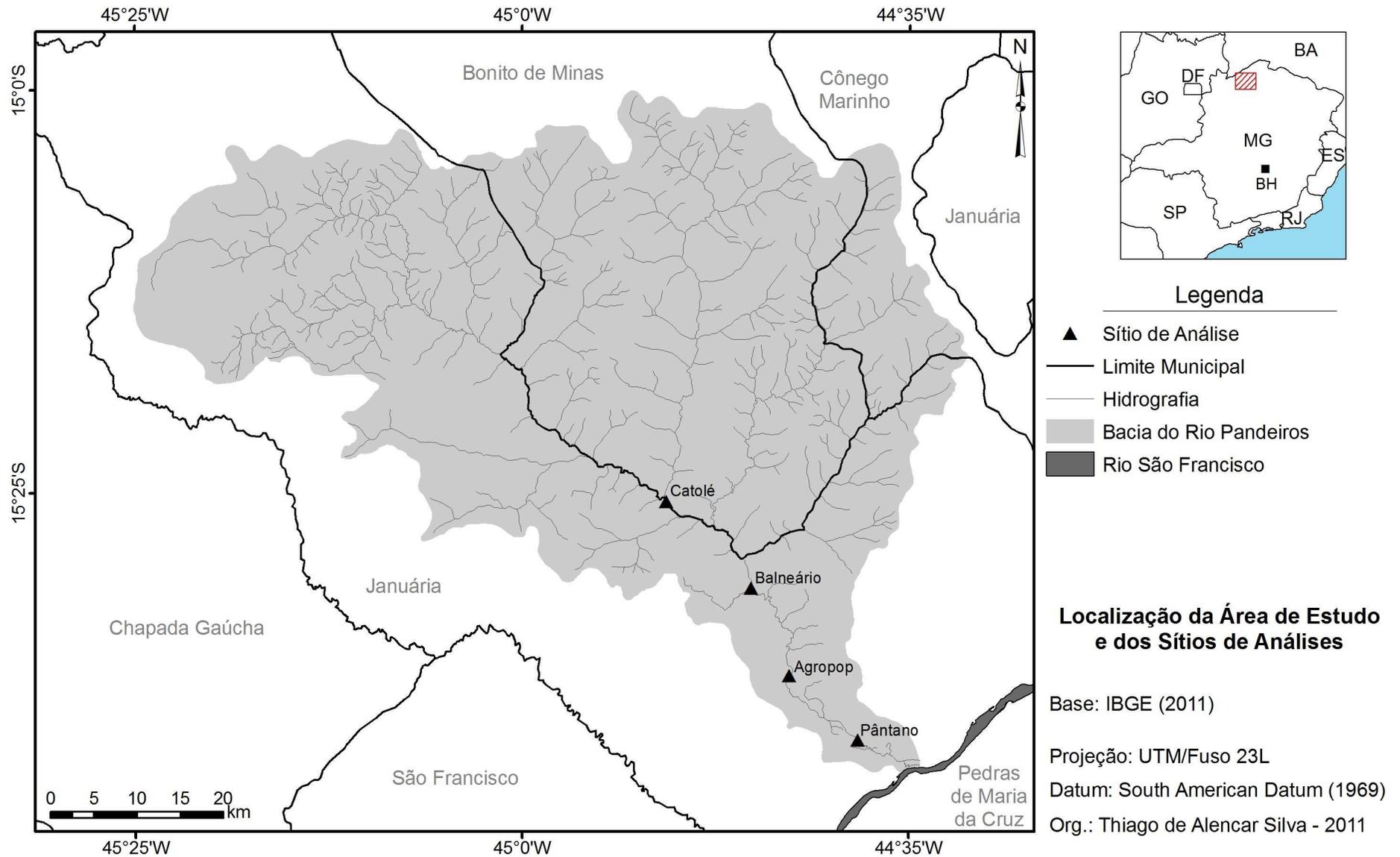


Figura 4.1: Localização da bacia do rio Pandeiros e dos sítios de análises. Fonte : IGA (2006).

A altitude da bacia varia entre 480 a 840 metros, sendo a maior parte constituída por uma topografia plana (Figura 4.2). A declividade também é baixa com variação de 0 a 10° em mais de 80% da bacia. Apenas nas áreas de es carpas da região do chapadão central e de afloramentos isolados de calcário é possível encontrar declividades de até 40°.

A rede de drenagem que constitui a bacia é formada em sua maioria por córregos e veredas de primeira, segunda e terceira ordem hierárquica (Strahler, 1957). Este tipo de drenagem é intermitente, secando nos períodos de déficit hídrico, devido à cobertura pedológica arenosa e ao clima semi-árido. O Rio Pandeiros é classificado como uma drenagem perene de quinta ordem. Além dele, apenas quatro afluentes da margem esquerda (Córrego São Domingos, Córrego Catolé, Córrego Borrachudo e Córrego Macaúba) são considerados perenes.

A rede de drenagem da bacia abastece o maior pântano mineiro localizado no estuário do Rio Pandeiros. O pântano possui uma área inundada de 3.000 a 5.000 ha, dependendo da estação do ano e é responsável por 70% da reprodução dos peixes do médio curso do São Francisco em período de piracema (Nunes *et al.*, 2009). A região de pântano é também um refúgio para várias espécies de aves e mamíferos (Biodiversitas, 2005). O pântano possui grande importância ecológica regional, pois se encontra em uma área de baixa disponibilidade hídrica cercada por vegetação de cerrado, promovendo a reciclagem de nutrientes, fixação de carbono e recarga do aquífero (Barbosa, 2010).

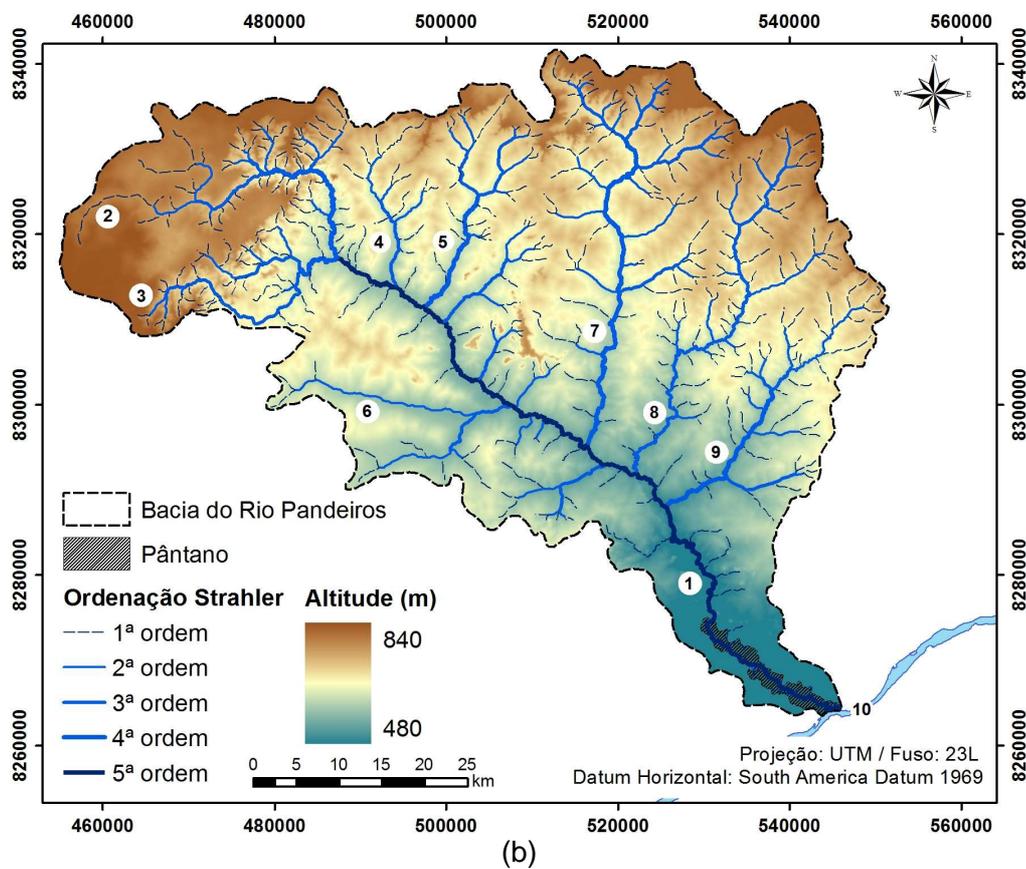
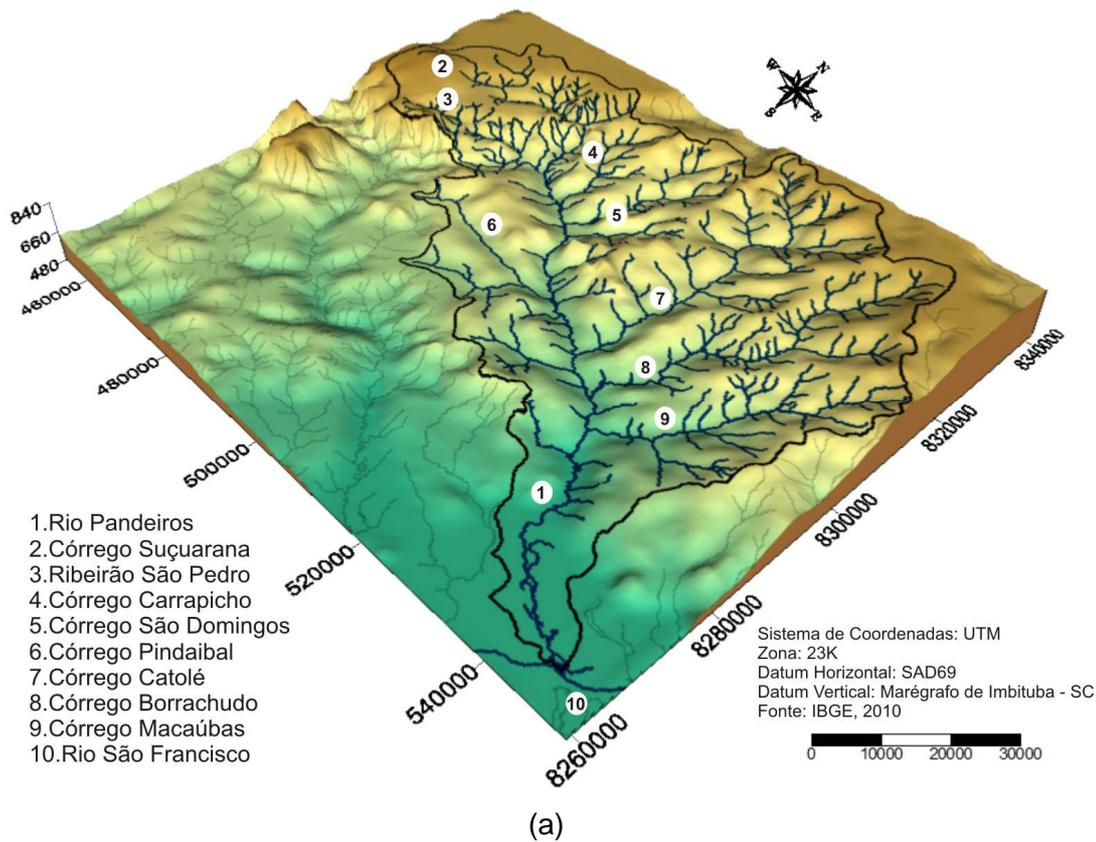


Figura 4.2: Hipsometria da bacia do Rio Pandeiros. (a) modelo hipsométrico em três dimensões; (b) mapa da ordenação de Strahler (1957).

Quanto aos aspectos fitofisionômicos, a bacia do Rio Pandeiros localiza-se no bioma Cerrado, contudo em uma faixa de transição (ecótono), com o limite sul do bioma Caatinga (Figura 4.3). Por este motivo, é possível encontrar algumas espécies vegetais deste último na área da bacia. O cerrado é a formação vegetal brasileira também conhecida como savana. Este bioma é considerado como uma das áreas críticas para a conservação da biodiversidade do planeta (Biodiversitas, 2005).

O bioma Cerrado localiza-se quase que em toda sua totalidade no planalto central do Brasil. O Cerrado possuía 200 milhões de hectares no Brasil se considerado as áreas disjuntas (Rizzini, 1997). Desta forma, já ocupou um quinto do território brasileiro, no entanto, este bioma foi reduzido a menos da sua metade original, devido principalmente as atividades agropecuárias (Henriques, 2003).

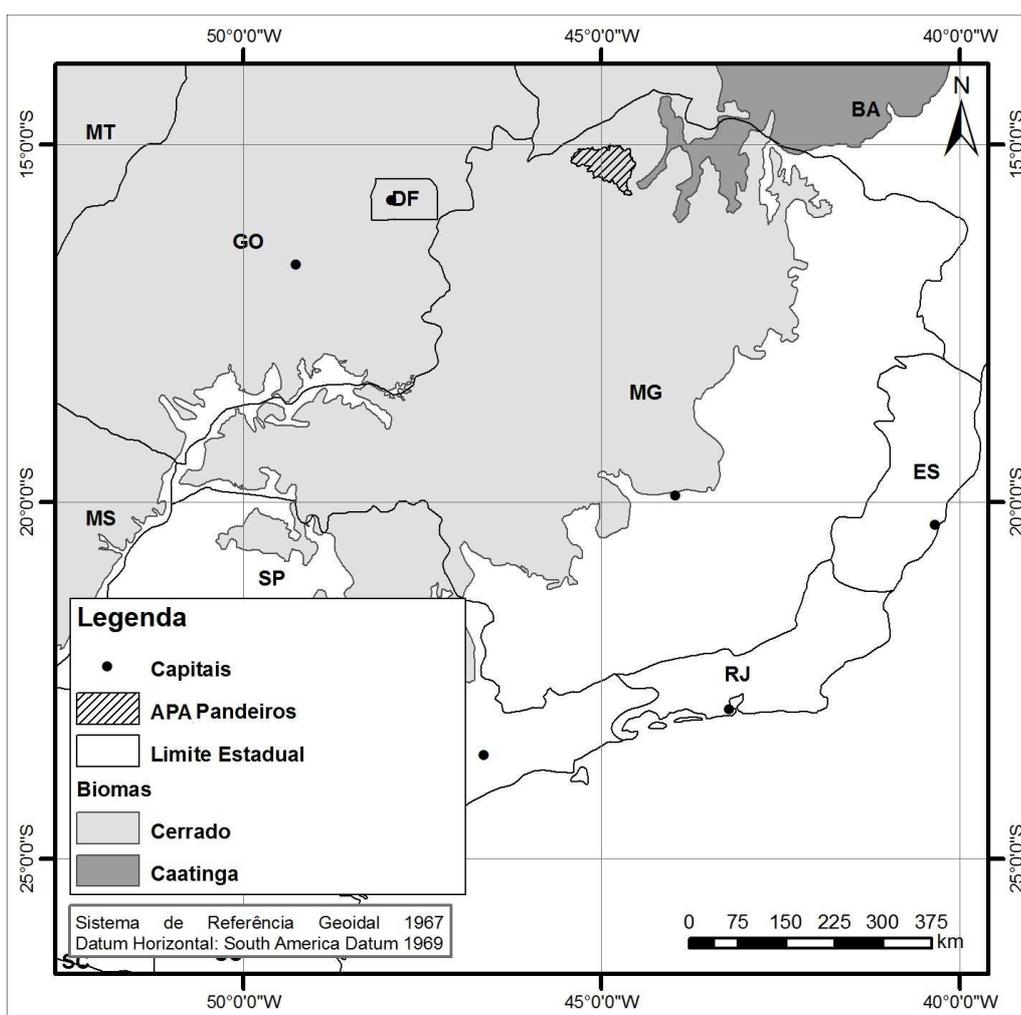


Figura 4.3: Biomas na área de estudo. Região de transição entre o bioma Cerrado e o bioma Caatinga próxima à área de estudo. Fonte: Ministério do Meio Ambiente (2010)

A vegetação do bioma cerrado apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro e Walter, 1998) e possui sub-classificações que ainda não possuem unanimidade no meio científico. Ainda de acordo com os referidos autores, o cerrado compreende onze tipos de fitofisionomias que podem ser agrupadas em três grupos: (i) formações florestais, (ii) formações savânicas e (iii) formações campestres. Porém, os autores ressaltam que estes tipos vegetacionais podem conter subdivisões:

- Formações florestais: mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão;
- Formações savânicas: cerrado sentido restrito, parque de cerrado, palmeiral e vereda;
- Formações campestres: campo sujo, campo limpo e campo rupestre.

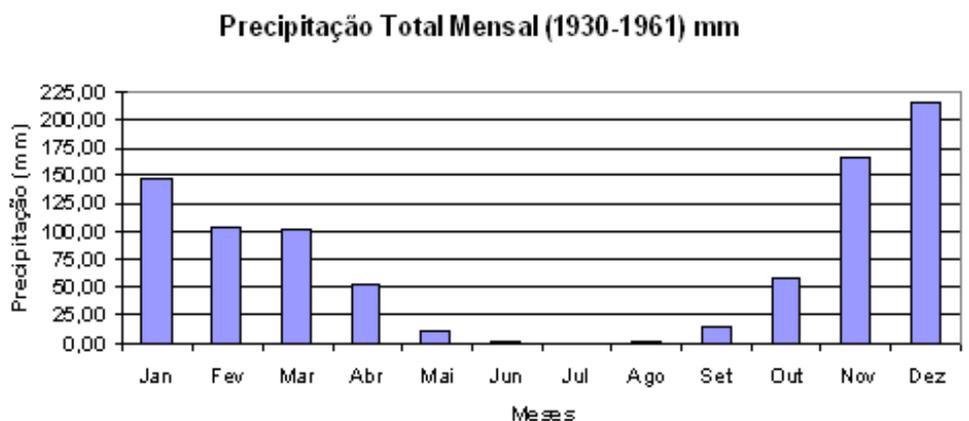
O tipo fisionômico dominante na bacia do Rio Pandeiros é o cerrado sentido restrito. A sua ocorrência está intimamente associada à vegetação ciliar deste rio (Nunes *et al.*, 2009). As principais espécies de cerrado encontradas próximas às margens do Rio Pandeiros são: *Xylopia aromática* (Lam.) Mart. - Pimenta-de-Macaco; *Curatella americana* L. - Lixeira, *Eugenia dysenterica* DC. - Cagaita e *Magonia pubescens* A.St.-Hil. – Tingui (Rodrigues *et al.*, 2009).

As florestas decíduais ou mata seca são outro tipo fisionômico encontrado na bacia. A mata seca possui como principal característica a perda de pelo menos 50% das folhas na estação seca do ano (Murphy e Lugo, 1986). As espécies de mata seca que são encontradas com frequência na bacia do Rio Pandeiros são: *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan – Angico; *Astronium fraxinifolium* Schott ex Spreng. - Gonçalves-Alves; *Dilodendron bipinnatum* Radklk. – Mamominha e *Myracrodruon urundeuva* Allemão – Aroeira (Nunes *et al.*, 2009).

A vereda é outro importante tipo fisionômico encontrado na bacia do Rio Pandeiros em regiões de maior concentração de umidade no solo. De acordo com Melo (2009), este ambiente é também identificado como cabeceiras ou nascentes de rios e é caracterizado pela presença da palmeira arbórea Buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.), em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivos ou herbáceos (Ribeiro e Walter, 1998).

Quanto aos aspectos climáticos a bacia do Rio Pandeiros localiza-se no polígono das secas em um clima semiárido (Nimer e Brandão, 1989). O clima é considerado do tipo BWh (quente com chuvas concentradas no verão) de acordo com a classificação de Köppen. As temperaturas médias anuais variam em torno de 24°C, com uma amplitude anual de 16°C a 34°C. A sazonalidade climática é bem definida, com a existência de um

período úmido entre os meses de outubro a março e um período seco que se estende de abril a setembro. A Figura 4.4 mostra os gráficos com base nas normais climatológicas disponíveis para o município de Januária entre os anos de 1931-1960 (Ministério da Agricultura, 1969).



(a)

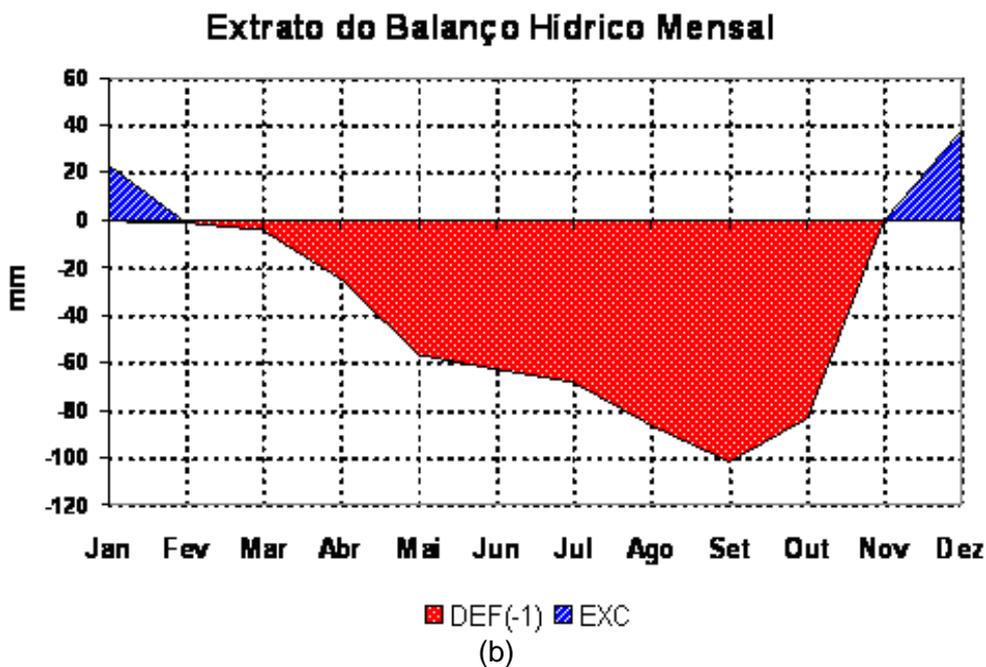


Figura 4.4: Gráficos obtidos através das normais climatológicas: (a) total de precipitação mensal e (b) extrato do balanço hídrico mensal. Fonte: Pires-Luiz (2010).

Ao analisar os gráficos percebe-se que o pico de precipitação ocorre em dezembro superando 200mm de chuva, por outro lado, quase não há eventos de

precipitação nos meses de junho, julho e agosto. É possível observar no balanço hídrico um período de oito meses de déficit hídrico entre o início de fevereiro e o final de outubro.

A disponibilidade hídrica na região possui relação direta com os períodos de déficit hídrico e com as características pedológicas da região. Os solos arenosos facilitam a infiltração da água diminuindo o escoamento superficial. Em algumas épocas do ano só é possível encontrar água nas regiões de veredas, o que aumenta a pressão sobre este ambiente. As veredas desempenham um papel de verdadeiras “caixa d’águas” da bacia, abastecendo o pântano em períodos de seca. A vereda possui grande importância não apenas para a manutenção da fauna e flora da região como também para o abastecimento e desenvolvimento das atividades humanas.

4.1.2 Análise Integrada dos Aspectos Físicos da Área de Estudo

Para a análise integrada dos aspectos físicos da área de estudo são adotadas as unidades da paisagem desenvolvidas pelo IGA (2006). Estas unidades são resultado de uma pesquisa desenvolvida pelo IGA, que teve como objetivo, realizar a demarcação e um pré-zoneamento ecológico da APA do Rio Pandeiros na escala 1:100.000.

A metodologia adotada consiste na integração e estabelecimento de correlações entre as variáveis ambientais (IGA, 2006). Entre as variáveis consideradas no referido estudo estão: o clima, a geologia, o relevo, o solo (consideradas variáveis ambientais), além da vegetação nativa, fauna e atividades antrópicas (variáveis bióticas).

A síntese das correlações entre as variáveis ambientais possibilitou a criação de seis unidades da paisagem, sendo elas ordenadas no sentido montante-jusante (Figuras 4.5 e 4.6): (i) superfícies tabulares ou chapadas; (ii) vertentes ravinadas; (iii) veredas; (iv) superfícies onduladas; (v) superfícies onduladas com afloramentos residuais de calcário e (vi) planície fluvial ou pântano.

As superfícies tabulares ou chapadas estão localizadas nas áreas mais elevadas da bacia, em regiões de topografia plana e baixa declividade. Constituem em grandes áreas de recarga do aquífero. O embasamento geológico é a formação Urucua que é constituído por arenitos finos a médios com algum nível conglomerático (Brasil, 1982). Esta estrutura geológica em conjunto com a baixa declividade favorece a formação de solos profundos do tipo Latossolos com altos índices de acidez e baixos índices de fertilidade. A vegetação característica desta unidade é o cerrado sentido restrito, salvo em regiões de cabeceiras de cursos d’água onde se desenvolvem veredas de nascentes (Melo, 2009).

As vertentes ravinadas localizam entre as superfícies tabulares e as superfícies onduladas. Esta unidade apresenta as maiores declividades em toda a bacia, com solos poucos profundos do tipo Cambissolo e Neossolo Litólico (IGA, 2006). As vertentes ravinadas abrigam a maioria dos cursos d'água intermitente de ordem hierárquica 1 e 2 da bacia. A vegetação característica é o cerrado sentido restrito, o qual se apresenta conservado devido à dificuldade de acesso a estas áreas.

As veredas aparecem em áreas de afloramento do lençol freático. Na bacia estas áreas de exsudação do lençol são favorecidas em regiões onde o grupo Bambuí (formação de calcário com dolomita) encontra-se bem próximo da superfície sob uma camada não muito espessa de arenitos da formação Urucuia. Devido à grande disponibilidade de água neste ecossistema formam-se solos hidromórficos onde se instala uma vegetação hidrófila adaptada a este ambiente, com destaque para a palmeira arbórea Buriti.

A unidade de superfícies onduladas constitui a maior unidade da bacia. Possui um relevo dissecado levemente ondulado com declividades suaves, o que favorece a recarga dos aquíferos (IGA, 2006). Apresenta solos profundos, resultado de uma associação entre os Latossolos Vermelho-Amarelo e os Neossolos Quartzarênicos. Nesta unidade aparecem vários tipos de vegetação que variam desde o cerrado sentido restrito às formações semi-decíduais, além de vegetação ribeirinha ao longo dos cursos hídricos.

As superfícies onduladas com afloramentos residuais de calcário possuem as mesmas características gerais da unidade anterior. A diferença é a presença de afloramentos cársticos provenientes do grupo Bambuí em vários pontos desta unidade. Nestes afloramentos é possível verificar uma vegetação estacional decidual.

A última unidade é a planície fluvial ou pântano do rio Pandeiros. O pântano é formado por áreas planas de baixas altitudes que são alagadas de forma permanente ou em determinadas épocas do ano. Nesta unidade desenvolve solos do tipo Gleissolos. A vegetação do pântano é adaptada ao ambiente aquático e possui uma rica composição florística (IGA, 2006). As famílias mais abundantes de macrófitas aquáticas presentes na região são as Alismataceae, as Cyperaceae, as Nymphaeaceae e as Pontederiaceae (Barbosa, 2010).

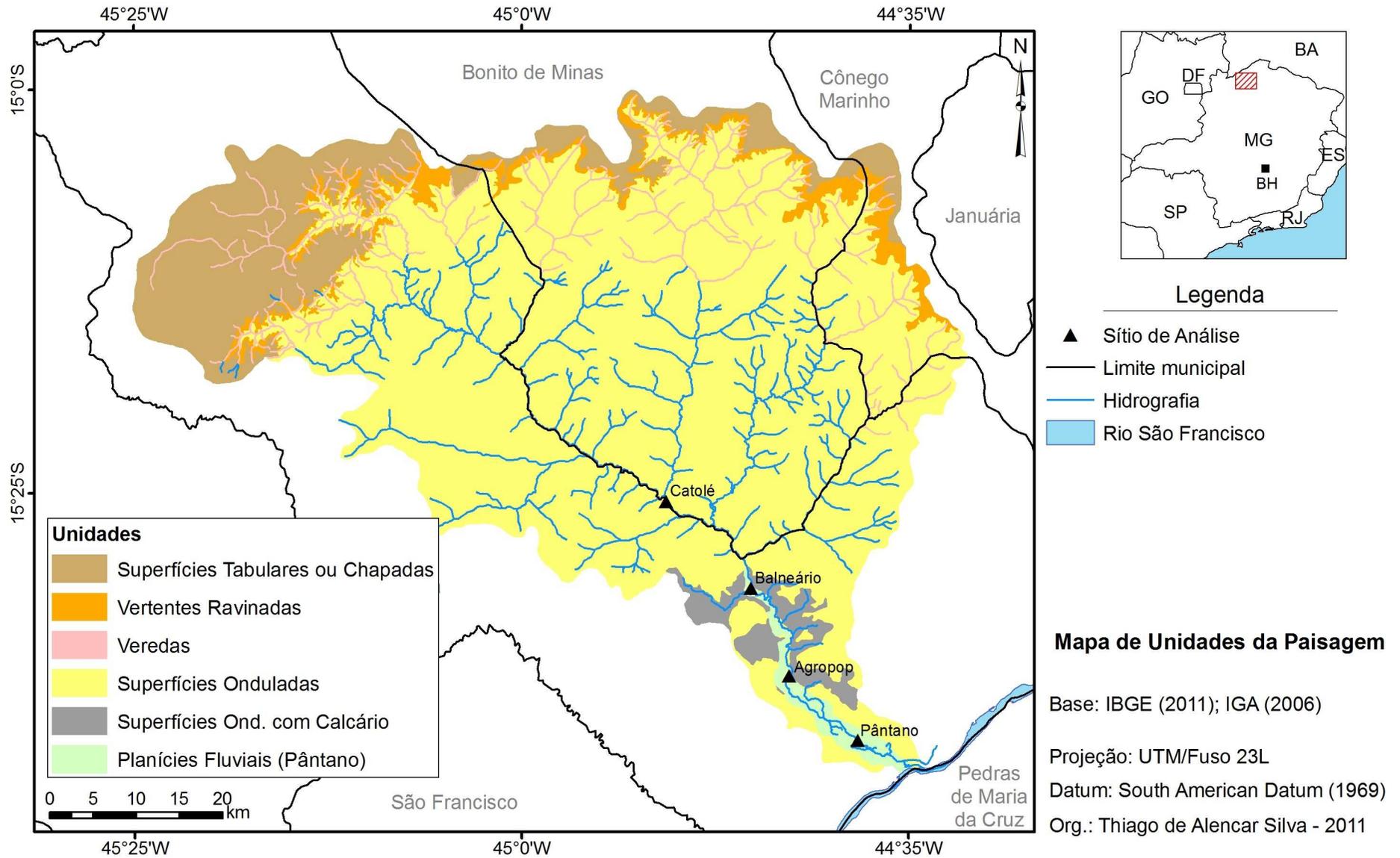


Figura 4.5: Mapa de unidades da paisagem da área de estudo. Fonte: Adaptado de IGA (2006).



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)



(i)



(j)



(k)



(l)

Figura 4.6: Unidades da paisagem da área de estudo. (a) e (b) superfícies tabulares ou chapadas; (c) e (d) vertentes ravinadas; (e) e (f) veredas; (g) e (h) superfícies onduladas; (i) e (j) superfícies ondulares com afloramento de calcário; (k) e (l) pântano. Fotos: Thiago de Alencar Silva (2008-2010).

4.1.3 Unidades de Conservação da Área de Estudo

Toda a bacia do Rio Pandeiros e o seu pântano foram transformados em unidades de conservação devido à diversidade ecológica da bacia e sua importância como berçário de peixes e rota de aves migradoras no médio curso do São Francisco. No Brasil a prática de se criar Unidades de Conservação (UCs) é, na teoria, a principal estratégia para minimizar a perda da biodiversidade e promover a manutenção dos ecossistemas (Nunes *et al.*, 2009). De acordo com o Sistema Brasileiro de Unidades de Conservação, as UCs dividem-se nas categorias de Proteção Integral e Uso Sustentável (Brasil, 2000).

O norte de Minas possui um mosaico de unidades de conservação que contabiliza uma área total de 813.800 km² (Figura 4.7). Estas UCs apresentam-se próximas uma das outras, ocorrendo inclusive áreas de sobreposições. Este mosaico forma um verdadeiro corredor ecológico permitindo um maior sucesso na manutenção destes diversos ecossistemas.

Neste contexto, a Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros (APA do Rio Pandeiros) foi criada a partir da lei estadual 11.901 de 01/09/1995 (Minas Gerais, 1995). A lei considera como APA, toda área de relevância ecológica localizada dentro da bacia do Rio Pandeiros. A lei não estabelece os limites da APA, mas os órgãos ambientais consideram como área de proteção toda a bacia do Rio Pandeiros. Ainda de acordo com a lei, a APA foi criada com a seguinte destinação (Minas Gerais, 1995):

“Art. 2º - A APA do rio Pandeiros destina-se a:

I - tornar efetiva a proteção do rio Pandeiros, em cumprimento ao que dispõe a Lei nº 10.629, de 17 de janeiro de 1992;

II - manter o equilíbrio ecológico e a diversidade biológica em ecossistemas aquáticos e terras úmidas adjacentes ao rio;

III – proteger as paisagens naturais de beleza cênica notável;

IV - preservar áreas de significativa importância para a reprodução e o desenvolvimento da ictiofauna;

V - “criar condições para favorecer a educação ambiental e a recreação em contato com a natureza”.

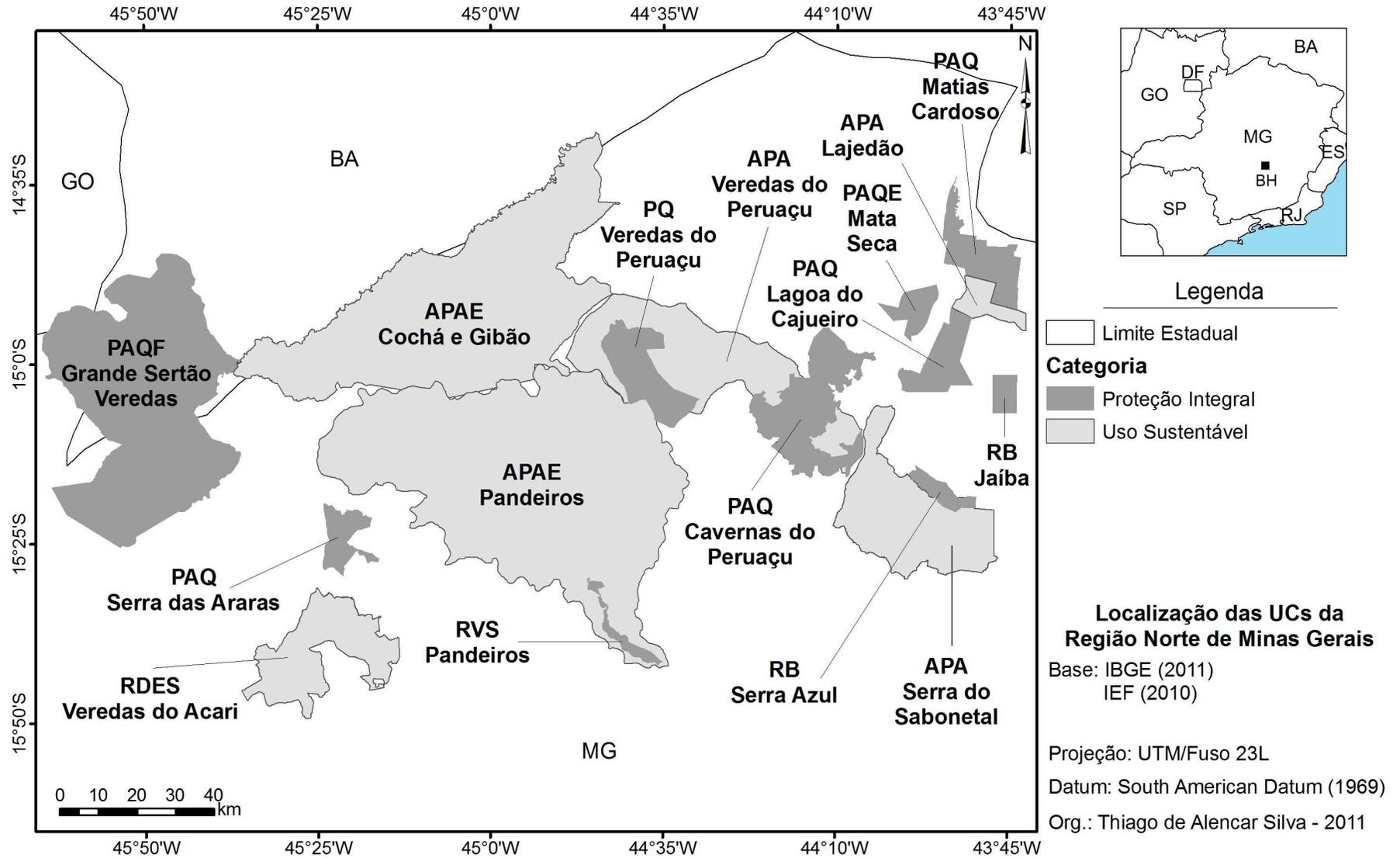


Figura 4.7: Localização do mosaico de unidades de conservação no norte de Minas Gerais. Fonte: IEF (2006).

O principal motivo da sua criação foi preservar a bacia do Rio Pandeiros que abastece o ecossistema do pântano e por conseqüência à reprodução de grande parte da ictiofauna do médio São Francisco. Contudo, a APA não é uma unidade totalmente restritiva, sendo um dos motivos da criação posterior da unidade de proteção integral Refúgio de Vida Silvestre do Pandeiros (RVS do Pandeiros). O RVS foi estabelecido através do decreto estadual 43.910 de 05/11/2004 (Minas Gerais, 2004). A principal justificativa para a criação do RVS foi:

“Art. 2º - O Refúgio da Vida Silvestre do Rio Pandeiros objetiva proteger e conservar a Ictiofauna da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, no Estado de Minas Gerais como um todo, e em especial na região considerada; a proteção do rio Pandeiros, de sua área alagável e lagoas marginais, bem como das espécies migradoras no trecho da bacia delimitado pelas barragens de Três Marias, no Estado de Minas Gerais e Sobradinho, no Estado da Bahia”.

É importante ressaltar que em seu artigo 3º a lei estabelece como área de preservação permanente (APP) toda a área de mata seca localizada dentro da bacia do Rio Pandeiros.

A RVS não prevê a desapropriação dos moradores, mesmo sendo uma unidade de conservação de proteção integral. Por este motivo, é possível encontrar várias comunidades e fazendas próximas às áreas alagadas do pântano.

Após o estabelecimento das duas unidades de conservação a exploração predatória dos recursos da bacia diminuiu, contudo não cessaram. Este fato pode ser constatado nos mapas de uso e ocupação do solo que serão apresentados na seção a seguir.

4.1.4 Uso e Ocupação do Solo da Área de Estudo

O estado atual de conservação da bacia do Rio Pandeiros está diretamente relacionado com a pressão exercida sobre seus recursos. As atividades humanas praticadas de forma predatória acabam por alterar a dinâmica sistêmica na bacia, as quais em muitos casos são irreversíveis.

Segundo dados do IEF (IEF, 2006) existem cerca de 8.500 moradores ribeirinhos que vivem na bacia do Rio Pandeiros. Esta população, na sua maioria de baixa renda, acaba por utilizar os recursos da bacia de forma desordenada e predatória. De acordo com Nunes *et al.* (2009) e Bethonico (2009), a maior parte da degradação ambiental da bacia do Pandeiros tem origem no aspecto social. Existe uma necessidade dos moradores locais em extrair lenha do cerrado para o carvoejamento e de transformar as áreas alagadas das veredas em lavouras, através dos freqüentes incêndios antrópicos e de sistemas de drenagem mal planejados (Nunes *et al.*, 2009).

As maiores degradações ambientais e sociais foram registradas entre as décadas de 1960 e 1980. Neste período os subsídios de empreendimentos na região eram feitos através do estado, por intermédio da Fundação Rural de Minas Gerais, a Ruralminas. Outra fonte de financiamento era feita diretamente a partir de bancos e organismos criados para o desenvolvimento da região, entre eles o Banco do Nordeste e a Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. Estes subsídios eram concedidos para o plantio de eucaliptos e para a drenagem da vereda, esta última, com intuito de se realizar algum tipo de plantio ou para a formação de pastagens. Além disto, estes projetos inseriram na cultura local, a prática de se extrair madeira nativa para a produção do carvão. Esta prática ainda é presente nas comunidades locais ocasionando a degradação do ecossistema, assim como conflitos locais com as agências regulamentadoras (Furtado, 2006a e 2006b).

Dois mapas de uso e ocupação do solo foram elaborados como forma de se entender a dinâmica espacial na região da bacia do Rio Pandeiros (Figuras 4.8 e 4.9). Os mapas são de duas épocas distintas: agosto de 1987 e agosto de 2009 e foram elaborados a partir de duas cenas Landsat-5 TM provenientes do acervo do INPE. Detalhes do processamento serão apresentados no capítulo de materiais e métodos.

As imagens foram adquiridas no período seco, onde ocorre um maior contraste entre os elementos da imagem. As datas foram escolhidas respeitando 4 condições: (i) disponibilidade no acervo do INPE; (ii) ausência de cobertura de nuvens; (iii) compatibilidade de datas no período seco e (iv) aquisição da primeira e última cena

disponíveis que atendesse a todos os critérios anteriores. A chave de classificação foi escolhida de forma criteriosa em conformidade com o conhecimento de campo. As classes de uso e ocupação do solo utilizadas nos dois mapas foram:

- água;
- mata seca;
- cerrado;
- vegetação hidrófila – áreas com alta concentração de umidade no solo, correspondem na bacia às regiões de veredas e ao pântano;
- plantio / cerrado em regeneração – optou-se por mesclar estas duas classes devido a semelhante resposta espectral entre estes dois alvos e pela falta de pontos de controle;
- afloramento rochoso;
- urbano – representada pela cidade de Bonito de Minas;
- solo exposto – composta por áreas de solo exposto e pequenos povoados.

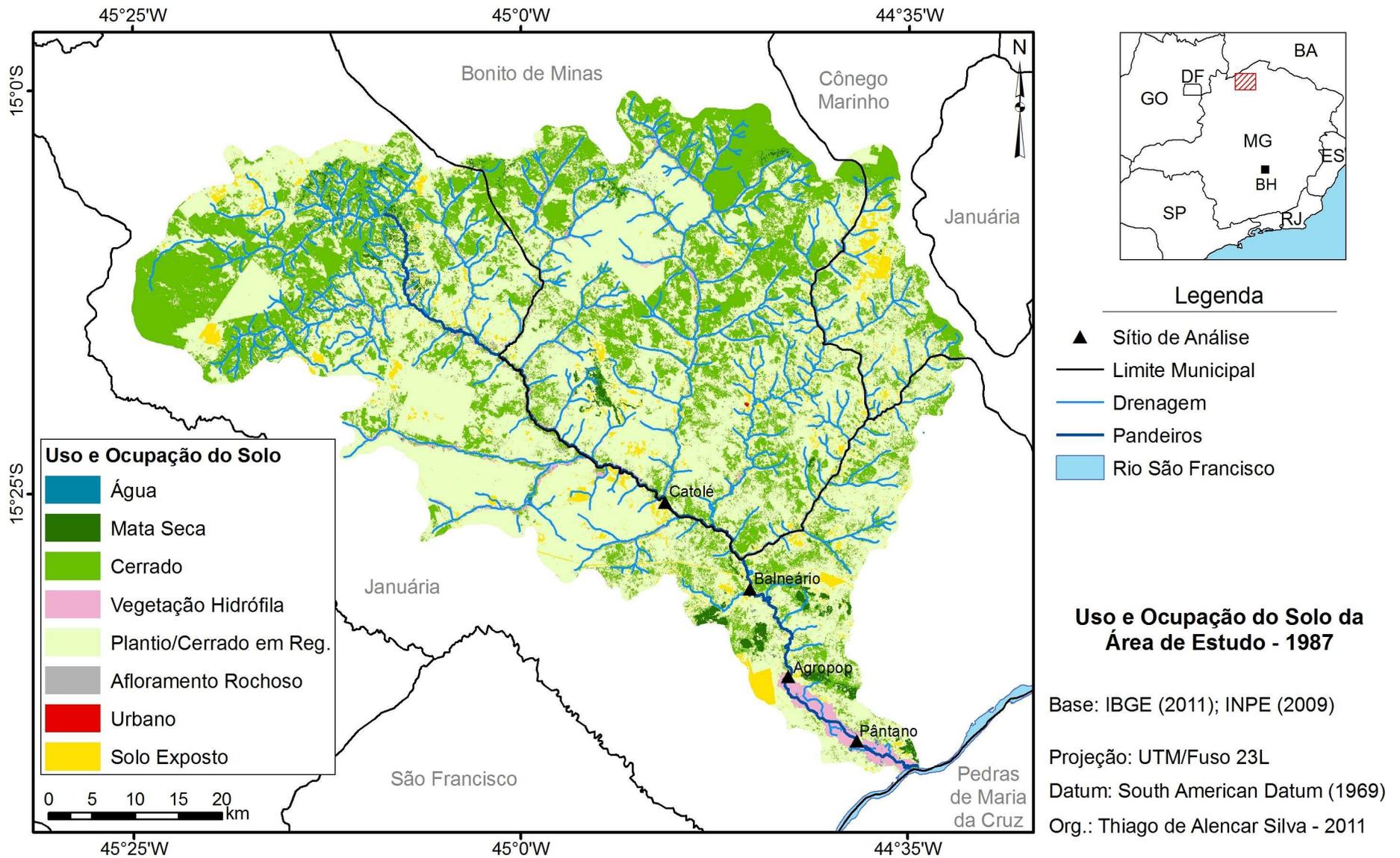


Figura 4.8: Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo para o ano de 1987.

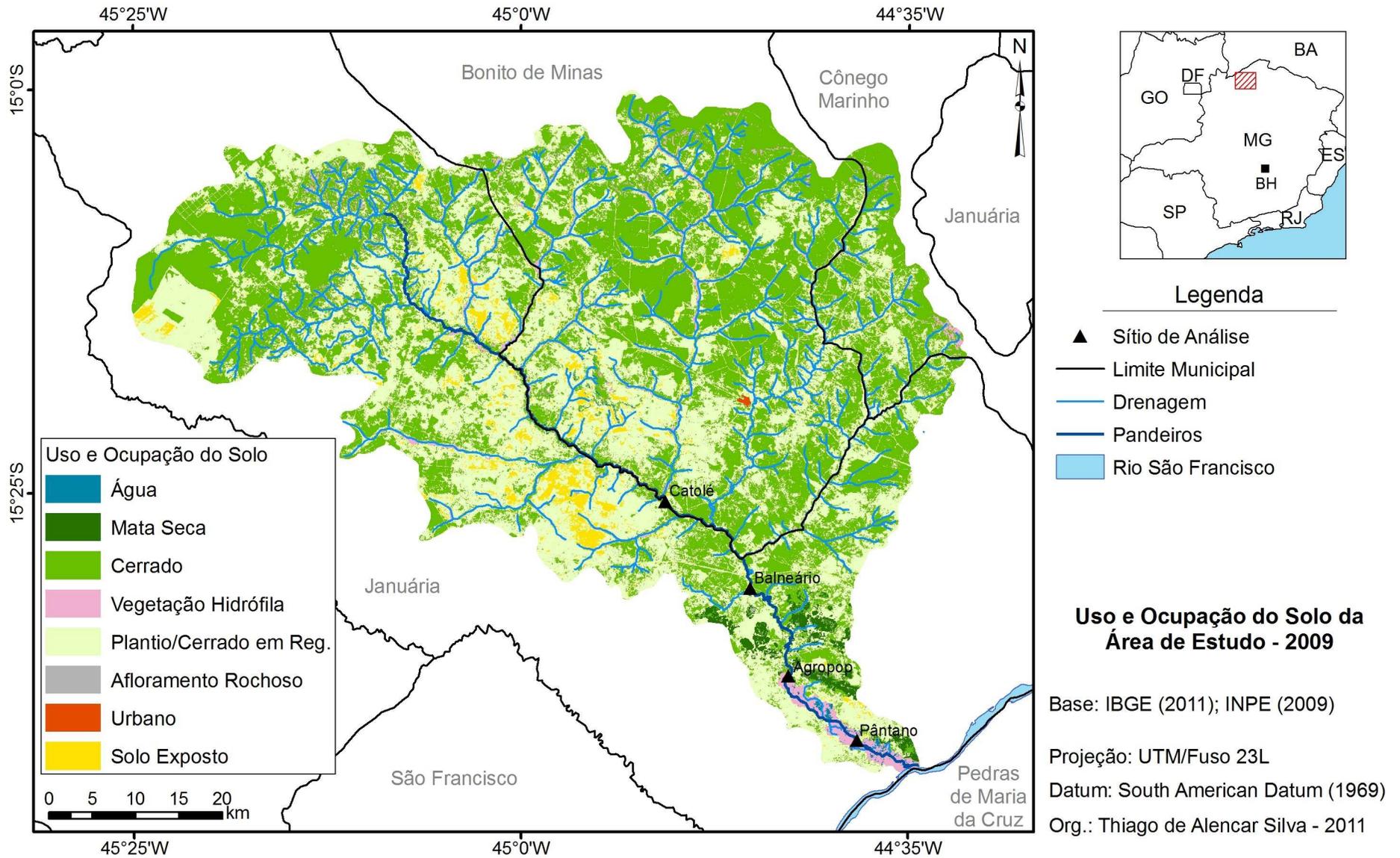


Figura 4.9: Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo para o ano de 2009.

A partir dos dois mapas foi calculado um quadro de áreas mostrando de forma comparativa a evolução do uso e ocupação do solo para a área de estudo no período analisado (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Comparativo do uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pandeiros (1987 e 2009).

Classe	Área (ha)		Total da bacia (%)		Perda/ Ganho
	1987	2009	1987	2009	
Água	1.152,00	1.100,00	0,29	0,28	↓
Mata Seca	5.214,00	4.217,00	1,33	1,08	↓
Cerrado	122.395,00	191.545,00	31,22	48,85	↑
Vegetação Hidrófila	11.840,00	12.058,00	3,02	3,08	↑
Plantio/Cerrado em Regeneração	239.433,00	170.986,00	61,06	43,61	↓
Afloramento Rochoso	226,00	429,00	0,06	0,14	↑
Urbano	19,00	325,00	< 0,00	0,03	↑
Solo Exposto	11.821,00	11.440,00	3,01	2,93	↓
Total	392.100,00		100,00		

Fonte: Classificação de imagem Landsat-5 TM.

O quadro e os mapas demonstram que ocorreu uma melhoria nos aspectos ambientais entre os anos de 1987 e 2009 para as classes *cerrado* e *vegetação hidrófila*. Esta situação é resultado de dois fatores: (i) em 1987 era o auge dos projetos de plantio financiados pelo estado. Tais projetos não continuaram nos anos subsequentes. (ii) a criação de unidades de conservação na região inibiu a exploração dos recursos em larga escala, possibilitando a regeneração dos mesmos nestes 22 anos.

Se por um lado houve melhorias nos aspectos ambientais dos elementos citados, por outro é possível verificar na Tabela 4.2 que a área total de mata seca, estabelecida sobre os afloramentos de calcário, diminuiu de 1,33% para 1,08%. Neste mesmo período houve um crescimento da classe *afloramento rochoso*, que aumentou de 0,06% para 0,14%. Este resultado nos leva a crer que este ambiente continuou a ser degradado mesmo após a implantação das unidades de conservação. Outro aspecto relevante é a diminuição da superfície de água entre as duas épocas, passando de 0,29% em 1987 para 0,28% em 2009. Este valor parece pequeno, contudo cabe ressaltar que a diferença deste percentual pode ser maior devido às limitações da resolução da imagem, que impossibilitam identificar cursos d'água estreitos (< 30m).

Uma zona tampão foi elaborada com base na rede hidrográfica, como forma de avaliar o uso e ocupação do solo nas regiões ribeirinhas e na APP de curso d'água da bacia do Rio Pandeiros. A zona tampão assumiu duas extensões diferentes: 30 metros de cada margem para os rios de ordem hierárquica de 1 a 4; e 50 metros de cada

margem para o Rio Pandeiros (ordem hierárquica = 5). A Tabela 4.3 apresenta o comparativo do uso e ocupação do solo para as APPs (curso d'água) da área de estudo.

Tabela 4.3 – Comparativo do uso e ocupação do solo para as APPs (cursos hídricos) da bacia do Rio Pandeiros (1987 e 2009).

Classe	Área (ha)		Total da bacia (%)		Perda/ Ganho
	1987	2009	1987	2009	
Água	163,73	163,60	1,60	1,60	↓
Mata Seca	108,70	39,00	1,07	0,38	↓
Cerrado	3499,00	5162,00	34,29	50,59	↑
Vegetação Hidrófila	1474,00	1407,00	14,44	13,79	↓
Plantio/Cerrado em Regeneração	4803,00	3182,00	47,07	31,18	↓
Afloramento Rochoso	13,54	19,97	0,13	0,20	↑
Urbano	0,00	0,00	0,00	0,00	-
Solo Exposto	142,60	231,00	1,40	2,26	↑
Total	10204,57		100,00		

Fonte: Classificação de imagem Landsat-5 TM.

A classe *água* apresenta pequena diferença entre os valores apresentados nos dois períodos. Assim como na análise anterior, é possível observar o decréscimo nos valores da classe *mata seca* e o aumento dos valores da classe *afloramento rochoso*. Outro ponto a se destacar é a diminuição dos valores da classe *vegetação hidrófila* com o aumento da classe *solo exposto*. As áreas de cerrado apresentam processo de regeneração, assim como observado na análise da bacia como um todo.

A diminuição dos valores de mata seca pode estar relacionada com os impactos ambientais, bem como diferentes taxas de perdas das folhas nas duas estações secas analisadas. O aumento das áreas de solo exposto e a diminuição das áreas de vegetação hidrófila estão relacionados com a pressão antrópica no ambiente ribeirinho. Bahia *et al.* (2009) apontam como principais impactos observados nas regiões ribeirinhas da bacia do rio Pandeiros: a abertura de estradas, o mal planejamento de vias de acesso, a drenagem deste ambiente, o desmatamento, a formação de pastagens e os incêndios intencionais.

4.2. Descrição dos Sítios de Análise

Esta seção destina-se à descrição local das principais características físicas e ambientais dos quatro sítios de análise considerados nesta pesquisa: Catolé, Balneário,

Agropop e Pântano. Rodrigues *et al.* (2009), em estudo da riqueza florística da bacia do Rio Pandeiros, avaliaram de forma qualitativa, os quatro sítios de análise deste estudo e suas fitofisionomias associadas (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – Descrição dos Sítios de Análise

Sítio	Coordenadas Iniciais (UTM/23L)	Coordenadas Finais (UTM/23L)	Fitofisionomias Adjacentes	Situação da Vegetação Ciliar
Catolé	516573,34mE 8294546,30mN	516884,61mE 8293981,26mN	Veredas e Cerrado	Mata ciliar com uma formação florestal mais esparsa e preservada, com a presença de gado.
Balneário	526468,09mE 8235870,84mN	526537,23mE 8284326,68mN	Cerrado e Mata Seca	Mata ciliar com uma formação florestal bem desenvolvida e preservada em muitos trechos, com a presença de trilhas e pisoteio do gado.
Agropop	530436,23mE 8274324,67mN	531106,99mE 8274941,69mN	Veredas e Cerrado	Mata ciliar fechada, estreita, com a presença de pastagem e gado em partes da APP.
Pântano	538964,66mE 8268379,89mN	538963,86mE 8267358,97mN	Cerrado e Mata Seca	Vegetação ciliar complexa e influenciada pelas extensas áreas alagadas, com a presença de atividades pecuárias e corte seletivo das espécies vegetais.

Fonte: Adaptado de Rodrigues *et al.* (2009).

Uma descrição mais detalhada de cada um dos sítios de análise é apresentada a seguir.

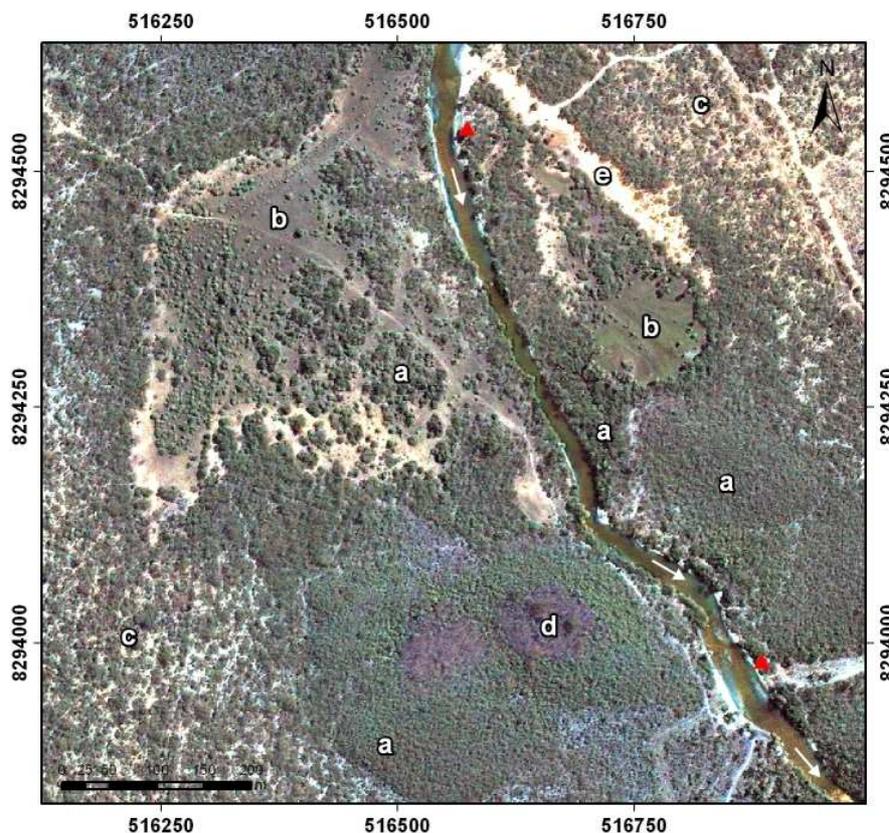
4.2.1 Catolé

Este sítio localiza-se no médio curso do Rio Pandeiros (Figura 4.10). O sítio Catolé encontra-se na unidade de superfícies onduladas, contudo é possível verificar afloramentos pontuais de calcário. Os levantamentos de campo foram feitos no sentido montante-jusante ao longo de aproximadamente 687m na margem esquerda do curso d'água.

A vegetação do sítio apresenta-se alterada por ações antrópicas. A região é impactada por atividades agropastoris, bem como turísticas, visto que no sítio há um pequeno balneário. De acordo com Veloso (2011), as cinco famílias vegetais que

apresentam maior abundância no sítio Catolé são na ordem: Fabaceae, Anonaceae, Sapindaceae, Anacardiaceae e Chrysobalanaceae.

Os principais elementos que compõem a paisagem no sítio Catolé além do Rio Pandeiros são: *a* – vegetação ribeirinha; *b* – vegetação herbácea; *c* – cerrado sentido restrito; *d* – afloramento rochoso e *e* – solo exposto. A vegetação ribeirinha acompanha o curso do Rio Pandeiros em uma faixa de até 300m perpendicular ao seu leito. É possível notar espécies arbóreas mais altas próximas ao rio. A vegetação herbácea localiza-se em dois pontos na região do sítio Catolé. Esta vegetação provavelmente é resultados do antigo curso do rio Pandeiros ou áreas de veredas, sendo uma área mais baixa no terreno em que o lençol freático encontra-se próximo à superfície. O cerrado sentido restrito é a vegetação que contorna a região ribeirinha neste trecho do Rio Pandeiros. Na parte sul da cena, está localizado um ponto de afloramento de calcário (tonalidade roxa mais escura), onde se desenvolve uma vegetação decidual. O último elemento que constitui o sítio são as áreas de solo exposto, estas são representadas por um pequeno balneário localizado na parte norte da imagem, bem como por estradas de acesso.



(A)

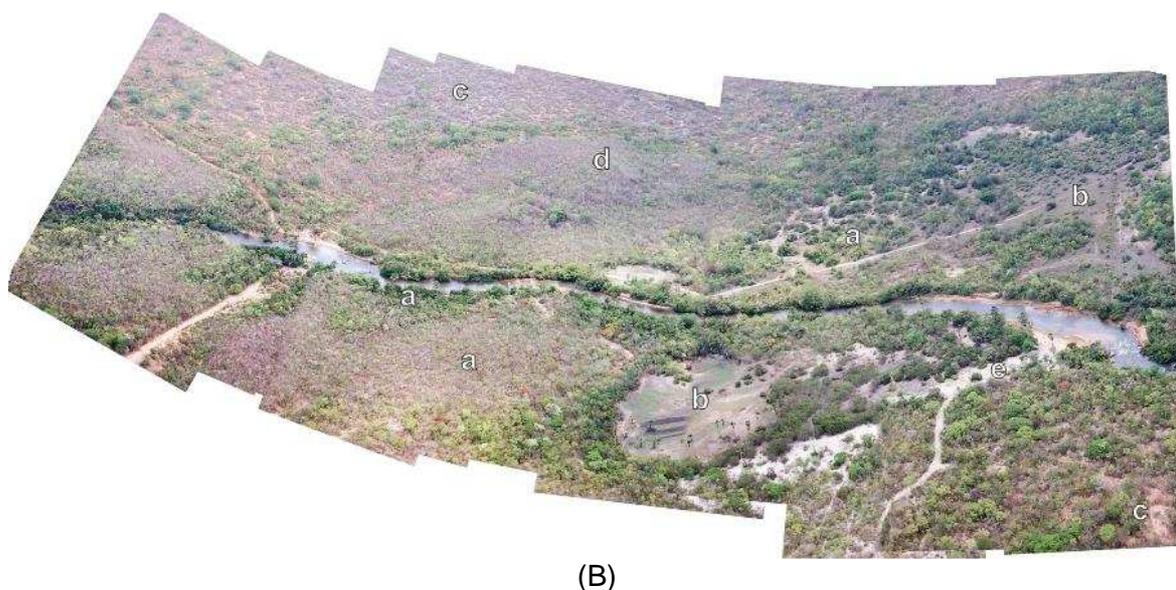


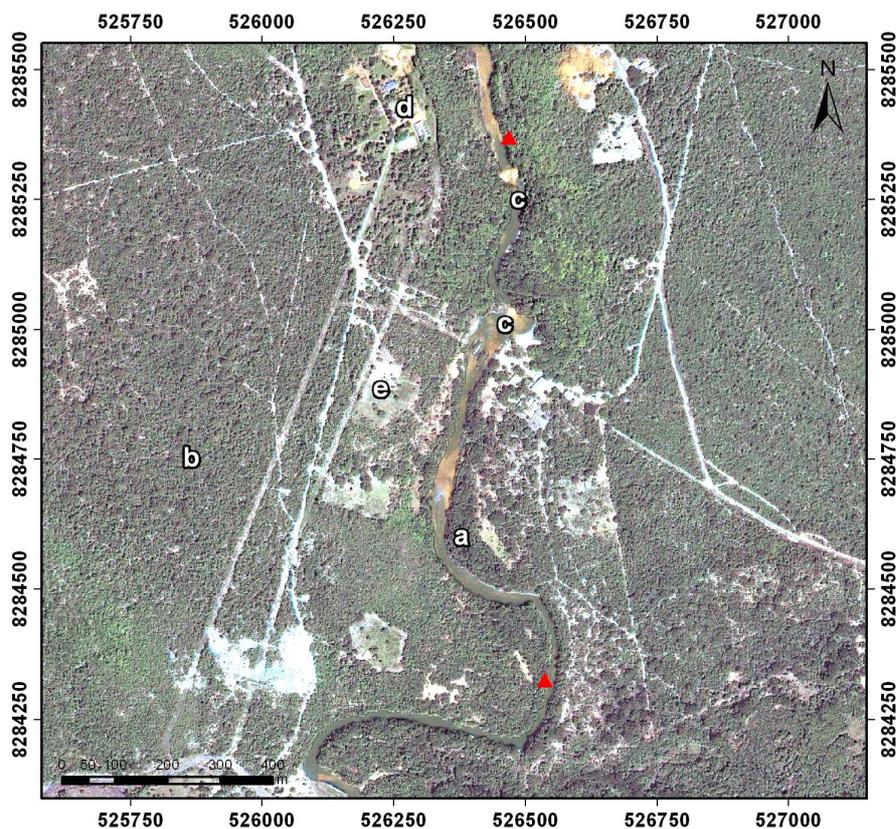
Figura 4.10: O sítio Catolé. A) imagem de satélite composição do visível mostrando as feições presentes no sítio Catolé – a: vegetação ribeirinha; b: vegetação herbácea; c: cerrado sentido restrito; d: afloramento rochoso com vegetação decidual e e: solo exposto. O triângulo em vermelho marca o local de início e término dos levantamentos de campo. B) vista panorâmica do sítio Catolé. Foto: Thais Amaral, 2010.

4.2.2 Balneário

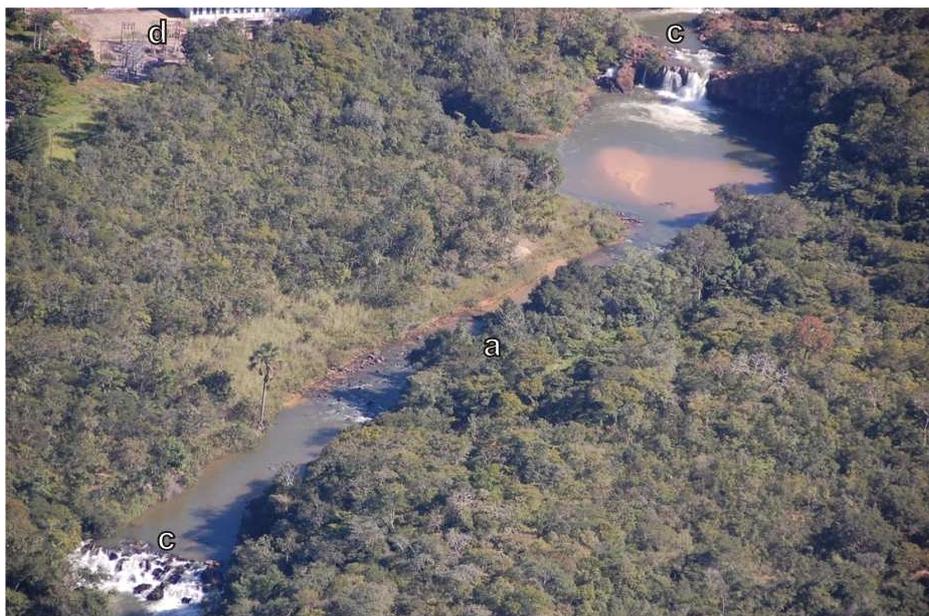
O sítio Balneário localiza-se na região da usina hidrelétrica de Pandeiros (Figura 4.11). A usina hidrelétrica de Pandeiros é considerada de pequeno porte e hoje gera energia com sua capacidade reduzida para abastecimento local (Santos, 2002). Partes de suas dependências foram transformadas em sede da REVS Pandeiros que é administrada pelo IEF. Afloramentos rochosos ocorrem ao longo de toda a extensão do sítio Balneário, inclusive com a presença de duas quedas d'água. O local é bastante freqüentado pela população local para atividades de lazer, o que ocasiona impactos na vegetação ribeirinha.

Os levantamentos de campo ocorreram nas duas margens do rio, contudo, devido à presença dos afloramentos rochosos, foi necessária a subdivisão do sítio para que os trabalhos pudessem ser realizados. Por este motivo, o sítio Balneário é o que possui a maior extensão latitudinal quanto comparado com os outros três sítios desta pesquisa. A topografia é levemente ondulada e os solos são poucos desenvolvidos. A vegetação possui espécies do cerrado, da mata seca e próprias de regiões ribeirinhas. As famílias que apresentam maior riqueza florística neste trecho do rio são: Fabaceae, Malvaceae, Myrtaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae e Combretaceae (Veloso, 2011).

Os principais elementos que constituem o sítio Balneário são: a) a vegetação ribeirinha; b) o cerrado sentido restrito; c) os afloramentos rochosos de calcário; d) os equipamentos da usina de Pandeiros e e) as áreas de solo exposto. A vegetação ribeirinha acompanha o leito do Rio Pandeiros com uma extensão transversal que varia entre 20 e 150m na região do sítio Balneário. O cerrado sentido restrito é encontrado em contato direto com a vegetação ribeirinhas. Os afloramentos rochosos aparecem de forma marcante em dois pontos do sítio formando quedas d'águas e exibindo espécies típicas de mata seca. A pequena central hidrelétrica em conjunto de uma pequena vila formam os equipamentos da usina de Pandeiros. Ao longo de toda área do entorno do sítio Balneário é possível verificar manchas de solo exposto formadas a partir de atividades de agropecuária, bem como na abertura de vias de acesso.



(A)



(B)

Figura 4.11: O sítio Balneário. A) imagem de satélite composição do visível mostrando as feições presentes no sítio Balneário – a: vegetação ribeirinha; b: cerrado sentido restrito; c: afloramento rochoso e queda d'água; d: equipamentos da usina de Pandeiros e sede do IEF e e: solo exposto. O triângulo em vermelho marca o local de início e término dos levantamentos de campo. B) vista panorâmica de um trecho do sítio Balneário. Foto: Thais Amaral, 2010.

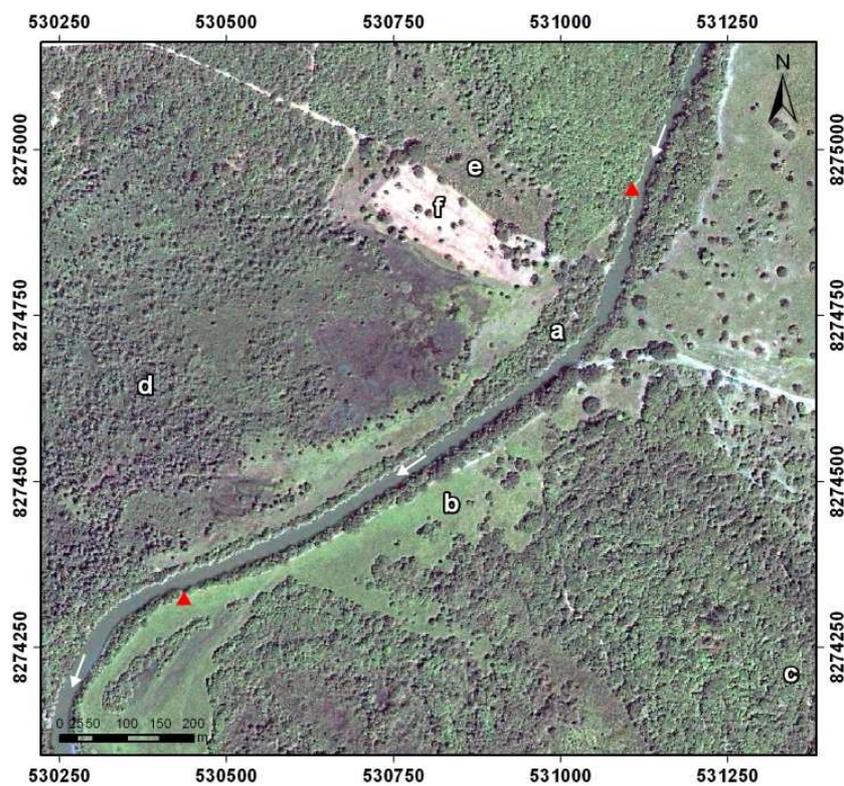
4.2.3 Agropop

Este sítio localiza-se no médio curso do Rio Pandeiros, na fazenda Agropecuária Ouro Preto (Agropop), conhecida localmente como Jade (antigo nome da fazenda). Os levantamentos de campo ocorreram nas duas margens do rio próximo à sede da fazenda. (Figura 4.12).

A topografia é plana ao longo de todo este sítio e o solo apresenta característica arenosa. O sítio está localizado na unidade de paisagem de superfícies onduladas com calcário, contudo, não há presença de afloramentos próximos ao curso do Rio Pandeiros. De acordo com Veloso (2011) as famílias mais abundantes para o sítio Balneário são: Annonaceae, Myrtaceae, Fabaceae, Malpighiaceae e Chrysobalanaceae.

Neste sítio é possível encontrar áreas de vegetação ribeirinha arbórea, áreas de pastos, áreas de cerrado sentido restrito, áreas de veredas e solo exposto. A vegetação ribeirinha arbórea apresenta-se em uma faixa estreita neste trecho do Rio Pandeiros, salvo na parte norte da imagem onde a extensão supera os 100m. As regiões de pastos envolvem a mata ribeirinha nas duas margens do rio, onde é comum o desenvolvimento

da atividade pecuária. O cerrado sentido restrito encontra-se em regiões com topografia irregular, como na parte sudeste da Figura 4.12A. Na margem direita é possível notar uma área de veredas que se desenvolve nesta região devido ao afloramento difuso do lençol d'água. Na parte central superior da imagem nota-se uma área de solo exposto representado por uma coloração mais clara.



(A)



(B)

Figura 4.12: O sítio Agropop. A) imagem de satélite composição do visível mostrando as feições presentes no sítio Agropop – a: vegetação ribeirinha; b: região herbácea de pasto; c: cerrado sentido restrito; d: vereda; e: pasto sujo e f: solo exposto. O triângulo em vermelho marca o local de início e término dos levantamentos de campo. B) vista panorâmica de parte do sítio Agropop. Foto: Thais Amaral, 2010.

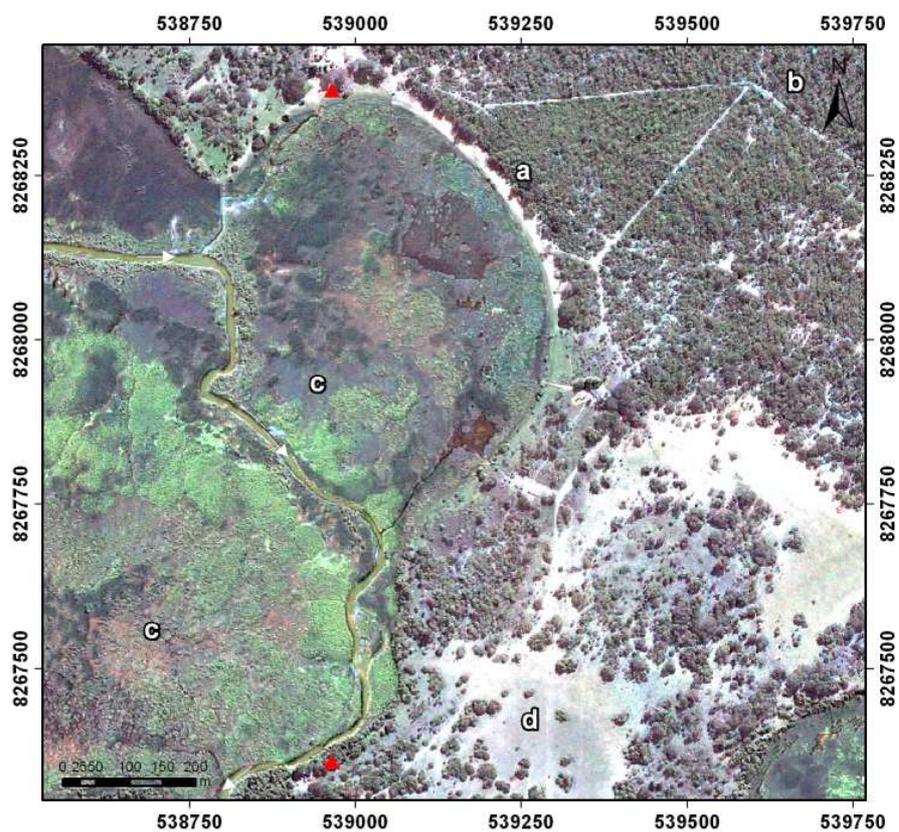
4.2.4 Pântano

O último sítio localiza-se no baixo curso do Rio Pandeiros, na região do pântano. Os levantamentos de campo foram realizados apenas na margem esquerda desta região devido à grande extensão transversal do pântano (Figura 4.13).

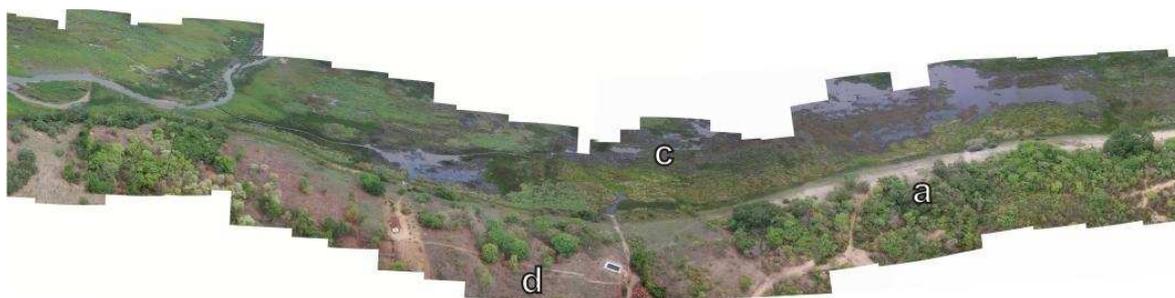
A região é plana com a presença de Gleissolos nas áreas alagadas e de Latossolos nas regiões ribeirinhas. Fabaceae, Myrtaceae, Memecylaceae, Combretaceae e Anacardiaceae são as famílias vegetais que mais se destacaram na composição da vegetação ribeirinha desta área (Veloso, 2011).

Os principais elementos encontrados na região deste sítio são: a vegetação ribeirinha, o cerrado sentido restrito, o pântano e áreas de solo exposto. O pântano ocorre na parte oeste da imagem e é coberto em sua maioria por uma vegetação adaptada às áreas alagadas (macrófitas aquáticas). A vegetação ribeirinha localiza-se margeando o pântano, limitada a leste pela vegetação de cerrado sentido restrito. A transição entre a vegetação ribeirinha do sítio Pântano e o cerrado não é de difícil identificação nas imagens de satélite. Na parte sudeste da cena é possível encontrar uma grande área de solo exposto, resultado do corte da vegetação associado a atividades agropastoris.

Existem próximas ao sítio Pântano várias fazendas de criação de gado. Corte seletivos de espécies vegetais resultam em áreas de solo exposto na região onde foram realizadas as coletas de campo.



(A)



(B)

Figura 4.13: O sítio Pântano. A) imagem de satélite composição do visível mostrando as feições presentes no sítio Pântano – a: vegetação ribeirinha; b: vegetação de cerrado sentido restrito; c: pântano e d: solo exposto. O triângulo em vermelho marca o local de início e término dos levantamentos de campo. B) vista panorâmica de parte do sítio Pântano. Foto: Thais Amaral, 2010.

CAPÍTULO 5

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia desta pesquisa está organizada em dois grupos conceituais: Modelagem da Vegetação e Processamento Digital de Imagem. O primeiro versa na aquisição de dados dendrométricos e a transformação dos mesmos em parâmetros que foram analisados em conjunto com os dados obtidos das imagens de satélite. O segundo está relacionado com o processamento digital de imagem que teve como objetivos a obtenção de parâmetros espectrais e de textura de imagem para a confecção dos modelos biofísicos, bem como a delimitação da mata ribeirinha.

Estes dois grandes grupos podem ser divididos em seis subgrupos, de acordo com o fluxograma da Figura 5.1. O primeiro subgrupo corresponde ao início e ao término das etapas metodológicas. No fluxograma este subgrupo é representado através da identificação do problema e do resultado final.

O segundo subgrupo está relacionado aos trabalhos de campo que foram executados durante a pesquisa. As campanhas de campo tiveram o propósito de reconhecimento da área de estudo, levantamento de dados biofísicos da vegetação ribeirinha, aquisição de pontos de controle e georreferenciamento¹ das parcelas realizadas.

O próximo subgrupo refere-se à fase de pré-processamento dos dados. O pré-processamento está relacionado com a preparação dos dados obtidos em campo e das imagens de satélite para posterior processamento. Nesta etapa, os pontos de controle foram ajustados, as medidas biofísicas da vegetação ribeirinha foram analisadas e derivadas para a obtenção dos parâmetros da vegetação. Ainda nesta fase, as imagens de satélite foram adquiridas, corrigidas, fusionadas e agrupadas em um mosaico.

A etapa de processamento dos dados ocorre no quarto subgrupo. Nesta fase foram feitos os desenhos das parcelas de campo, a delimitação da zona ribeirinha, a classificação da mata ribeirinha e a aquisição de dados espectrais e de textura de imagens. Os dados foram tabulados para a realização das análises estatísticas. De forma paralela, foi realizada uma análise da evolução do uso e ocupação do solo. Este resultado não está relacionado com o objetivo principal da pesquisa, sendo utilizado como forma de apresentação e compreensão da dinâmica local da área de estudo. Por este motivo, constitui um subgrupo a parte de resultados secundários (quinto subgrupo).

¹ O georreferenciamento pode ser definido como o método de localização das feições reais do mundo em um sistema particular de coordenadas (Lo e Yeung, 2002).

A última etapa corresponde aos resultados dos modelos estatísticos, que em conjunto com as áreas obtidas através das técnicas de processamento digital de imagem e sensoriamento remoto, podem ser aplicados nas imagens de satélite com o intuito de mapeamento dos parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha.

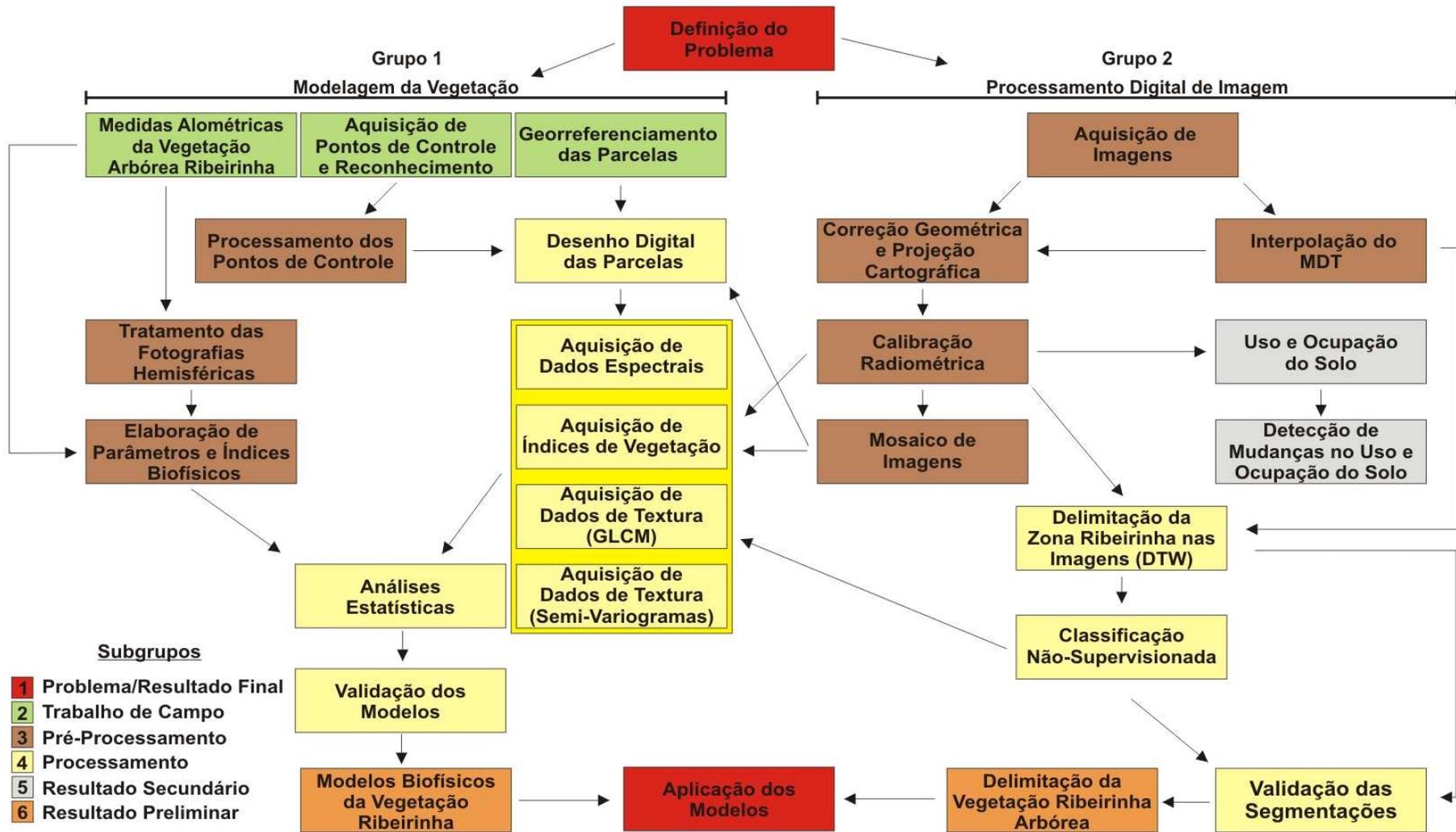


Figura 5.1: Fluxograma metodológico da pesquisa.

5.1 Procedimentos de Campo

Seis trabalhos de campo foram realizados na bacia do Rio Pandeiros para o desenvolvimento desta pesquisa. Os trabalhos de campo foram realizados entre janeiro de 2007 e abril de 2010. As quatro primeiras campanhas foram executadas pela equipe do laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal da Universidade Estadual de Montes Claros (UNIMONTES), para a obtenção de dados da estrutura da vegetação ribeirinha arbórea. O quinto campo teve como finalidade a aquisição de pontos de controle de precisão e o georreferenciamento das parcelas, além do reconhecimento terrestre da área de estudo. O sexto campo foi realizado para o reconhecimento geral da área de estudo através de sobrevôos, uma vez que não é possível o acesso terrestre em muitas áreas da bacia.

5.1.1 Coleta de Dados Biofísicos da Vegetação Ribeirinha

Os trabalhos de campo realizados pela equipe da UNIMONTES tiveram o objetivo de demarcar de forma física as parcelas, adquirir os dados dendrométricos da vegetação arbórea ribeirinha e obter fotografias hemisféricas de cada parcela. Apenas a coleta dos dados no sítio Balneário ocorreu em estação seca, os outros três sítios tiveram seus dados coletados em período de estação chuvosa. A Tabela 5.1 mostra a data da realização destes trabalhos de campo e seus respectivos locais:

Tabela 5.1 – Data e local da realização das quatro primeiras campanhas de campo realizadas pela equipe da UNIMONTES.

Data	Sítio
12 a 17/01/2007	Católé
26 a 30/09/2007	Balneário
19 a 24/03/2008	Pântano
23 a 25/02/2008	Agropop

Fonte: Informações cedidas pela UNIMONTES.

As parcelas amostradas pela equipe da UNIMONTES seguiram o seguinte método:

1. Em cada sítio foi demarcado dois grupos de 35 parcelas, localizadas em cada uma das margens do rio (exceto em um dos sítios). As parcelas de cada sítio foram enumeradas de 01 a 70, iniciando um grupo no sentido montante-jusante e o outro no sentido jusante-montante;
2. Todas as parcelas possuíam as mesmas dimensões de 10x10m (100m²);
3. As parcelas foram demarcadas com o auxílio de cordas, bússola e piquetes de PVC;
4. Cada parcela foi levantada a uma distância de três metros do espelho d'água do rio, sendo todas as parcelas paralelas ao curso do Rio Pandeiros. Um espaço de dez metros entre uma parcela e a outra foi respeitado, salvo em situações onde o espaçamento foi maior devido a impedimentos físicos (cachoeira, afloramento rochoso entre outros).

Todos os indivíduos arbóreos vivos, com circunferência na altura do peito (CAP) \geq 5cm, foram amostrados dentro de cada parcela. As medidas dendrométricas adquiridas em cada uma das parcelas foram: a altura do indivíduo, e o CAP a uma altura de 1,30m do solo. Fotografias hemisféricas de cada parcela foram tomadas. Todos os indivíduos foram marcados, com o auxílio de uma placa de metal, e sua espécie identificada. Os indivíduos que não puderam ser identificados em campo foram coletados e enviados para especialistas para que pudessem ser identificados.

A área total amostrada foi de 28.000m² para os quatros sítios utilizados nesta pesquisa, sendo 7.000m² por sítio. Todos estes dados foram cedidos através de um convênio de cooperação científica firmado entre o Laboratório de Ecologia e Propagação Vegetal da UNIMONTES e o Laboratório do Projeto Cerrado e Veredas do Peruaçu do IGC/UFMG.

5.1.2 Fotografias Hemisféricas

As fotografias hemisféricas foram obtidas a partir do chão da parcela, com visada zenital e utilizando uma lente especial olho de peixe, que produzem imagens circulares que registram a forma, o tamanho e a localização do dossel. Estas fotografias são utilizadas nos estudos de estrutura e transmissão de luz em diversos tipos de vegetação (Frazer *et al.*, 1999).

As fotografias hemisféricas foram adquiridas nos quatro primeiros campos, com o intuito de calcular os Índices de Área Foliar e Abertura do Dossel de cada parcela levantada. Tomou-se o cuidado de obter as fotografias em dois períodos distintos do ano (período seco e úmido) devido às possíveis variações de fenologia das plantas. Contudo, apenas os dados de um período foram escolhidos para a alimentação dos modelos. A escolha do grupo de fotografias está relacionada com as datas de aquisição das imagens de satélite.

As fotografias foram tiradas através de uma máquina fotográfica digital Nikon, com uma lente olho de peixe de 8mm, instalada em um monopé à 1,5m de altura do chão. A câmera foi direcionada para o norte magnético com o auxílio de uma bússola e nivelada utilizando um nível de bolha. As fotografias foram obtidas no período da manhã ou no final da tarde em ângulo zenital a partir do centro da parcela. Este procedimento evitou a incidência direta dos raios solares sobre a lente, o que poderia ocasionar a saturação de certo elementos contidos nas fotografias.

Todas as fotografias utilizadas foram pré-processadas. Verificou-se que as fotografias não possuíam uma cobertura de 180°, o que ocasiona perda de parte da informação dossel da vegetação. Como forma de amenizar este efeito, duas faixas foram aplicadas nas imagens (uma preta e outra branca). Após esta etapa, as fotografias foram processadas no *software Gap Light Analyzer - GLA v.2* (©1999, Simon Fraser University). Neste *software* as imagens são registradas em uma grade circular com vários quadrantes e transformadas em preto e branco.

A partir deste ponto o programa calcula a abertura do dossel em porcentagem e o índice de área foliar, relacionando a proporção das áreas em preto e em branco (Figura 5.2).

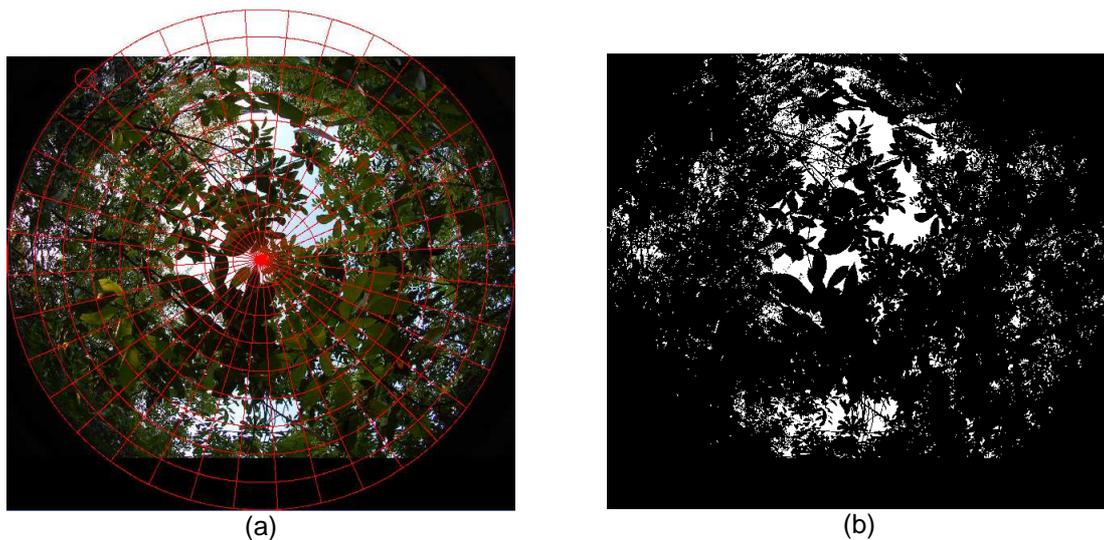


Figura 5.2: Processamento da fotografia hemisférica no programa GLA. (a) Registro da fotografia na grade circular do programa. Uma faixa branca e outra preta foram aplicadas na parte norte e sul da fotografia para compensar a perda de área. (b) Transformação da imagem em preto e branco para cálculo da área basal e índice de área foliar.

5.1.3 Coleta de Pontos de Controle de Precisão e Georreferenciamento das Parcelas

O quinto campo ocorreu em fevereiro de 2009 com o objetivo de coletar pontos de controle para o georreferenciamento das parcelas e reconhecimento terrestre da área de estudo. Pontos de controle são pares coordenadas adquiridas em campo e que são utilizadas posteriormente nas etapas de correções e processamentos das imagens de satélite (McCoy, 2005). Os pontos de controle de precisão adquiridos nesta pesquisa foram utilizados no auxílio do desenho digital das parcelas junto com os pontos de controle adquiridos por um GPS de navegação simples.

Os pontos de controle de precisão foram obtidos através de um GPS do tipo L1 (Figura 5.3). O GPS L1, também conhecido como GPS Topográfico, é um aparelho que trabalha com a fase da portadora L1 do sistema GPS (Hurn, 1993). Esta fase é proveniente do sinal emitido pelos satélites na frequência de 1.575,42 MHz ($\lambda=19\text{cm}$). A aquisição do ponto é feita através de um pós-processamento entre os dados adquiridos em campo e os dados provenientes de uma estação de monitoramento estático (Hoffmann-Wellenhof *et al.*, 1997). Este procedimento é conhecido como método relativo, o qual necessita de pelo menos dois aparelhos que adquiram dados no mesmo espaço de tempo. A precisão deste tipo de receptor GPS chega a casa de um centímetro, permitindo a aquisição de dados para escalas de 1:2.000 ou maior (Hurn, 1993).



Figura 5.3: Aparelho receptor GPS L1. (a) aparelho em modo estático. (b) aquisição do ponto.

Vinte e oito pontos de controle foram adquiridos para os sítios Catolé, Balneário, Agropop e Pântano (Anexo 1). O método utilizado foi o cinemático ou *Stop and GO* (Hoffmann-Wellenhof *et al.*, 1997). Este método requer a resolução das ambigüidades² do sinal GPS com a inicialização do aparelho em um tempo de 10 a 20 minutos. O método cinemático ocorre em três etapas: primeiro o GPS é instalado em um tripé em um ponto qualquer, de forma estática. Após a inicialização do aparelho espera-se o referido tempo para a resolução automática da ambigüidade pelo receptor. Na segunda etapa, o GPS está pronto para adquirir o ponto de interesse. O aparelho é então posicionado sobre o ponto desejado durante um tempo determinado para a obtenção dos dados.

A última etapa refere-se ao pós-processamento, onde as informações dos dados coletados em campo e os dados provenientes da base de monitoramento estático são relacionados a partir de um *software* específico.

Para este levantamento foram adotados os tempos de 15 minutos para inicialização e de três minutos para a aquisição de cada ponto. Estes valores são considerados suficientes para a resolução das ambigüidades GPS no método de levantamento cinemático (Hoffmann-Wellenhof *et al.*, 1997).

Devido ao grande número de parcelas e ao tempo necessário para a inicialização do aparelho, optou-se por não adquirir pontos de precisão de todas as parcelas. Com isto, apenas as primeiras e últimas parcelas, além de uma determinada quantidade de parcelas intermediárias foram levantadas para cada sítio de análise deste estudo. A

² Ambigüidade GPS é o número total de ciclos completos do sinal decorridos desde o momento que deixou o satélite até ao instante da sintonia com o receptor. Esta defasagem de tempo deve ser identificada pelo receptor GPS o que chamamos de resolução de ambigüidade (Hurn, 1993).

quantidade final de cada sítio variou de acordo com o acesso terrestre na região. A aquisição de pontos de precisão fora do dossel da vegetação ribeirinha, em área aberta, faz-se necessária devido a constante perda de sinal quando o aparelho é operado dentro da vegetação ribeirinha. Este método garantiu uma quantidade de dados suficientes de pontos de precisão que nortearam junto com os pontos adquiridos com o GPS de navegação o desenho vetorial das parcelas.

Na etapa de pós-processamento optou-se por utilizar os dados da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC). A RBMC é uma rede de aparelhos receptores GPS de alta precisão que coletam dados contínuos em bases de coordenadas geográficas conhecidas (IBGE, 2010). A RBMC permite com que o usuário realize o seu levantamento de campo utilizando apenas um aparelho, uma vez que os dados das bases da RBMC são adquiridos gratuitamente via *website* do IBGE. A base utilizada no pós-processamento foi a de Montes Claros (MCLA - 16°43'13,42"S / 43°52'52,7383"W). Esta base foi escolhida por ser a mais próxima da área de estudo, localizada a uma distância linear média de 140km.

Os dados foram processados, ajustados e projetados no sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 23L, usando o *software* Ashtech Solutions (©2002, *Thales Navigation*). As coordenadas de precisão finais foram transformadas em arquivo vetorial de pontos para posterior auxílio na etapa de desenho das parcelas.

A equipe do laboratório da UNIMONTES demarcou fisicamente em campo as parcelas colocando piquetes de PVC em cada um dos quatro cantos da mesma. No entanto, não houve demarcação das coordenadas destes piquetes. Todas as parcelas que puderam ser identificadas em campo foram georreferenciadas.

Parte da equipe da UNIMONTES ajudou na identificação dos locais em que se encontram os sítios de análise e as parcelas. As parcelas foram identificadas através das plaquetas metálicas que possuem uma numeração seqüencial para cada indivíduo arbóreo, o que possibilitou sua identificação através de uma planilha preparada para o campo.

Após a identificação do número da parcela, era necessário encontrar pelo menos dois piquetes não colaterais. Não foi possível em algumas parcelas achar os piquetes, pois muitos foram arrancados ou até mesmo deslocados. As parcelas que não puderam ser encontradas em campo foram desenhadas a partir da metodologia da UNIMONTES (espaçamento de 10m entre as parcelas).

Adotou-se a função média de aquisição de pontos do GPS de navegação, onde vários registros no mesmo local são adquiridos em um intervalo de tempo de 30s. Este procedimento foi feito para minimizar o efeito de erro de posicionamento inerente ao GPS de navegação. A coordenada final é o resultado da média de aquisição de pontos

adquiridos em cada piquete. Os pontos foram sobrepostos nas imagens em conjunto com os pontos adquiridos através do GPS topográfico, em seguida, as parcelas foram desenhadas. O total de parcelas identificadas foi de 238, divididas da seguinte forma:

1. Catolé – 35 parcelas;
2. Balneário – 63 parcelas;
3. Agropop – 70 parcelas;
4. Pântano – 70 parcelas.

5.1.4 Sobrevôo da Área de Estudo

O sexto campo foi realizado em outubro de 2009 para o reconhecimento geral da bacia do Rio Pandeiros. Um sobrevôo foi realizado utilizando uma aeronave do tipo ultraleve, a fim de facilitar a visualização das áreas de difícil acesso terrestre (Figura 5.4).

O sobrevôo foi orientado através de uma rota traçada com o auxílio das imagens de satélite e inserida em um GPS de navegação. A rota escolhida foi a que passava por áreas ribeirinhas da bacia do rio Pandeiros, por todos os sítios de análises e por regiões que não puderam ser interpretadas visualmente nas imagens. Aproximadamente 111km lineares ao longo das matas ribeirinhas e da APA foram percorridos. Fotos aéreas oblíquas foram adquiridas e associadas à rota de GPS de navegação como forma de identificar diferentes feições ao longo da bacia.

Este procedimento orientou a interpretação das imagens para os processos de confecção do mapa de uso e ocupação do solo e classificação das imagens de alta resolução.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 5.4: Fotografias oblíquas obtida no sexto campo. (a) e (b) aeronave utilizada para a realização do sobrevôo, (c) detalhe da cidade de Bonito de Minas, (d) afloramento de calcário na área de estudo; (e) e (f) vista da mata ribeirinha; (g) meandros do rio Pandeiros com vegetação ribeirinha e (h) detalhe das margens do Rio Pandeiros. Fotos: Thiago de Alencar Silva (2009).

5.2 Preparação dos Dados Biofísicos da Vegetação Ribeirinha

Os dados de altura e CAP obtidos em campo pela a equipe da UNIMONTES foram processados para a elaboração dos parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha arbórea. No total, 10 parâmetros biofísicos por parcela foram obtidos: (i) altura; (ii) diâmetro na altura do peito; (iii) área basal; (iv) volume; (v) densidade; (vi) riqueza; (vii) índice de diversidade de Shannon; (viii) índice de diversidade de Margalef; (ix) abertura do dossel e (x) índice de área foliar. Os dois últimos foram calculados a partir das fotografias hemisféricas obtidas em campo e já foram descritos na seção 5.1.2.

5.2.1 Altura

Este parâmetro foi obtido de forma direta em campo. Todos os indivíduos arbóreos de cada uma das parcelas tiveram suas alturas mensuradas com o auxílio de uma vara graduada. O parâmetro final de altura utilizado é o resultado da média dos valores de todos os indivíduos por parcela.

5.2.2 Diâmetro na Altura do Peito

O diâmetro da altura do peito (DAP) é obtido de forma indireta através dos valores de CAP (Silva e Paula-Neto, 1979). Algumas plantas apresentavam ramificações a uma altura inferior a 1,30m. Quando isto ocorria, foram mensurados os CAPs de todas as bifurcações das plantas (Veloso, 2011). Estes valores foram transformados em uma única medida de CAP (o CAP total) de acordo com a Equação 5.1 (Scolforo e Melo, 1997).

$$Ct = \sqrt{c_1^2 + c_2^2 + \dots c_n^2} \quad (5.1)$$

Onde:

Ct = CAP e

c_n = número de ramificações.

Em seguida, através de uma simples transformação matemática utilizando o valor de π (Pi), os valores de CAP são transformados em valores de DAP e vice-versa (Equações 5.2 e 5.3):

$$C = 2\pi \times \frac{d}{2} \quad (5.2)$$

Onde: C = à circunferência;

$\pi \approx 3,1416$ e

d = ao diâmetro ou o raio dividido por dois.

Logo:

$$DAP = \frac{CAP}{\pi} \quad (5.3)$$

A última etapa consiste no cálculo do DAP médio de cada parcela para ser utilizado como parâmetro biofísico.

5.2.3 Área Basal

A área basal corresponde à área da secção do tronco (ou troncos, no caso de árvores com troncos múltiplos) a 1,30m acima do nível do solo (Durigan, 2006). A área das parcelas é obtida através do somatório das áreas transversais de todas as árvores, dependendo, portanto, dos diâmetros de cada indivíduo (Silva e Paula-Neto, 1979). A área basal é expressa geralmente em metros quadrados por hectares - m^2/ha (Equação 5.4).

$$AB = \pi \times \frac{DAP^2}{4} \quad (5.4)$$

Onde:

AB = à área basal e

DAP = ao diâmetro à altura do peito.

O somatório de todas as áreas basais de cada parcela foi usado como parâmetro biofísico, após a conversão dos valores de $m^2/100m^2$ (dado obtido em campo) para m^2/ha .

5.2.4 Volume

Existem 3 tipos de volumes de uma árvore que podem ser mensurados: (i) volume cilíndrico, (ii) volume empilhado e (iii) volume sólido (Couto *et al.*, 1989). O volume cilíndrico corresponde ao volume hipotético da árvore, supondo que o tronco é um cilindro. O volume empilhado corresponde ao volume de todos os troncos cortados e empilhados. O volume sólido corresponde ao volume real das árvores que é obtido através de métodos de cubagem, sendo necessário o corte da mesma. Nesta pesquisa o volume cilíndrico foi calculado para cada árvore tendo como base os valores DAP e altura. A unidade de medida do volume cilíndrico é metros cúbicos por unidade de área (m^3/ha).

$$VC = \frac{\pi}{4} DAP^2 \times H \quad (5.5)$$

Onde:

VC = ao volume cilíndrico;

DAP = ao diâmetro à altura do peito e

H = à altura.

O parâmetro de volume final utilizado por parcela corresponde à soma individual dos volumes cilíndricos de cada indivíduo convertido para a unidade m^3/ha .

5.2.5 Densidade

A densidade ou densidade absoluta expressa o número de indivíduos por unidade de área (Durigan, 2006).

$$\frac{\sum_{i=1}^n i}{ha} \quad (5.6)$$

Onde:

i = ao número de indivíduos e

ha = a unidade de área (hectare).

Para o cálculo de densidade foi necessário apenas realizar o somatório de todos os indivíduos da parcela e transformar a unidade de área de m² para ha. A unidade de trabalho final é n/ha (indivíduos por hectare).

5.2.6 Riqueza

A riqueza vegetal corresponde ao número de espécies encontradas na área de estudo (Scolforo e Melo, 1997). De acordo com Durigan (2006), o grande problema é determinar o tamanho da área de estudo. Ainda segundo o autor a maneira mais comumente adotada de verificar isso tem sido a construção da curva do coletor. A curva é construída tendo no eixo y o número de espécie e no eixo x a unidade de área. Após alguns testes a área escolhida deverá ser aquela onde há uma estabilidade da curva.

Neste estudo, para ser consistente com as outras medidas biofísicas da vegetação, foi adotada a parcela como unidade de área. Por isto, a curva do coletor não foi elaborada. A unidade de área escolhida foi o hectare. A Equação 5.7 demonstra o cálculo do parâmetro de riqueza para cada parcela.

$$\frac{\sum_{i=1}^n s}{ha} \quad (5.7)$$

Onde:

i = ao número de indivíduos;

s = ao número de espécies e

ha = a unidade de área (hectare).

5.2.7 Índice de Diversidade de Shannon

Este índice foi proposto por Shannon (1948) e é apropriado para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou sub-comunidade de interesse. O índice é calculado através da Equação 5.8:

$$H' = -\sum pi \times Ln(pi) \quad (5.8)$$

Onde:

H' = ao índice de diversidade de Shanon;

Ln = ao logaritmo neperiano;

pi = à relação entre o número de uma determinada espécie com o número total de espécies e

N = ao número total de indivíduos amostrados.

O índice de diversidade de Shannon foi calculado para cada parcela tendo como referência o número de espécies.

5.2.8 Índice de Diversidade de Margalef

O índice de Margalef demonstra a riqueza específica e refere-se ao número total de indivíduos (Margalef, 1958). É utilizado para estimar a biodiversidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies (Kanieski, 2010). Quanto maior o valor do índice, maior é a biodiversidade da comunidade amostrada.

$$R = \frac{(s-1)}{\text{Log}_{10}N} \quad (5.9)$$

Onde:

R = ao índice de diversidade de Margalef

s = ao número de espécies presentes no ambiente

Log₁₀N = ao logaritmo (base 10) do número de indivíduos presentes no ambiente

Assim como os índices de diversidade de Shannon, o índice de Margalef foi calculado para cada parcela tendo como referência o número de espécies.

5.3 Aquisição de Imagens

5.3.1 Imagens IKONOS

A partir de 1994 o governo americano autorizou, ao setor privado, a comercialização de imagens de satélites de alta resolução: <5m de resolução espacial (Johansen *et al.*, 2010; Jensen, 2009). O objetivo era a formação de parcerias com a iniciativa privada para capitalização de recursos que seriam aplicados para produzir, lançar e comercializar dados de sensores orbitais de alta resolução. Até então, os dados de alta resolução eram obtidos através de companhias que realizavam sobrevôos para aquisição de fotografias aéreas. Com isto, surgiu o programa *IKONOS Space Imaging*. Uma parceria entre a NASA e a empresa privada *Space Imaging Inc.* (Goward *et al.*, 2003).

O Ikonos-1 foi lançado em abril de 1999, sendo que o satélite não atingiu a órbita planejada. Um novo satélite, Ikonos-2, foi lançado em setembro de 1999. Após o sucesso do lançamento, o Ikonos-2 foi rebatizado como IKONOS e opera desde janeiro de 2000 (Jensen, 2009). O IKONOS possui 5 bandas espectrais, sendo uma no modo pancromático e as outras na faixa do visível e infravermelho próximo (multiespectral). A Tabela 5.2 demonstra as principais características do sistema IKONOS:

Tabela 5.2 – Principais Características do Sistema IKONOS

Especificação	Valor
Altitude da Órbita	681km
Visada	0° (nadir) a 45°
Bandas Espectrais	pancromática (450 a 900nm) azul (445 a 516nm) verde (506 a 595nm) vermelho (632 a 698nm) infravermelho próximo (757 a 853nm)
Resolução Espacial	≈ 1m no nadir (pancromática) e 4m (multiespectral)
Resolução Radiométrica	11 bits (2048 tons de cinza)
Revisada	< 3 dias (entre as latitudes de 40°N e 40°S)
Campo de Visada	121km ² (11x11km) no nadir

Fonte: Dial *et al.* (2003).

A imagem IKONOS utilizada neste estudo foi comprada junto a um representante comercial no Brasil. Através do catálogo *on-line*, as imagens foram escolhidas e encomendadas, tendo como critérios as datas disponíveis (semelhante para todos os sítios de análise) e uma cobertura de nuvem de até 30%. A área total adquirida é de 620km², o que garante a cobertura total de todos os sítios de análise desta pesquisa (Figura 5.5). As cenas foram adquiridas com as bandas multiespectrais e pancromáticas separadas.

As quatro cenas adquiridas receberam as seguintes denominações: 00, 01, 02 e 03. As imagens 00 e 01 foram imageadas em maio de 2010, durante a estação seca. As duas cenas são as que possuem menor ângulo de elevação solar: 46,33° e 46,20° respectivamente. A imagem 00 possui 26% de cobertura de nuvem, contudo, parte da região onde ocorre a concentração de nuvens, possui sobreposição com a cena 02. Por este motivo, a imagem 02 foi colocada sobreposta às demais durante o processo de formação de mosaico. A cena 02 é a que apresenta maior área individual e maior ângulo de elevação solar: 70,85°. O seu imageamento ocorreu no período úmido em novembro de 2009, mesmo ano que foi adquirida a cena 03. A cena 03 foi adquirida em agosto de 2009, no período de estação seca, apresentando um ângulo de elevação solar de 53,86°. Todas as cenas apresentam boa visibilidade nas regiões dos sítios de análise.

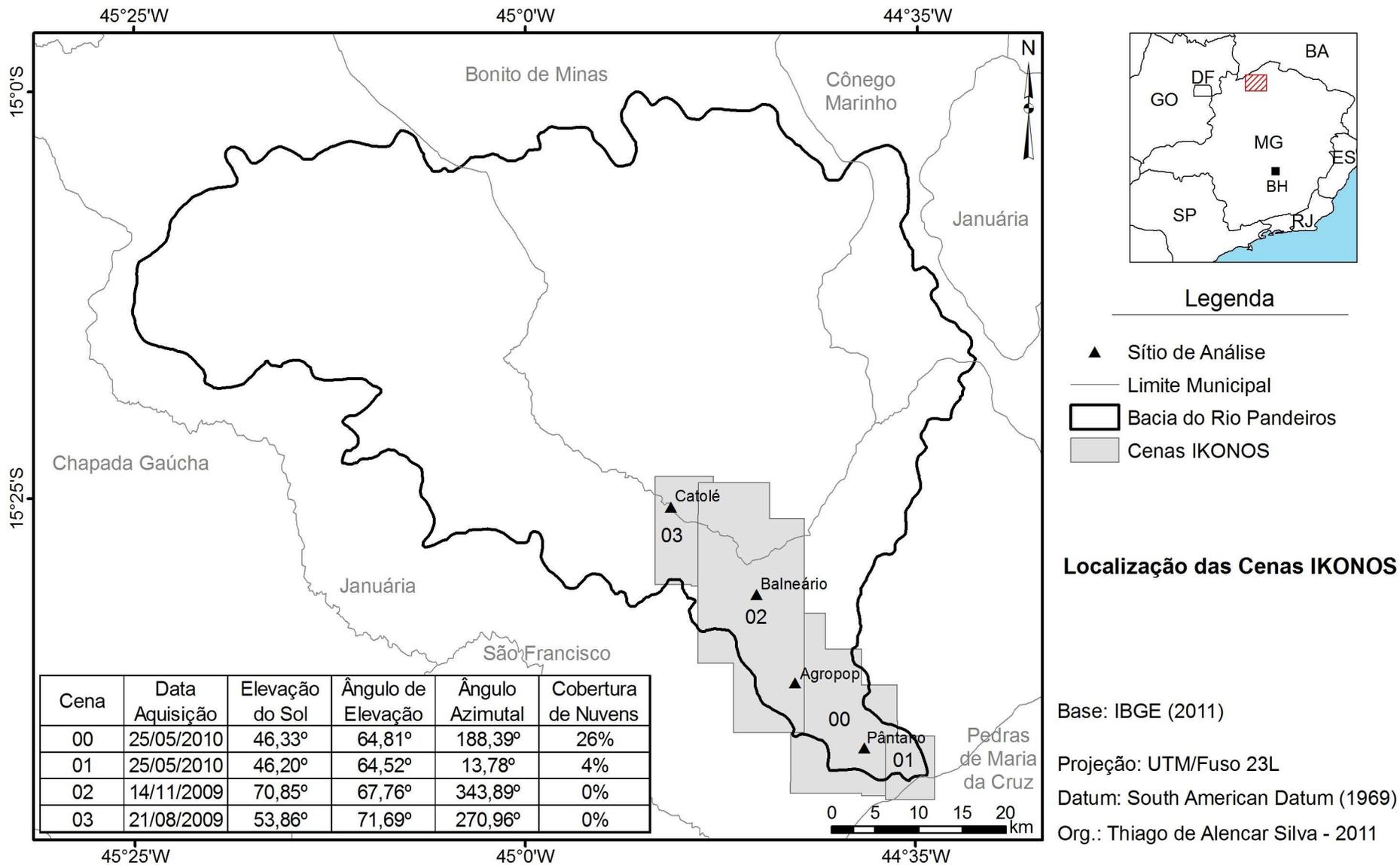


Figura 5.5: Localização das cenas IKONOS na área de estudo.

5.3.2 Imagens Landsat-5 TM

Um total de 12 imagens Landsat-5 TM foram utilizadas para a confecção do mapa de uso e ocupação do solo e para a análise de possíveis eventos de queimadas na área de estudo. Todas as imagens foram adquiridas de forma gratuita via *website* do INPE mediante a um cadastro prévio.

Para os mapas de uso e ocupação do solo, quatro cenas foram processadas utilizando todas as bandas disponíveis. Duas cenas foram utilizadas para o ano de 1987 e duas para o ano de 2009. Para a análise de eventos de queimadas na área de estudo outras oito imagens foram processadas, utilizando apenas as bandas do vermelho e do infravermelho próximo para a elaboração de imagens de NDVI.

O programa Landsat foi criado e é administrado pela NASA desde 1972 (Jensen, 2009). Este programa resultou no lançamento de sete satélites equipados com sensores específicos responsáveis pela aquisição de imagens de recursos da Terra. O Landsat-5 opera desde 1984 e é equipado com dois sensores de imageamento: TM (*Thematic Mapper*) e MSS (*Multispectral Scanner System*). As principais características do Landsat-5 são descritas na Tabela 5.3:

Tabela 5.3 – Principais Características do Sistema Landsat-5 TM

Especificação	Valor
Altitude da Órbita	705km
Visada	0° (nadir)
Bandas Espectrais	450 a 520nm – azul
	520 a 600nm – verde
	630 a 690nm – vermelho
	760 a 900nm – infravermelho próximo
	1.550 a 1.750 – infravermelho médio
	2.080 a 2.350nm infravermelho médio
	10.400nm a 12.500nm – infravermelho termal.
Resolução Espacial	30m (bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7); 120m (banda 6)
Resolução Radiométrica	8 bits (256 tons de cinza)
Revisada	16 dias
Campo de Visada	34225km ² (185 x 185km)

Fonte: Chander *et al.* (2004).

As características de todas as cenas Landsat-5 TM utilizadas são descritas na Tabela 5.4:

Tabela 5.4 – Parâmetros de Aquisição das Imagens Landsat-5 TM

Data de Imageamento	Sensor	Órbita/Ponto	Bandas Utilizadas	Finalidade
09/08/1987	TM	219/070	1, 2, 3, 4, 5 e 7	Uso e Ocupação do Solo
09/08/1987	TM	219/071	1, 2, 3, 4, 5 e 7	Uso e Ocupação do Solo
05/08/2009	TM	219/070	1, 2, 3, 4, 5 e 7	Uso e Ocupação do Solo
05/08/2009	TM	219/071	1, 2, 3, 4, 5 e 7	Uso e Ocupação do Solo
26/04/2007	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
17/09/2007	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
30/05/2008	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
03/09/2008	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
15/04/2009	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
06/09/2009	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
04/05/2010	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas
25/09/2010	TM	219/071	3 e 4	Análise de Queimadas

5.3.3 Imagens SRTM

Para esta pesquisa duas cenas SRTM foram adquiridas, de forma gratuita, via website da EMBRAPA (Miranda, 2005). A EMBRAPA disponibiliza os dados SRTM por estado e compatíveis com a escala 1:250.000 do IBGE, o que facilita a busca da informação desejada. As cenas utilizadas são a SD-23-Y-D e a SD-23-Z-C com resolução espacial de 90m. As cenas SRTM foram utilizadas em três fases nesta pesquisa: (i) para a construção do mapa hipsométrico apresentado na seção da área de estudo; (ii) para a etapa de correção geométrica das imagens Landsat-5 e IKONOS e (iii) para a delimitação da zona ribeirinha.

O programa SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) foi desenvolvido em conjunto entre a NASA e a Agência Nacional de Inteligência Geo-Espacial dos Estados Unidos (*NGA-National Geospatial-Intelligence Agency*). Os dados adquiridos foram processados pela NASA e pelas Agências Espaciais Alemã e Italiana (Farr *et al.*, 2007).

A missão utilizou dois radares de abertura sintética interferométrico, um com a banda X e outro com a banda C, para o levantamento de dados topográficos em quase 80% da superfície terrestre entre as latitudes de 60°N e 56°S (Jensen, 2009). Estes radares foram acoplados no ônibus espacial *Endeavour*, que durante 10 dias de fevereiro de 2000 realizou a aquisição das imagens interferométricas (Farr *et al.*, 2007).

Os dados SRTM adquiridos na missão possuem uma resolução espacial que varia entre 1 arc-seg (30m) e 3 arc-seg (90m), além de uma resolução radiométrica de 16bits (Zyl, 2001). A vantagem do imageamento radar em relação aos dados óticos é que o mesmo pode ser realizado independente das condições atmosféricas, durante o dia ou à noite. Outra vantagem é que o sinal radar penetra no dossel da vegetação adquirindo, dependendo da cobertura do solo, dados da superfície topográfica (Hall, 1998).

As cenas SRTM tiveram que ser pré-processadas para uma avaliação em conjunto com as imagens IKONOS. Para isto, as imagens foram reprojctadas para o sistema de coordenada da pesquisa (UTM/SAD69), mosaicadas, e reamostradas por método de interpolação para uma resolução espacial de 4m. A interpolação ocorreu em ambiente do software ArcMap 9.3 (©1999-2008, ESRI Inc.), onde houve a transformação do arquivo raster em arquivo vetorial de pontos e posterior aplicação da função de interpolação, utilizando o interpolador *Spline*.

5.4 Pré-Processamento das Imagens

As imagens de satélite são adquiridas em diferentes escalas, geometrias, épocas e condições atmosféricas. Com a finalidade de extrair informações derivadas destas imagens são necessários certos procedimentos denominados de pré-processamento.

5.4.1 Correções Radiométricas

A primeira etapa do pré-processamento consiste na correção radiométrica, que é a transformação dos números digitais de todas as cenas em valores equiparáveis (Jensen, 2005). Este processo é necessário para a caracterização espectral dos objetos, bem como a comparação das cenas adquiridas em épocas diferentes (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). A correção radiométrica consiste na transformação de valores de número digitais (NDs) para valores de radiância posteriormente em reflectância (Mather, 2004). A transformação para radiância pode ser feita de duas formas. A primeira utilizando os valores mínimos e máximos de radiância que um sensor é capaz de registrar (Markham e Barker, 1987; Ponzoni e Shimabukuro, 2009), Equação 5.10:

$$L_0(\lambda) = a_\lambda + \frac{b_\lambda - a_\lambda}{2^x} * ND \quad (5.10)$$

Onde: $L_0(\lambda)$ = à radiância aparente da banda espectral λ ($W/m^2/\mu m/sr$);
 a_λ = à radiância mínima para a banda espectral;
 b_λ = à radiância máxima para a banda espectral;
 x = à resolução radiométrica da imagem;
 ND = ao número digital do pixel

A segunda forma utiliza os coeficientes de calibração conhecidos de cada banda do sensor (NASA, 2011), Equação 5.11:

$$L_0(\lambda) = \frac{10^4 \times DN_\lambda}{CalCoef_\lambda \times Bandwidth_\lambda} \quad (5.11)$$

Onde: L_λ = à radiância da banda espectral λ ($W/m^2/\mu m/sr$);
 DN = ao número digital da imagem;
 $CalCoef_\lambda$ = ao coeficiente de calibração ($DN/(mW/cm^2-sr)$)
 $Bandwidth_\lambda$ = ao comprimento de onda da banda espectral (nm)

As imagens Landsat-5 TM foram transformadas em valores de radiância utilizando o primeiro método, enquanto o segundo método foi aplicado nas imagens IKONOS. Os coeficientes de calibração são fornecidos pelos fabricantes e constam nas Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7:

Tabela 5.5 – Descrição das bandas Landsat 5-TM com seus respectivos valores mínimo e máximo de radiância.

Bandas TM	Radiância Mínima (mW/cm^2-sr)	Radiância Máxima (mW/cm^2-sr)	Irradiância Solar ($W/m^2/\mu m$)
1	-1,52	193,00	1957,00
2	-2,84	365,00	1826,00
3	-1,17	264,00	1554,00
4	-1,51	221,00	1036,00
5	-0,37	30,20	215,00
7	-0,15	16,50	80,67

Fonte: Chander e Markham (2004).

Tabela 5.6 – Descrição das bandas IKONOS com seus respectivos valores de calibração.

Bandas IKONOS	Coefficiente Calibração (DN/(mW/cm ² -sr))	Irradiância Solar (W/m ² /μm)
1	728,00	1930,90
2	727,00	1854,80
3	949,00	1556,50
4	843,00	1156,90
Pancromática	161,00	1375,80

Fonte: Taylor (2009).

A radiância é um valor radiométrico dependente da intensidade da radiação irradiada pela fonte, tornando-se inapropriado para comparação espectral dos alvos. Por este motivo, é necessária a transformações das cenas em valores de reflectância (Ponzoni e Shimabukuro, 2009).

A imagem de radiância é transformada em reflectância de acordo com a Equação 5.12 (Markham e Barker, 1987):

$$\rho_a = \frac{\pi \times L_0(\lambda) \times d^2}{E_{sun}(\lambda) \times \cos \theta} \quad (5.12)$$

Onde: ρ_a = à reflectância aparente;

$L_0(\lambda)$ = à radiância aparente (W/m²/μm/sr);

d = à distância Sol-Terra em unidades astronômicas (Tabela 5.7);

$E_{sun}(\lambda)$ = à irradiância média do sol no topo da atmosfera (W/m²/μm);

θ = ao ângulo solar zenital.

Tabela 5.7 – Distância Sol-Terra em unidades astronômicas por dia Juliano³.

Dia	Dist.								
1	0,9832	74	0,9945	152	1,0140	227	1,0128	305	0,9925
15	0,9836	91	0,9993	166	1,0158	242	1,0092	319	0,9892
32	0,9853	106	1,0033	182	1,0167	258	1,0057	335	0,9860
46	0,9878	121	1,0076	196	1,0165	274	1,0011	349	0,9843
60	0,9909	135	1,0109	213	1,0149	288	0,9972	365	0,9833

Fonte: Taylor (2009)

³ Dia Juliano corresponde à contagem dos dias dos anos de forma contínua sem a diferenciação entre os meses ou dias das semanas.

As imagens Landsat-5 TM foram classificadas de forma isoladas por data de aquisição, por este motivo nenhuma correção atmosférica foi necessária. Por sua vez, as cenas IKONOS não possuíam quantidade de pixels escuros suficientes para a realização do método de extração de pixel escuro. Além disto, não havia dados de parâmetros atmosféricos suficientes para aplicação de modelos de transferência radiativa.

5.4.2 Correções Geométricas

As cenas são compostas por uma matriz de pixels, a qual possui distorções quando comparada a uma projeção cartográfica. Estas distorções são denominadas de erros geométricos da imagem (Barret e Curtis, 1982). Uma etapa do pré-processamento consiste em “corrigir” estas distorções, no processo de correção geométrica. Na correção geométrica uma par de coordenadas (x;y) é atribuído a uma amostra de pixels da imagem. Este par de coordenada faz parte de um sistema cartográfico, que, em conjunto a um elipsóide de referência, são escolhidos pelo usuário (Jensen, 2005). A correção geométrica permite extrair as informações da imagem com determinada exatidão, tais como: mensuração de distâncias e áreas, definição de direções, localização de pontos, entre outros.

As quatro imagens Landsat-5 TM foram corrigidas geometricamente utilizando os métodos de correção imagem-imagem e de inserção de pontos de controle (Jensen, 2005). As demais cenas não foram corrigidas, uma vez que foram utilizadas apenas para a interpretação visual de eventos de incêndio a partir das imagens NDVI. Neste caso, cada imagem foi analisada individualmente não necessitando da sobreposição de camadas de informações ou de imagens.

Uma amostra de pixels da imagem Landsat-5 TM foi relacionada com a respectiva amostra em uma cena Landsat-7 ETM+ (banda pancromática) previamente corrigida (Gomes, 2006). Porém, partes da área de estudo não possuíam correspondência na imagem corrigida. Para estas áreas pontos de controle adquiridos através de GPS de navegação foram inseridos. O algoritmo do vizinho mais próximo foi o escolhido para a reamostragem da imagem final. Erros ocasionados pela topografia do terreno foram desconsiderados, uma vez que o relevo é relativamente plano. Os valores finais RMSE foram menores do que 1 pixel, ou 30m.

As imagens IKONOS foram corrigidas geometricamente através do processo de ortorretificação⁴. Neste processo são necessários quatro elementos para o processamento: (i) uma imagem a ser corrigida, (ii) os coeficientes polinomiais racionais (RPC's), (iii) um modelo topográfico e (iv) a ondulação geoidal para a área em questão.

As quatro cenas IKONOS foram corrigidas de forma separada. As imagens foram adquiridas com seus respectivos RPC's. Estes coeficientes apresentam os parâmetros de correção geométrica para a cena no momento de sua aquisição. O modelo topográfico utilizado foi o SRTM interpolado para uma resolução espacial de 4m. O valor da ondulação geoidal foi calculado a partir do *software* MAPGEO v.1 (©2010, IBGE). Este *software* necessita dos valores de coordenada das imagens para a realização do cálculo de ondulação geoidal. O valor médio de ondulação geoidal encontrado foi de -12,65.

Utilizou-se o *software* ENVI (©2002, ITT Visual Information Solution) para o processamento da ortorretificação. Após a correção das cenas, dados dos GPS de precisão e de navegação foram sobrepostos às imagens ortorretificadas como forma de avaliação visual da qualidade do processo. O resultado apresentou alta correspondência visual.

O mosaico final das imagens foi elaborado com a aplicação de uma calibragem radiométrica entre as cenas (Figura 5.6). Dois mosaicos foram confeccionados, o primeiro com a resolução de 4m, utilizando apenas as bandas espectrais, o qual foi utilizado na etapa de modelagem. O segundo com resolução de 1m, utilizando as imagens multiespectrais fusionadas com a imagem pancromática. Este mosaico foi utilizado apenas na etapa de desenho das parcelas e confecção das figuras de apresentação dos sítios de análise.

⁴ Ortorretificação é o processo de transformação da geometria de uma imagem em uma superfície plana, precisamente adequada a um sistema de coordenada. Para isto, é necessário modelar a natureza e a magnitude de suas distorções ocasionadas pela topografia, pela geometria da câmera e pelo processo de aquisição (Jensen, 2005).

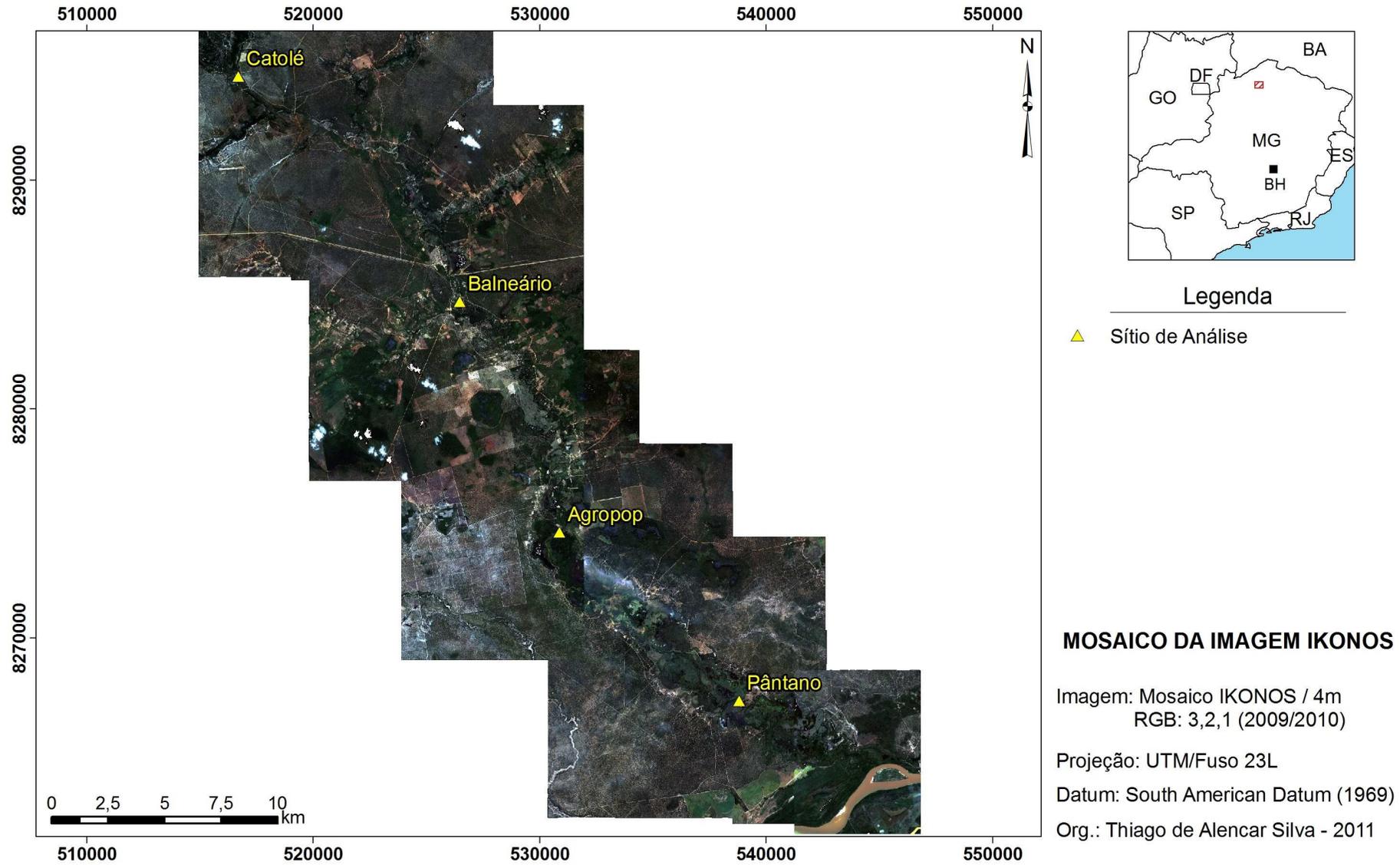


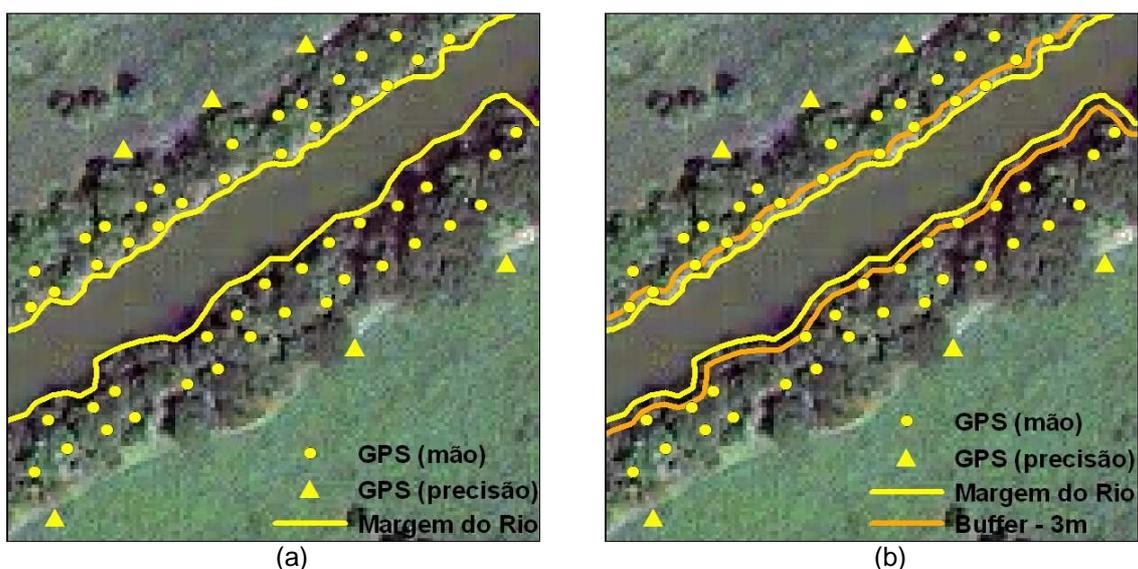
Figura 5.6: Carta imagem do mosaico das cenas IKONOS com a resolução espacial de 4m (rgb=1,2,3).

5.5 Desenho das Parcelas

O desenho vetorial das parcelas foi realizado após a etapa de georreferenciamento em campo, utilizando o *software* ArcMap 9.3 (©1999-2008, ESRI Inc.).

A metodologia utilizada para a confecção dos desenhos segue a que foi aplicada em campo para o levantamento das parcelas: tamanho de 10x10m dispostas de forma paralela à margem do rio, distância horizontal de 3 metros em relação ao leito do rio e espaçamento de 10 metros entre uma parcela para com a sua vizinha. Contudo, em alguns casos, as parcelas apresentaram um espaçamento maior do que 10m uma das outras. Este fato deve-se a alguns obstáculos naturais, tais como afloramentos rochosos, pequenas cachoeiras ou trilhas que davam acesso ao rio. Estes casos específicos foram informados pela equipe da UNIMONTES e verificados em campo.

Os procedimentos para a realização do desenho amostral foram (Figura 5.7): (i) vetorizar as duas margens do rio; (ii) elaborar uma zona tampão (*buffer*) de 3 metros da margem do rio; (iii) dividir de forma automática a linha do *buffer* em segmentos de 10 metros; (iv) desenhar as parcelas tendo como base a linha do *buffer* e os pontos de GPS. Todas as 238 parcelas georreferenciadas em campo foram desenhadas. Os desenhos de todas as parcelas são apresentados em seção própria do capítulo de resultados.



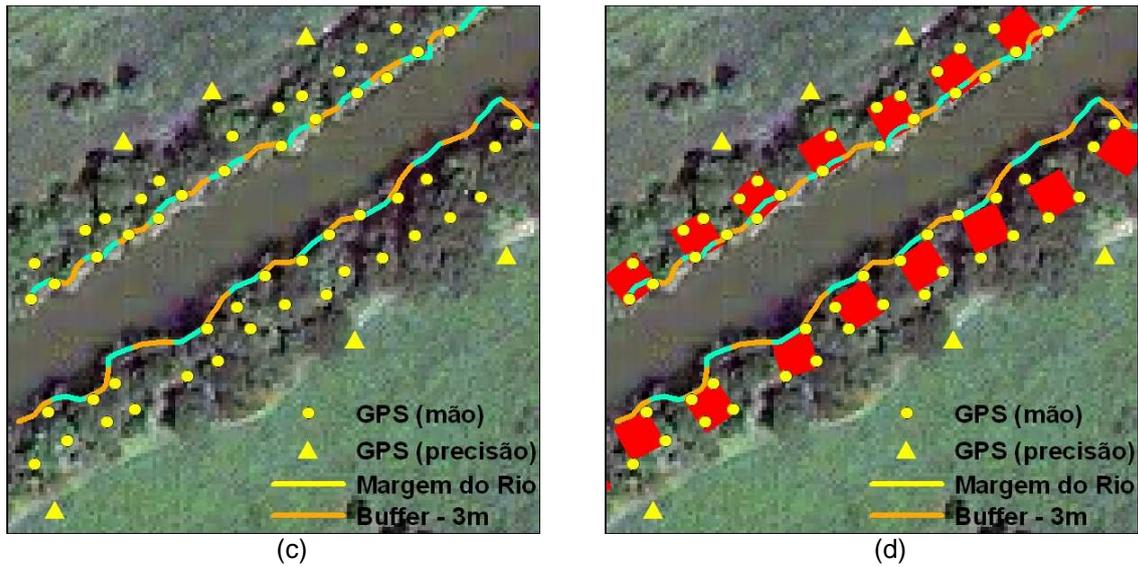


Figura 5.7: Esquema de desenho das Parcelas. (a) sobreposição dos dados GPS e vetorização da margem do rio; (b) sobreposição do *buffer* de 3m; (c) divisão do *buffer* em segmentos de 10m; (d) desenho das parcelas.

5.6 Delimitação da Zona Ribeirinha Através do Critério Morfológico

A delimitação da zona ribeirinha consiste em uma modelagem cartográfica que utiliza os conhecimentos espaciais da região para "limitar" a busca de áreas com uma forte probabilidade de pertencer à vegetação ribeirinha⁵. Este método evita a confusão de classificação entre a vegetação ribeirinha e as demais classes de vegetação arbórea presentes na área de estudo, tais como: áreas de veredas isoladas e de cerrado. Este procedimento foi adotado como forma de otimizar o tempo nas etapas seguintes de classificação de imagem, uma vez que todas as áreas não-ribeirinhas foram descartadas do processo.

A delimitação da zona ribeirinha foi realizada de forma semi-automática utilizando o modelo denominado *Depth to Water* - DTW (Murphy *et al.*, 2009). Para a utilização deste modelo são necessárias duas informações básicas: uma superfície de declividade, elaborada a partir de um modelo digital de superfície (MDS), e a rede hidrográfica da região desejada.

O modelo calcula a declividade acumulada da menor distância entre um *pixel* e a rede de drenagem mais próxima. Esta função explora todas as possibilidades de caminhos

⁵ Outros estudos demonstraram que essa abordagem é eficiente em reduzir o tempo de processamento e em maximizar o sucesso da segmentação e classificação (Maillard *et al.*, 2008).

entre um *pixel* na paisagem e a rede de drenagem, utilizando como base a superfície de declividade. Neste processo, a função soma todos os valores de declividade contidos no trajeto entre um *pixel* e a rede de drenagem (declividade acumulada).

A função leva em consideração se a menor distância cruza um *pixel* de forma paralela ou em diagonal (valor de α). O trajeto final tende a seguir a topografia da região, sendo raramente uma linha reta. No final do processo, o resultado acumulado é multiplicado pela resolução espacial do modelo, e o valor é atribuído ao *pixel* analisado (Equação 5.13).

$$DTW_{(m)} = \left[\sum \frac{\Delta z_i}{\Delta x_i} * \alpha \right] x_c \quad (5.13)$$

Onde: $DTW_{(m)}$ = ao modelo *Depth to Water* em unidade métrica;
 Δz_i = ao desnível de altura em relação ao *pixel* analisado i ;
 Δx_i = à distância linear entre o *pixel* i e seu vizinho;
 $\Delta z_i / \Delta x_i$ = à declividade;
 α = a 1 quando cruza uma célula de forma paralela e 1,414214 quando em diagonal;
 x_c = a resolução espacial do modelo.

Como os valores de αx_c são aproximadamente iguais aos valores de Δx_i , logo o índice aproxima-se ao valor de desnível entre um ponto na paisagem e a rede de drenagem mais próxima. O modelo foi implementado utilizando funções do *software* ArcMap 9.3 (Figura 5.8).

Em um primeiro momento o modelo digital de superfície (MDS) foi previamente preparado, aplicando a função preenchimento (*fill*). Esta função aumenta os valores das células isoladas para corrigir imperfeições do modelo que ocasiona o efeito de pequenas depressões.

Na segunda etapa, foi elaborada a superfície de declividade em valores de porcentagem. Os dados obtidos foram uniformizados dividindo os valores de declividade por 100, obtendo-se valores entre 0 e 1. Este processo é necessário, uma vez que os dados de altitude podem estar em uma unidade de medida diferente em relação espacial do modelo. Ex: sistema de unidades britânico (pés ou polegadas).

Em paralelo, a rede de drenagem foi extraída das cartas topográficas na escala 1:100.000⁶ (IBGE, 2011). Toda a rede de drenagem da bacia do rio Pandeiros, bem como das bacias diretamente vizinhas foram utilizadas. As redes de drenagem das bacias vizinhas são necessárias, pois o DTW é uma a função acumulativa, portanto, necessita de “barreiras físicas”, do contrário os valores seriam acrescidos constantemente. A rede de drenagem foi

⁶ Testes foram realizados utilizando a rede de drenagem obtida do próprio modelo digital de superfície. Todavia, esta drenagem apresentou deslocamentos quando comparada com a imagem IKONOS. Por este motivo optou-se pela rede de drenagem do IBGE.

transformada em um arquivo matricial binário, onde a superfície de drenagem assumiu um valor igual a zero e o restante da área da bacia um valor igual a um.

A etapa seguinte foi calcular a declividade acumulada através da função *cost distance*, tendo a superfície de drenagem como fonte de análise e a superfície de declividade como fonte para o cálculo do valor acumulado. O resultado deste processo é a criação da superfície DTW.

A sétima etapa consiste na criação de isolinhas com equidistância de 0,5m. Na etapa seguinte estas isolinhas foram sobrepostas na imagem IKONOS para a escolha do valor com maior adequação à zona ribeirinha. A escolha do limiar DTW teve como base a análise visual das imagens e o conhecimento de campo.

Na última etapa, as áreas da imagem IKONOS externas ao limiar DTW escolhido são descartadas no processo de classificação da mata ribeirinha.

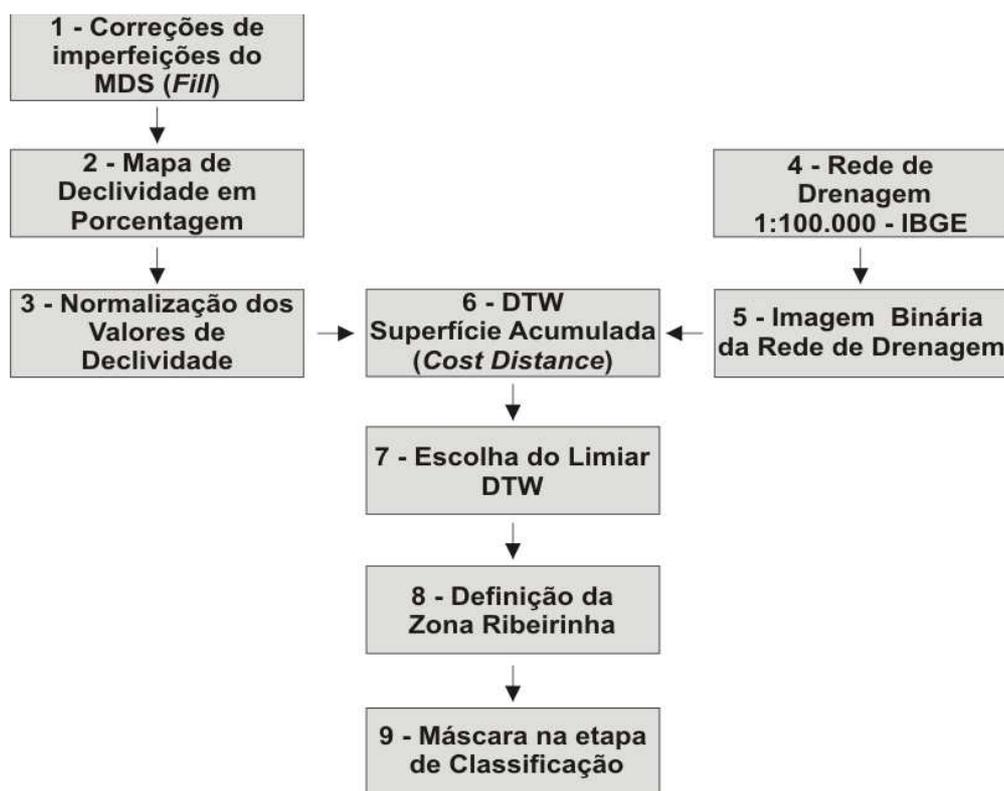


Figura 5.8: Fluxograma metodológico da implementação do algoritmo DTW.

5.7 Segmentação e Classificação das Imagens IKONOS: Delimitação da Mata Ribeirinha

Três programas de segmentação e classificação orientada ao objeto foram testados neste estudo, com o objetivo de avaliar o desempenho de cada um na tarefa de delimitar a vegetação arbórea nas zonas ribeirinhas definidas na etapa anterior. Os três programas foram escolhidos devido às diferentes abordagens de cada um. Bons resultados de seus algoritmos foram relatados na literatura científica (Barbosa *et al.*, 2009; Alencar-Silva e Maillard, 2009; Johansen *et al.*, 2010; Tzotsos *et al.*, 2011; Arai *et al.*, 2011). Os três programas testados foram: *Map Guided Image Classification* (MAGIC); e-Cognition e o SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas).

5.7.1 O programa MAGIC[®]

O programa MAGIC v. 2.0 (©2003-2010, *University of Waterloo*) é desenvolvido pelo laboratório Systems Design Engineering da Universidade de Waterloo no Canadá. (Clausi *et al.*, 2010). O programa MAGIC foi escolhido para classificar as imagens IKONOS devido a seus excelentes resultados relatados em vários estudos (Maillard *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2009; Alencar-Silva e Maillard, 2009). O *software* ainda encontra-se em desenvolvimento e foi concedido pela equipe do Dr. David Clausi para a elaboração desta pesquisa.

O programa MAGIC foi inicialmente desenvolvido como ferramenta capaz de aprimorar a interpretação de imagens Radarsat-1 para a classificação dos tipos de gelo de mar e produzir uma classificação ao nível do pixel. Com o lançamento de Radarsat-2 fornecendo dados multi-polarizados, o MAGIC precisou ser adaptado a uma fonte de dados multivariada e essa modificação abriu novas perspectivas para a segmentação e a classificação de imagens multiespectrais em geral, especificamente de alta resolução espacial. Por enquanto, o MAGIC não incorpora a classificação supervisionada e se restringe apenas ao processo conjunto de segmentação e classificação não-supervisionada.

O MAGIC é único na sua implementação e pelos princípios que incorpora. Este classificador é considerado híbrido porque utiliza duas abordagens algorítmicas distintas: o Watershed e os Campos Aleatórios de Markov (CAM). A segmentação é iniciada aplicando o algoritmo do Watershed que produz uma segmentação preliminar e gera segmentos (áreas) de 10 a 30 pixels dependendo do nível de ruído na imagem. Os pequenos

segmentos são então organizados topologicamente de maneira que todos os segmentos contíguos possam ser determinados. Para isso, um gráfico de adjacência é construído ou RAG (Region Adjacency Graph). A segunda etapa é baseada nos Campos Aleatórios de Markov que irão unir ou não segmentos contíguos se essa união gera uma diminuição da energia total da vizinhança.

Desde 2008, o MAGIC é dotado de uma interface gráfica desenvolvida para plataforma Windows (Figura 5.9). A interface incorpora várias ferramentas como a visualização de imagens, que também permite a superposição dos resultados da classificação em semi-transparentência. A interface oferece ainda a possibilidade de incorporar polígonos de dados auxiliares (daí a denominação “Map-Guided”). É possível também o próprio usuário desenhar polígonos que são utilizados para restringir a segmentação a um setor específico.

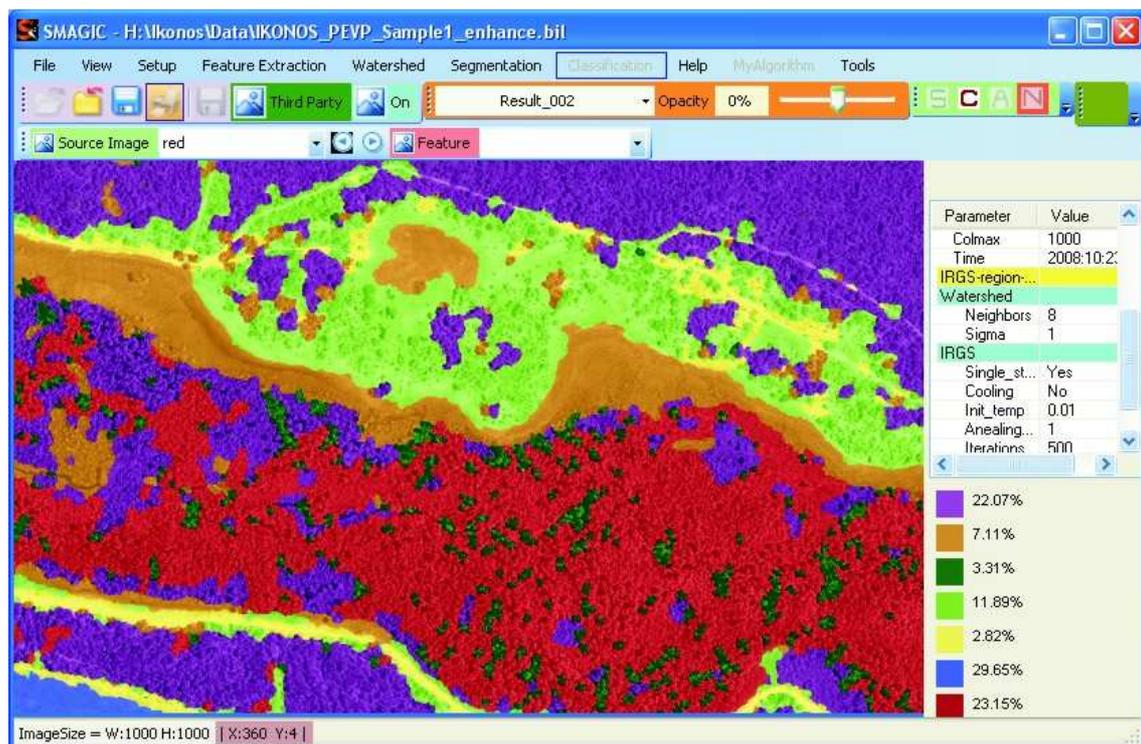


Figura 5.9: Interface gráfica do software MAGIC. A tela principal demonstra o resultado de uma classificação em uma região ribeirinha.

O MAGIC é capaz de segmentar e classificar cada banda da imagem de forma individual ou em conjunto (dados multivariados). Neste estudo, as bandas espectrais azul, verde, vermelho e infravermelho próximo da imagem IKONOS foram utilizadas em um conjunto de dados multivariados. Devido a atuais limitações da estrutura do programa na

versão utilizada neste estudo, apenas imagens com dimensões menores do que 2000x2000 *pixels* podem ser processadas. Por isto, as cenas foram recortadas por sítio de análise, respeitando este limite. O mesmo recorte foi utilizado nos outros programas. Dois parâmetros devem ser especificados ao programa para o início da classificação não-supervisionada: (i) o número de classes e (ii) β_1 . O número de classes varia dependendo de como o usuário quer dividir as feições da imagem. O valor de β_1 está relacionado com um maior ou menor agrupamento de regiões na etapa de segmentação.

Neste estudo duas categorias foram escolhidas: *arbóreo* e *não-arbóreo*. No entanto, devido ao processo de classificação não-supervisionada as outras classes de cobertura do solo devem ser consideradas. Por este motivo, o número de classes utilizado variou por sítio de análise devido às características locais apresentadas. Uma análise visual prévia das classes existentes em cada sítio foi necessária. Chegou-se aos seguintes números de classes que foram testados no programa:

- Catolé: 7 a 9;
- Balneário: 5 a 9;
- Agropop: 8 a 12;
- Pântano: 8 a 10.

Os valores de β_1 utilizados para todos os sítios variaram entre 3 e 7. Todos os elementos da classe *não-arbóreo* foram visualmente selecionados e agrupados em uma única classe, obtendo-se portando um resultado final binário: *arbóreo* e *não-arbóreo*. Os melhores resultados obtidos pelo MAGIC foram separados visualmente para validação e comparação com os resultados dos outros classificadores.

5.7.2 O programa e-Cognition[®]

A etapa de processamento das imagens IKONOS, utilizando o programa e-Cognition (©2010, Definiens AG.), foi realizada entre abril e junho do ano de 2011, durante um estágio de doutorado realizado na *Université du Québec à Montréal – UQÀM*. Utilizou-se a versão 8.0.1 pertencente ao *Laboratoire de Cartographie des Dynamiques Forestières - LCDF* (Laboratório de Cartografia das Dinâmicas Florestais) - Figura 5.10.

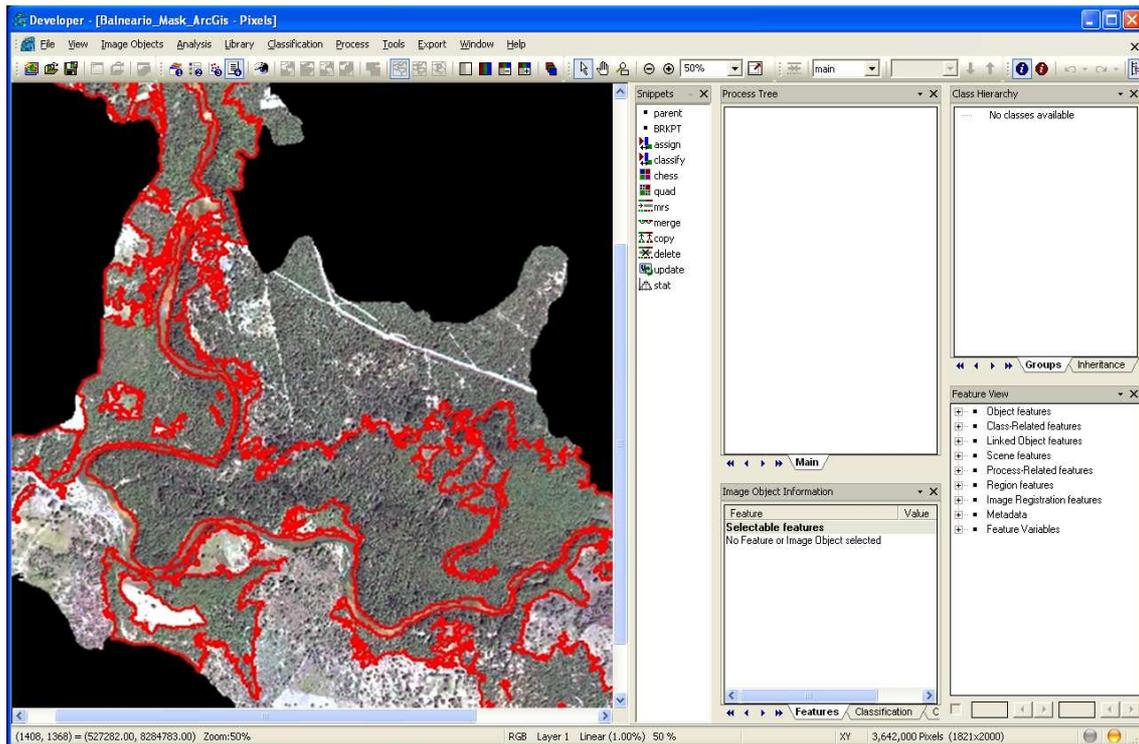


Figura 5.10: Interface gráfica do software eCognition. A tela principal apresenta o resultado de uma segmentação no sítio de análise Balneário.

O e-Cognition foi um dos primeiros softwares comerciais a utilizar a análise de imagem orientada ao objeto (Benz *et al.*, 2004). Ele é um programa alemão que oferece vários métodos para segmentar e classificar imagens (Definiens, 2010). Existe uma vasta literatura que indicam os resultados obtidos através do e-Cognition (Baatz e Schape, 2000; Benz *et al.*, 2004; Laliberte *et al.*, 2004; Tzotsos *et al.*, 2011).

O método mais utilizado é a classificação de imagem a partir da segmentação multiresolução (Saha, 2008). Neste método a imagem é dividida em segmentos homogêneos que posteriormente são classificados de acordo com um critério escolhido pelo o usuário.

A segmentação de multiresolução utilizada pelo e-Cognition é baseada na mescla de regiões do tipo *bottom-up regions* (regiões de baixo para cima), onde um menor objeto contém apenas um pixel (Laliberte *et al.*, 2004). O procedimento inicia-se com objetos do tamanho de um único pixel, os mesmos são então agrupados a módulos maiores até que um limiar superior seja alcançado (Benz *et al.*, 2004). Este limiar é informado pelo usuário através de três parâmetros: escala (*scale*), forma (*shape*) e compactidade (*compactness*). O algoritmo segue a referida formulação para o agrupamento dos objetos (Desclée, 2006) - Equação 5.14:

$$\omega_{\text{espectral}} \sum_{nb} \omega_b \sigma_b + (1 - \omega_{\text{sp}}) * \left(\omega_{\text{cp}} \frac{l}{\sqrt{np}} + (1 - \omega_{\text{cp}}) \frac{l}{lr} \leq h_{\text{sc}} \right) \quad (5.14)$$

Onde: nb = ao número de bandas espectrais;

ω_b = ao peso dado a cada banda espectral;

σ_b = à variação interna de um objeto para a banda espectral b ;

l = ao tamanho da borda do objeto;

np = ao número de *pixels*.

lr = à menor possibilidade de comprimento dado ao retângulo de um retângulo de *pixels*;

ω_{sp} = ao parâmetro espectral informado pelo usuário;

ω_{cp} = ao parâmetro de compacidade informado pelo o usuário;

h_{sc} = a escala de heterogeneidade informada pelo o usuário.

A escolha do valor de escala é livre, valores maiores de escala resultam em tamanhos maiores de objetos, enquanto valores menores resultam em objetos menores. Os parâmetros de forma e compacidade formam em conjunto o critério de homogeneidade. A homogeneidade mede o quanto homogêneo ou heterogêneo um objeto da imagem é, de acordo com os valores especificados. Este critério é calculado tendo como base os valores espectrais e de forma do objeto, os quais são inversamente proporcionais. O valor da forma pode variar entre 0,1 a 0,9 (10 a 90%). Quanto menor o valor atribuído à variável forma maior é o peso atribuído ao valor espectral do objeto, e vice e versa. A variável de compacidade também varia entre 0,1 e 0,9 e está relacionada com uma maior ou menor suavização das bordas dos objetos. O processo é interativo, sendo que após uma primeira segmentação os objetos podem ser selecionados individualmente para uma eventual nova segmentação dentro dos seus limites.

Após a etapa de segmentação os objetos são classificados. Existem várias opções no e-Cognition para a classificação dos objetos. Contudo, utilizou-se de um método de classificação não-supervisionada baseado em limiares espectrais a título de comparação com os outros classificadores.

Para a classificação não-supervisionada das imagens foram utilizados na etapa de segmentação valores de escala que variaram entre 100 e 1000. Valores entre 0,2 e 0,8 foram testados para a variável forma. Optou-se por manter a compacidade em 0,5 (padrão do programa) para todas as segmentações. Após esta etapa aplicou-se a ferramenta de limiar espectral automático para a classificação dos grupos. A ferramenta de união de polígonos foi utilizada para o agrupamento automático dos objetos contidos dentro de uma mesma classe. A separação entre arbóreo e não-arbóreo ocorreu de forma arbitrária, assim como nos outros programas.

5.7.3 O programa SPRING⁷

O SPRING⁷ (©1991-2011, DPI/INPE) foi o terceiro e último *software* utilizado nesta pesquisa na tarefa de classificação das imagens IKONOS. Este programa brasileiro é desenvolvido desde 1991 pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) utilizando a linguagem de programação C++ (Camara *et al.*, 1996). O SPRING é um programa gratuito que pode ser adquirido pelo sítio eletrônico do INPE, incluindo além de sua plataforma de trabalho, o seu código aberto. Ele possui uma interface gráfica desenvolvida para as plataformas Windows e Linux (Figura 5.11)

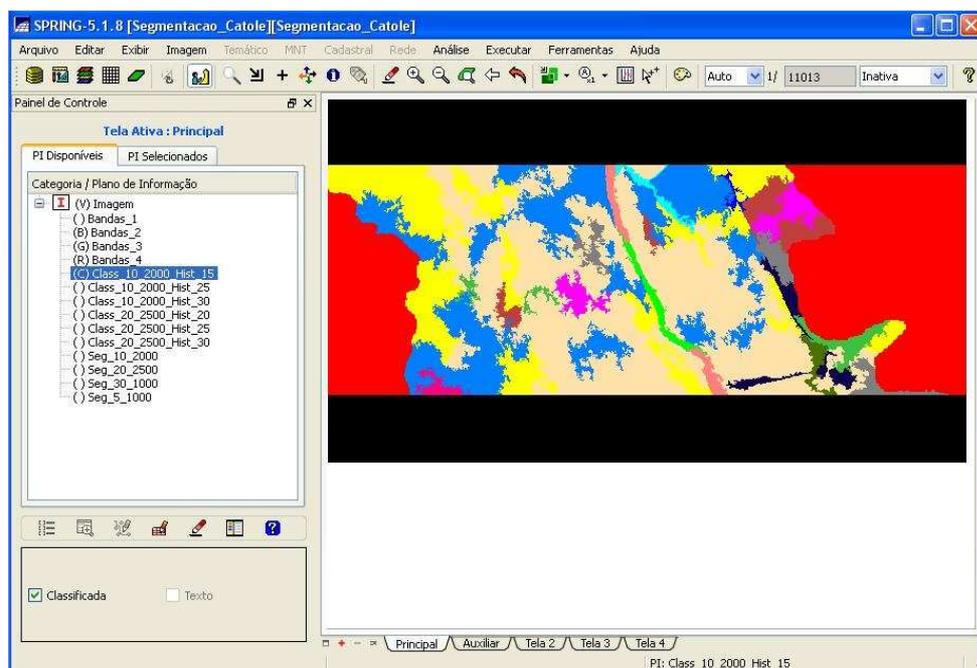


Figura 5.11: Interface gráfica do programa SPRING. A tela principal mostra o resultado de uma classificação. Fonte: INPE (©1991-2011 DPI/INPE)

Desde sua criação o programa foi pensado para atender as necessidades de monitoramento e a gestão dos recursos naturais, integrando em uma plataforma única ferramentas de sensoriamento remoto, geoprocessamento, manipulação de bancos de dados geo-espaciais e cartografia digital (Camara *et al.*, 1996). Por este motivo, pré-

⁷ O INPE possui os seguintes parceiros no desenvolvimento do SPRING: Centro Nacional de Pesquisa Tecnológica em Informática para a Agricultura (EMBRAPA/CNPQIA), Centro Latino-Americano de Soluções para Ensino Superior e Pesquisa (IBM Brasil), Grupo de Tecnologia em Computação Gráfica da PUC-Rio (TECGRAF/PUC-Rio) e Centro de Pesquisas "Leopoldo Miguez" (Petrobrás/CENPES).

configurações devem ser feitas antes do processamento das imagens, tais como a criação de um novo banco de dados, a escolha da projeção cartográfica, a definição das coordenadas da área de estudo e a seleção dos modelos de dados que integram o projeto. Após a etapa de configurações iniciais é possível realizar o processo de classificação de imagens. A classificação de imagem pode ser feita com base no pixel ou com base em objetos. Neste estudo adotaram-se apenas as classificações com base em objetos.

A atual versão do SPRING (v. 5.1.8) oferece dois algoritmos para a etapa de segmentação com base no objeto: crescimento de regiões e detecção de bacias. O processo de crescimento de regiões começa com a escolha automática de alguns “*pixels* sementes” (Dlugosz *et al.*, 2005). Estes *pixels* são agrupados com os seus vizinhos tendo como base um limiar de área e de similaridade espectral que são definidos pelo o usuário. A medida de similaridade do SPRING está relacionada com a distância euclidiana dos valores dos níveis de cinza médios de cada região e o seu valor máximo é igual à resolução radiométrica da imagem (Cruz, *et al.*, 2009). Sendo assim, duas regiões são distintas quando as diferenças de suas médias superam o valor estabelecido de similaridade. Por outro lado, duas regiões são agrupadas quando a diferença entre as médias é inferior ao valor pré-definido. Após o agrupamento de regiões com base nas diferenças espectrais, os objetos podem ser agrupados novamente se seus tamanhos forem inferiores ao valor do parâmetro área, o qual é também estabelecido pelo usuário.

A segmentação pelo método de detecção de bacias é realizada através de uma imagem resultante de detecção de bordas (Lopes, 2009). O algoritmo Sobel é utilizado pelo SPRING para determinar um limiar espectral de borda. Quando um valor superior a este limiar é encontrado inicia-se o processo de perseguição de borda (Lopes, 2009). O próximo passo é analisar qual *pixel* possui um valor espectral maior ao encontrado e seguir nesta direção até a próxima borda, e assim por diante, até que todos os objetos sejam identificados.

Após a etapa de segmentação inicia-se a classificação. Os algoritmos disponíveis no SPRING para a classificação orientada ao objeto são: Isoseg (Mather, 2004); o Bhattacharya (Tso e Mahter, 2001), o Clatex (Körting, 2006) e o Histograma (Jensen, 2005).

Nesta pesquisa utilizou-se para segmentar e classificar as cenas IKONOS a segmentação por crescimento de regiões e a classificação não-supervisionada baseada no Histograma. Estes dois métodos foram escolhidos por se assemelharem aos que foram utilizados nos outros programas para o mesmo procedimento.

Em testes realizados em cada um dos sítios de análise, o valor de similaridade variou entre 5 e 100, com incrementos de 5 em 5. O valor de área variou entre 1000 e 3000 com incrementos de 500 em 500. Após a segmentação, as imagens foram classificadas de

maneira não-supervisionada, tendo como referência os valores espectrais dos segmentos e o número de classes informado ao sistema. Nesta etapa, dois testes foram feitos variando o número de classes. No primeiro, o número de classes variou entre 7 e 10, de acordo com a análise visual da imagem. Como este intervalo de número de classes apresentou-se insuficiente para dividir os elementos das cenas, um novo teste foi implementado com valores entre 10 e 30 com incrementos de 10 em 10.

Todas as classificações resultantes foram analisadas visualmente e os melhores resultados foram separados para a etapa de validação.

5.7.4 Elaboração de Dados de Validação das Classificações

Dados de validação foram preparados com a finalidade de se avaliar os resultados obtidos por cada programa. Os dados de validação foram elaborados através da análise visual das imagens. A interpretação visual é um processo de análise das imagens, que está relacionado com a experiência de cada pessoa (Jensen, 2005). Duas interpretações quase sempre apresentam diferenças, mesmo que mínimas. Por este motivo, a comparação entre os resultados de classificação e os dados de validação torna-se mais confiáveis quando mais de uma imagem interpretada é utilizada.

Neste estudo, as classificações foram validadas a partir de uma imagem resultante de cinco interpretações visuais diferentes. O processo de aquisição desta imagem envolveu duas etapas: (i) análise visual individual e (ii) elaboração de uma imagem de moda estatística.

Na primeira etapa, cinco intérpretes realizaram a interpretação visual dos quatro recortes das cenas IKONOS: Catolé, Balneário, Agropop e Pântano. Os intérpretes possuíam diferentes níveis de formação acadêmica, sendo: 1 mestre em Geografia, 1 geógrafo e 3 estudantes de Geografia. Todos com experiência em processamento digital de imagem. As imagens foram entregues contendo as 4 bandas espectrais e com a máscara DTW aplicada. Para cada um, foi pedido que interpretasse a imagem de forma a separar todos os elementos individuais da cena, assim como no processo de segmentação. Cada intérprete realizou esta tarefa de forma individual, sem contato direto com os outros que desempenhavam o mesmo procedimento. Este contato poderia ocasionar influências nas interpretações de cada um.

Os resultados finais consistem em arquivos vetoriais do tipo polígono. Os polígonos foram agrupados em duas classes: *arbórea* e *não-arbórea*, seguindo os mesmos

procedimentos adotados para com os resultados das classificações. O passo seguinte foi realizar uma correção topológica nos arquivos vetoriais, para que os mesmos fossem corrigidos de eventuais buracos (*gaps*) ou sobreposições (*overlays*) contidos nos arquivos gerados. Após a correção topológica os arquivos vetoriais foram transformados em arquivos matriciais (*raster*) com a mesma resolução espacial da imagem (1m). Os valores atribuídos no arquivo matricial foram 10 para áreas arbóreas e 5 para áreas não arbóreas.

A etapa seguinte consistiu na elaboração da imagem de moda estatística dos resultados dos cinco intérpretes. Neste processo as cinco imagens são sobrepostas, para cada um dos 4 sítios de análise, e uma análise *pixel a pixel* da moda estatística é realizada através de um algoritmo específico (Figura 5.12).

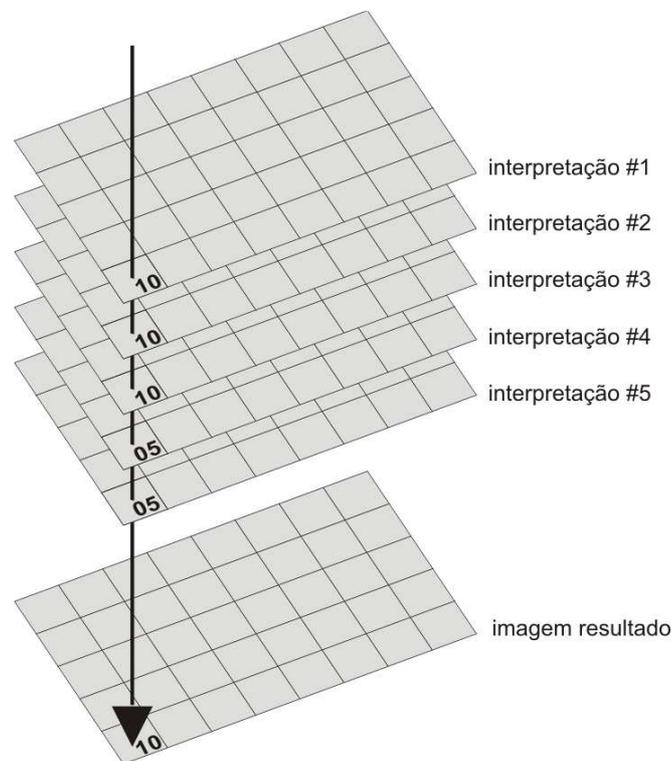


Figura 5.12: Elaboração da imagem de validação das classificações. O valor de cada *pixel* da imagem final é o resultado do valor de maior frequência das cinco interpretações visuais.

Cada célula da imagem final de validação é o resultado do valor de maior frequência entre as cinco interpretações visuais (moda estatística).

Os resultados obtidos pelos classificadores MAGIC, eCognition e SPRING também foram transformados em arquivos matriciais com resolução espacial de um metro. Contudo,

os valores atribuídos para as classes arbórea e não-arbórea foram respectivamente 1 e 0. A validação é feita com base na subtração entre as imagens de validação e o resultado da classificação (Figura 5.13). Uma matriz final foi construída onde todos os pixels de cada resultado são comparados com os dados de validação.

Validação			Classificação	
A	N		A	N
10	5	-	1	0
(a)		=	(b)	

		Classificação		
Validação		A	N	Sucesso
	A	9	10	Comissão
	N	4	5	Omissão
		(c)		

Figura 5.13: Esquema de validação das classificações. “A” corresponde às regiões arbóreas. “N” corresponde às regiões não-arbóreas. (a) valores das imagens de validação. (b) valores das imagens de classificação e (c) valores obtidos a partir da subtração entre os dados de validação e classificação.

Quatro valores são possíveis após a subtração entre os dados de validação e classificação. Os dois primeiros valores correspondem às áreas de sucesso da classificação (valores 9 e 5). Nestes casos os *pixels* arbóreas e não-arbóreas obtidos na classificação são equivalentes nos dados de validação. O terceiro caso corresponde aos erros de comissão (valor 4), que são às áreas que foram classificadas como arbórea, mas na validação são não-arbórea. O quarto caso são os erros de omissão (valor 10), estes estão relacionados às áreas que foram classificadas como não-arbóreas, mas que na verdade são arbóreas nos dados de validação.

Com este método foi possível avaliar a proporção em porcentagem do sucesso geral de cada classificação, tendo como base não apenas as áreas de sucesso, como também as áreas de omissão e comissão. O último procedimento adotado foi a aplicação de um teste estatístico que avaliou a significância entre as diferenças dos sucessos gerais das classificações.

O teste estatístico de McNemar foi utilizado para dados emparelhados (Samuels e Witmer, 1999). A hipótese nula (H_0) de que os resultados de dados emparelhados são estatisticamente iguais. A formulação do teste baseia-se no Qui-quadrado e é dado pela Equação 5.15 (Triola, 2008):

$$\chi^2 = \frac{(n_{10} - n_4)^2}{n_{10} + n_4} \quad (5.15)$$

Onde: n_{10} = corresponde ao número total de valores de omissão;
 n_4 = corresponde ao número total de valores de comissão.

Os valores da estatística McNemar de cada classificação, emparelhados 2 a 2 e tendo como referência o dado de validação, foi comparado com os resultados críticos da tabela Z. O valor crítico escolhido foi de significância de 0,01 com um grau de liberdade ($Z = 2,58$). Valores obtidos a partir da estatística McNemar que superam o valor crítico rejeitam a hipótese nula, ou seja, os resultados das classificações podem ser considerados estatisticamente diferentes.

5.8 Aquisição de Dados Espectrais e de Textura das Imagens

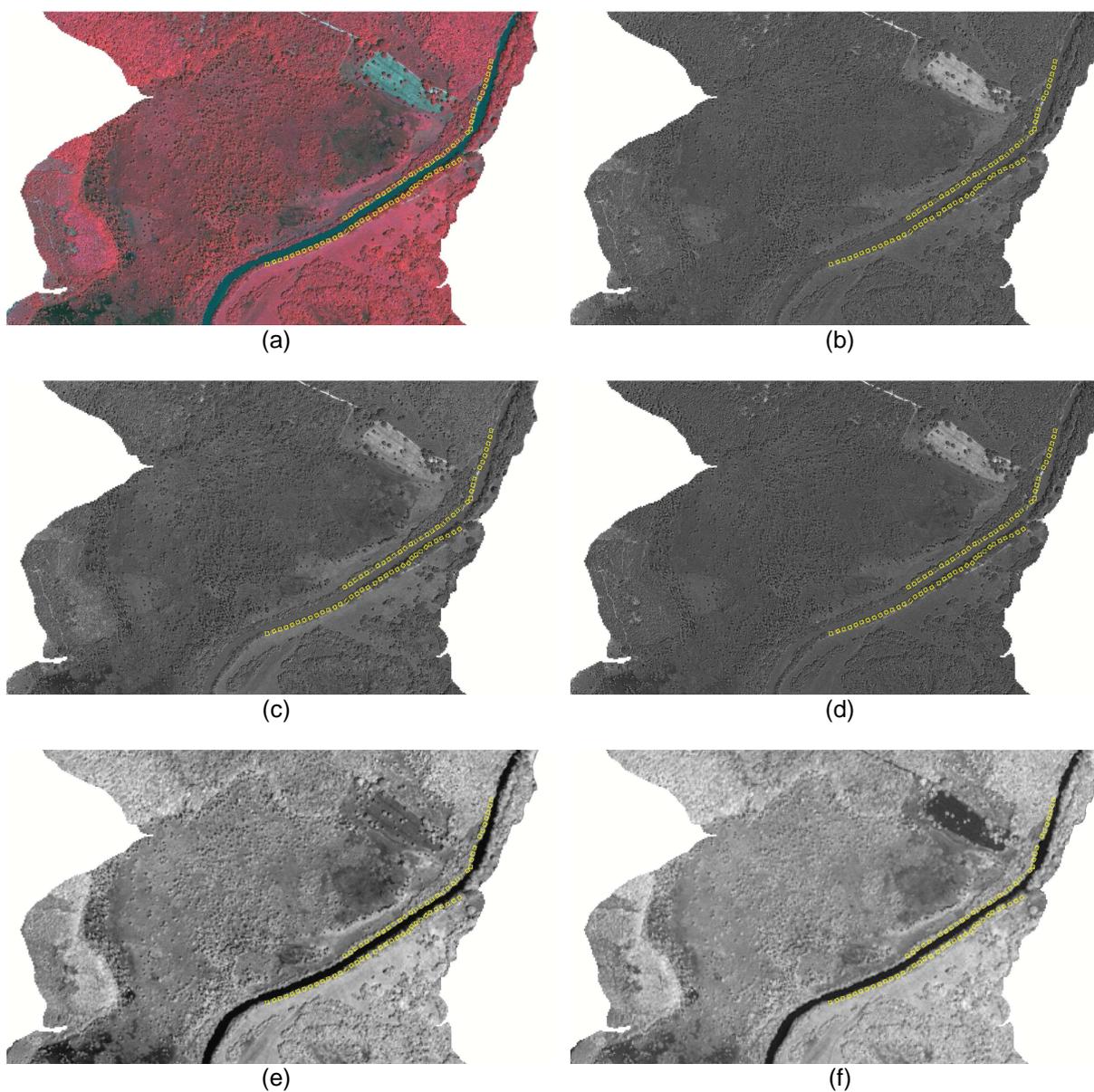
Os dados espectrais e de textura das imagens IKONOS foram obtidos para cada parcela de cada sítio de análise. Os valores adquiridos formam o conjunto das variáveis explanatórias, as quais foram utilizadas para modelar os parâmetros biofísicos obtidos e derivados dos dados de campo.

A aquisição foi feita com a sobreposição dos arquivos vetoriais das parcelas sobre cada imagem processada, de acordo com o parâmetro desejado, e a posterior extração dos valores médios por parcela. Todos os dados foram tabulados para a utilização na etapa de modelagem estatística.

5.8.1 Parâmetros Espectrais e Índices de Vegetação

Sete parâmetros espectrais divididos em dois grupos foram extraídos das cenas IKONOS (4m) com o objetivo de compor as variáveis explanatórias dos modelos biofísicos da vegetação arbórea ribeirinha.

O primeiro grupo corresponde aos valores médios das bandas espectrais das imagens IKONOS. Os valores médios dos índices de vegetação derivados das cenas IKONOS fazem parte do segundo grupo de variáveis. Os sete parâmetros espectrais finais são: (i) banda azul - *azul*; (ii) banda verde - *verde*; (iii) banda vermelha - *vermelha*; (iv) banda infravermelha - *IV*; (v) índice de vegetação da razão simples - *RS*; (vi) índice de vegetação da diferença normalizada - *NDVI*; (vii) índice de vegetação ajustado para o solo - *SAVI* (Figura 5.14).



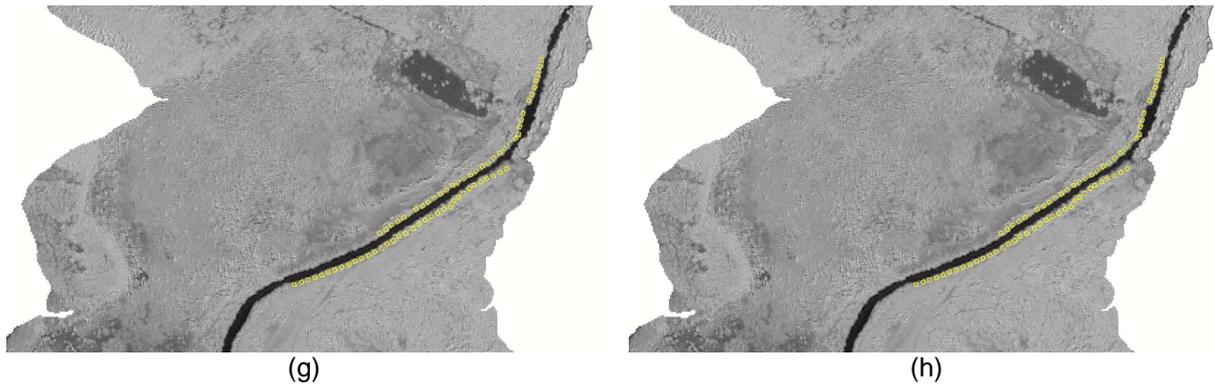


Figura 5.14: Imagens espectrais do sítio de análise Agropop. (a) composição colorida $rgb=4,3,2$; (b) banda azul; (c) banda verde; (d) banda vermelha; (e) banda infravermelha; (f) índice de razão simples; (g) índice da diferença normalizada e (h) índice ajustado para o solo.

5.8.2 Parâmetros de Textura: O Semi-variograma

Os semi-variogramas foram adquiridos de duas formas neste trabalho. A primeira de forma gráfica e a segunda em forma matricial (imagens). Os gráficos foram interpretados para o entendimento do comportamento da textura das imagens nas regiões de vegetação ribeirinha arbórea. As imagens dos semi-variogramas foram utilizadas para a extração dos valores médios dos parâmetros de pepita (*nugget*), alcance (*range*), patamar (*sill*), inclinação (*slope*), e índice de melhor ajuste (*index of goodness fit – IGF*) em cada uma das parcelas.

A aquisição dos gráficos foi feita através do programa VARIOWIN v.2.2 (©Pannatier, 1996). Este programa calcula os gráficos de semi-variogramas experimentais para várias direções a partir de uma amostra e de uma distância de análise que são informadas pelo usuário (Pannatier, 1996). As amostras foram obtidas a partir da banda pancromática da imagem IKONOS. Optou-se por amostras com tamanho de 13×13 *pixels*, uma vez que as amostras devem possuir uma quantidade suficiente de *pixels* para o cálculo de sua variância e por este valor se aproximar ao tamanho das parcelas. Devido ao pequeno tamanho da amostra adotou-se o valor de 8 para a distância de análise (*lag distance*).

As amostras foram preparadas antes do processamento no VARIOWIN. Polígonos de 13×13 m foram desenhados tendo como referência cada parcela e posteriormente utilizados para efetuar os recortes amostrais na imagem IKONOS. Ao contrário dos desenhos das parcelas que acompanharam o leito do rio, todos os polígonos foram orientados para o norte. Este procedimento é necessário, pois um dos objetivos das análises dos semi-variogramas é verificar a influência da direção nos dados de textura (anisotropia).

O programa VARIOWIN calcula o semi-variograma experimental a partir de três informações: (i) a coordenada x ; (ii) a coordenada y e (iii) um atributo z (neste caso, o valor digital de tom de cinza do *pixel*). As amostras IKONOS foram convertidas para arquivos do tipo de texto e importadas para o programa.

Para cada amostra, os semi-variogramas experimentais foram gerados nas direções 0° , 45° , 90° , 135° e omnidirecional - média de todas as direções (Figura 5.15). Os gráficos foram posteriormente interpretados.

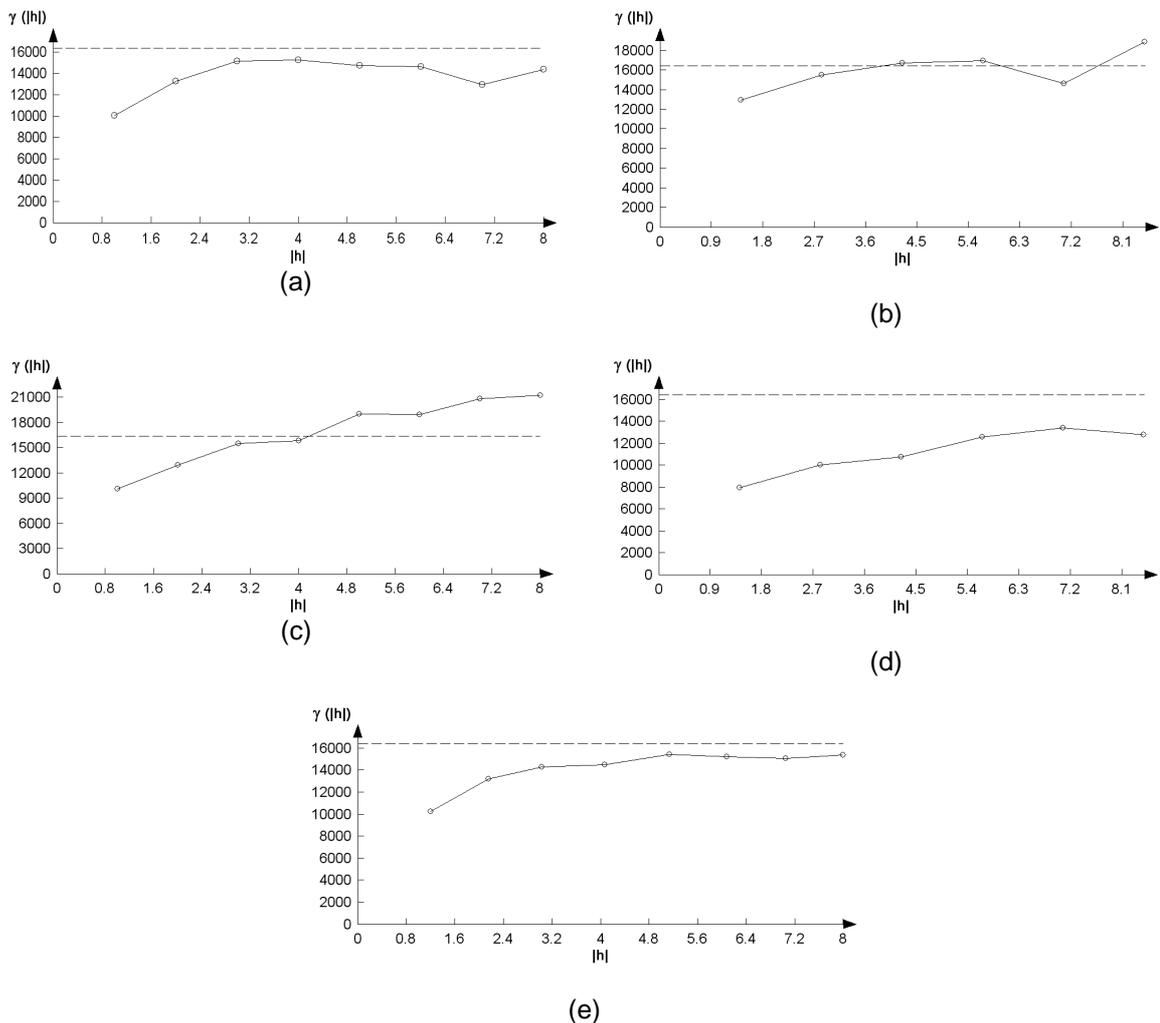


Figura 5.15: Semi-variogramas direcionais. (a) 0° ; (b) 45° ; (c) 90° ; (d) 135° e (e) omnidirecional.

As imagens dos semi-variogramas foram obtidas a partir do programa Variotex (©Philippe Maillard, 2011). Este programa, desenvolvido em linguagem C, calcula os valores nugget, range, sill, slope e IGF de um semi-variograma omnidirecional para cada *pixel* de uma imagem de entrada (Anexo 2). Os valores que devem ser informados pelo o usuário

são: o tamanho da janela de análise e a distância de análise. Os mesmos valores utilizados para gerar os gráficos experimentais dos semi-variogramas foram utilizados no Variotex. O resultado final é uma imagem contendo cinco bandas que correspondem aos parâmetros do semi-variograma. As feições do semi-variograma foram geradas de acordo com a equação reduzida da reta (Equação 5.16):

$$y=mx+q \tag{5.16}$$

Onde: m = ao coeficiente angular $((y'-y)/(x'-x))$;
 q = à ordenada do ponto n quando a reta cruza o eixo y .

O *sill* é o resultado da variância estimada entre os *pixels* analisados. Para o cálculo do coeficiente angular foi utilizado o quarto e o segundo elementos do gráfico. Estes dois valores foram escolhidos, pois após alguns testes, percebeu-se que há “estabilidade” nos dados a partir deste ponto no gráfico. O nugget provém do intercepto no eixo y , quando $x=0$ (q). O range é o resultado do valor da abscissa quando y atinge a variância estimada. Por fim, o IGF é obtido através do ajustamento dos pontos da reta pelo método dos mínimos quadrados (Figura 5.16).

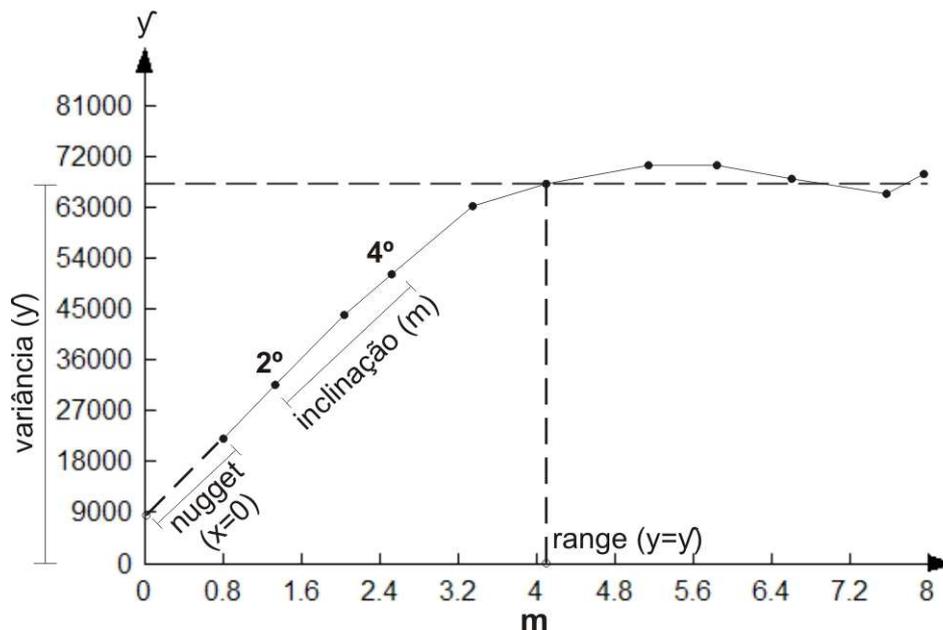


Figura 5.16: Gráfico ilustrativo da aquisição das feições de textura através do Variotex.

As parcelas foram sobrepostas às imagens geradas pelo Variotex para a obtenção dos valores médios de cada feição de semi-variograma. Estes dados foram utilizados como variável independente na etapa de confecção dos modelos.

5.8.3 Parâmetros de Textura: A Matriz de Co-ocorrência dos Níveis de Cinza

Cinco feições derivadas da Matriz de Co-ocorrência dos Níveis de Cinza (Grey Level Co-occurrence Matrix ou GLCM) foram utilizados na etapa de modelagem dos dados: contraste (CON), segundo momento angular (*angular second moment - ASM*), entropia (ENT), momento da diferença inversa (*inverse difference moment - IDM*) e correlação (COR). A banda pancromática foi escolhida para calcular as cinco características de textura. A escolha da banda pancromática deve-se a sua resolução espacial (1m) o que possibilita uma maior distinção das propriedades de textura entre os elementos contidos nas imagens IKONOS.

Uma janela de 13 x 13 *pixels* foi escolhida para o cálculo das feições. Este valor foi usado com base nos resultados de trabalhos anteriores, o tamanho das parcelas e pensando na possível aplicação dos modelos estatísticos nas cenas IKONOS de 4m (o que corresponderia à aproximadamente 3x3 *pixels*). Este valor de janela também corresponde ao valor utilizado nos semi-variogramas. Optou-se por utilizar a distância de análise (*d*) igual a cinco *pixels* tendo como referência os valores obtidos na análise dos semi-variogramas. Considerou-se a média entre todas as feições calculadas, uma vez que foi observado que as texturas da vegetação ribeirinha arbórea são isotrópicas.

Um programa especial, em linguagem computacional C, foi criado para calcular as feições de textura da imagem: MACOOC (matriz de co-ocorrência dos níveis de cinza - © *Philippe Maillard, 2010*). Este programa possibilita o cálculo das feições de textura, mesmo em regiões de borda da imagem, compensando os valores dos mesmos na matriz de co-ocorrência (Anexo 3).

O MACOOC necessita de dois arquivos de entrada, ambos do tipo matricial: uma imagem (no caso, a banda pancromática da imagem IKONOS) e uma máscara que é um arquivo matricial binário (imagem formada por valores igual a 0 ou 1). O MACOOC calcula os valores de textura para as regiões de valor igual a 1 na máscara, possibilitando a obtenção dos valores de texturas para áreas irregulares (polígonos irregulares). Os melhores resultados das classificações das imagens IKONOS foram utilizados como máscara de entrada no programa MACOOC.

A maioria dos programas de cálculo de textura elimina os valores obtidos nas bordas por não conseguir calcular as feições utilizando valores nulos. O MACCOOC, por sua vez, compensa esta falta de valores na janela de análise ajustando o número de co-ocorrências, a fim de calcular probabilidades comparáveis, utilizando assim todos os valores contidos na imagem. Os valores de probabilidades são então registrados em um arquivo matricial e redimensionados para números inteiros em uma escala de valores entre 0 a 10000.

O resultado final do processamento é composto por uma imagem que contém 5 feições, produto das cinco feições de textura e das quatro direções calculadas. Quatro imagens de textura foram criadas considerando os parâmetros de tamanho de janela e distância de análise entre os *pixels*. Uma para cada sítio de análise com bases nos parâmetros de cálculo: $w=13$; $d=5$. Os valores finais foram tabulados em conjunto com os dados biofísicos da vegetação ribeirinha e com os dados espectrais obtidos na etapa anterior.

5.9 Análise Estatística e Modelagem

Um modelo é como uma teoria que propõe relações entre variáveis (Triola, 2008). Os modelos estatísticos são expressos em maneira matemática, como equações, onde as relações entre as variáveis podem ser bem definidas (Fielding e Gilbert, 2000). Com o objetivo de analisar conjuntamente a correlação existente entre os valores espectrais e texturais da imagem com os dados dendrométricos obtidos em campo foi usado o método de análise de regressão múltipla.

Em alguns casos, duas variáveis se relacionam de forma determinística, o que significa que, dado um valor de uma variável, o valor da outra fica automaticamente determinado. A análise de regressão simples descreve a relação entre duas variáveis através de um gráfico e da equação da reta que melhor representa a relação entre elas (Triola, 2008). A reta é chamada de reta de regressão, e sua equação é denominada equação de regressão (Tabachnick e Fidell, 2007). A equação de regressão expressa uma relação entre x (chamada de variável explanatória, previsora ou independente) e y (chamada de variável resposta ou variável dependente). Quando utilizamos mais de duas variáveis a regressão torna-se múltipla e assim como a regressão simples temos uma variável dependente, mas agora duas ou mais variáveis previsoras - x_1, x_2, \dots, x_k (Howel, 2007). A notação geral de uma regressão múltipla é (Equação 5.17):

$$\hat{y} = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_kx_k + \varepsilon \quad (5.17)$$

Onde: \hat{y} representa a variável dependente esperada, $x_1 \dots x_k$ as variáveis independentes. Os outros termos são b_0 e b_1 que são estatísticas amostrais representadas respectivamente no gráfico como intercepto e inclinação da reta. O ε é o valor de erro inserido, uma vez que \hat{y} é um valor esperado e muitas vezes não o valor real – y (Triola, 2008).

A intensidade da relação linear entre os valores quantitativos emparelhados x e y em uma amostra é medido pelo coeficiente de correlação linear r (Triola, 2008). O coeficiente de correlação linear é também chamado de coeficiente de correlação do produto de momentos de Pearson, ou apenas coeficiente de Pearson (Howel, 2007). O cálculo do coeficiente de Pearson (r) é dado pela Equação 5.18:

$$r = \frac{n(\sum xy) - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{n(\sum x^2) - (\sum x)^2} * \sqrt{n(\sum y^2) - (\sum y)^2}} \quad (5.18)$$

Onde: r = ao coeficiente de correlação linear para uma amostra;
 n = ao número de pares de dados presentes;
 x = à variável independente e;
 y = à variável dependente.

Podemos encontrar uma equação linear que expresse y em função de x , se ocorrer uma correlação linear entre as variáveis predictoras e resposta. Todavia, um valor previsto para y não será necessariamente um valor exato, pois além da variável x , há outros fatores que afetam y . Por este motivo o coeficiente de correlação é ajustado levando em consideração estas variações. O coeficiente de determinação (R^2) é a quantidade de variação em y que é explicada pela reta de regressão. O coeficiente R^2 representa o coeficiente de determinação múltipla que é uma medida de quanto bem à equação de regressão múltipla se ajusta aos dados amostrais (Fielding e Gilbert, 2000).

Se uma equação de regressão múltipla se ajusta bem aos dados amostrais, ela pode ser usada para previsões, sendo assim denominadas de modelos estatísticos. O cálculo do R^2 é utilizado para avaliar estes modelos. Um ajuste perfeito é representado por um $R^2=1$ (ou 100%), para um ajuste nulo temos um $R^2=0$ (ou 0%).

O coeficiente R^2 pode aumentar pelo simples fato de adicionar mais variáveis à equação. No entanto, isto não significa que a melhor equação de regressão é a que utiliza todas as variáveis disponíveis. Por este motivo, o método de *Stepwise* foi usado para a

seleção das variáveis que melhor se ajustavam para a construção dos modelos. Este método inclui no modelo, a cada iteração, uma variável independente até encontrar a melhor equação de regressão (Hair *et al.*, 2005). Para que as variáveis fizessem parte da equação, a significância da correlação deveria ser menor que 0,05%.

O resíduo é a diferença entre o valor real e o que foi previsto para a variável dependente. A sua análise é uma importante medida na validação dos resultados da regressão. Os valores explicados pela reta de regressão não podem depender dos dados que não são explicados (Triola, 2008).

O objetivo dos modelos estatísticos é tentar explicar os dados biofísicos adquiridos em campo através dos dados espectrais e de textura. Para isto, os dados biofísicos compõem as variáveis respostas e os dados espectrais e de textura as variáveis previsoras. O resumo geral de todas as variáveis utilizadas pode ser verificado na Tabela 5.9:

Tabela 5.8 – Variáveis utilizadas na etapa de modelagem estatística

Variável	Grupo	Aquisição	Parâmetro
Resposta	Biofísico	Campo	Altura
		Derivado dos dados de campo	DAP
	AB		
	Volume		
	Densidade		
	Riqueza		
	Índice de Diversidade de Shannon		
	Índice de Diversidade de Margalef		
	Abertura do Dossel		
	LAI		
	Previsora	Espectral	Imagem IKONOS (4m)
Banda Verde			
Banda Vermelha			
Banda Infravermelha			
Índice da Razão Simples			
Índice da Diferença Normalizada			
Índice Ajustado para o Solo			
Textura		GLCM IKONOS (1m)	Contraste
			Segundo Momento Angular
			Entropia
			Momento da Diferença Inversa
			Correlação
		Semi-variograma IKONOS (1m)	Nugget
			Range
			Sill
			Slope
			IGF

Antes de se iniciar as regressões foi realizada uma análise das parcelas e de possíveis presenças de *outliers* nos dados. Algumas parcelas levantadas, pela equipe da

UNIMONTES, estão localizadas em áreas fora da vegetação arbórea (áreas de pastagem ou descampadas). Estas parcelas foram excluídas das regressões, uma vez que um dos objetivos da pesquisa é modelar apenas a vegetação ribeirinha arbórea. A identificação destas parcelas foi feita através das visitas de campo, da análise das planilhas do levantamento de campo e dos desenhos das parcelas realizados e sobrepostos às imagens.

Os *outliers* podem ser definidos como valores amostrais que se localizam muito longe da grande maioria dos outros valores (Triola, 2008). Ao explorarmos um conjunto de dados, os *outliers* devem ser considerados, pois eles podem influenciar fortemente os resultados das regressões.

Para a identificação dos possíveis *outliers* um diagrama de dispersão utilizando os dados normalizados (*z score*) de DAP e altura foi elaborado. Em um diagrama de dispersão, um *outlier* é um ponto que se situa muito afastado dos demais pontos amostrais. Estes pontos foram identificados e analisados individualmente, tendo como base as planilhas de levantamento de campo. Todas as parcelas consideradas *outliers* foram também desconsideradas na etapa de regressão.

Outro objetivo do diagrama de dispersão é de realizar uma possível divisão das parcelas em grupos homogêneos que poderiam ser testados também de forma individual nas regressões. Para etapa, utilizou-se o algoritmo *k-means* para realizar os agrupamentos das parcelas. As parcelas foram divididas em três classes distintas: grupo 1 - parcelas com menores valores de altura e DAP; classe 2 - grupos com valores medianos de altura e DAP e grupo 3 - parcelas com maiores valores de altura e DAP.

As regressões foram realizadas em cinco etapas diferentes (Tabela 5.10). Em um primeiro momento todas as parcelas selecionadas em cada um dos sítios de análise foram processadas em conjunto (Anexo 4). Este procedimento foi realizado para avaliar a possibilidade de elaboração de modelos explicativos únicos, mesmo com a variação de ambientes ao longo do Rio Pandeiros, e as diferentes datas de aquisição das cenas IKONOS. Nas etapas de dois a quatro, as parcelas foram separadas nos três grupos de vegetação e seus dados foram processados de forma individual, para verificar a influência dos diferentes padrões de estrutura nos resultados dos modelos. A última etapa do processamento envolveu a análise dos dados agrupados por cada cena IKONOS utilizada na constituição do mosaico.

Tabela 5.9 – Regressões realizadas para a elaboração dos modelos.		
Etapa de regressão	Sítios	Parcelas
1	Catolé, Balneário, Agropop e Pântano	todas
2	Catolé, Balneário, Agropop e Pântano	grupo 1 de vegetação
3	Catolé, Balneário, Agropop e Pântano	grupo 2 de vegetação
4	Catolé, Balneário, Agropop e Pântano	grupo 3 de vegetação
5	agrupados por cena IKONOS	todas

Após a elaboração das equações os melhores valores de R^2 foram escolhidos para o processo de aplicação dos modelos nas imagens de alta resolução. Este processo consiste em aplicar as equações obtidas nas imagens para elaborar mapas explicativos dos parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha arbórea. A análise visual e os coeficientes de determinação foram utilizados para avaliar o resultado final dos modelos.

CAPÍTULO 6 - RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados de acordo com a metodologia empregada. O capítulo é dividido em seis seções: (i) processamento das imagens Landsat-5 TM; (ii) delimitação da zona ribeirinha e espacialização das parcelas; (iii) análise estatística dos dados biofísicos de campo; (iv) classificação não-supervisionada da vegetação arbórea ribeirinha; (v) textura de imagem e (vi) modelos explicativos da vegetação ribeirinha.

6.1 Processamento das Imagens Landsat-5 TM

6.1.1 Pré-Processamento: Correção Geométrica

Pontos de controle obtidos em campo e a banda pancromática de uma cena Landsat-7 ETM+, previamente corrigida, foram utilizados no processo de correção geométrica das imagens Landsat-5 TM. Um polinômio de primeiro grau foi usado para corrigir as imagens, uma vez que, o relevo da área de estudo é relativamente plano. As cenas de 1987 e 2009 foram corrigidas de forma independente uma da outra, utilizando amostras diferentes para cada época. A quantidade e a localização dos pontos selecionados seguiram os critérios de estarem bem espalhados na imagem, e que ao término do processo, o erro médio quadrático (*root mean square error* – RMSE) fosse menor do que um *pixel* ou 30m. Os resultados das correções são apresentados nas Tabelas 6.1 e 6.2:

Tabela 6.1 – Resultados da correção geométrica da imagem Landsat-5 TM / 1987.

Ponto	Célula – X	Célula – Y	UTM-E (m)	UTM-N (m)	RMSE (pixel)
1	4.525,02	5.597,06	539.650,25	8.339.122,79	0,85
2	4.441,05	5.774,06	537.096,34	8.333.809,97	0,54
3	2.926,15	7.186,99	491.858,00	8.291.452,11	0,82
4	3.710,14	8.250,06	515.168,26	8.259.619,92	0,92
5	4.835,13	6.949,12	548.918,11	8.298.590,42	3,21*
6	3.695,98	6.075,93	514.803,74	8.324.781,51	2,02*
7	3.396,04	6.246,13	505.866,06	8.319.679,61	1,32*
8	3.165,16	7.243,91	498.994,24	8.289.771,68	0,81
9	4.041,05	7.937,02	525.094,77	8.268.981,62	0,51

* Pontos descartados por apresentarem RMSE superior a um pixel.

Dos nove pontos utilizados para a imagem de 1987, seis foram aproveitados. O erro total foi de 4,45 *pixels*, que corresponde na imagem Landsat-5 TM a 133,5m (4,45 x 30m). A média geral de erro foi de 0,74 *pixels* ou 22,2m.

Tabela 6.2 – Resultados da correção geométrica da imagem Landsat-5 TM / 2009.

Ponto	Célula – X	Célula – Y	UTM-E (m)	UTM-N (m)	RMSE (pixel)
1	4.872.983	5.180.950	539.373,96	8.345.876,59	0,43
2	5.114.694	5.198.908	546.633,41	8.345.303,20	0,46
3	4.559.968	4.888.033	530.001,64	8.354.715,00	1,91*
4	5.361.907	5.617.759	554.110,24	8.332.718,67	0,86
5	4.457.081	5.112.010	526.910,40	8.347.957,89	0,42
6	4.750.014	5.638.067	535.716,12	8.332.135,20	0,69
7	5.087.965	4.991.966	545.803,39	8.351.525,82	0,64
8	5.295.037	5.873.018	552.083,58	8.325.117,75	1,06*
9	4.881.067	5.405.677	539.625,18	8.339.111,60	0,47
10	4.796.030	5.582.926	537.083,24	8.333.788,46	0,72
11	4.488.946	5.153.012	527.900,00	8.346.727,77	1,22*
12	4.872.477	5.071.676	539.360,58	8.349.150,84	0,26
13	4.519.019	7.525.037	528.787,26	8.275.604,49	0,83
14	4.678.895	7.495.648	533.601,62	8.276.478,00	0,05
15	4.428.497	7.462.902	526.048,48	8.277.464,87	1,81*
16	4.373.623	7.477.420	524.450,92	8.277.016,87	0,55
17	4.552.474	7.629.444	529.796,89	8.272.463,61	0,57
18	4.771.198	7.562.846	536.401,18	8.274.462,59	1,06*
19	4.715.434	7.645.465	534.705,07	8.271.979,47	0,44
20	4.959.607	7.314.382	542.037,26	8.281.904,89	0,40
21	4.747.348	7.170.385	535.659,17	8.286.246,80	0,90
22	4.439.487	7.183.305	526.356,23	8.285.880,23	2,96*

* Pontos descartados por apresentarem RMSE superior a um pixel.

Para imagem de 2009, dezesseis pontos foram usados no total, com seis descartes. O erro total obtido foi de 8,69 *pixels* (260,70m) e a média alcançada foi de 0,54 *pixels* (16,2m). As imagens dos dois períodos foram sobrepostas após a correção geométrica para conferência visual, e foi observada grande correspondência espacial entre elas.

As demais cenas Landsat-5 TM adquiridas neste estudo para análise de eventos de incêndio não foram corrigidas. Neste caso, cada imagem foi analisada individualmente, não necessitando de sobreposição de camadas de informação ou de imagens.

6.1.2 Avaliação do Mapeamento de Uso e Ocupação do Solo

Os resultados da classificação das imagens Landsat-5 TM para os períodos de 1987 e 2009 são apresentados nas suas respectivas matrizes de confusão (Tabela 6.3 e 6.4). Os mapas de classificação foram apresentados na subseção 4.1.4. Para cada classe o número de amostras usadas pelo sistema foi praticamente o mesmo ($n \approx 45$), salvo na classe *Plantio/Cerrado em Regeneração* do ano de 2009 onde o número total de amostras é de 90. Este número é resultado da junção entre duas classes prévias: *Plantio/Cerrado em Regeneração* e *Eucalipto*. Este procedimento foi tomado, uma vez que a resposta espectral destas duas classes é semelhante para o ano de 2009. Foi possível observar em campo que muitos dos projetos de eucalipto na área de estudo foram abandonados. Com isto, estas antigas áreas de silvicultura foram transformadas em pastagens, ou áreas de regeneração de cerrado.

A classe *Urbano*, que aparece nos mapas de uso e ocupação do solo, foi interpretada visualmente nas imagens e sobreposta nos mapas finais. Este critério foi adotado para evitar confusão de classificação entre esta classe e a de *Solo Exposto*. Neste caso específico, a interpretação visual é viável, uma vez que na área de estudo, a única área urbana expressiva é a sede do município de Bonito de Minas.

Tabela 6.3 – Matriz de confusão da classificação Landsat-5 TM / 1987.

Classe	Amostra (n)	Omissão (%)	Água	Plant./ Cer. Reg.	Solo Exp.	Cerr.	Mata Seca	Aflor. Roch.	Veg. Hidr.
Água	59	100,0	59	0	0	0	0	0	0
Plantio/ Cer.Reg.	45	93,3	0	42	1	2	0	0	0
Solo Exposto	44	100,0	0	0	44	0	0	0	0
Cerrado	45	71,1	0	9	0	32	4	0	0
Mata Seca	45	100,0	0	0	0	0	45	0	0
Aflor. Rochoso	45	95,6	0	1	0	0	1	43	0
Veg. Hidrófila	45	95,6	0	2	0	0	0	0	43
Total	328		59	54	45	34	50	43	43
Comissão (%)			100,0	77,8	97,8	94,1	90,0	100,0	100,0
Sucesso Total (308/328) = 93,9%			Estatística Kappa (x100) = 92,9%						

A classificação do ano de 1987 possui um sucesso geral de 93,9% e uma estatística Kappa de 92,9%. Este resultado é superestimado pelo fato de que a maior parte das amostras utilizadas foi escolhida através de interpretação visual em conjunto com outras poucas obtidas nos trabalhos de campo. Mesmo com valores superestimados, é possível verificar grande correspondência ao comparar o resultado final com o conhecimento de campo. O pior resultado individual da matriz é o da classe *Cerrado* (71,1%). O *Cerrado* apresentou confusão com as classes *Plantio/Cerrado em Regeneração* e *Mata Seca*. Este fato pode ser explicado devido à utilização de amostras de teste provenientes da zona ribeirinha próxima ao sítio Balneário, onde é comum a presença de espécies de *Mata Seca*.

Tabela 6.4 – Matriz de confusão da classificação Landsat-5 TM / 2009.

Classe	Amostra (n)	Omissão (%)	Água	Plant./ Cer. Reg.	Solo Exp.	Cerr.	Mata Seca	Aflor. Roch.	Veg. Hidr.
Água	46	93,5	43	0	0	0	0	3	0
Plantio/ Cer.Reg.	90	100,0	0	90	0	0	0	0	0
Solo Exposto	54	83,3	0	9	45	0	0	0	0
Cerrado	45	91,1	0	0	0	41	0	0	4
Mata Seca	45	88,9	0	0	0	1	40	4	0
Aflor. Rochoso	45	82,2	0	0	0	0	8	37	0
Veg. Hidrófila	44	93,2	0	0	0	3	0	0	41
Total	369		43	99	45	45	48	44	45
Comissão (%)			100,0	91,1	83,3	84,1	83,3	100,0	100,0
Sucesso Total (337/369) = 91,3%			Estatística Kappa (x100) = 90,1%						

O resultado final obtido para o ano de 2009 foi semelhante ao de 1987. O sucesso da classificação é de 91,3% com um Kappa de 90,1%. Neste caso os piores resultados individuais são os das classes *Afloramento Rochoso* e *Solo Exposto*. A classe *Afloramento Rochoso* apresentou confusão com a classe *Mata Seca*, uma explicação para este fato é que a mata seca localiza-se nas áreas cársticas de afloramento rochoso, o que ocasiona uma resposta espectral semelhante no período de ausência de folhas nas árvores. Por sua vez, a classe *Solo Exposto* apresentou confusão de classificação com a classe *Cultivo/Cerrado em Regeneração*. Isto acontece porque a resposta espectral das áreas de estágio inicial de regeneração da vegetação assemelha-se a das áreas de solo exposto.

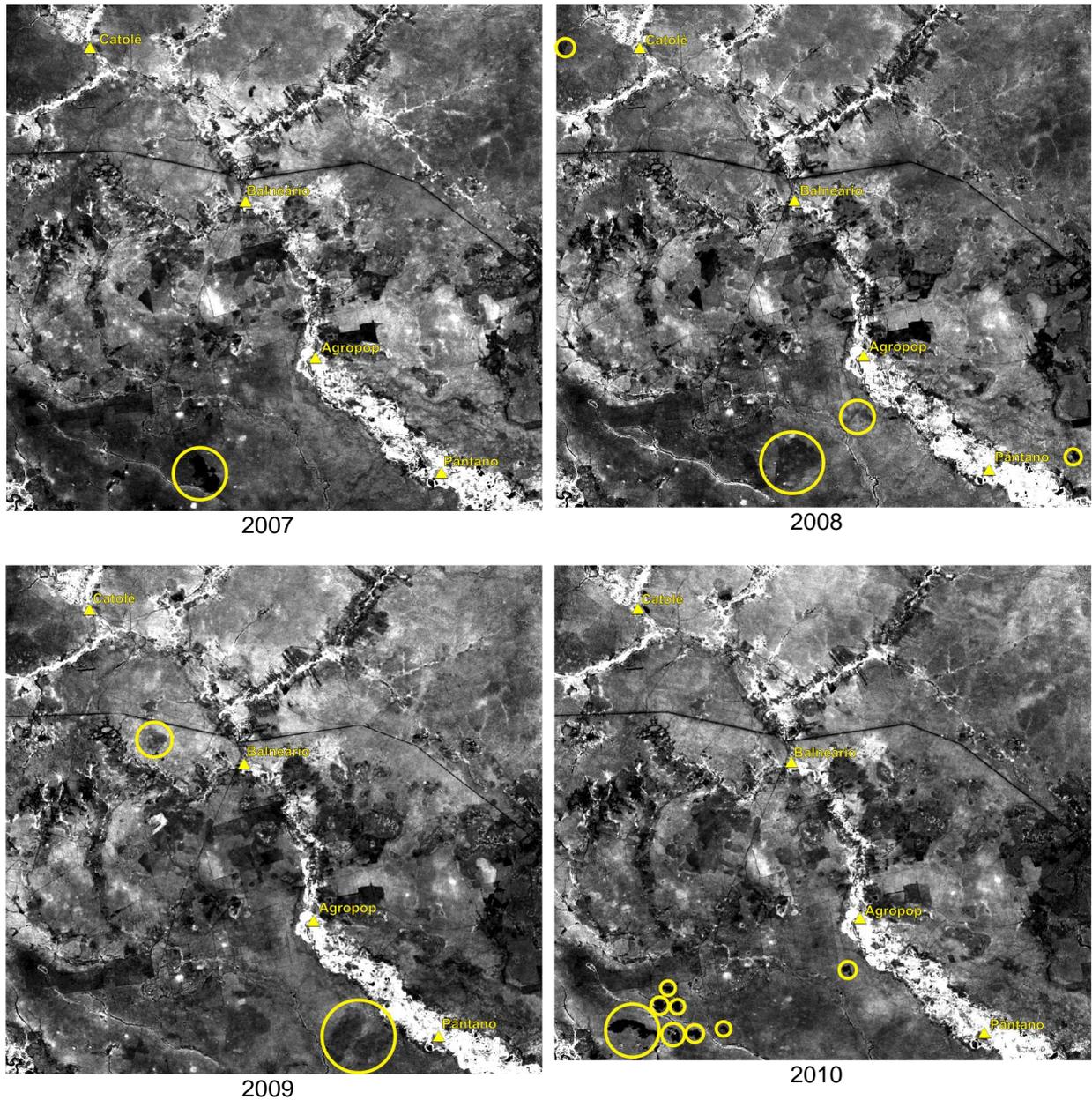
6.1.3 Análise de Eventos de Incêndios nas Imagens Landsat-5 TM

As imagens IKONOS não foram adquiridas no mesmo período da coleta dos dados biofísicos da vegetação ribeirinha. Enquanto as cenas utilizadas neste estudo são provenientes dos anos de 2009 e 2010, os trabalhos de campo para coleta dos parâmetros biofísico da vegetação ribeirinha foram executados entre 2007 e 2008. Possíveis eventos de incêndio entre estes períodos poderiam modificar a estrutura da vegetação, impossibilitando a modelagem estatística entre os dados de campo e os dados provenientes das imagens de alta resolução.

Por este motivo, uma análise visual de possíveis eventos de incêndio foi efetuada, utilizando o índice de vegetação NDVI provenientes de cenas Landsat-5 TM. As imagens NDVI foram escolhidas por serem amplamente utilizadas em estudos de sensoriamento remoto aplicado à vegetação e por representarem a atividade fotossintética da vegetação de uma região. Quanto maior o valor do *pixel* em uma imagem NDVI, maior será a atividade fotossintética, e por conseqüência, maior a cobertura vegetal (ex.: áreas de floresta, silvicultura ou agricultura). Por outro lado, quanto menor o valor dos *pixels* na imagem NDVI, menor será a atividade fotossintética de uma área, indicando uma menor presença de vegetação (ex.: região de água, solo exposto ou áreas urbanas).

Os eventos de queimada apresentam-se como polígonos escuros irregulares nas imagens NDVI. No entanto, estes polígonos escuros são facilmente confundidos com áreas de lagoas marginais ou de represas em regiões ribeirinhas. Neste caso, uma forma de confirmar ou não os eventos de incêndio é analisar uma série temporal de imagens para verificar as diferentes respostas espectrais NDVI de um período para o outro.

Para a análise visual, oito cenas Landsat-5 TM adquiridas entre 2007 e 2010 foram utilizadas. Cada cena Landsat-5 TM abrange todos os sítios de análises. Uma imagem no período seco e outra no período úmido foram adquiridas para cada ano. A Figura 6.1 mostra as imagens NDVI, nos períodos secos de 2007 a 2010.



Figuras 6.1: Imagens Landsat-5 TM (NDVI) da região dos sítios de análise. Os círculos em amarelo apontam para possíveis eventos de incêndios.

Os eventos de incêndio identificados estão localizados em regiões de cerrado, longe dos sítios de análise. Os mesmos não influenciaram diretamente na mudança da estrutura da vegetação estudada. Não foram encontrados eventos de incêndio ou mesmo de desmatamento, ao avaliar individualmente cada sítio de análise.

No entanto, é importante ressaltar que a resolução espacial da imagem Landsat-5 TM é fator limitante para eventos de pequenas proporções em escala local, tais como retirada seletiva de árvores na zona ribeirinha e pequenos incêndios controlados. Neste caso, séries temporais de imagens de alta resolução são necessárias para a detecção de mudança nos valores de NDVI da vegetação.

6.2 Delimitação da Zona Ribeirinha e Espacialização das Parcelas

A delimitação da zona ribeirinha foi realizada a partir da aplicação do algoritmo DTW no modelo digital de superfície SRTM, interpolado para a resolução espacial de 4 metros. A superfície DTW da área de estudo é demonstrada na Figura 6.2:

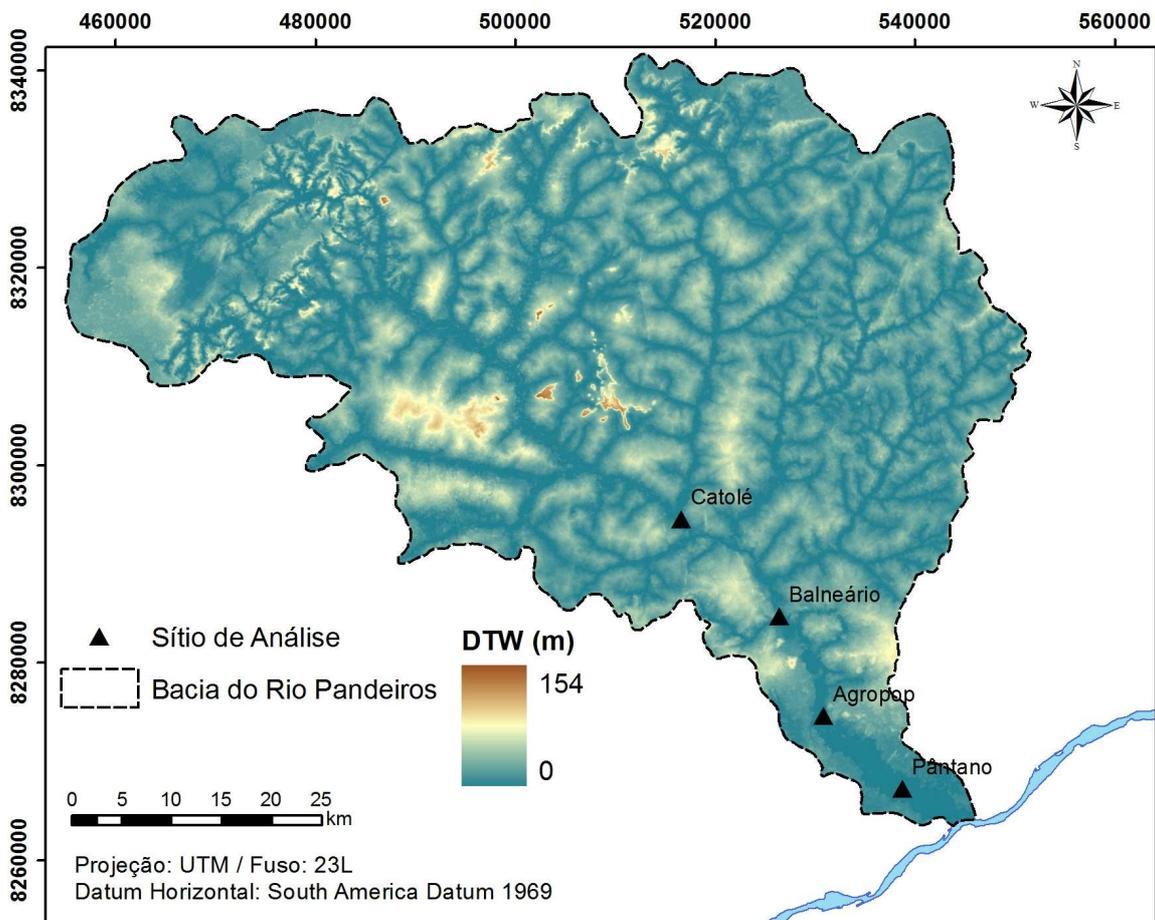


Figura 6.2: Superfície DTW da bacia do Rio Pandeiros.

A superfície DTW desconsidera o efeito da topografia no sentido montante-jusante, sendo que sua elevação possui como referência de nível a rede hidrográfica da bacia. As regiões de maior elevação correspondem a afloramentos rochosos de calcário, que estão presentes em toda a bacia. Na área de estudo a maior elevação relativa é de 154m.

Em seguida, o limiar de altura DTW correspondente às zonas ribeirinhas foi determinado. Nesta etapa, isolinhas foram geradas e sobrepostas à imagem IKONOS. As

isolinhas geradas possuíam equidistância variando de 0,5 a 10m. A análise visual e o conhecimento de campo nortearam a escolha do melhor limiar (Figura 6.3).

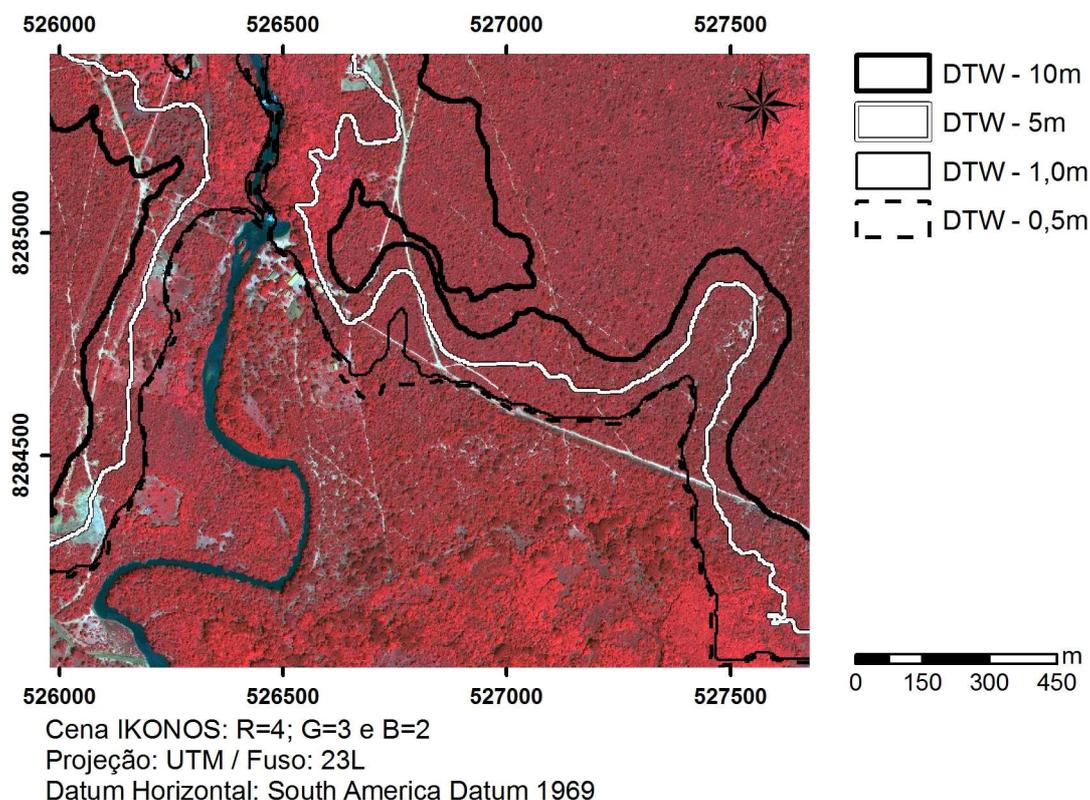


Figura 6.3: Limiares DTW para a região do sítio Balneário.

O limiar de 5 metros foi o que melhor se ajustava à zona ribeirinha, com base na análise do mesmo ao longo de todo mosaico das cenas IKONOS. Cabe ressaltar que a área de estudo analisada não possui variações topográficas significativas na região ribeirinha, predominando uma topografia plana e de baixa declividade. Esta característica, somada a resolução espacial da imagem SRTM (original de 90m) e a escala da hidrografia utilizada (1:100.000), fez com que o limiar de 5 metros não delimitasse com maior precisão as zonas ribeirinhas.

Duas regiões tampões foram elaboradas para avaliar de forma comparativa o resultado do limiar DTW no processo de delimitação da região ribeirinha (Figura 6.4). As zonas tampões definidas foram de 30 e 50m a partir da margem do rio, conforme a legislação ambiental brasileira referente às Áreas de Preservação Permanente ao longo dos cursos hídricos (CONAMA, 2002; BRASIL, 1989).

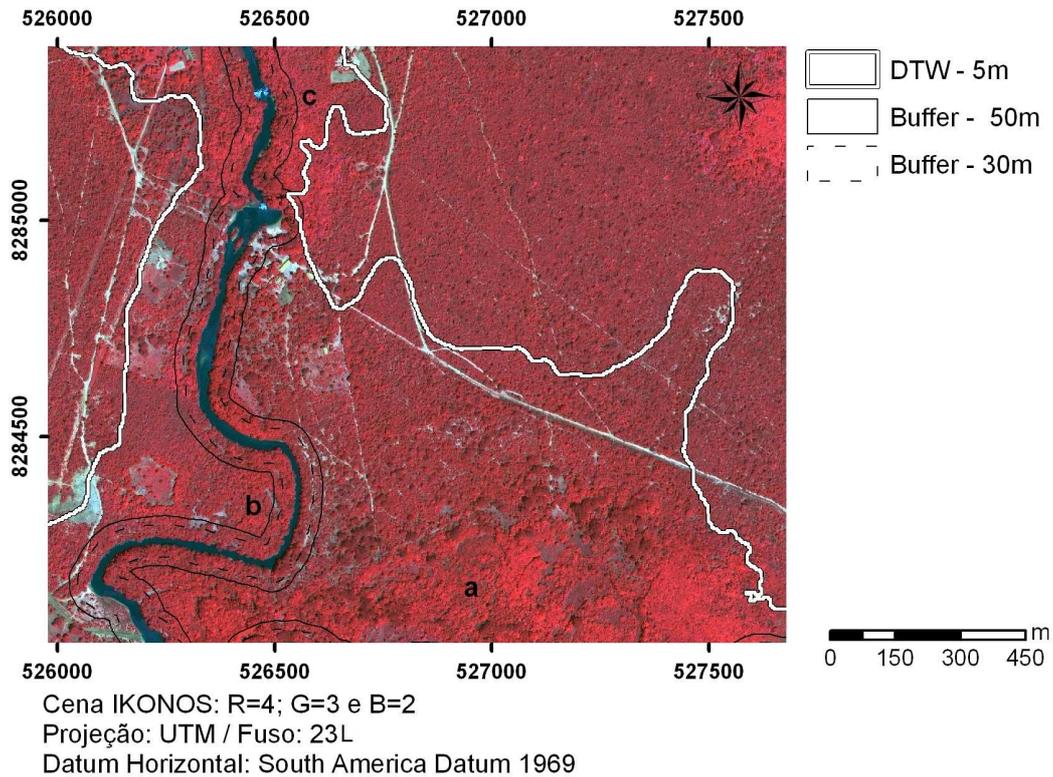
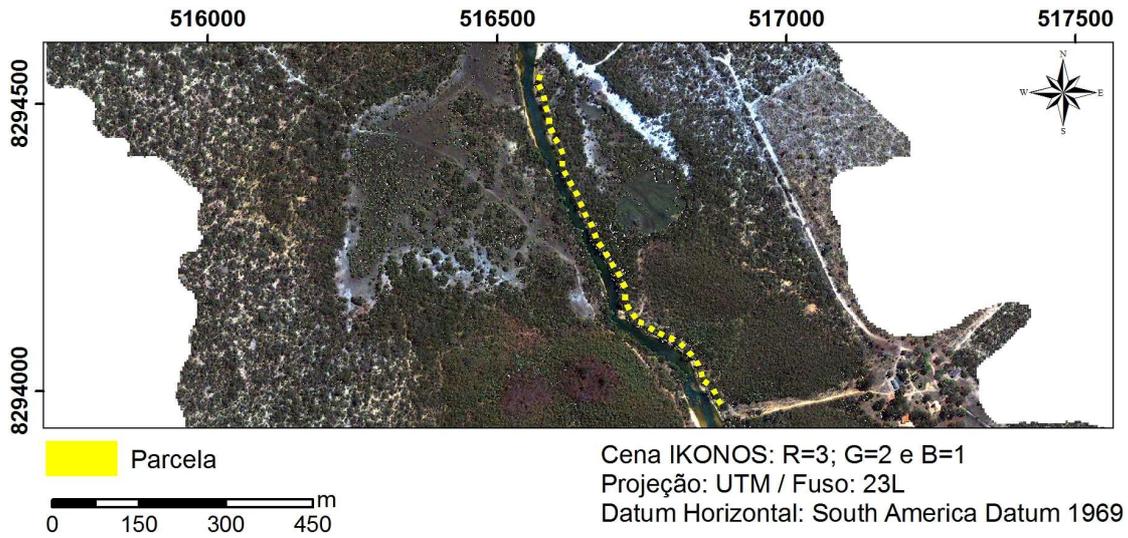


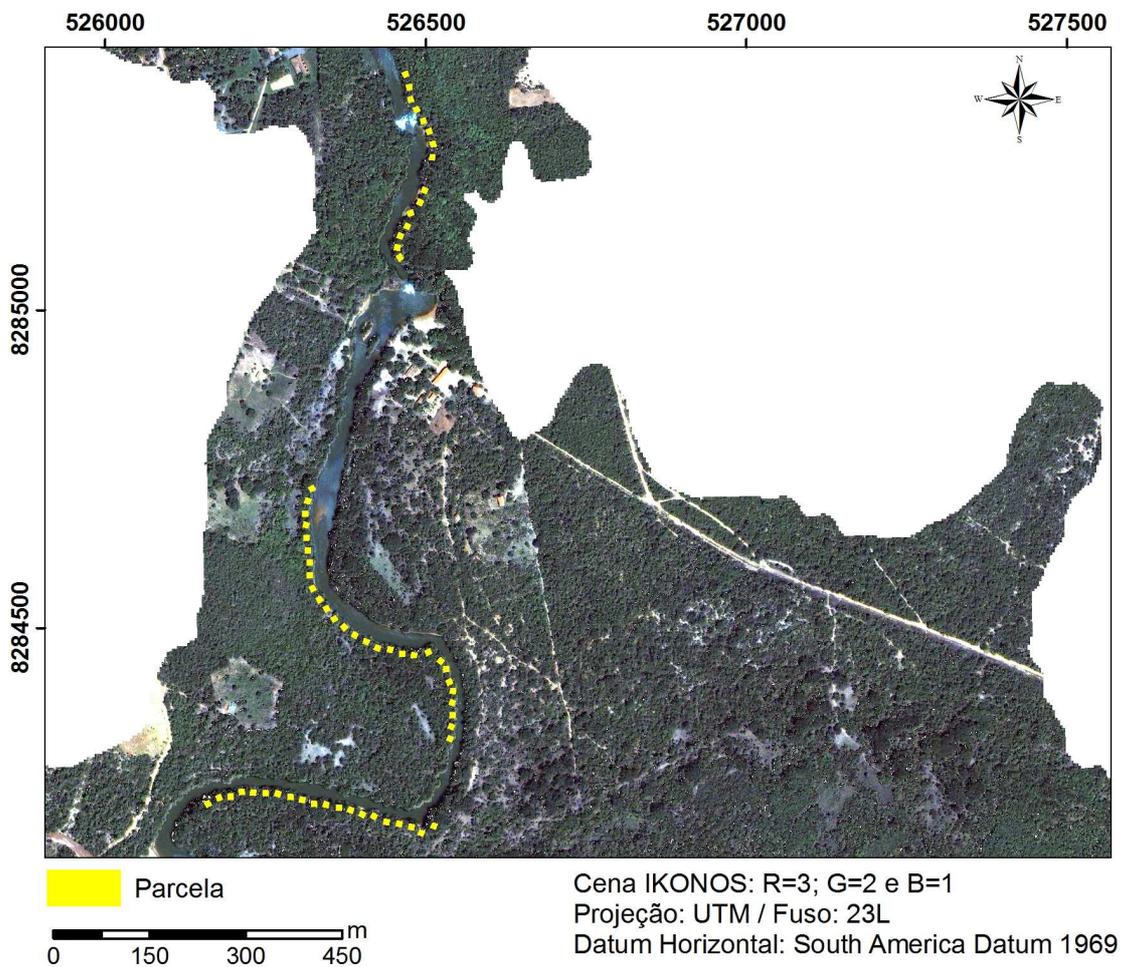
Figura 6.4: Limiares DTW na região do sítio Balneário.

Embora esta pesquisa não tenha utilizado dados de validação confiáveis para a delimitação da zona ribeirinha, é possível afirmar, através da análise visual e conhecimento de campo, que o DTW/5m apresenta melhor delimitação quando comparado com a metodologia proposta pela legislação ambiental. As zonas tampões de 30 e 50 metros não delimitam extensas áreas ribeirinhas na imagem, assim como nas regiões a, b e c da Figura 6.4. Este mesmo processo foi verificado em outras regiões da cena IKONOS.

O limiar DTW/5m foi aplicado nas imagens IKONOS para a delimitação de toda a região ribeirinha presente no mosaico. A Figura 6.5 apresenta as imagens de cada um dos sítios de análise com a aplicação da máscara DTW/5m e com a espacialização das parcelas, que foram georreferenciadas em campo. Estas imagens foram utilizadas na etapa de classificação não-supervisionada da vegetação arbórea da região ribeirinha.



(a)



(b)

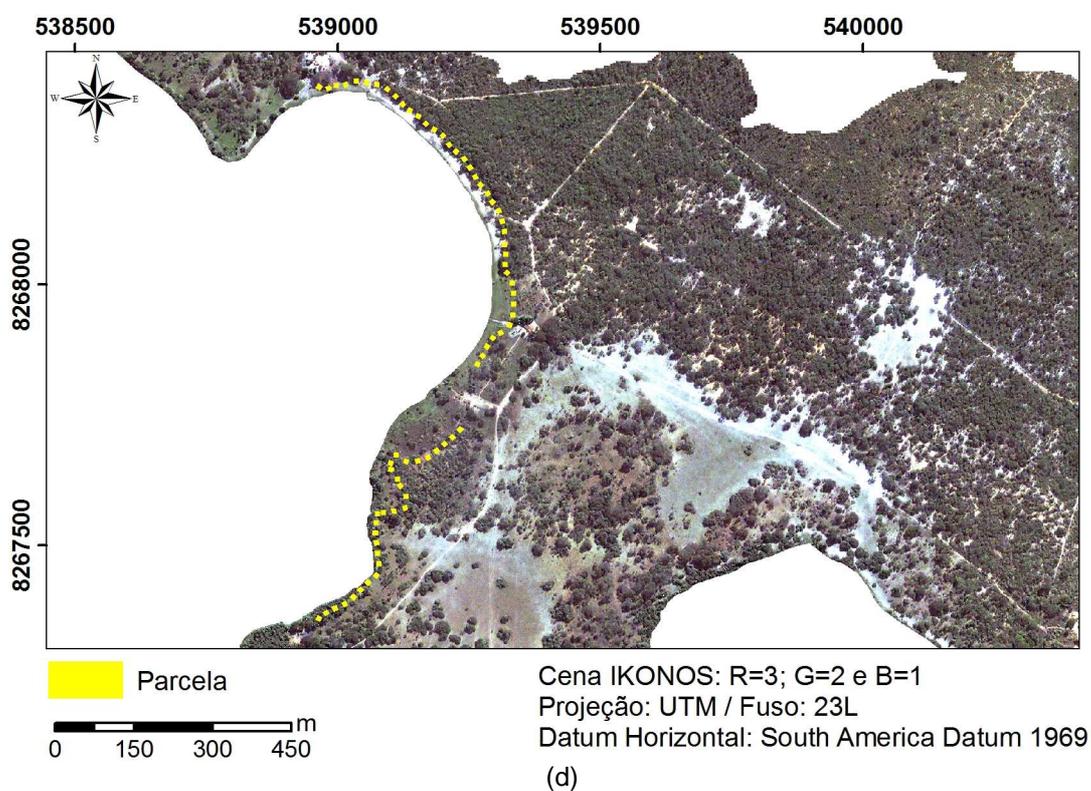
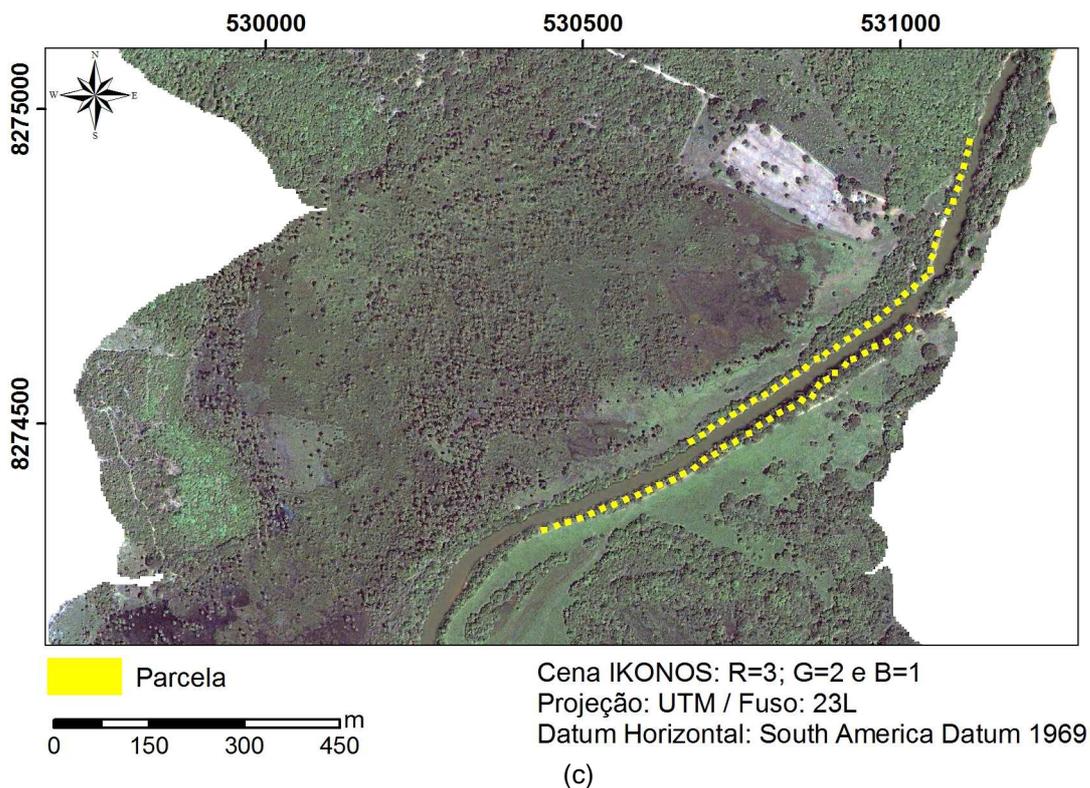


Figura 6.5: Localização das parcelas nas imagens IKONOS com máscara DTW/5m. (a) Sítio Catolé; (b) Sítio Balneário; (c) Sítio Agropop e (d) Sítio Pântano.

Ao analisar a localização das parcelas nas imagens de alta resolução, verificou-se que determinadas parcelas encontram-se em áreas não-arbóreas (áreas de solo exposto ou pastagens). Todas as parcelas nesta situação foram excluídas da etapa de modelagem dos parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha.

6.3 Análise Estatística dos Dados Biofísicos de Campo

A identificação de *outliers* foi feita através de análise gráfica dos valores normalizados (*z score*) dos dados de altura e DAP (Figura 6.6). Estes dados foram escolhidos, por ter sido os dados primários mensurados em campo, e por consequência, passíveis de erros de aquisição.

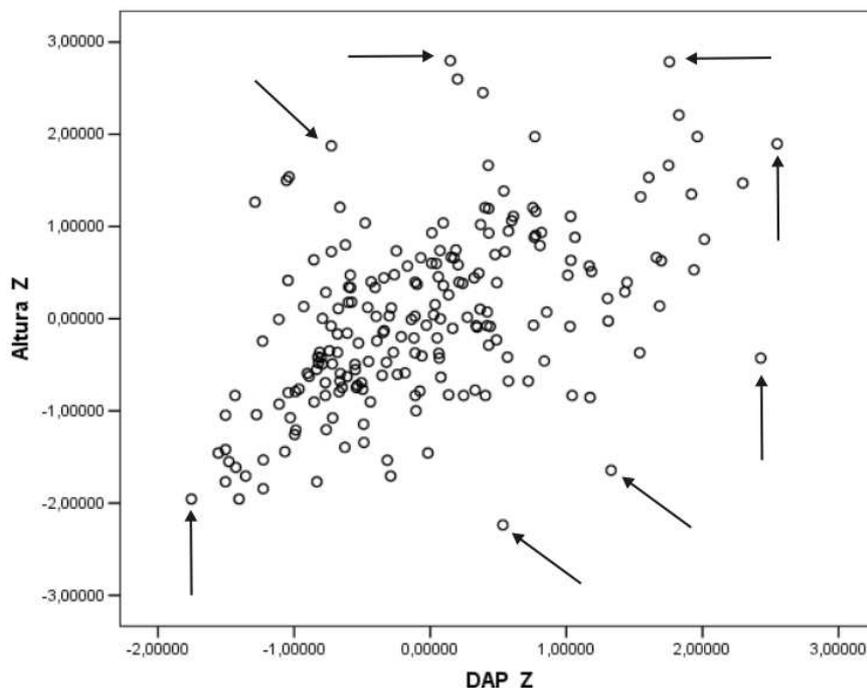


Figura 6.6: Gráfico de dispersão dos valores normalizados de Altura e DAP. As setas indicam casos de possíveis *outliers*.

Cada caso indicado pelo gráfico de dispersão foi verificado nas tabelas originais de dados de campo. Os *outliers* foram removidos e os dados finais foram utilizados na etapa de regressão para a elaboração dos modelos biofísicos da vegetação ribeirinha arbórea.

A quantidade final de parcelas utilizadas nas regressões, para cada um dos quatro sítios, é demonstrada na Tabela 6.5:

Tabela 6.5 – Relação entre os números de parcelas executadas, georreferenciadas e utilizadas nas regressões.

Sítio de Análise	Levantadas em Campo	Georreferenciadas	Utilizadas nas Regressões*
Catolé	70	35	35
Balneário	70	63	60
Agropop	70	70	62
Pântano	70	70	25
Total	280	238	184

* O valor final utilizado nas regressões desconsidera os *outliers* e as parcelas localizadas em regiões com ausência de vegetação arbórea (pastos ou solo exposto).

Na etapa seguinte, as parcelas foram agrupadas em três grupos distintos através do algoritmo k-means. O número de classe foi definido pelo próprio algoritmo, que procurou agrupar as parcelas na melhor distribuição possível. O agrupamento se dá comparando os valores das parcelas com os valores das médias dos grupos obtidos pelo k-means. O resultado deste agrupamento pode ser observado na Figura 6.7 e Tabela 6.6 .

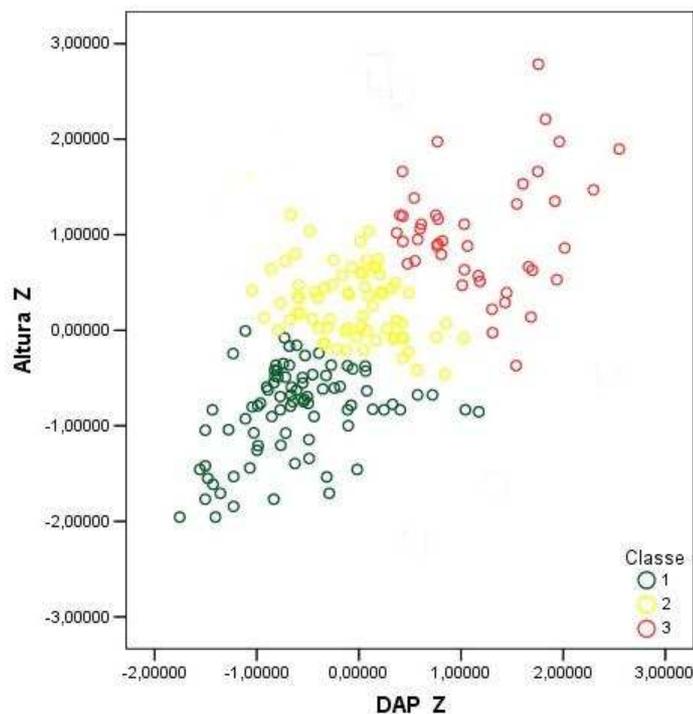


Figura 6.7: Análise de agrupamento das parcelas pelo k-means. Classe 1: parcelas com menores valores de altura e DAP. Classe 2: parcelas com valores medianos de altura e DAP e Classe 3: parcelas com maiores valores de altura e DAP.

Tabela 6.6 – Limites de Altura e DAP das classes de vegetação.

Grupo	Altura (m)		DAP (m)		Número de parcelas
	mínimo	máximo	mínimo	máximo	
1	1,75	5,33	0,05	0,16	73
2	5,30	8,34	0,05	0,15	63
3	4,65	9,82	0,12	0,20	48

6.4 Resultados da Classificação Não-Supervisionada da Vegetação Arbórea Ribeirinha

O processo de classificação das imagens foi iniciado, a partir da definição da zona ribeirinha em cada um dos sítios de análise. A classificação não-supervisionada, adotada neste estudo, foi utilizada para separar a vegetação arbórea dos outros elementos presentes na imagem IKONOS, tendo como resultado duas classes distintas: *arbóreo* e *não-arbóreo*. Os programas MAGIC, e-Cognition e SPRING foram escolhidos nesta pesquisa para realizar o processo de classificação da vegetação ribeirinha arbórea.

6.4.1 Definição da Composição de Bandas e Feições

Testes preliminares no sítio Agropop e utilizando apenas o classificador MAGIC foram realizados para a definição da melhor composição de bandas, adotada em todas as demais classificações (Alencar-Silva e Maillard, 2010). Sete composições da imagem IKONOS foram testadas: (i) banda azul; (ii) banda verde; (iii) banda vermelha; (iv) banda infravermelha; (v) visível: azul + verde + vermelho; (vi) visível + infravermelho e (vii) NDVI.

Os melhores resultados foram separados e validados posteriormente através de dados provenientes de interpretação visual. A validação ocorreu tanto para as áreas de omissão quanto para as áreas de comissão. O quadro e a figura a seguir mostram os melhores resultados por composição espectral (Tabela 6.7 e Figura 6.8):

Tabela 6.7 – Validação da segmentação realizada pelo MAGIC (comissão e omissão), resultado de mata arbórea e não-arbórea.

Banda (Composição)	Vegetação arbórea (%)	Vegetação não- arbórea (%)	Sucesso Total (%)
1 (azul)	89,19	80,71	80,71
2 (verde)	-	-	-
3 (vermelho)	88,82	75,14	84,16
4 (infravermelho)	-	-	-
NDVI	-	-	-
1, 2 and 3 (visível)	91,28	85,01	87,56
1, 2, 3 and 4 (visível + infravermelho)	88,31	90,61	89,68

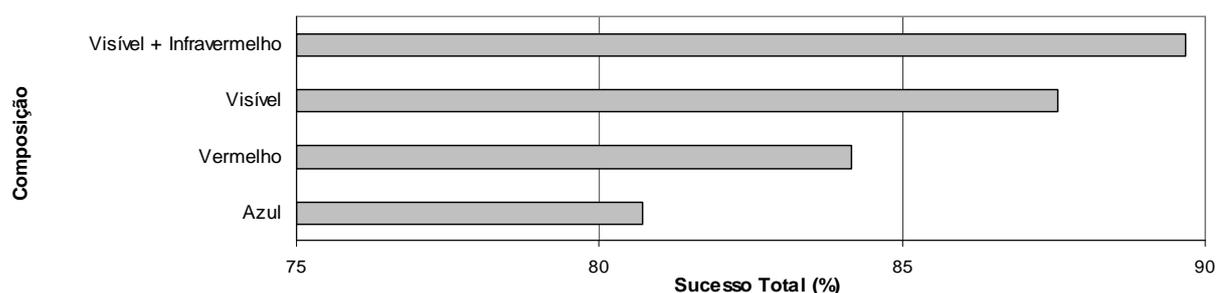


Figura 6.8: Resultados da validação dos testes de composição espectral.

Ao analisar a Tabela 6.8 e a Figura 6.8 é possível observar que o sucesso total da classificação aumenta com o incremento de número de bandas utilizadas. A banda vermelha possui resultado melhor do que a banda azul quando comparadas individualmente. A provável explicação para este fato é a maior correlação desta banda com a resposta espectral da vegetação. Os resultados dos processamentos individuais das bandas verde, infravermelho e NDVI não apresentaram correspondência visual com as imagens e foram descartados do processo de validação.

A presença de ruído é inversamente proporcional à quantidade de bandas utilizadas. O ruído na classificação apresenta-se como pequenos agrupamentos isolados de *pixels não-arbóreo* inseridos na classe *arbóreo*. Quanto menor o número de bandas espectrais maiores os erros de comissão ocasionados pelo ruído. Por outro lado, o ruído tende a diminuir com o aumento do número de bandas, tornando as matas ribeirinhas mais uniformes. Esta maior uniformização da classe *arbórea* faz com que certas feições pequenas e estreitas na imagem, tais como árvores individuais ou em pequenos agrupamentos, não sejam segmentadas (erro de omissão). Este processo é inerente ao algoritmo utilizado, sendo que nenhum tipo de filtro foi aplicado nos resultados finais.

O melhor resultado geral foi obtido utilizando todas as bandas da Imagem IKONOS (visível + infravermelho). A acurácia final é de 89,68% quando comparado com a interpretação visual (ver seção 6.4.2). Esse resultado leva em conta tanto os erros de

omissão, quanto os de comissão. O resultado de quase 90,00% de sucesso é considerado satisfatório em relação à imagem original e serviu de indicativo para a utilização de todas as bandas espectrais nas classificações subseqüentes.

6.4.2 Os Dados de Validação

Os dados de validação, para cada um dos sítios de análise, foram obtidos através de cinco interpretações visuais diferentes. Estas interpretações individuais foram sintetizadas em uma imagem final, onde cada *pixel* é resultado do valor digital de maior frequência das cinco interpretações realizadas (moda estatística ou maioria).

As interpretações visuais individuais e a imagem final resultante de cada um dos quatro sítios de análise desta pesquisa são apresentadas nas Figuras 6.9 a 6.11:

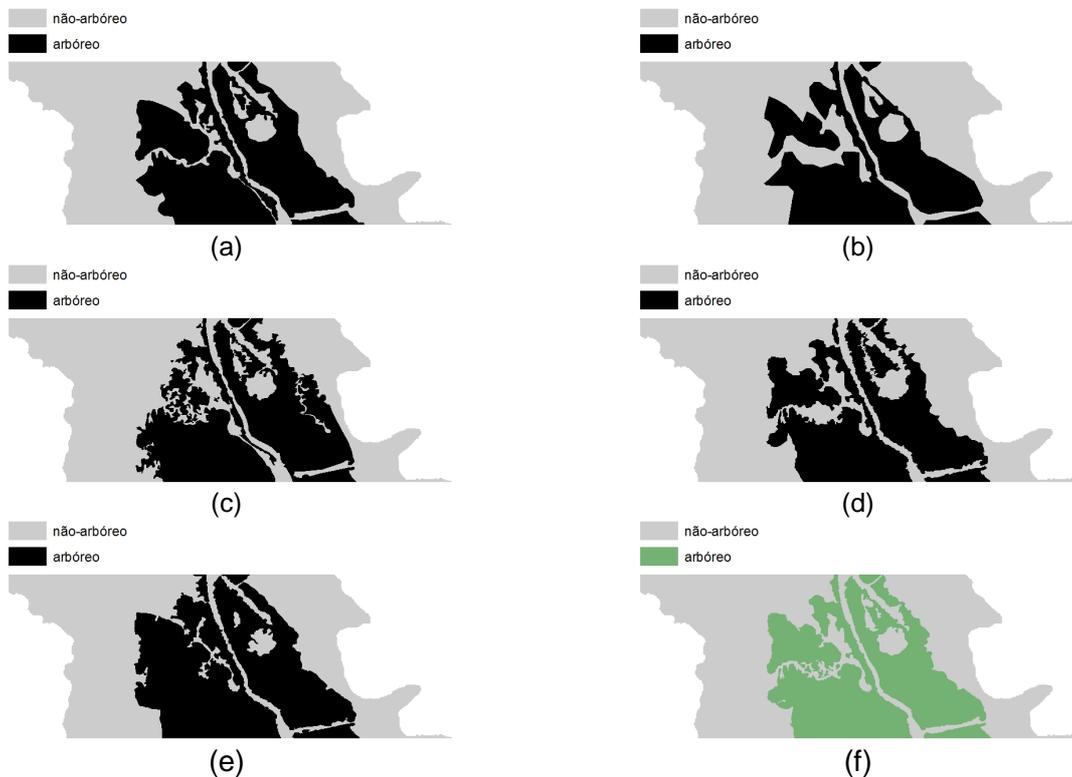


Figura 6.9: Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Catolé. (a) interpretação n.1; (b) interpretação n.2; (c) interpretação n.3; (d) interpretação n.4; (e) interpretação n.5 e (f) imagem de moda estatística resultante.

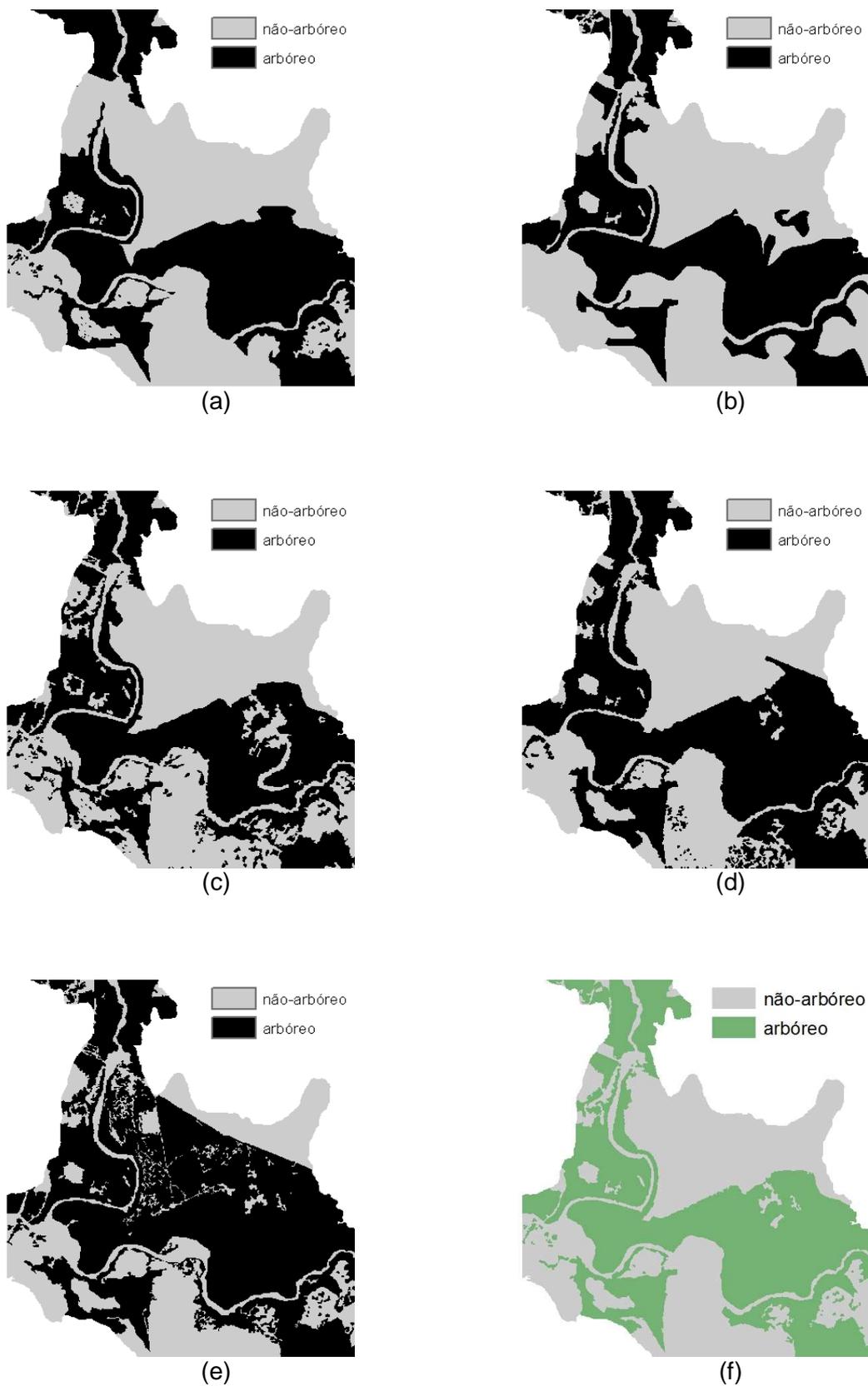


Figura 6.10: Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Balneário. (a) interpretação n.1; (b) interpretação n.2; (c) interpretação n.3; (d) interpretação n.4; (e) interpretação n.5 e (f) imagem de moda estatística resultante.

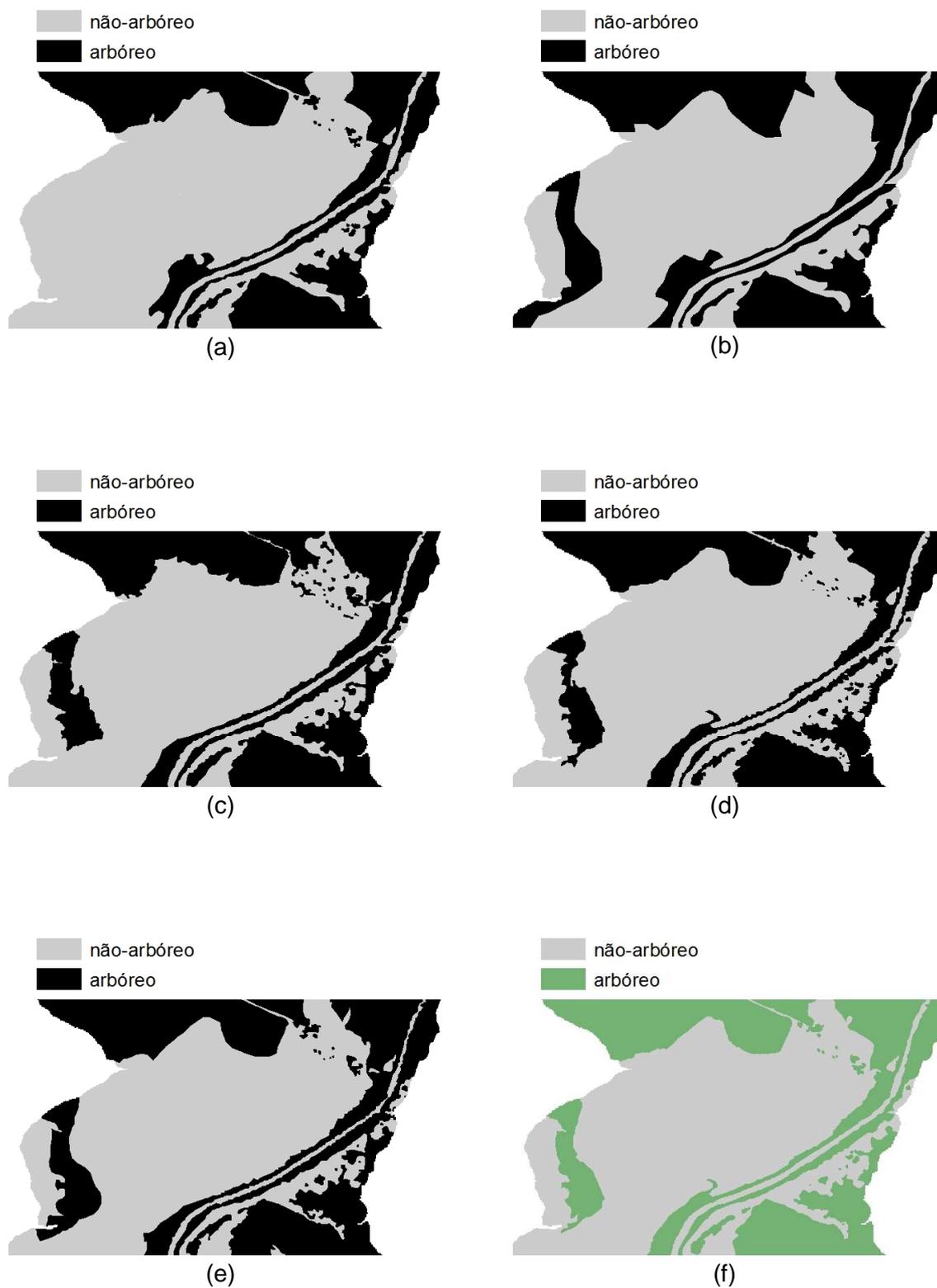


Figura 6.11: Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Agropop. (a) interpretação n.1; (b) interpretação n.2; (c) interpretação n.3; (d) interpretação n.4; (e) interpretação n.5 e (f) imagem de moda estatística resultante.

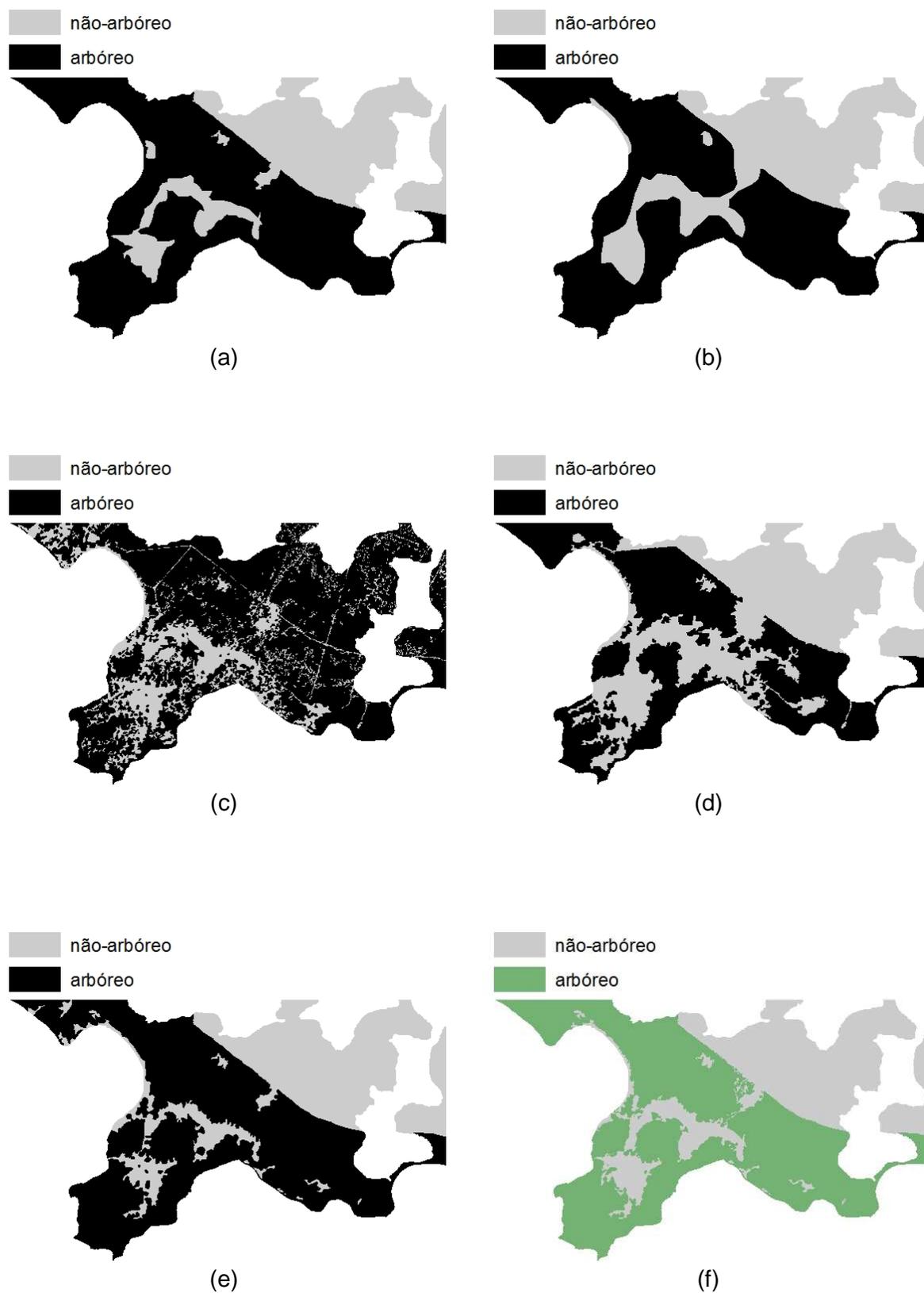


Figura 6.12: Sequência de interpretações visuais e imagem de moda estatística para o sítio de análise Pântano. (a) interpretação n.1; (b) interpretação n.2; (c) interpretação n.3; (d) interpretação n.4; (e) interpretação n.5 e (f) imagem de moda estatística resultante.

6.4.3 MAGIC

Testes preliminares para a definição dos valores de β_1 e número de classes (n) foram realizados, devido à diferente quantidade de elementos em cada um dos sítios de análise. A definição destes valores é considerada uma etapa importante do processo, pois estes possuem influencia direta no resultado final da classificação, assim como explicitado no capítulo de metodologia.

Os valores de β_1 variaram entre 1 e 9. Por sua vez, os valores do número de classes (n) variaram entre 5 e 12. Os valores de β_1 foram escolhidos de forma arbitrária, partindo do menor valor, com incrementos de um em um, até se obter resultados satisfatórios de classificação. Esta avaliação se deu comparando os resultados obtidos pela classificação e as imagens IKONOS. O número de classes foi escolhido com base na análise visual da imagem e conhecimento prévio da área de estudo.

Todas as combinações possíveis entre estes dois parâmetros foram utilizadas em cada um dos sítios de análise. Após análise visual prévia, os melhores resultados foram validados através da imagem de moda. A validação foi feita comparando as áreas arbóreas e as áreas não-arbóreas das imagens classificadas e das imagens de validação. A Tabela 6.8 apresenta os resultados e os parâmetros utilizados na classificação não-supervisionada do MAGIC.

Tabela 6.8 – Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do MAGIC.

Sítio	Parâmetro		Validação		
	β_1	n classes	arbóreo/ arbóreo (%)	não-arbóreo/ não-arbóreo (%)	Sucesso Total (%)
Catolé	3	7	83,63	89,69	87,28
	3	8	92,35	92,11	92,21
	4	8	93,79	90,12	91,58
	5	8	93,50	90,89	91,93
	5	9	91,55	94,98	93,62
Balneário	2	7	89,09	93,82	91,42
	4	7	86,67	94,38	90,46
	4	8	87,25	93,74	90,44
	4	9	92,07	87,46	89,80
Agropop	1	9	84,87	95,85	91,73
	3	8	88,87	93,62	91,84
	3	12	93,72	95,44	94,80
Pântano	3	8	82,81	96,28	88,15
	3	9	82,94	96,25	88,22
	3	10	82,92	96,20	88,20

Os melhores resultados da classificação não-supervisionada MAGIC apresentaram valores de sucesso total entre 88,22 e 94,80%. Estes resultados foram obtidos quando utilizados valores de β_1 entre 3 e 5.

Ao utilizar valores de β_1 inferiores a 5 o algoritmo tende a formar grupos com um número menor de *pixels*, resultando em uma maior fragmentação dos elementos contidos na cena. Por outro lado, valores de β_1 superiores a 5 resultam em grupos com áreas maiores, ocasionando a generalização dos elementos da imagem (Figura 6.13).

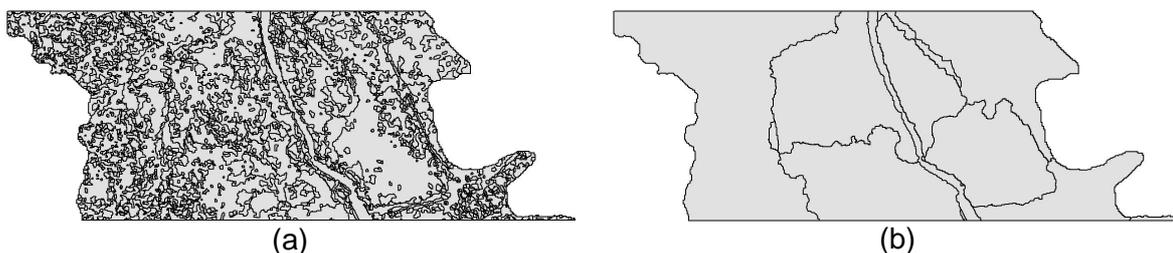
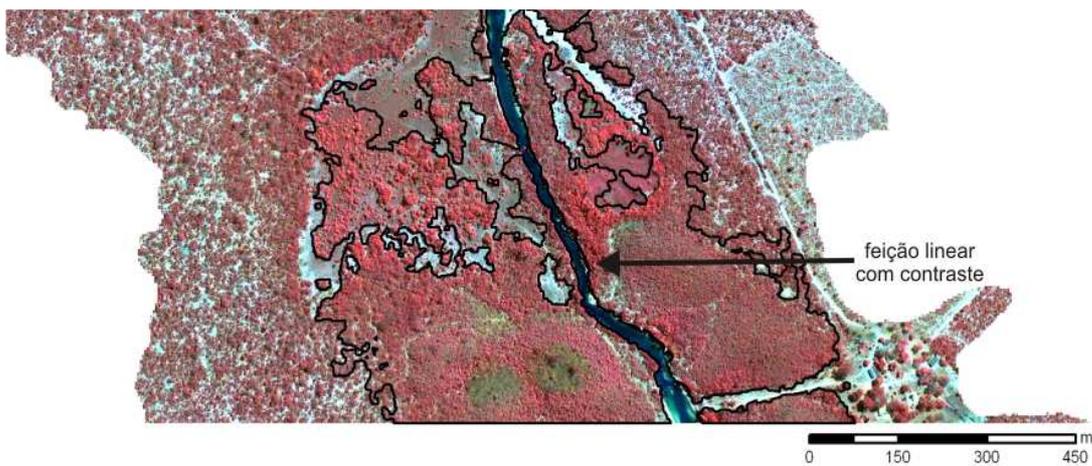


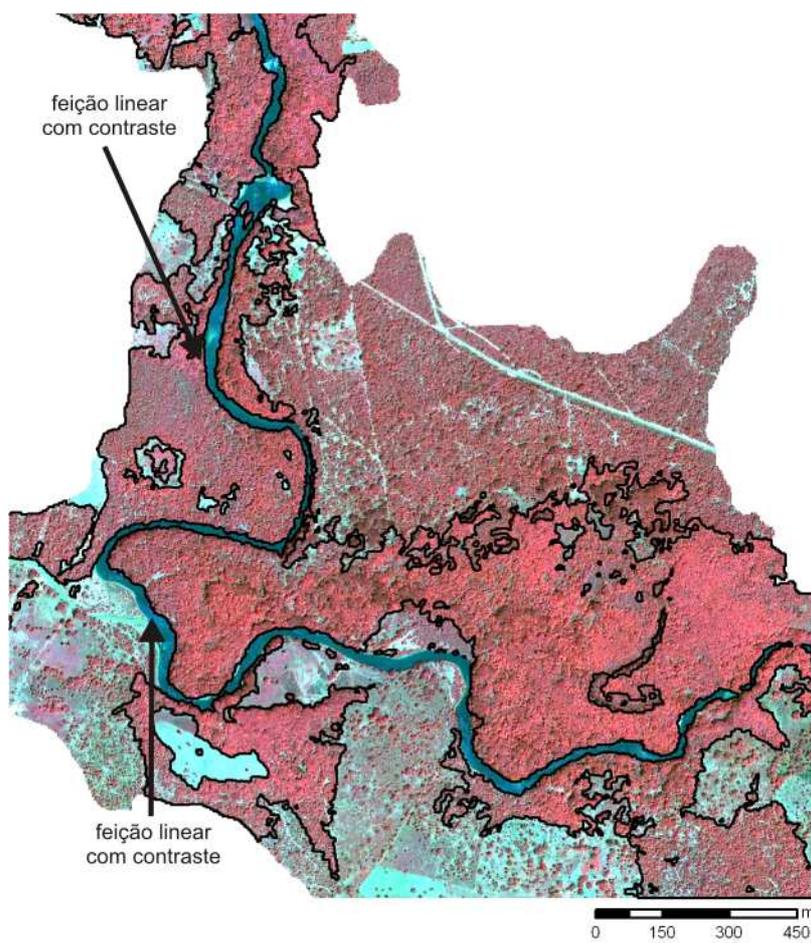
Figura 6.13: Exemplo de segmentação do MAGIC utilizando diferentes valores de β_1 para nove classes. (a) classificação utilizando β_1 igual a 2 e (b) classificação utilizando β_1 igual a 8.

Os melhores resultados foram obtidos com o número de classes variando entre 7 e 10. O valor de n deve levar em conta a distribuição dos elementos em uma cena, incluindo possíveis áreas de máscara, como as imagens utilizadas neste estudo.

Ao sobrepor os melhores resultados obtidos pela classificação MAGIC nas imagens IKONOS é possível verificar alta correspondência visual (Figura 6.14). O MAGIC delimitou bem as feições lineares que possuem diferença espectral considerável quando comparado com seus elementos vizinhos. Um exemplo deste caso é a delimitação do Rio Pandeiros e da vegetação ribeirinha arbórea. Feições lineares em regiões de pouco contraste espectral, tal como a mata ribeirinha na região sul do sítio Agropop, apresentaram fragmentação na sua delimitação. Em escala local, o MAGIC foi capaz de delimitar árvores isoladas ou em pequenos agrupamentos. Em alguns casos, áreas não-arbórea foram agrupadas a estas pequenas feições arbóreas.



(a)



(b)

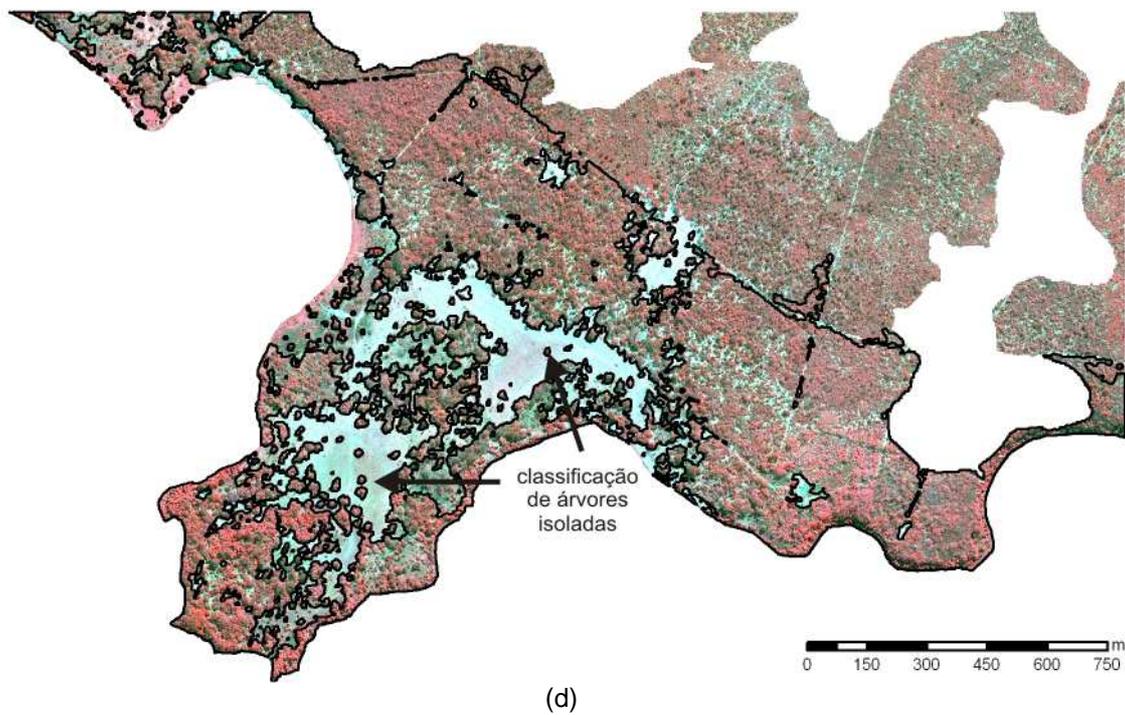
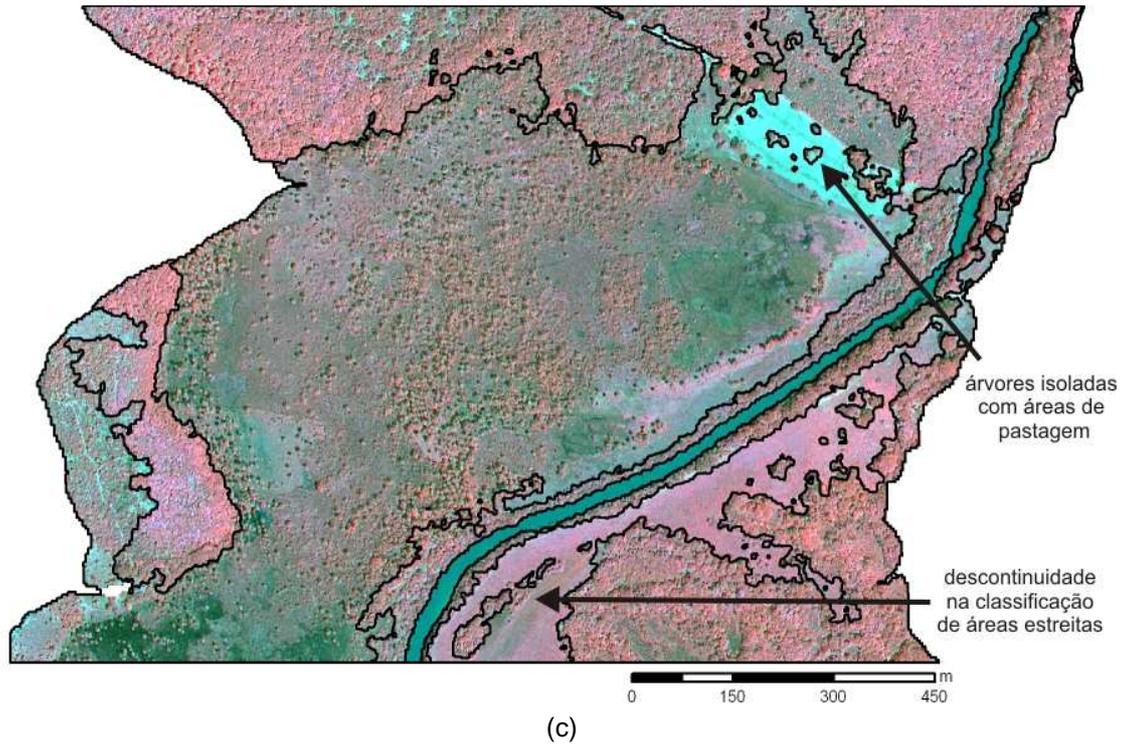


Figura 6.14: Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no MAGIC. Composição da imagem IKONOS: R=4; G=3 e B=2. (a) Sítio Catolé; (b) Sítio Balneário; (c) Sítio Agropop e (d) Sítio Pântano. As setas apontam para elementos particulares da classificação.

6.4.4 e-Cognition

O processo de classificação do e-Cognition inicia-se com a etapa de segmentação dos elementos contidos na cena IKONOS. Para isto, são necessários a escolha de 3 parâmetros: escala, forma e compacidade. A escolha destes parâmetros está relacionada com a disposição dos elementos na cena. Testes preliminares foram realizados para a determinação dos melhores limiares por sítio de análise.

Ao término dos testes optou-se pela escolha dos limiares de 250 para o parâmetro de escala e de 0,4 para o parâmetro de forma. Estes valores foram os mesmos para todos os sítios de análise. A segmentação multi-resolução do e-Cognition permite que os resultados da primeira segmentação possam ser refinados através de uma nova segmentação em regiões específicas da imagem. Nesta etapa, novos valores de escala e forma devem ser definidos, dependendo da situação analisada. Algumas áreas iniciais foram novamente segmentadas utilizando diferentes limiares de escala e forma, dependendo da distribuição local dos elementos.

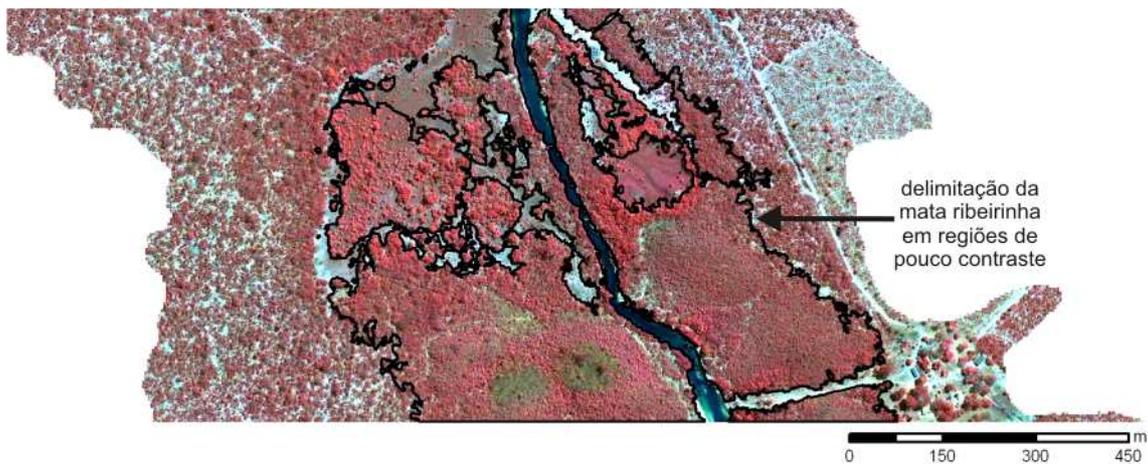
Na etapa seguinte foi feita a classificação não-supervisionada dos polígonos obtidos na etapa de segmentação. O critério escolhido foi a classificação com base no número de classe e diferença espectral. O número de classe escolhido variou entre 7 e 12, para todos os sítios de análise. Os melhores resultados foram separados para serem validados. A Tabela 6.9 apresenta os melhores resultados obtidos para cada um dos sítios de análise, tendo como base as áreas arbóreas e não-arbóreas das cenas e das imagens de validação.

Tabela 6.9 – Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do e-Cognition.

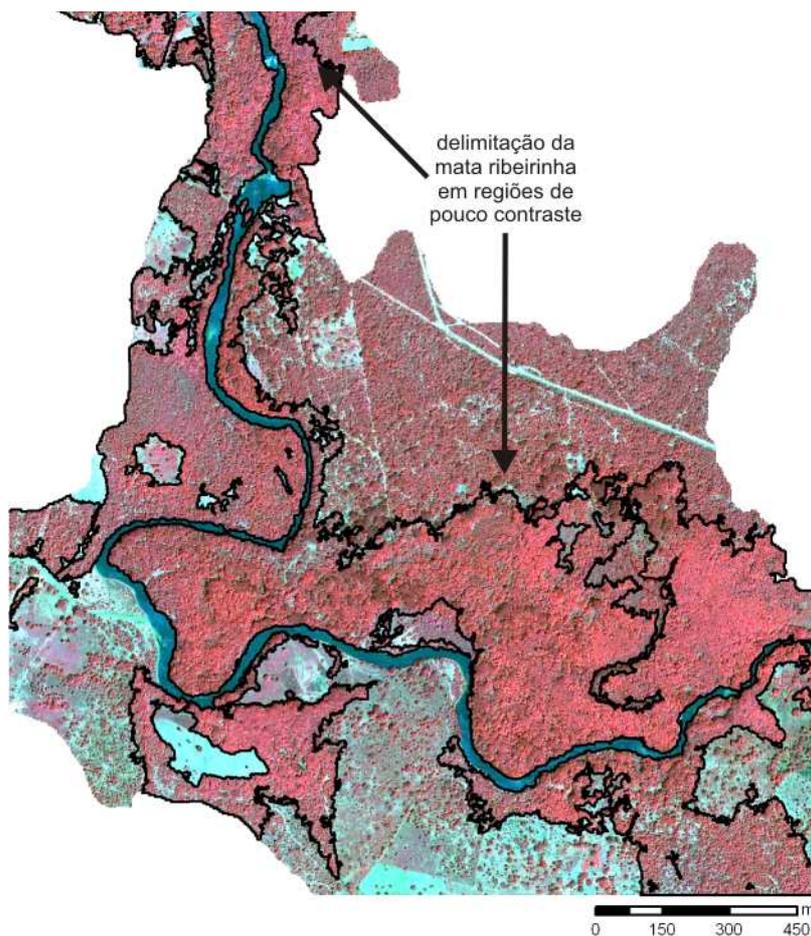
Sítio	Parâmetro			Validação		
	Escala	Forma	n classes	arbóreo/ arbóreo (%)	não-arbóreo/ não-arbóreo (%)	Sucesso Total (%)
Catolé	250	0,4	8	94,55	95,74	95,27
Balneário	250	0,4	9	90,20	92,48	91,32
Agropop	250	0,4	12	93,71	95,05	94,55
Pântano	250	0,4	9	84,87	97,16	89,75

Os melhores resultados do e-Cognition variaram entre 89,75 e 95,27% quando comparados com as imagens de validação (Figura 6.15). A variação no número de classes não alterou a conformação dos polígonos gerados na etapa de segmentação. Sendo assim, o mesmo número de classes utilizados na segmentação MAGIC foi escolhido para realizar a classificação no e-Cognition. Os testes mostraram que, para a área de estudo, o valor espectral possui maior influência do que o espacial nos resultados finais da etapa de segmentação. Este fato resultou em um limiar de forma igual a 0,4 (40% para o valor de forma e 60% para o valor espectral). O e-Cognition foi capaz de diferenciar mudanças tênues entre a vegetação ribeirinha e a região de cerrado nos sítios analisados.

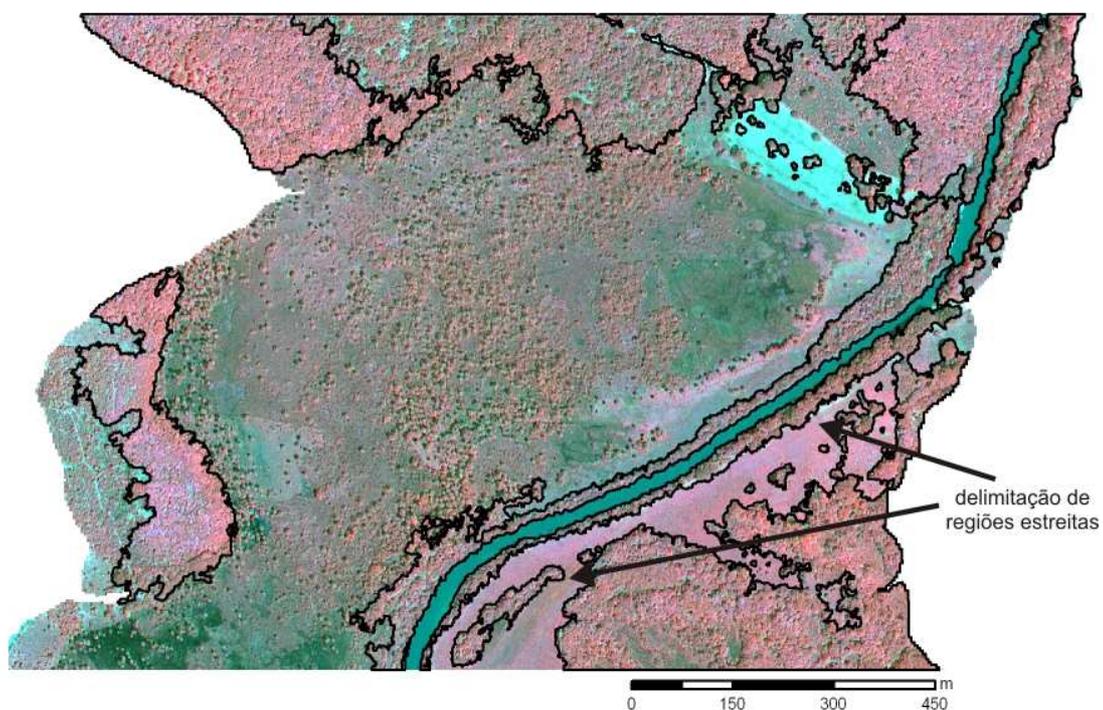
Ao sobrepor os resultados obtidos pelo e-Cognition com as imagens de alta resolução é possível verificar alta correspondência visual. O e-Cognition delimitou com eficiência a vegetação ribeirinha, mesmo em regiões onde esta se apresenta estreita e com pouco contraste em relação aos elementos vizinhos. Pequenas feições nas imagens como árvores isoladas ou em pequenos agrupamentos também foram delimitadas e classificadas pelo e-Cognition com sucesso. Cabe ressaltar que, devido à interatividade do programa, cada polígono obtido na segmentação original pode ser refinado através de processos contínuos de segmentação. Este fato torna o resultado final da classificação próximo da interpretação visual. No entanto, este processo requer um esforço considerável de tempo, principalmente em cenas que apresentam elevada complexidade de distribuição espacial dos elementos.



(a)



(b)



(c)

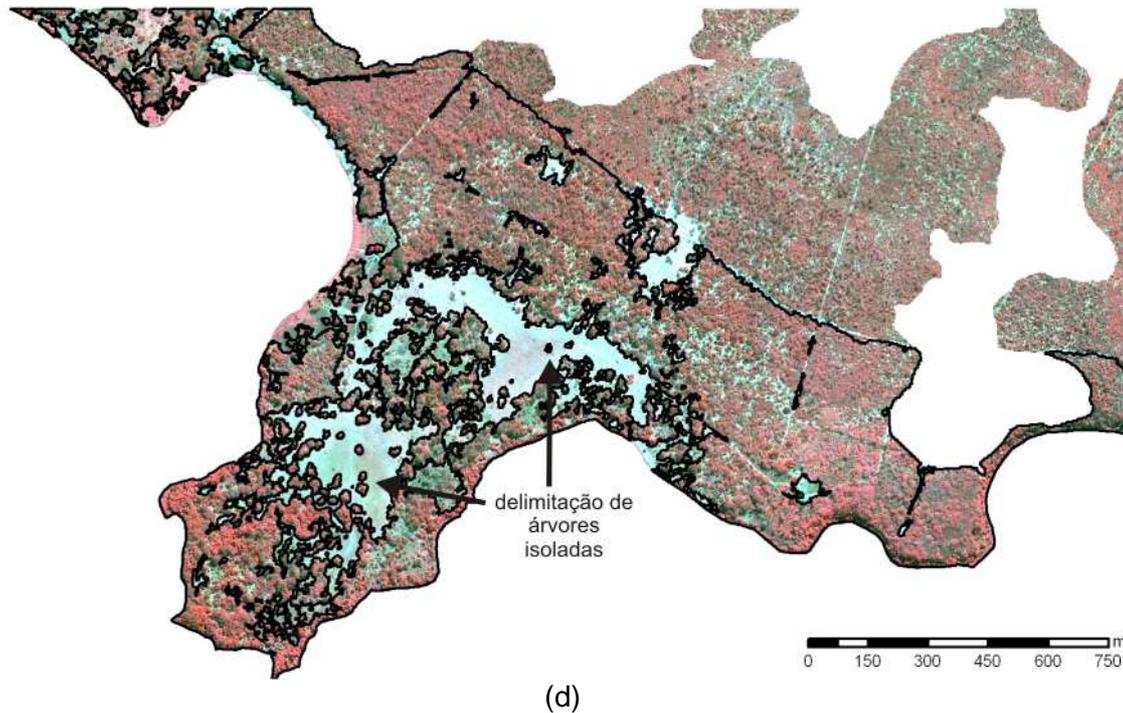


Figura 6.15: Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no e-Cognition. Composição da imagem IKONOS: R=4; G=3 e B=2. (a) Sítio Catolé; (b) Sítio Balneário; (c) Sítio Agropop e (d) Sítio Pântano. As setas apontam para elementos particulares da classificação.

6.4.5 SPRING

Duas etapas são necessárias para a realização da classificação não-supervisionada no SPRING. A primeira etapa está relacionada à segmentação da imagem e a segunda à rotulação ou classificações dos elementos segmentados. O algoritmo de crescimento de regiões foi utilizado no processo de segmentação das imagens. Para a realização da segmentação é necessário definir os valores de similaridade e área.

A Tabela 6.10 mostra o resultado final das melhores classificações SPRING, bem como os parâmetros utilizados.

Tabela 6.10 – Parâmetros e resultados da classificação não-supervisionada do SPRING.

Sítio	Parâmetro			Validação		
	Similaridade	Área	n classes	arbóreo/ arbóreo (%)	não-arbóreo/ não-arbóreo (%)	Sucesso Total (%)
Catolé	10	2000	15	88,41	84,53	86,07
	10	2000	30	85,50	95,00	91,23
	20	2500	20	84,93	94,99	90,99
	20	2500	25	85,99	90,62	88,78
Balneário	30	1000	30	88,25	93,43	90,80
	100	2500	25	88,92	90,73	89,81
Agropop	10	2000	10	80,80	95,65	90,08
	10	2000	25	77,70	95,47	88,81
	20	2500	25	83,29	94,40	90,24
	20	2500	30	81,92	94,21	89,61
	100	2500	25	74,59	94,26	86,89
Pântano	5	1000	10	80,36	93,21	85,46
	10	2000	10	68,74	93,40	78,52
	50	1500	10	70,19	97,13	80,87

Os melhores resultados do SPRING variaram entre 85,46 e 91,23% quando comparados com os dados de validação. Os melhores resultados foram obtidos com limiares de similaridade de 5, 10, 20 e 30. O limiar de similaridade está relacionado à tolerância espectral de um elemento pertencer ou não a um segmento. Quanto menor o valor de similaridade utilizado, maior será a divisão dos elementos de uma cena (Figura 6.16).

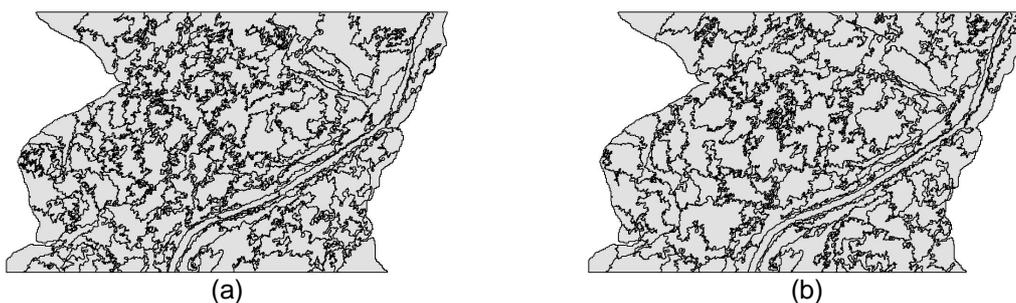


Figura 6.16: Exemplo de segmentação SPRING utilizando diferentes valores de similaridade para os mesmos valores de área. (a) segmentação utilizando similaridade igual a 5 e (b) segmentação utilizando similaridade igual a 100.

Em relação ao parâmetro área, os melhores resultados foram obtidos quando utilizados valores de 1000, 2000 e 2500. O parâmetro área controla o tamanho dos segmentos, em número de *pixels*. Quanto maior o seu valor, menor a divisão dos elementos em uma cena (Figura 6.17):

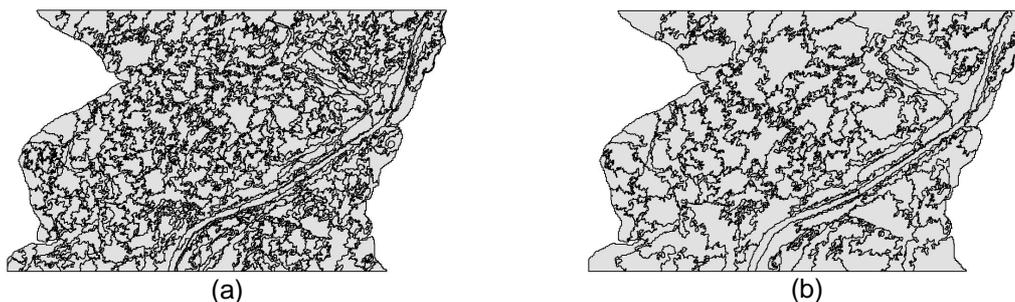


Figura 6.17: Exemplo de segmentação utilizando diferentes valores de área para os mesmos valores de similaridade. (a) segmentação utilizando área igual a 1000 e (b) segmentação utilizando similaridade igual a 3000.

O número de classes controla o número de agrupamentos dos polígonos obtidos na segmentação. Quanto menor o número de classes, maior a generalização dos elementos contidos em uma imagem (Figura 18). Testes preliminares com o número de classes correspondente à análise visual (entre 7 e 10) mostraram que muitas feições arbóreas eram agrupadas com feições não-arbóreas.

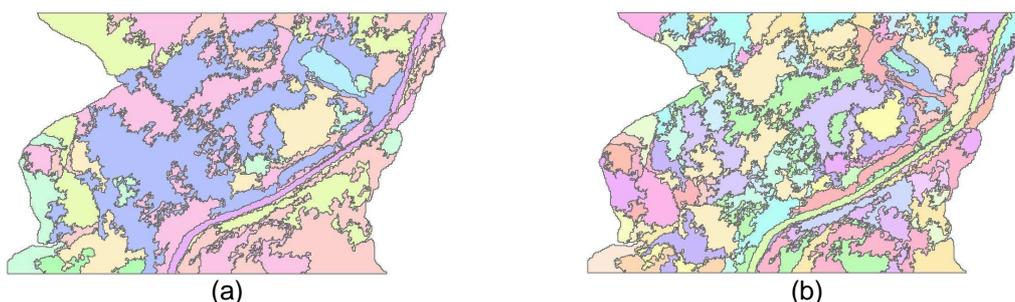
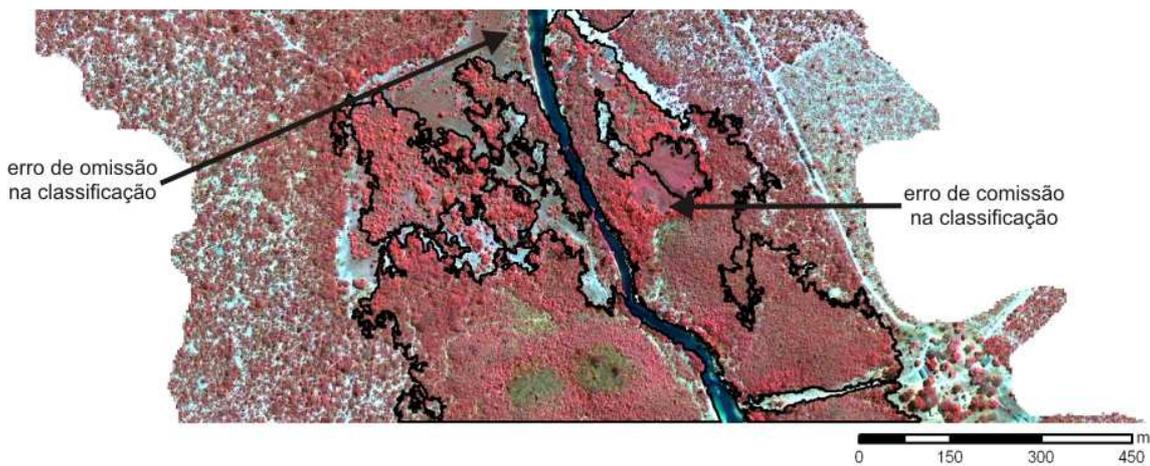


Figura 6.18: Exemplo de classificação não-supervisionada SPRING utilizando diferentes números de classes. (a) classificação utilizando 10 classes (b) classificação utilizando 30 classes.

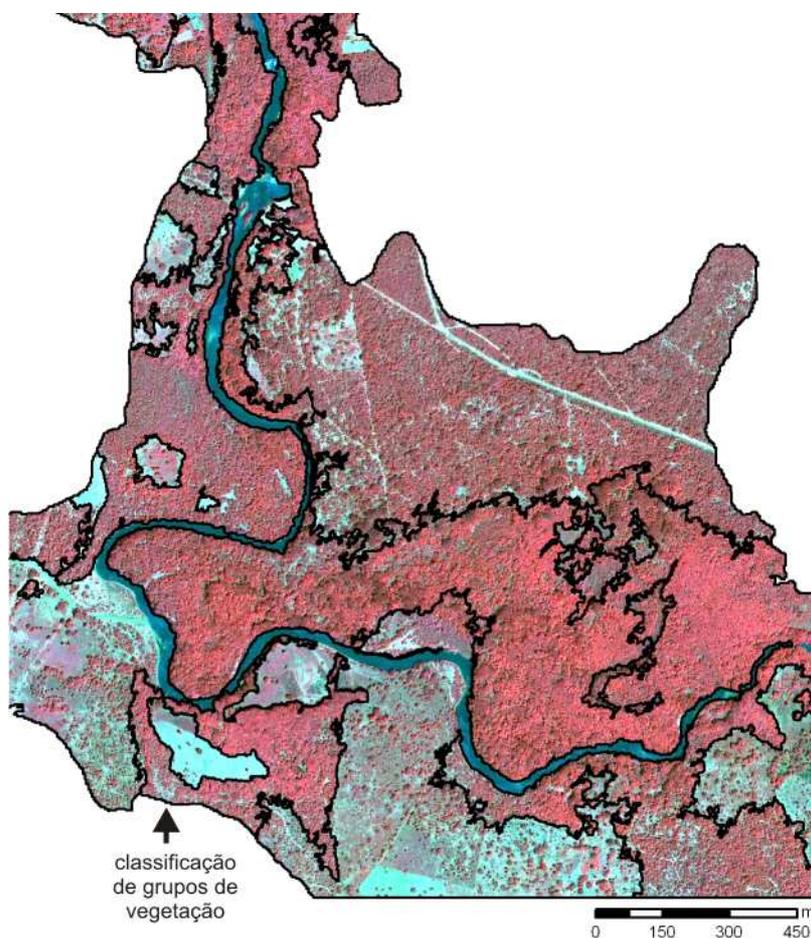
Novos testes foram realizados aumentando o número de classes. O aumento do número de classes melhorou os resultados visuais, no que se refere ao agrupamento da vegetação ribeirinha arbórea. Os melhores resultados finais foram obtidos com 10, 25 e 30 classes.

Uma boa correspondência visual foi obtida entre os limites da vegetação ribeirinha arbórea, obtidos pelo o SPRING (Figura 6.19), e suas áreas correspondentes na imagem IKONOS. O SPRING delimitou com sucesso os grandes grupos de vegetação arbórea ribeirinha em regiões de maior contraste espectral. Em regiões limítrofes de menor contraste, a classificação SPRING apresentou erros de comissão, agrupando áreas de outras classes.

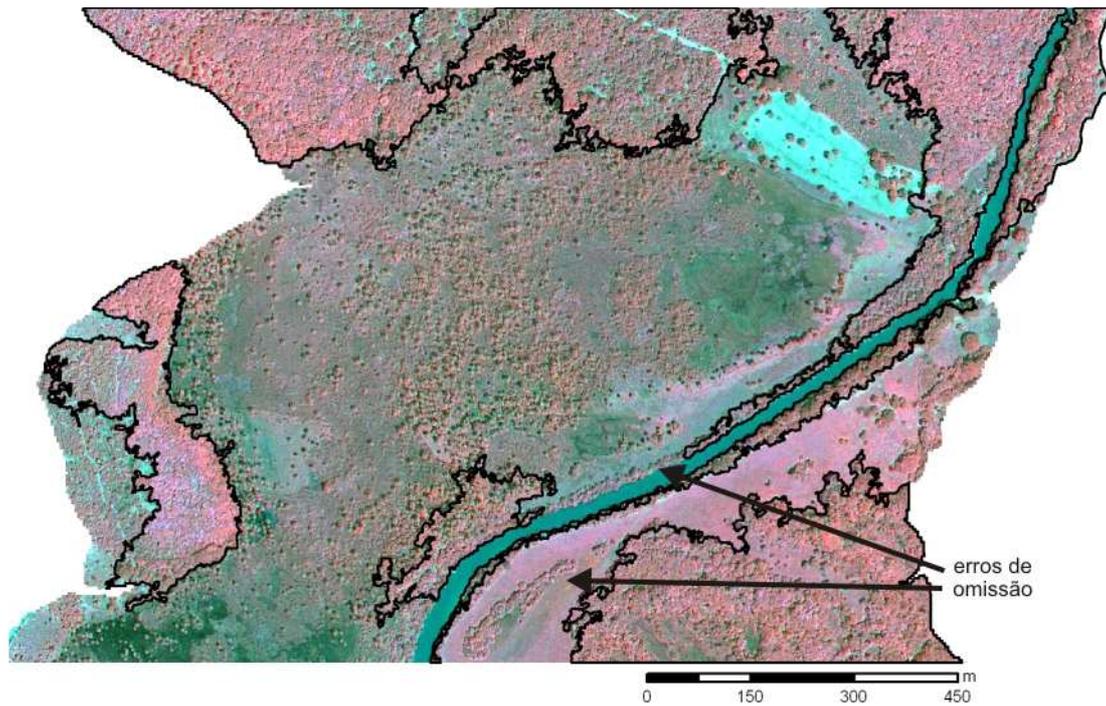
Feições estreitas, como o Rio Pandeiros e regiões de mata ribeirinha arbórea, também não foram classificadas corretamente pelo SPRING em alguns casos.



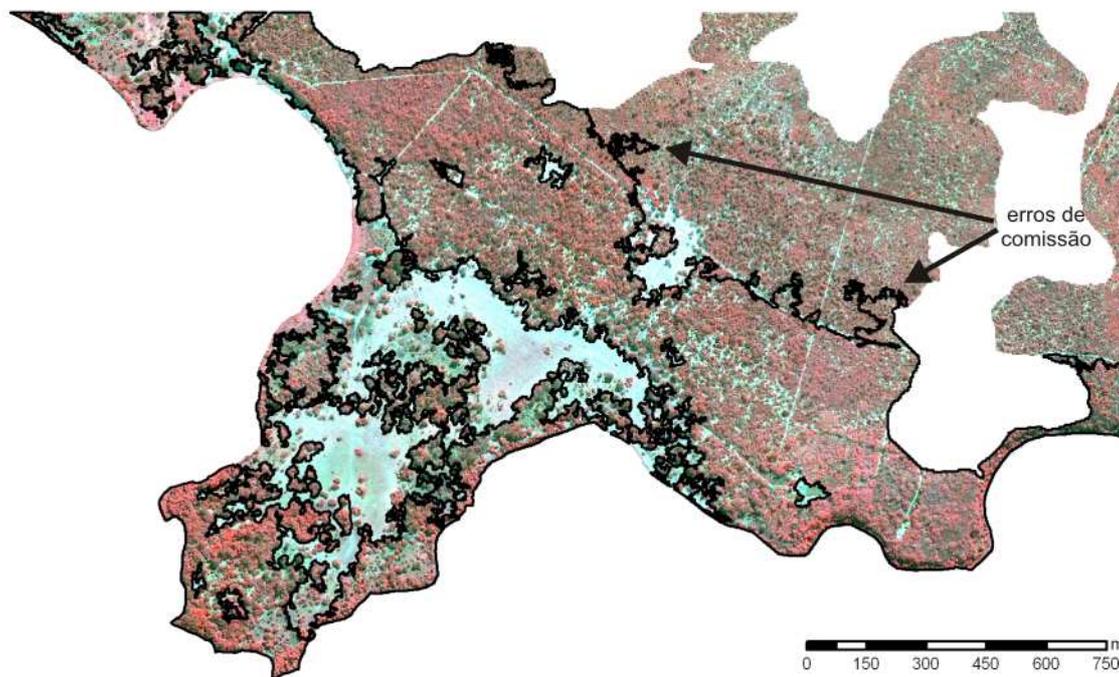
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 6.19: Delimitação da vegetação ribeirinha arbórea com base no SPRING. Composição da imagem IKONOS: R=4; G=3 e B=2. (a) Sítio Catolé; (b) Sítio Balneário; (c) Sítio Agropop e (d) Sítio Pântano. As setas apontam para elementos particulares da classificação.

6.4.6 Análise Comparativa das Abordagens de Classificação

Os melhores resultados de cada um dos classificadores utilizados nesta pesquisa foram selecionados e comparados de forma quantitativa e qualitativa. Na avaliação quantitativa, os resultados de sucesso total e sucesso de classificação da vegetação ribeirinha arbórea foram analisados separadamente. A análise quantitativa avaliou a capacidade de cada classificador em delimitar, as diferentes feições ribeirinhas contidas nas cenas de alta resolução, com base nos dados de validação.

O sucesso total dos classificadores, o qual leva em consideração as áreas de vegetação arbórea e não arbórea, são apresentados na Tabela 6.11 e na Figura 6.20:

Tabela 6.11 – Comparativo dos sucessos totais de cada um dos classificadores.

	e-Cognition	Magic	SPRING
Catolé	95,27	93,62	91,23
Balneário	91,32	90,43	90,80
Agropop	94,55	94,80	90,24
Pântano	89,75	88,22	85,46

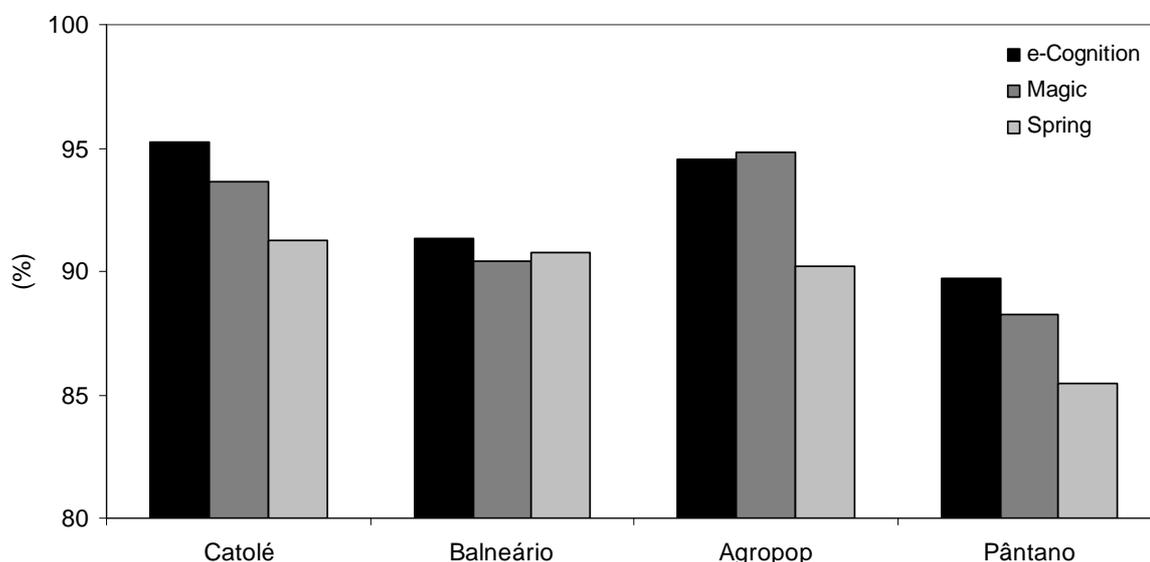


Figura 6.20: Gráfico comparativo dos sucessos totais de classificação em cada um dos sítios de análise.

Os classificadores apresentaram bom desempenho, sendo que todos os resultados foram superiores a 85%. O melhor resultado foi obtido pelo e-Cognition para o sítio Catolé:

95,27%. O pior resultado foi o do SPRING para o sítio Pântano: 85,46%. O e-Cognition apresentou os melhores resultados para o sítio Catolé, Balneário e Pântano. O MAGIC foi melhor do que os outros dois classificadores apenas no sítio Agropop. A diferença média entre os resultados do e-Cognition e do MAGIC é de 1,08%. Os piores resultados foram obtidos pelo SPRING, salvo no sítio Balneário, onde este apresentou melhor resultado que o MAGIC, ficando atrás do e-Cognition.

Em geral, os resultados apresentam-se semelhantes. A diferença entre o melhor e o pior valor entre todos os sítios de análise foi menor do que 10%. Por este motivo, utilizou-se o teste de McNemar para analisar a hipótese nula de que os melhores resultados obtidos por cada um dos classificadores são estatisticamente iguais (Tabela 6.12).

Tabela 6.12 – Resultado comparativo da estatística Z para os melhores resultados de classificação.

	MAGIC / eCognition	MAGIC / SPRING	e-Cognition / SPRING
Católé	41,84	86,87	122,70
Balneário	5,82	33,34	30,28
Agropop	14,92	185,97	173,72
Pântano	103,62	131,83	209,11

Nível de confiança: 0,99 / Valor crítico: > 2,58 rejeita a hipótese nula.

Todos os valores de Z superam ao valor crítico. A hipótese nula foi rejeitada em todas as situações, portanto, os resultados são considerados estatisticamente diferentes. Os resultados do MAGIC e e-Cognition apresentam as menores diferenças em todos os sítios de análise. A menor diferença geral é observada entre os resultados obtidos pelo MAGIC e e-Cognition no sítio Balneário. As maiores diferenças são observadas quando comparado o SPRING com os outros dois classificadores. A maior diferença geral é observada no sítio Pântano, ao comparar o resultado do SPRING com o resultado do e-Cognition.

Uma nova análise quantitativa foi realizada, tendo como referência apenas as áreas de vegetação arbórea. Os melhores resultados de cada um dos classificadores são apresentados na Tabela 6.13 e na Figura 6.21:

Tabela 6.13 – Comparativo dos resultados de classificação da vegetação arbórea em cada um dos sítios de análise.

	e-Cognition	Magic	SPRING
Católé	94,55	91,55	85,50
Balneário	90,20	86,67	88,25
Agropop	93,71	93,72	83,29
Pântano	84,87	82,94	80,36

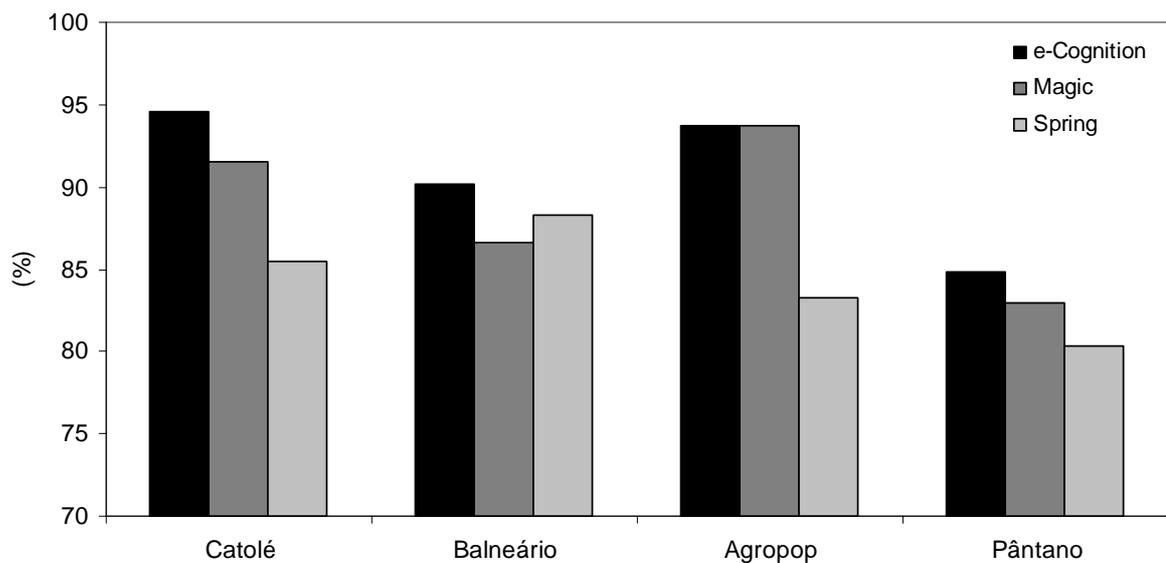


Figura 6.21: Gráfico comparativo dos melhores resultados de cada um dos classificadores em cada um dos sítios de análise.

A configuração dos resultados assemelha-se à análise anterior, com apenas, pequenas variações percentuais. Todos os resultados foram superiores a 80%. A amplitude entre o melhor e o pior resultado subiu de 9,81% para 14,2%. O e-Cognition e o SPRING apresentaram os melhores e os piores resultados respectivamente. A diferença média entre o e-Cognition e o MAGIC aumentou para 2,12%. No sítio Agropop o resultado do e-Cognition e do MAGIC podem ser considerados o mesmo. O SPRING continuou a superar o resultado do MAGIC apenas no sítio Balneário.

A análise visual dos resultados de classificação mostra que os três classificadores assemelham-se visualmente com o dado de validação. No geral, os limites das regiões arbóreas (*região a*) apresentam-se irregulares quando comparados com os limites das regiões arbóreas dos dados de validação (Figuras 6.22, 6.23, 6.24 e 6.25).

Este fato deve-se à dificuldade dos três classificadores em distinguir as mudanças tênues de transição entre a vegetação ribeirinha arbórea e a vegetação adjacente, principalmente o cerrado. No entanto, os resultados do e-Cognition e do MAGIC apresentam ligeira superioridade visual, quando comparados com o resultado do SPRING ao analisar este aspecto.

No sítio Catolé o e-Cognition classificou com sucesso a área estreita de vegetação ribeirinha da margem direita do Rio Pandeiros (*região b*). Nesta mesma região, o MAGIC e o SPRING apresentaram descontinuidade na classificação. Erros de comissão são apresentados pelo MAGIC e SPRING na *região c* da imagem (Figura 6.22).

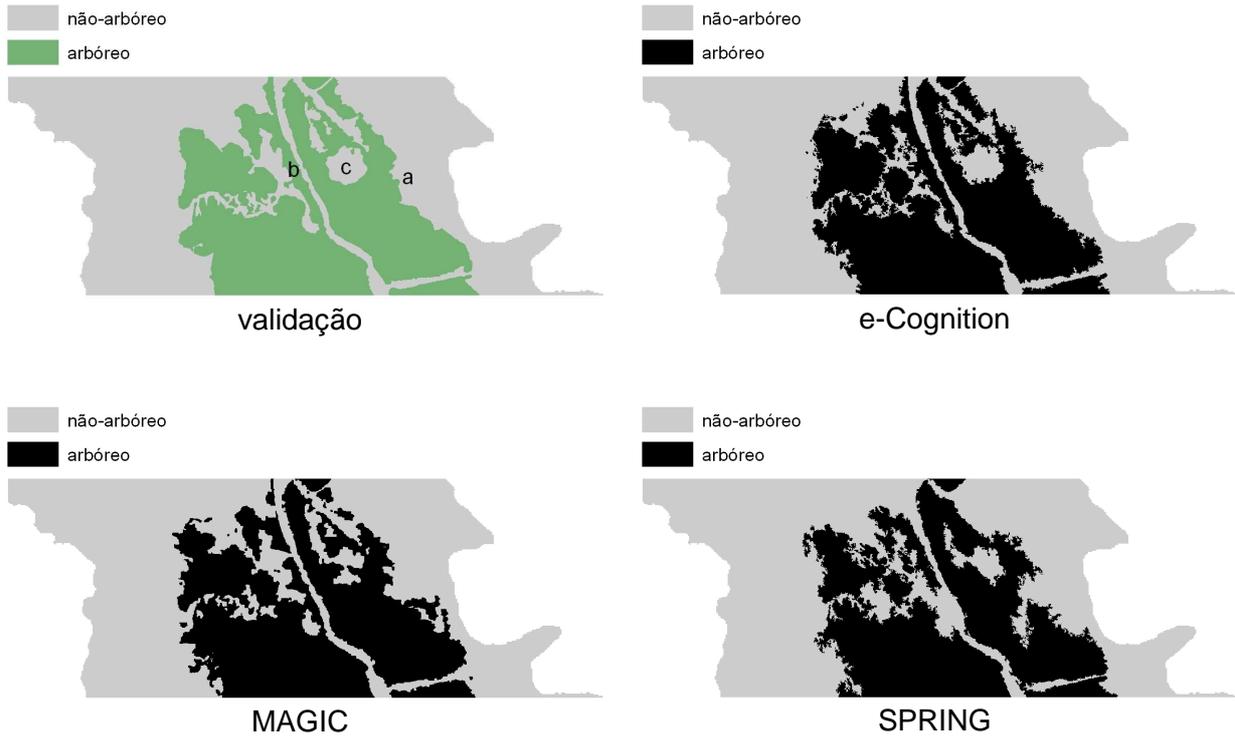
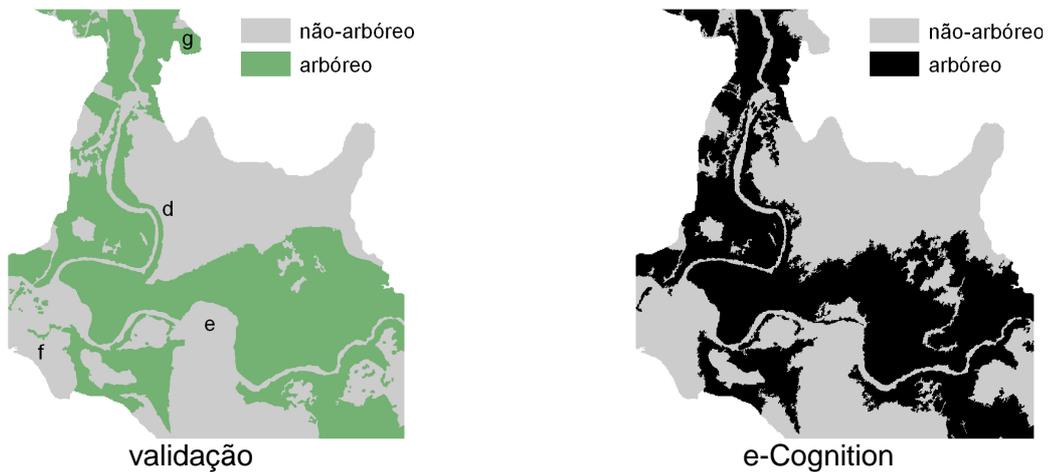


Figura 6.22: Comparação dos resultados de classificação do sítio Catolé.

No sítio Balneário, o e-Cognition foi o único classificador que delimitou, sem discontinuidades, áreas estreitas de vegetação ribeirinha da margem esquerda do Rio Pandeiros (*região d*). Os três classificadores apresentam uma faixa estreita de vegetação ribeirinha na *região e*, esta mesma faixa não está presente no dado de validação. Neste caso, é possível que o erro esteja na própria interpretação visual. Os três classificadores apresentam alguns erros de omissão, assim como verificado na região g (Figura 6.23).



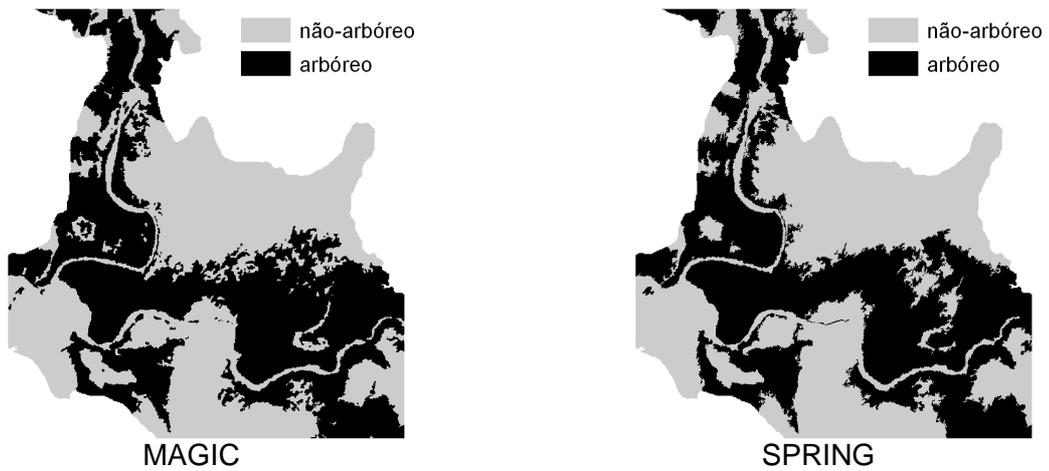
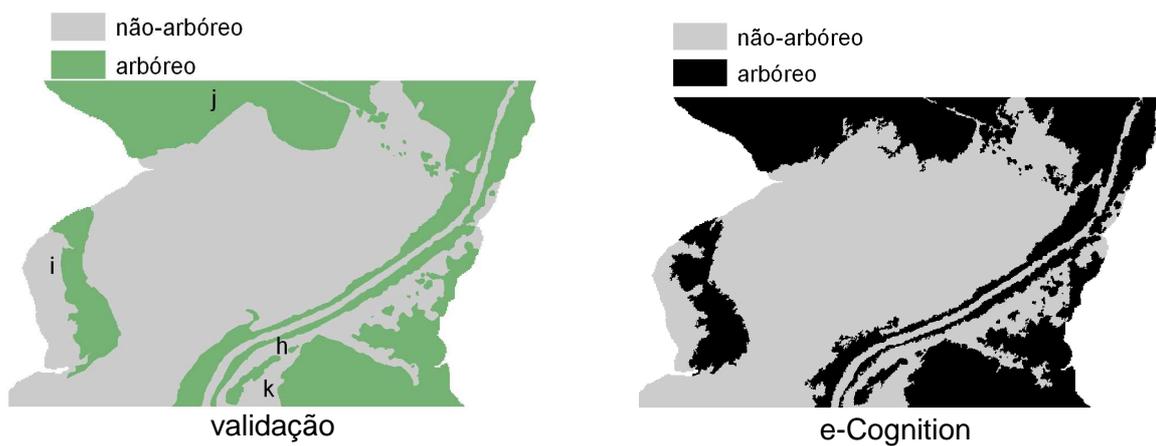


Figura 6.23: Comparação dos resultados de classificação do sítio Balneário.

As áreas estreitas de vegetação ribeirinha do sítio Agropop, *região h*, foram bem delimitadas pelo e-Cognition e o MAGIC. O resultado do SPRING apresentou erros de omissão na delimitação destas feições, assim como nas *regiões j* e *k*. É possível verificar erros de comissão na *região i* em todos os classificadores (Figura 6.24).



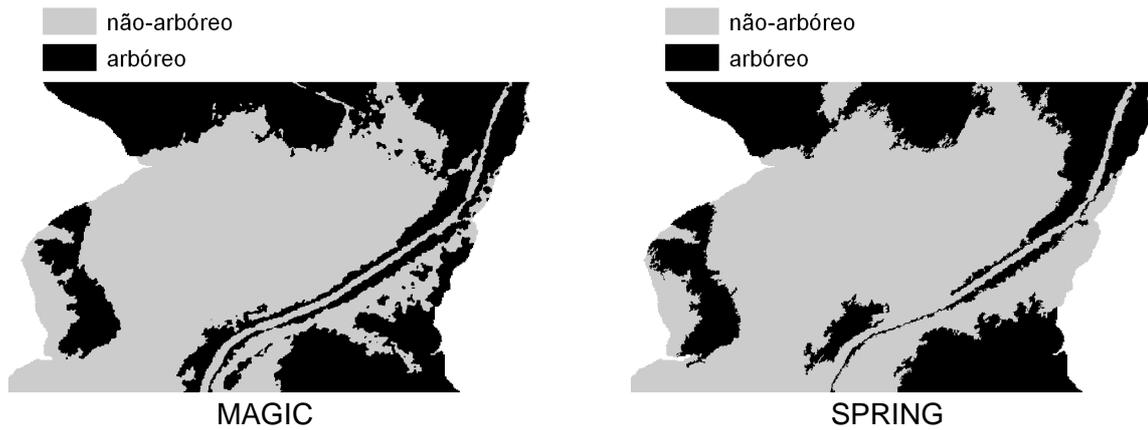
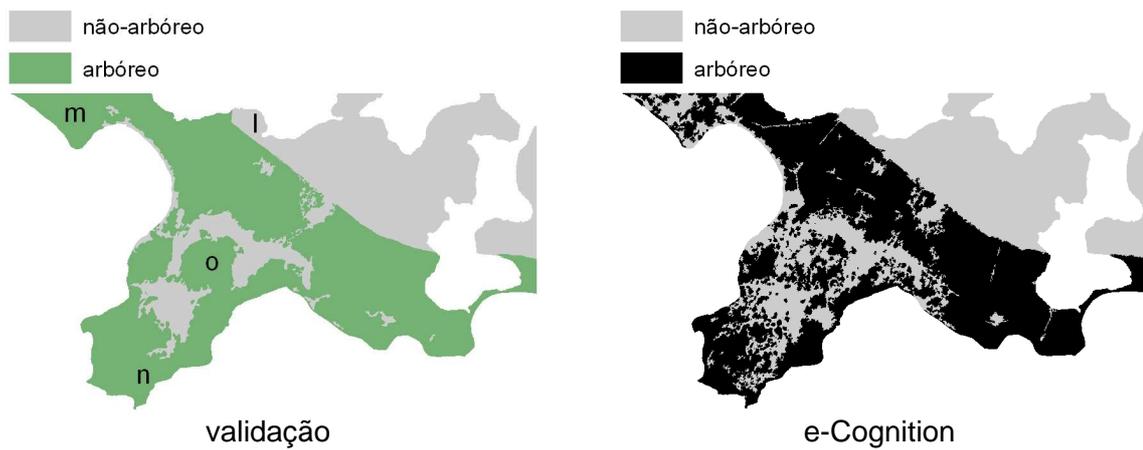


Figura 6.24: Comparação dos resultados de classificação do sítio Agropop.

A transição entre a vegetação ribeirinha e o cerrado sentido restrito no sítio Pântano é tênue. O e-Cognition delimitou bem esta transição, contudo o MAGIC e o SPRING apresentaram erros de comissão, assim como observado na *região l*. Erros de omissão são verificados nos resultados dos três classificadores, principalmente nas *regiões m, n e o* (Figura 6.25).



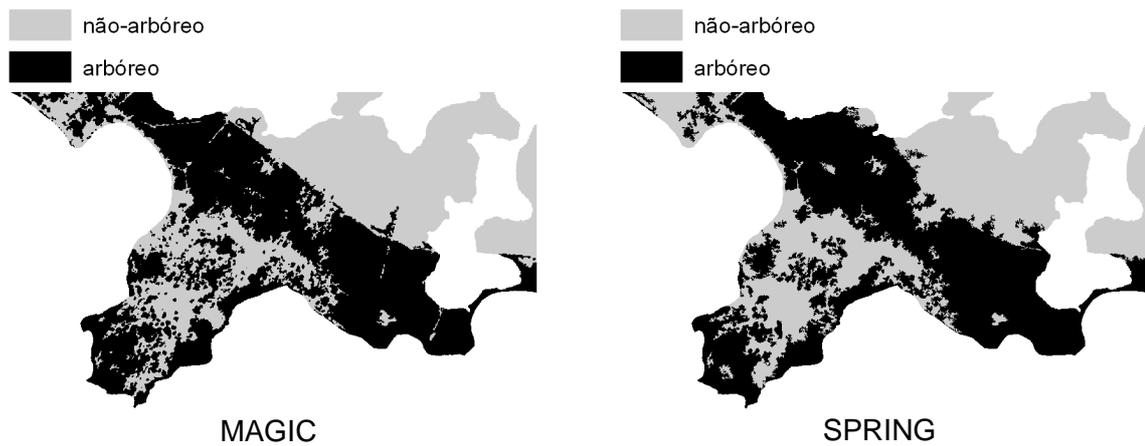


Figura 6.25: Comparação dos resultados de classificação do sítio Pântano.

6.5 Textura de Imagem

Feições de textura foram calculadas para as áreas classificadas como vegetação ribeirinha arbórea e seus valores extraídos para cada uma das parcelas. A textura de imagem complementa os valores espectrais, adicionando informações do contexto da distribuição dos pixels da vegetação ribeirinha, que muitas vezes não é percebido através da análise visual. Três amostras foram preparadas para demonstrar o comportamento da textura da imagem na área estudada, sendo uma amostra para cada grupo de vegetação (grupo 1, grupo 2 e grupo 3). Cada amostra possui a dimensão de 25×25 pixels. Este valor foi escolhido, pois garante um número de pixels suficientes para o cálculo dos semi-variogramas utilizando uma janela de 13×13 pixels (valor escolhido para o processamento das imagens). A distância máxima de análise entre pixels foi a mesma utilizada para o cálculo dos semi-variogramas do restante da imagem (8 pixels).

O comportamento dos semi-variogramas direcionais é semelhante em cada uma das amostras e sua forma tende a um modelo esférico (Figuras: 6.26, 6.27 e 6.28). A ausência de grandes variações nos semi-variogramas direcionais demonstra que a textura das áreas de vegetação ribeirinha arbórea não possui uma tendência ocasionada pela direção de análise (anisotropia). Sendo assim, foi possível utilizar apenas o semi-variograma omnidirecional para a extração das feições de textura.

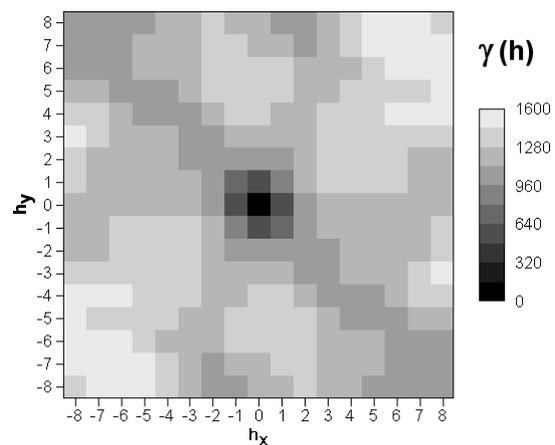
O modelo esférico foi utilizado para modelar os semi-variogramas omnidirecionais das três amostras. O valor de alcance médio foi de 4,06, no entanto, a média de todas as parcelas utilizadas neste estudo é de 4,7. Com base neste valor, a matriz de co-ocorrência

de nível de cinza foi calculada utilizando o valor de distância de análise entre *pixels* igual a 5.

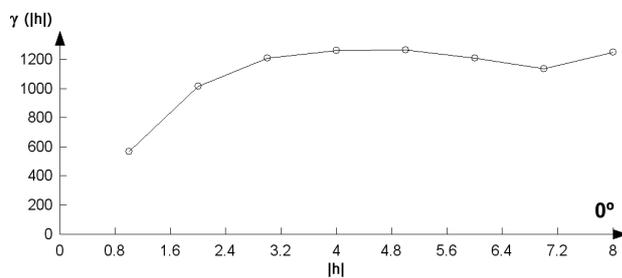
A resolução radiométrica das amostras foi alterada para o cálculo da GLCM de cada amostra, passando de *8bits* para *5bits* (32 tons de cinza). Este processo possibilita a elaboração de uma GLCM menor e de fácil representação. As Figuras 6.29, 6.30 e 6.31 representam de forma gráfica a distribuição da freqüência dos elementos da GLCM em cada uma das amostras. As três amostras possuem configurações de GLCM diferentes. Na amostra do grupo 1 existe uma maior concentração dos elementos nos primeiros pares da matriz. Os gráficos das amostras do grupo 2 apresentam melhor distribuição, principalmente na região central da matriz. O grupo 3 apresenta maior concentração de elementos nos últimos pares da matriz. A direção de análise não é fator determinante na configuração das GLCM's de cada amostra. Por este motivo, a média de todas as direções de cada feição GLCM foi utilizada na etapa da modelagem biofísica.



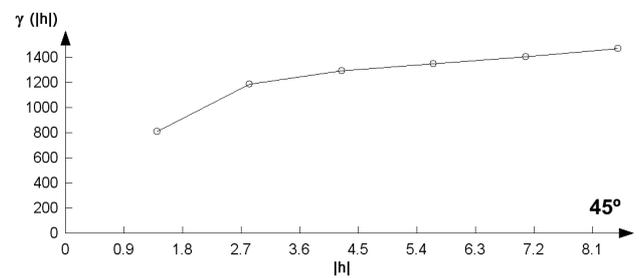
(a)



(b)



(c)



(d)

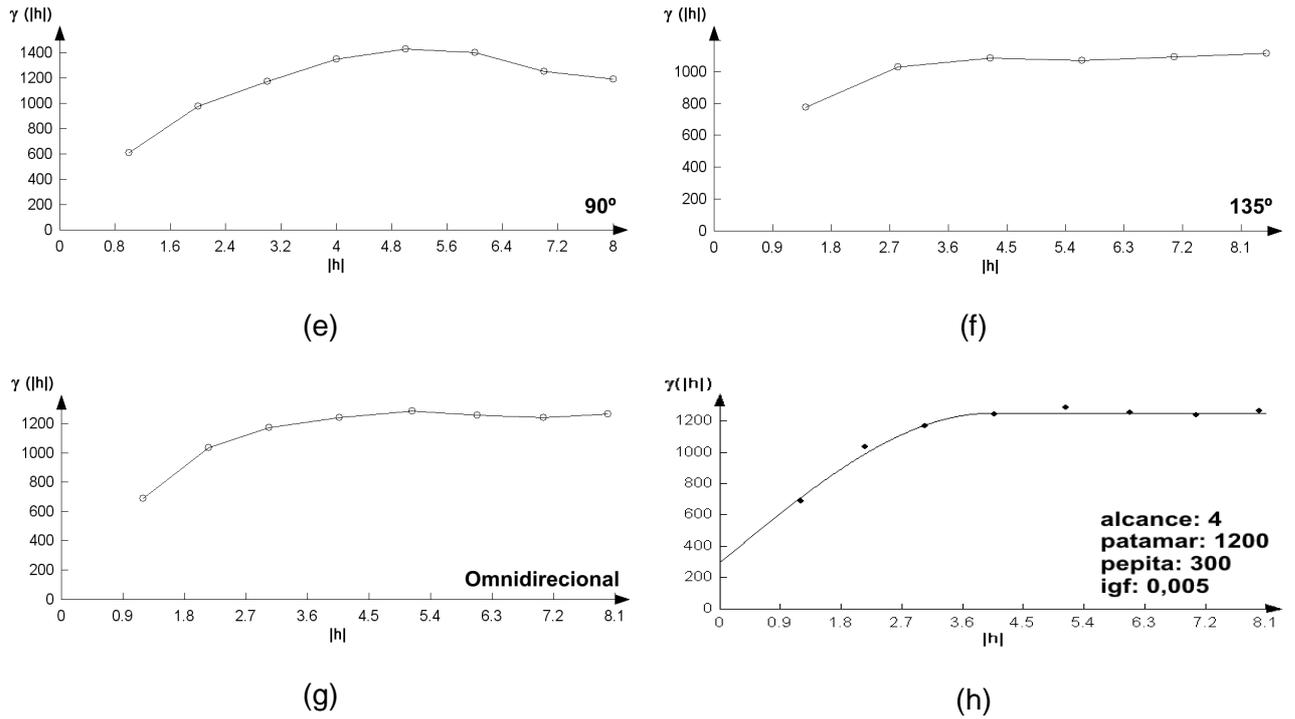
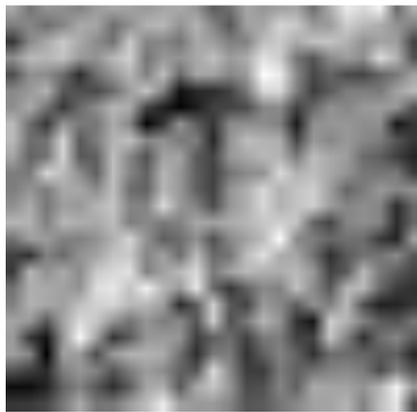
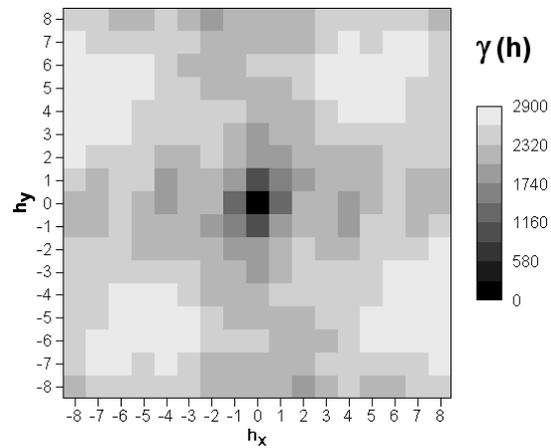


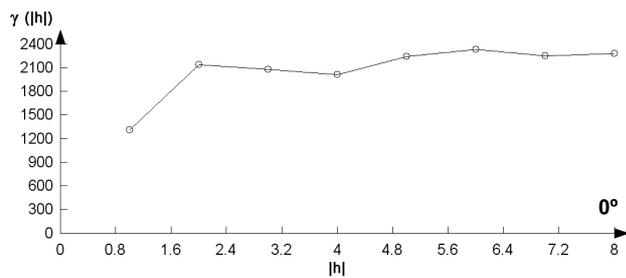
Figura 6.26: Semi-variogramas da amostra do grupo 1. (a) amostra da imagem IKONOS; (b) superfície variográfica; (c) semi-variograma experimental a 0° ; (d) semi-variograma experimental a 45° ; (e) semi-variograma experimental a 90° ; (f) semi-variograma experimental a 135° ; (g) semi-variograma experimental omnidirecional e (h) modelo esférico do semi-variograma experimental.



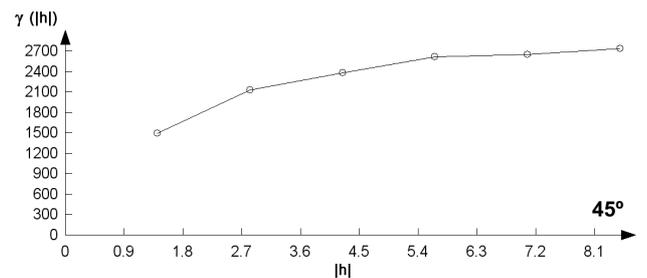
(a)



(b)



(c)



(d)

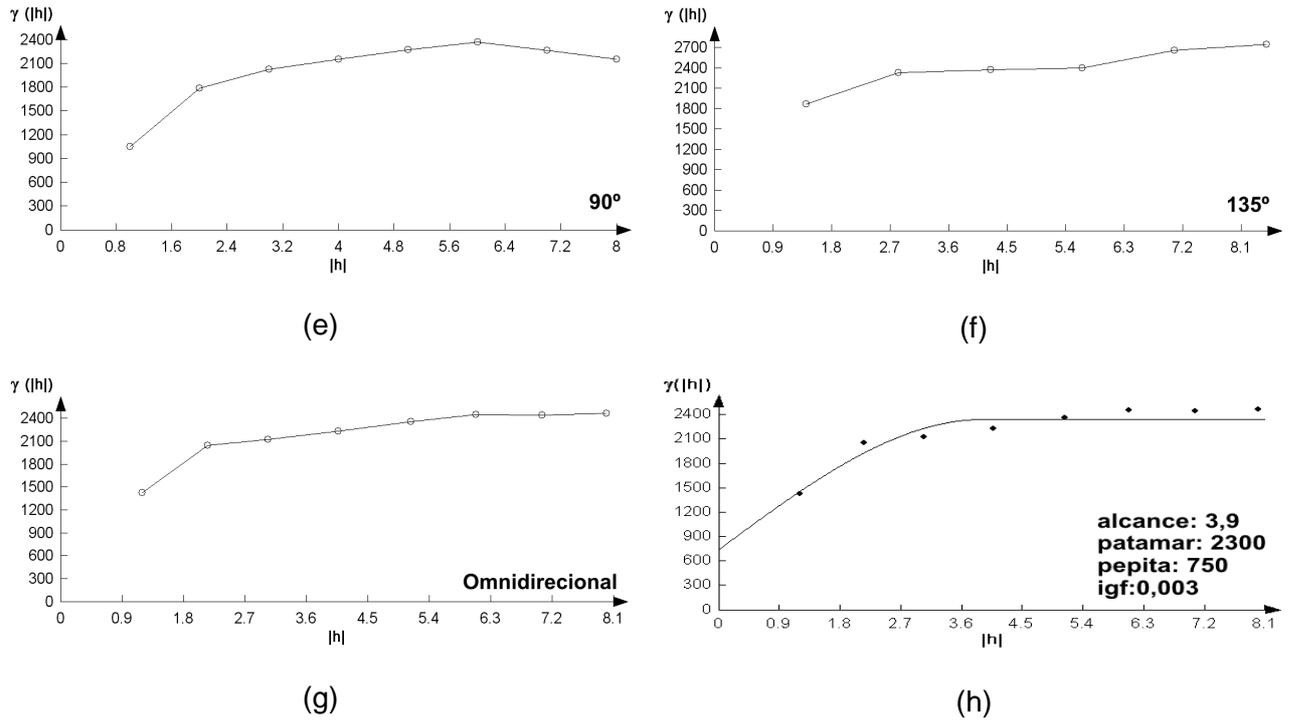
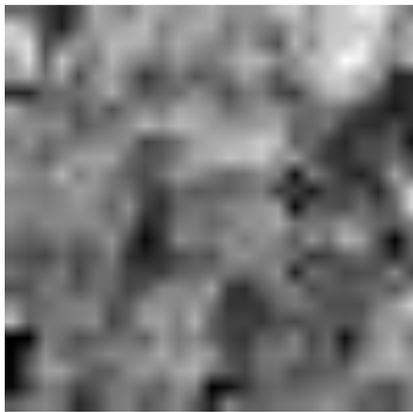
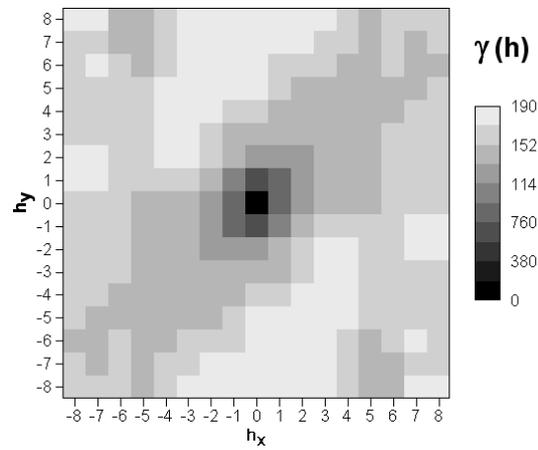


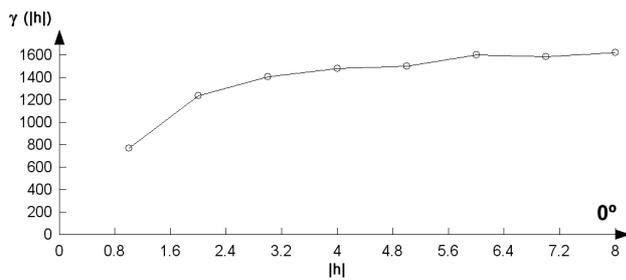
Figura 6.27: Semi-variogramas da amostra do grupo 2. (a) amostra da imagem IKONOS; (b) superfície variográfica; (c) semi-variograma experimental a 0° ; (d) semi-variograma experimental a 45° ; (e) semi-variograma experimental a 90° ; (f) semi-variograma experimental a 135° ; (g) semi-variograma experimental omnidirecional e (h) modelo esférico do semi-variograma experimental.



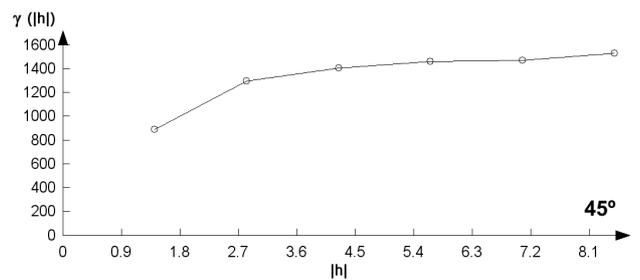
(a)



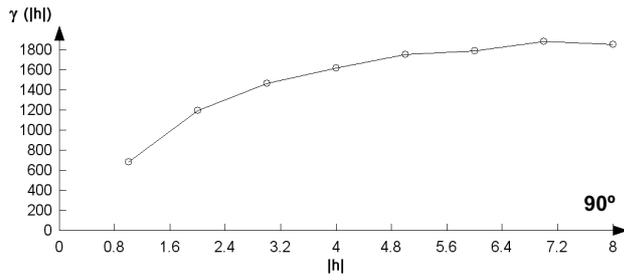
(b)



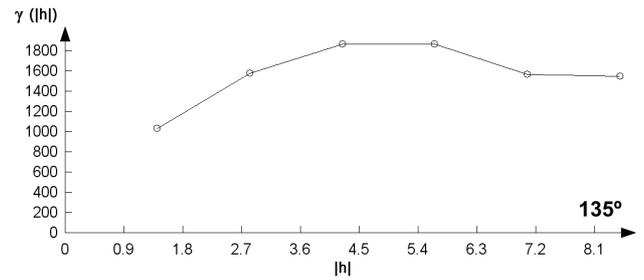
(c)



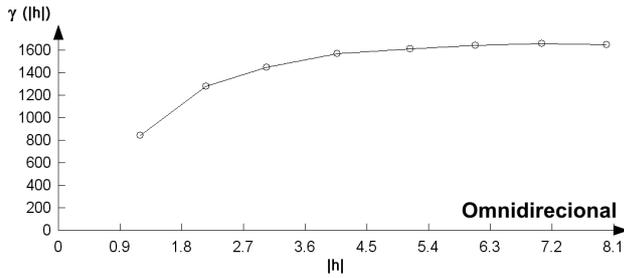
(d)



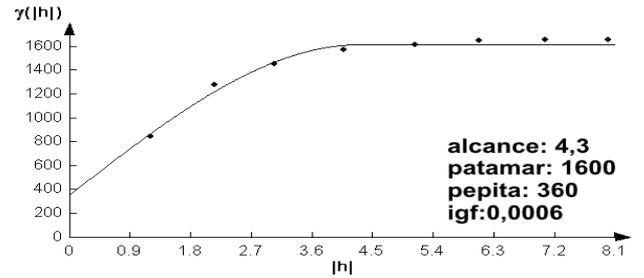
(e)



(f)

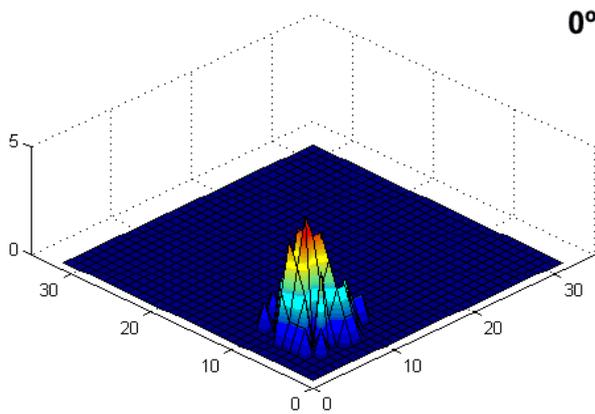


(g)

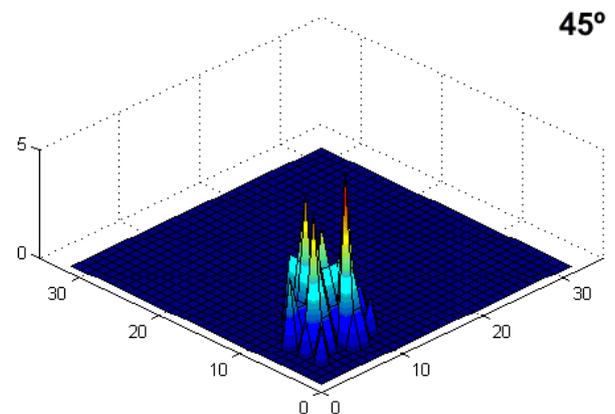


(h)

Figura 6.28: Semi-variogramas da amostra do grupo 3. (a) amostra da imagem IKONOS; (b) superfície variográfica; (c) semi-variograma experimental a 0°; (d) semi-variograma experimental a 45°; (e) semi-variograma experimental a 90°; (f)) semi-variograma experimental a 135°; (g)) semi-variograma experimental omnidirecional e (h) modelo esférico do semi-variograma experimental.



(a)



(b)

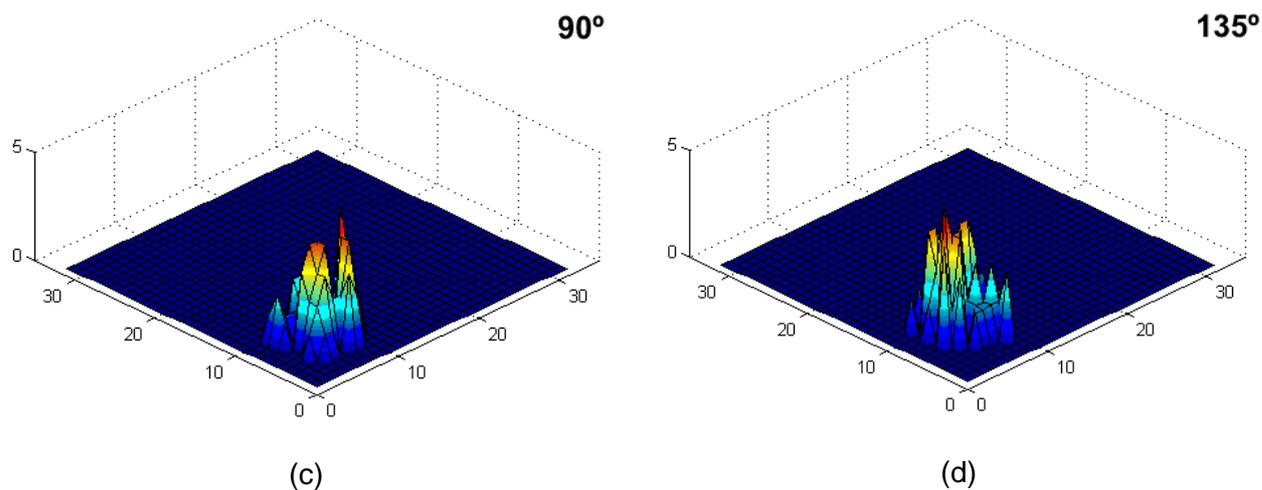


Figura 6.29: Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 1. (a) GLCM a 0°; (b) GLCM a 45°; (c) GLCM a 90° e (c) GLCM a 135°.

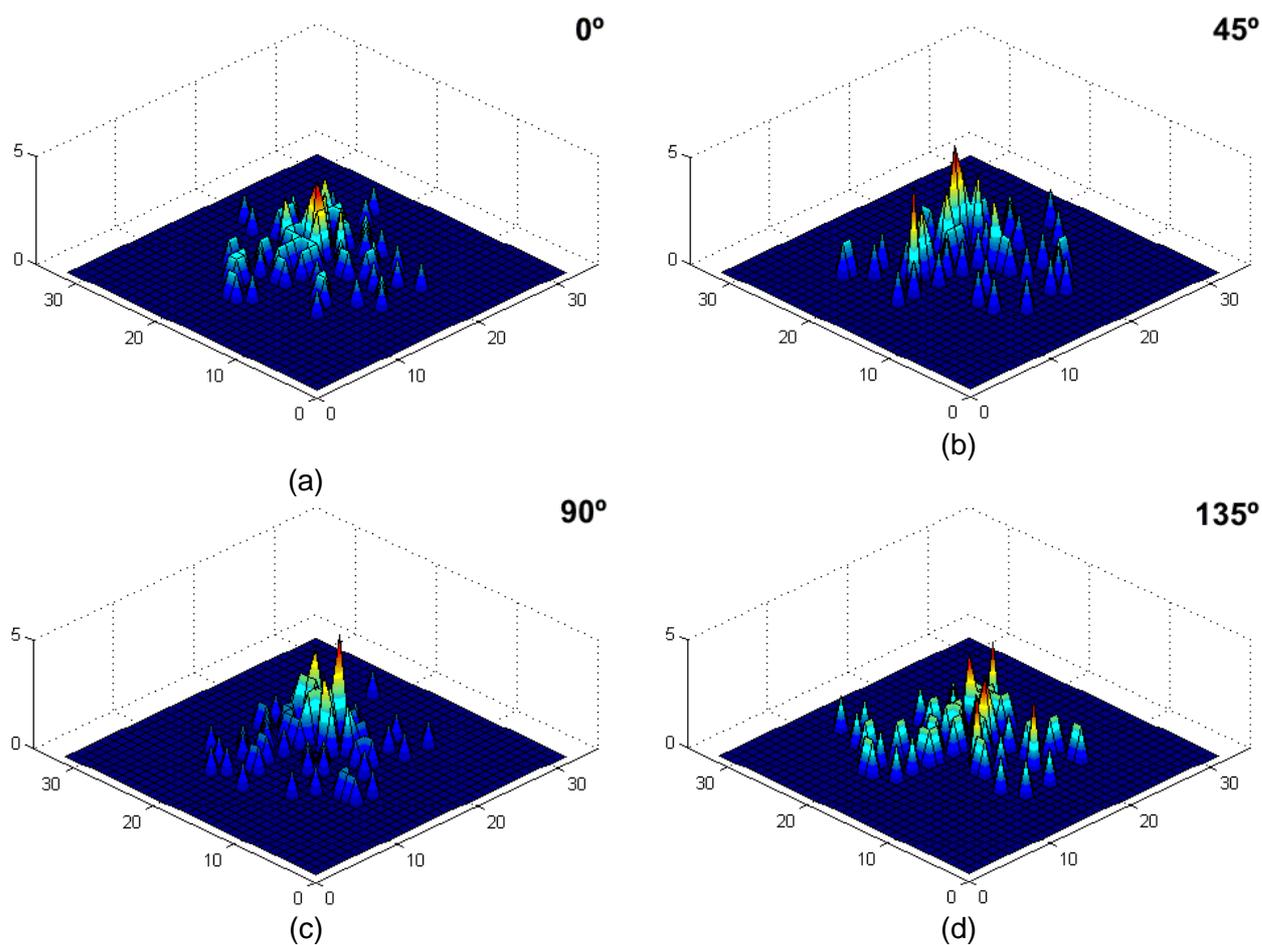


Figura 6.30: Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 2. (a) GLCM a 0°; (b) GLCM a 45°; (c) GLCM a 90° e (c) GLCM a 135°.

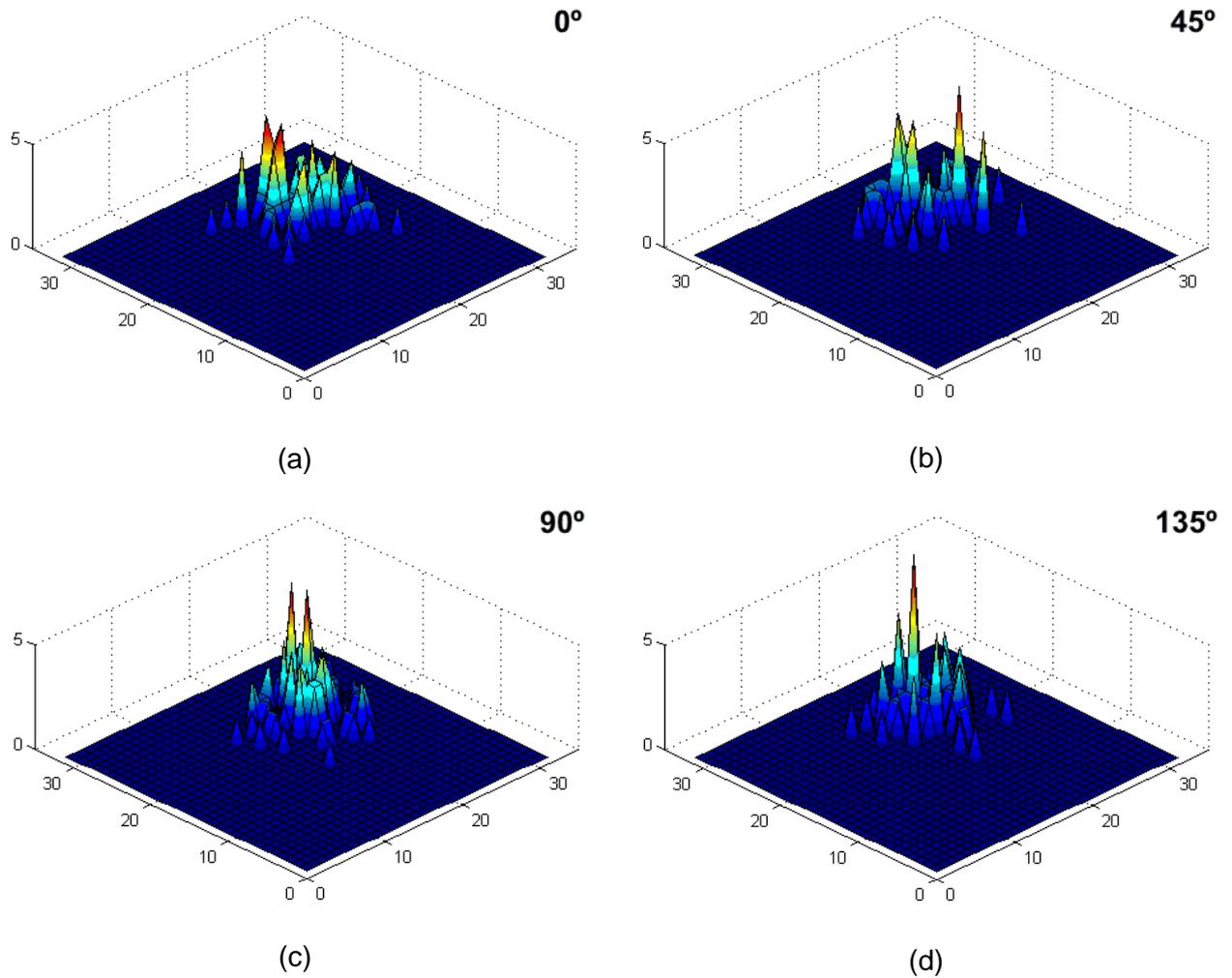


Figura 6.31: Distribuição da porcentagem dos elementos nas matrizes de co-ocorrência de níveis de cinza do grupo 3. (a) GLCM a 0°; (b) GLCM a 45°; (c) GLCM a 90° e (c) GLCM a 135°.

6.6 Modelos Explicativos da Vegetação Ribeirinha

Relações utilizando métodos de regressão múltipla entre os dados obtidos em campo e os aspectos espectrais e de textura da imagem IKONOS foram estabelecidas para a elaboração dos modelos explicativos da estrutura da vegetação ribeirinha. Esta seção apresenta os resultados destas regressões que foram analisadas em três etapas distintas. Na primeira etapa foram analisadas todas as parcelas em conjunto. Na etapa seguinte, as parcelas foram agrupadas nos três grupos de vegetação para a realização das regressões. Na última etapa, as parcelas foram agrupadas por cena IKONOS e processadas de maneira independente.

O método *Stepwise* foi escolhido para a inclusão das variáveis nas regressões. O resultado da primeira análise de regressão que envolve o conjunto total de parcelas é apresentado na Tabela 6.14:

Tabela 6.14 – Resultados das regressões múltiplas utilizando o total de parcelas.

Variável Resposta	Modelo	(R ²)
Altura	8,57 + 1,02 RS - 0,00223 CON - 0,00196 IDM - 0,00328 COR	20,1
DAP	0,107 + 0,000053 Azul - 0,000020 IDM - 0,000073 COR	12,5
Área Basal	0,259 + 0,000331 Azul - 0,000218 IV + 0,212 RS - 0,000062 IDM	20,6
Volume	-1,01 + 0,00888 Azul - 0,00899 Verde + 0,895 RS - 0,000621 IDM	17,3
Densidade	468 + 1276 SAVI	10,6
Riqueza	-0,53 + 0,00619 Azul	14,4
Índice de Shannon	0,125 + 0,000496 Azul	17,4
Índice de Margalef	-1,39 + 0,00709 Azul - 0,00573 COR	17,6
Abertura do Dossel	182 - 0,122 Verde + 0,0803 IV - 64,6 RS	41,9
Índice de Área Foliar	-4,70 + 0,00539 Verde - 0,00368 IV + 2,89 RS	37,8

Número de amostras: n=184. Coeficientes de determinação ajustado (R²) com teste p < 0,05.

Onde: Azul = banda azul;

Verde = banda verde;

IV = banda do infravermelho;

RS = índice de vegetação da razão simples;

SAVI = índice de vegetação ajustado para o solo;

CON = contraste;

IDM = momento da diferença inversa;

CON = contraste;

COR = correlação.

Os resultados apresentam-se de fracos a moderados. O maior R² foi para o parâmetro Abertura do Dossel utilizando as variáveis previsoras: banda verde, banda infravermelha (IV) e índice de razão simples (RS). O pior resultado foi de 10,6 para o parâmetro Densidade, utilizando apenas a variável previsora SAVI.

A variável previsora banda azul é a que apresenta maior frequência no geral. Entre os índices de vegetação, o de razão simples foi o que apresentou maior frequência nos modelos. Entre as variáveis derivadas da GLCM, o momento da diferença inversa e a correlação apresentam maior relação com os dados das parcelas. As variáveis previsoras: banda vermelha, NDVI, segundo momento angular, entropia e todas derivadas dos semi-variogramas não foram selecionadas em nenhum dos modelos (Figura 6.32).

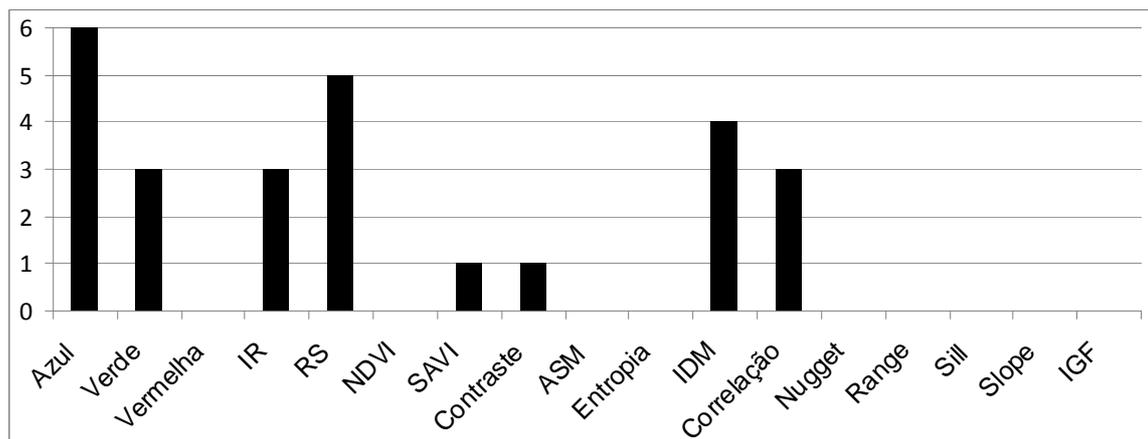


Figura 6.32: Gráfico de frequência das variáveis predictoras nos modelos de regressão utilizando o total de parcelas.

Os baixos valores das regressões podem estar relacionados a três fatores: a heterogeneidade ambiental dos sítios de análise, o processo de aquisição dos dados e a diferença das datas de aquisição das cenas IKONOS. Os sítios de análise estão localizados em ambientes distintos ocasionando mudanças significativas na estrutura da vegetação. No sítio Catolé e Pântano predominam a vegetação do tipo cerrado. No Balneário, os afloramentos rochosos resultam na presença de espécies de vegetação da mata seca. No sítio Agropop é comum a presença de veredas. Estes diferentes ambientes proporcionam uma composição florística variável, o que acaba por influenciar nos parâmetros biofísicos da vegetação.

O fator de aquisição dos dados está relacionado com o processo de georreferenciamento das parcelas. As pequenas extensões das parcelas associadas aos erros inerentes do sistema GPS podem ter ocasionados pequenos deslocamentos nos desenhos finais, que foram suficientes para influenciar nos dados extraídos da imagem e utilizados nos modelos.

A defasagem temporal entre a aquisição dos dados de campo e as datas de aquisição das imagens IKONOS, deve também ser lembrada. Enquanto a coleta de dados da equipe da UNIMONTES foi realizada entre janeiro de 2007 e fevereiro de 2008, as cenas IKONOS foram adquiridas nos anos de 2009 e 2010. Esta diferença de três anos pode ter sido suficiente para que processos naturais de desenvolvimento das plantas ou até mesmo aspectos fenológicos influenciassem nos modelos.

Os quatro melhores modelos encontrados foram aplicados nas imagens de alta resolução e apresentados nas Figuras 6.33, 6.34, 6.35 e 6.36:

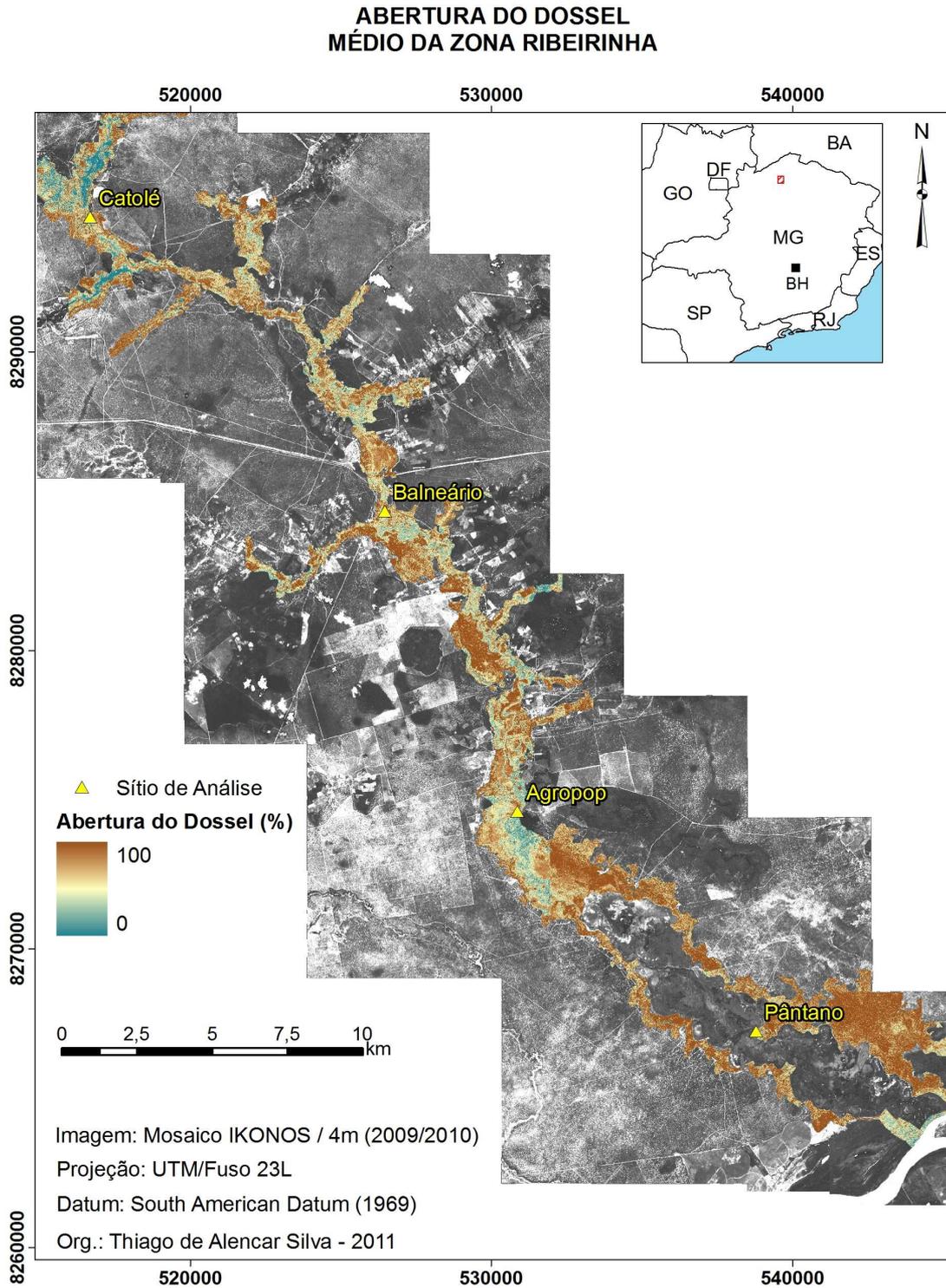


Figura 6.33: Modelo de Abertura Dossel da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

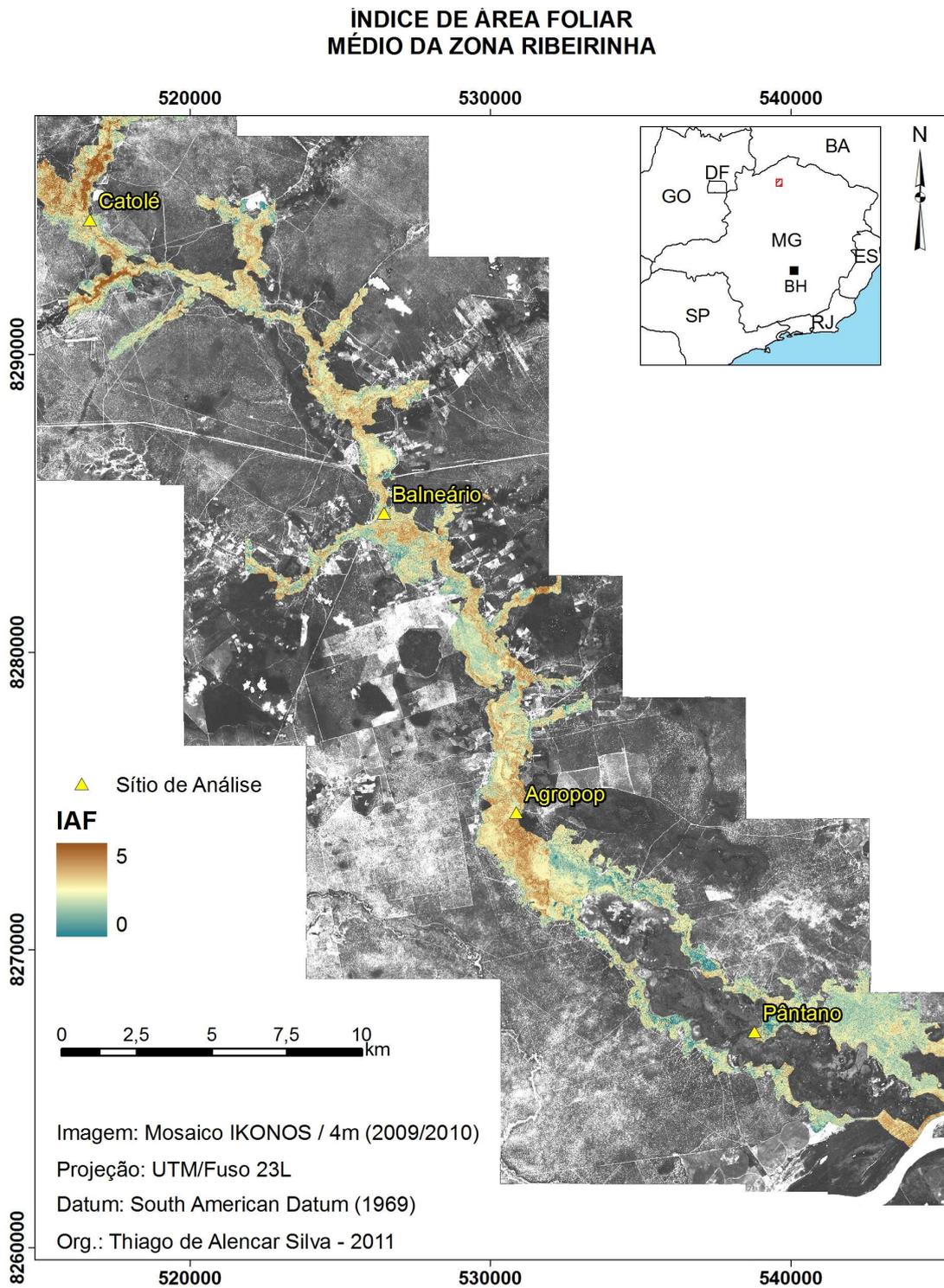


Figura 6.34: Modelo de Índice de Área Foliar da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

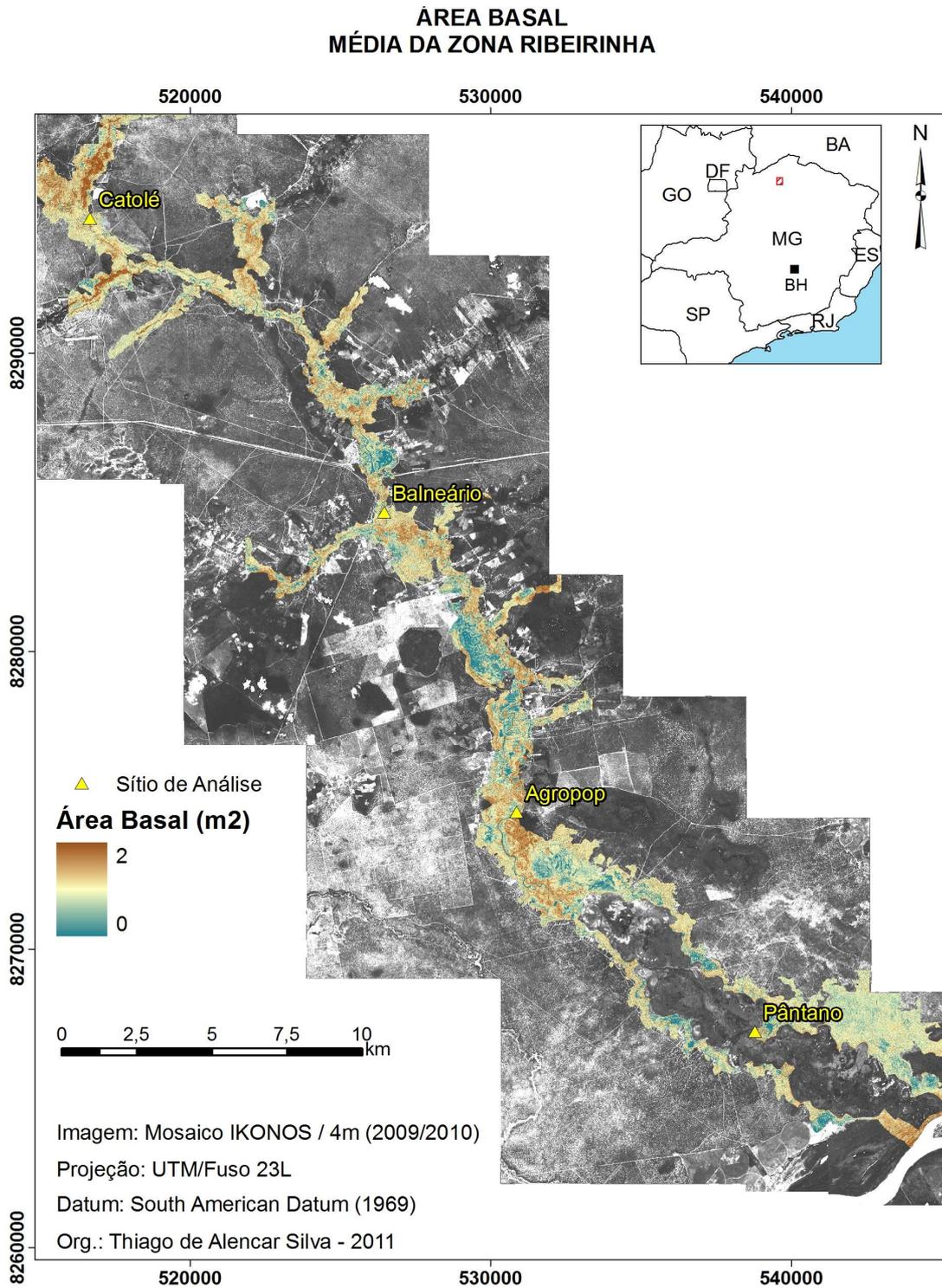


Figura 6.35: Modelo de Área Basal da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

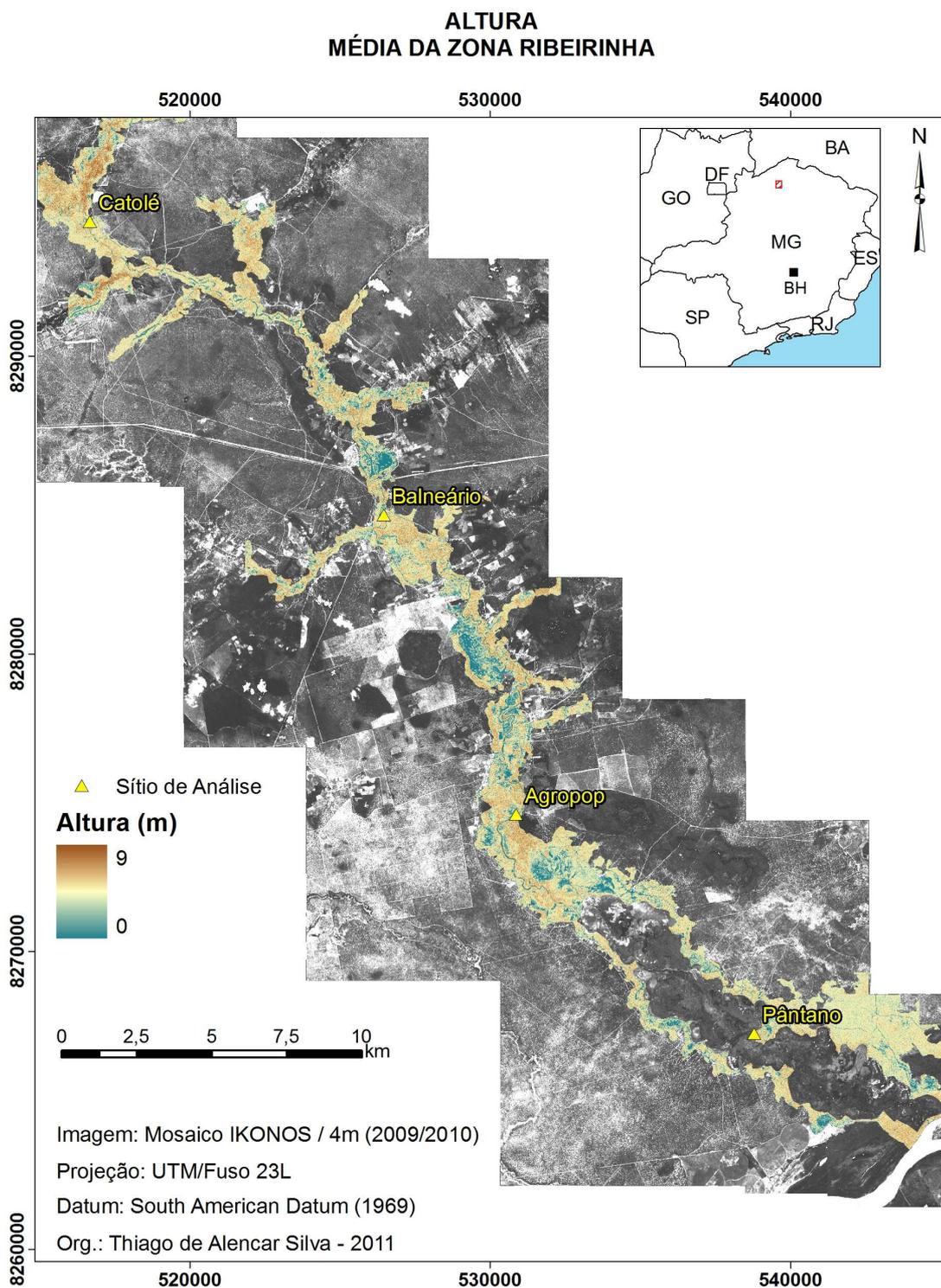


Figura 6.36: Modelo de Altura da vegetação ribeirinha arbórea da área de estudo. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

Os modelos apresentam consistência espacial com a distribuição da vegetação observada na imagem. Os dados também apresentam correspondência quando comparados com o conhecimento de campo. Mesmo com fracos a moderados resultados de regressão as áreas da imagem com maior concentração de vegetação arbórea são as que, no geral, apresentam maiores valores de índice de área foliar, área basal, altura da vegetação e menores valores de abertura do dossel.

Na segunda etapa de análise dos dados, as parcelas foram separados de acordo com os grupos de vegetação e novas regressões foram realizadas. Os resultados são demonstrados na Tabela 6.15:

Tabela 6.15 – Comparativo dos resultados das regressões múltiplas entre as análises de total de parcelas e agrupamentos de vegetação.

Variável Resposta	Total de Parcelas*	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Altura	20,1	35,30	30,10	31,42
DAP	12,5	19,00	19,54	18,80
Área Basal	20,6	38,00	13,90	46,40
Volume	17,3	23,60	20,30	32,86
Densidade	10,6	19,60	11,20	75,70
Riqueza	14,4	19,30	16,70	23,92
Índice de Shannon	17,4	19,39	25,88	19,48
Índice de Margalef	17,6	15,50	24,10	22,40
Abertura do Dossel	41,9	36,35	37,00	51,88
Índice de Área Foliar	37,8	28,40	30,96	30,50

*Resultados obtidos na primeira análise. Número de amostras: grupo 1: n=58, grupo 2: n= 69 e grupo 3: n= 57. Coeficientes de determinação ajustado (R^2) com teste $p < 0,05$.

Observa-se o aumento dos coeficientes de determinação quando comparados com a primeira análise, que utiliza o número total de parcelas (Figura 6.37). O parâmetro densidade foi o que apresentou o maior incremento, com valores de R^2 passando de 10,6 para 75,7 no grupo 3. Os parâmetros de abertura do dossel e índice de área foliar foram os únicos que apresentaram, em média, decréscimo dos valores de coeficiente de determinação na análise de grupos de vegetação.

A partir dos resultados é possível afirmar que a diferença da estrutura da vegetação ribeirinha ao longo da área de estudo influencia diretamente nos resultados dos modelos. Sendo que, quando os dados são analisados de maneira conjunta os resultados das regressões tendem a apresentar valores mais baixos do que quando analisados de forma independente por grupos de vegetação.

Não é possível aplicar os modelos desta segunda análise, uma vez que as parcelas de cada um dos grupos de vegetação adotados nesta pesquisa podem ser

encontradas em todos os sítios de análise ao longo de toda a área da imagem IKONOS.

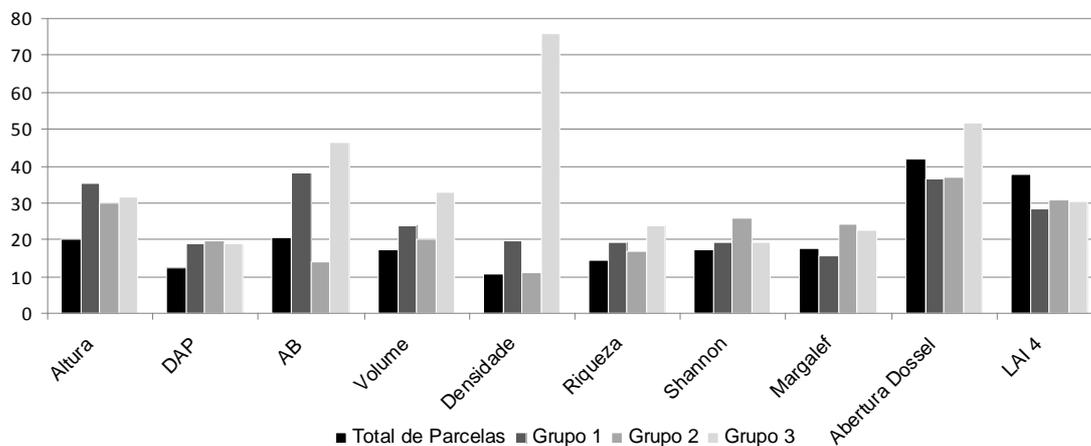


Figura 6.37: Gráfico comparativo dos resultados das regressões entre o processamento utilizando o número total de parcelas e o processamento utilizando o agrupamento das mesmas em três grupos de vegetação distintos.

A última análise de regressão levou em consideração o agrupamento dos dados dos sítios de análise por cada uma das cenas da imagem IKONOS. O Sítio Catolé encontra-se na cena 03, os Sítios Balneário e Agropop estão localizados na cena 02 e o Sítio Pântano encontra-se na cena 00. Os resultados são apresentados na Tabela 6.16:

Tabela 6.16 – Comparativo dos resultados das regressões múltiplas entre as análises de total de parcelas e agrupamentos de dados por cena IKONOS.

Variável Resposta	Total de Parcelas*	Católé	Balneário + Agropop	Pântano
Altura	20,1	47,60	20,80	43,60
DAP	12,5	25,10	24,80	15,60
Área Basal	20,6	39,80	13,70	45,70
Volume	17,3	36,00	12,90	54,70
Densidade	10,6	40,70	4,20	29,50
Riqueza	14,4	26,60	3,70	35,20
Índice de Shannon	17,4	10,00	4,20	13,90
Índice de Margalef	17,6	11,50	11,40	11,20
Abertura do Dossel	41,9	45,90	34,00	47,00
Índice de Área Foliar	37,8	37,50	22,20	82,60

*Resultados obtidos na primeira análise. Número de amostras: Sítio Catolé: n=35, Sítio Balneário e Agropop: n= 122 e Sítio Pântano: n= 25. Coeficientes de determinação ajustado (R^2) com teste $p < 0,05$.

Os resultados individuais dos sítios Catolé e Pântano são superiores aos resultados individuais dos sítios Balneário, Agropop e do agrupamento total das parcelas. O maior coeficiente de determinação encontrado foi de 82,60 para o parâmetro Índice de Área Foliar no sítio Pântano. Por outro lado, os resultados dos sítios Balneário e Agropop, os quais foram processados em conjunto por estarem localizados na mesma cena, apresentam os piores resultados gerais (Figura 6.38). Este fato pode ser explicado novamente pela diversidade ambiental em escala local. Mesmo localizados na mesma cena, estes dois sítios apresentam diferenças ambientais locais, as quais refletem na constituição de sua vegetação ribeirinha.

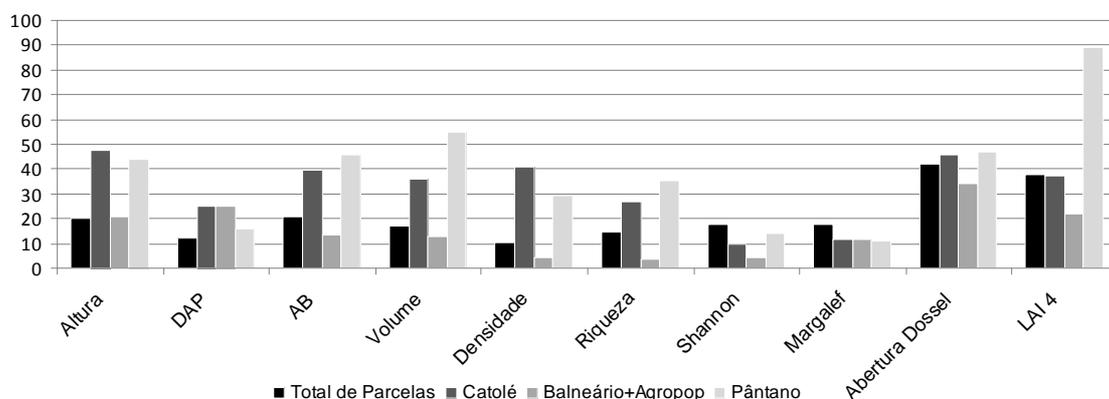


Figura 6.38: Gráfico comparativo dos resultados das regressões entre o processamento utilizando o número total de parcelas e o processamento utilizando o agrupamento dos dados dos sítios de análise por cena IKONOS.

O resultado do processamento do número total de parcelas superou os resultados do processamento individual de cada cena apenas para os parâmetros de Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Diversidade de Margalef. A menor variação destes índices nos sítios de análise é um fator que explica os melhores resultados quando utilizados o número total de parcelas.

Os modelos obtidos para os parâmetros Índice de Área Foliar e Volume do sítio Pântano foram selecionados para a análise dos resíduos e aplicação dos modelos. A equação que explica em 82,60% os dados de IAF do sítio Pântano com grau de confiança de 95% é:

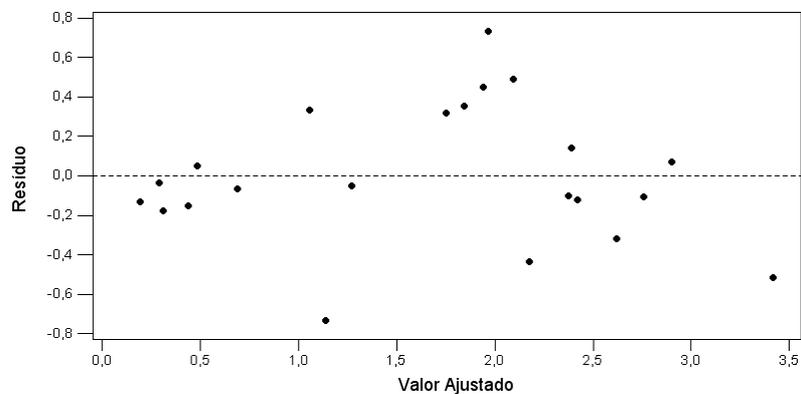
$$IAF = 26,3 - 0,0519A + 0,0389V + 0,0135C + 0,000002P - 1,43R + 0,000029S - 0,000576SI$$

Onde: A = banda azul;
 V = banda verde;
 C = contraste;
 P = pepita (Nugget);
 R = alcance (*Range*);
 S = patamar (*Sill*);

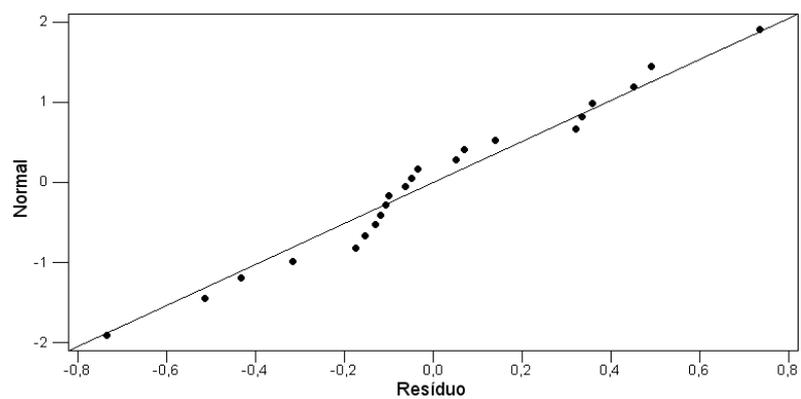
SI = inclinação (*Slope*).

O gráfico de dispersão dos resíduos em função dos dados normalizados é utilizado para analisar se os resíduos são independentes, aleatórios e com variância constante. Ele não pode sugerir um padrão definido. Os resíduos devem possuir uma distribuição normal com tendência de uma reta no gráfico de distribuição de sua normalidade o que sugere uma independência de seus valores.

Os gráficos da Figura 6.39 estão de acordo com estes pressupostos e, portanto, validam a equação da regressão para o parâmetro Índice de Área Foliar no sítio Pântano. A equação foi aplicada na imagem de alta resolução (Figura 6.40).



(a)



(b)

Figura 6.39: Análise dos resíduos da regressão do parâmetro Índice de Área Foliar para o Sítio Pântano. (a) gráfico de dispersão dos resíduos e (b) gráfico da distribuição normal dos resíduos.

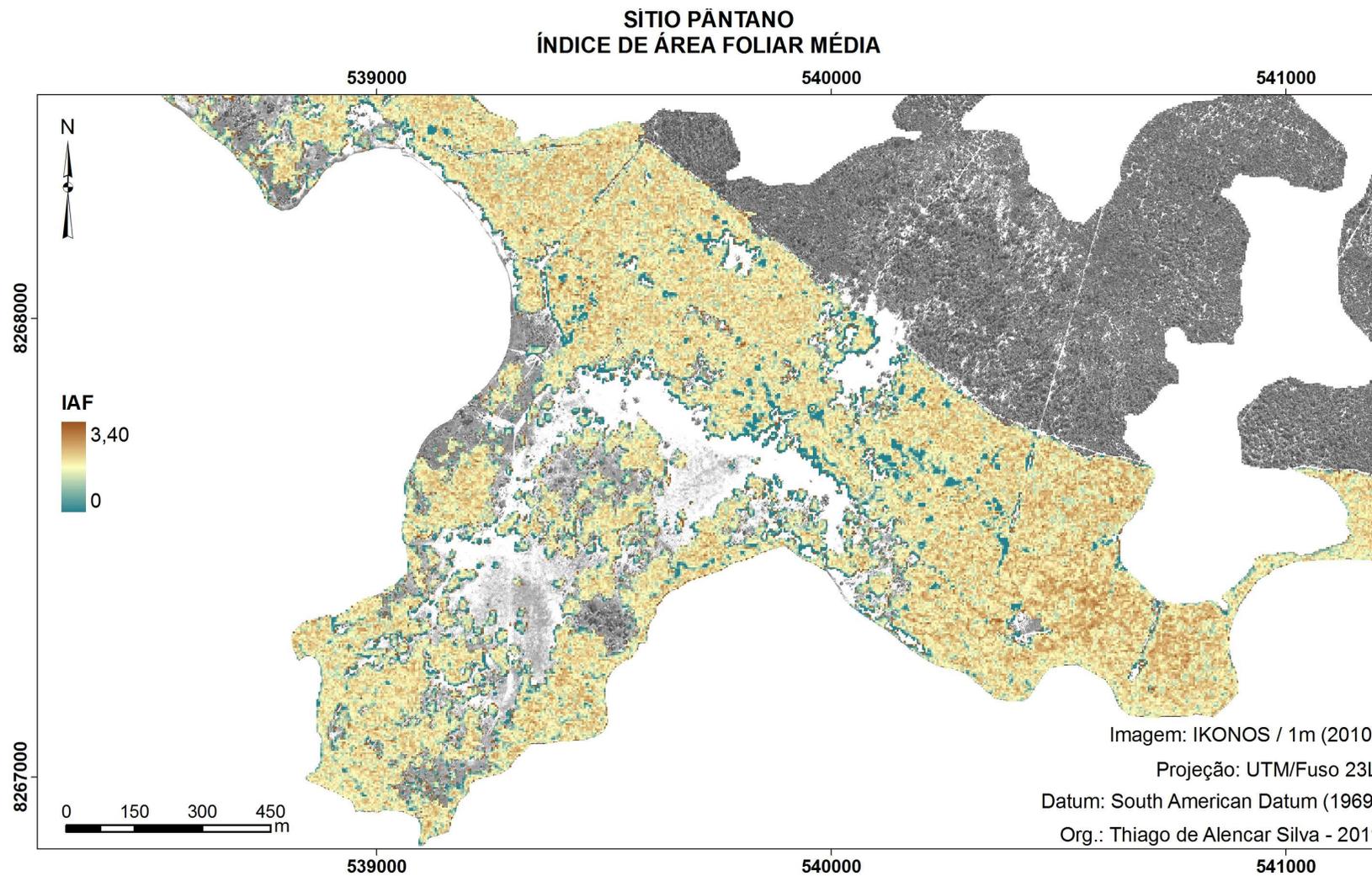


Figura 6.40: Modelo de Índice de Área Foliar da vegetação ribeirinha arbórea do sítio Pântano. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

O Índice de área foliar variou entre 0 e 3,40 para o sítio Pântano. É possível observar que os maiores valores de IAF são encontrados em área de maior densidade de vegetação arbórea. Os menores valores de IAF estão presentes em áreas de bordas da vegetação e em regiões de ocorrência de solo exposto em meio ao dossel.

A diferença entre os valores de IAF mensurados e obtidos pela aplicação do modelo varia de 0,22 a 1,44, sendo que a média e o desvio padrão desta variação são respectivamente 0,18 e 0,92 (Tabela 6.17).

Tabela 6.17 – Estimativa de IAF para o Sítio Pântano obtida a partir da aplicação do modelo.

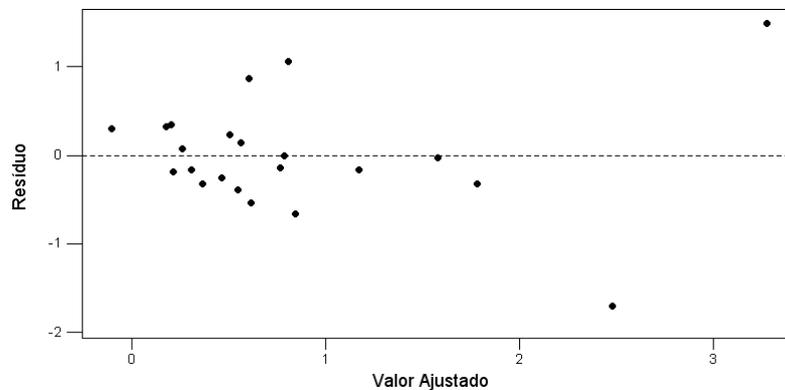
Parcela	Valor de IAF mensurado	Valor de IAF obtido na aplicação do modelo	Diferença
2	1,73	1,47	0,26
3	2,09	1,56	0,53
7	2,58	1,55	1,03
8	2,65	1,51	1,15
9	2,39	1,54	0,85
10	2,30	1,48	0,82
13	2,27	1,55	0,72
14	2,07	1,54	0,53
16	2,90	1,58	1,33
17	2,20	1,54	0,66
19	2,53	1,54	1,00
27	2,00	1,64	0,36
28	2,97	1,49	1,48
29	2,70	1,54	1,16
30	2,30	1,56	0,74
41	0,62	1,47	0,85
42	1,74	1,53	0,22
43	0,40	1,50	1,10
45	0,06	1,50	1,44
53	0,25	1,45	1,20
54	0,53	1,46	0,93
55	1,22	1,52	0,30
58	1,39	1,53	0,14
59	0,28	1,42	1,14
63	0,13	1,47	1,34
Média			0,85
Desvio Padrão			0,39

A equação que explica em 54,80% os dados de volume do sítio Pântano com grau de confiança de 95% é:

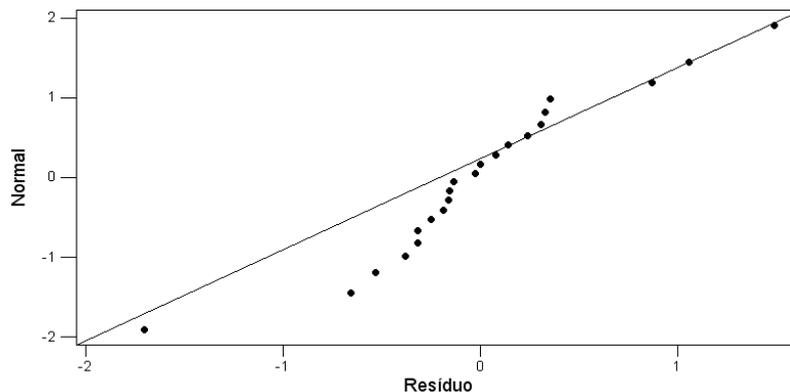
$$\text{Volume} = -4,14 + 5,64\text{RS} - 12,7\text{SAVI} - 0,000085\text{SI}$$

Onde: RS = Razão simples;
SAVI = índice de vegetação ajustado para o solo;
SI = inclinação (slope).

O gráfico de dispersão dos resíduos não apresenta um padrão definido, contudo, é possível observar pontos isolados na área do gráfico. A distribuição normal dos resíduos apresenta tendência linear, no entanto, com pontos afastados da reta. Diferente da análise anterior o modelo não apresenta bom ajuste (Figura 6.41).



(a)



(b)

Figura 6.41: Análise dos resíduos da regressão do parâmetro Volume para o Sítio Pântano. (a) gráfico de dispersão dos resíduos e (b) gráfico da distribuição normal dos resíduos.

A equação selecionada foi aplicada na imagem IKONOS (Figura 6.42). É possível observar moderada correspondência visual entre o modelo de volume e a imagem de alta resolução. De maneira geral a distribuição de volume segue a

tendência que foi observada em campo. No entanto, algumas regiões de bordas, no contato da vegetação ribeirinha com áreas de solo exposto, apresentam valores elevados de volume onde deveriam apresentar valores mais baixos.

A diferença entre os valores de Volume mensurados e obtidos a partir dos modelos varia entre o valor máximo de 3,78 para a parcela 29 e o valor mínimo de 0,07 para a parcela 17. A média da variação é de 0,78 com desvio padrão de 0,71 (Tabela 6.18).

Tabela 6.18 – Estimativa de Volume para o Sítio Pântano obtida a partir da inversão do modelo.

Parcela	Valor de Volume mensurado	Valor de Volume obtido na aplicação do modelo	Diferença
2	0,74	1,07	0,33
3	2,44	0,99	1,45
7	0,62	1,01	0,40
8	1,55	1,02	0,54
9	0,33	0,99	0,66
10	0,55	0,92	0,38
13	1,47	1,00	0,47
14	0,74	0,99	0,25
16	0,78	0,96	0,19
17	1,01	0,94	0,07
19	0,70	0,97	0,27
27	2,24	0,97	1,28
28	1,46	0,95	0,51
29	4,76	0,98	3,78
30	0,77	0,97	0,20
41	0,20	1,06	0,85
42	0,08	1,05	0,98
43	0,02	1,07	1,06
45	0,21	0,94	0,73
53	0,14	1,02	0,88
54	0,18	1,00	0,82
55	1,86	0,97	0,89
58	0,04	1,09	1,05
59	0,50	1,12	0,62
63	0,16	1,04	0,87
Média			0,78
Desvio Padrão			0,71

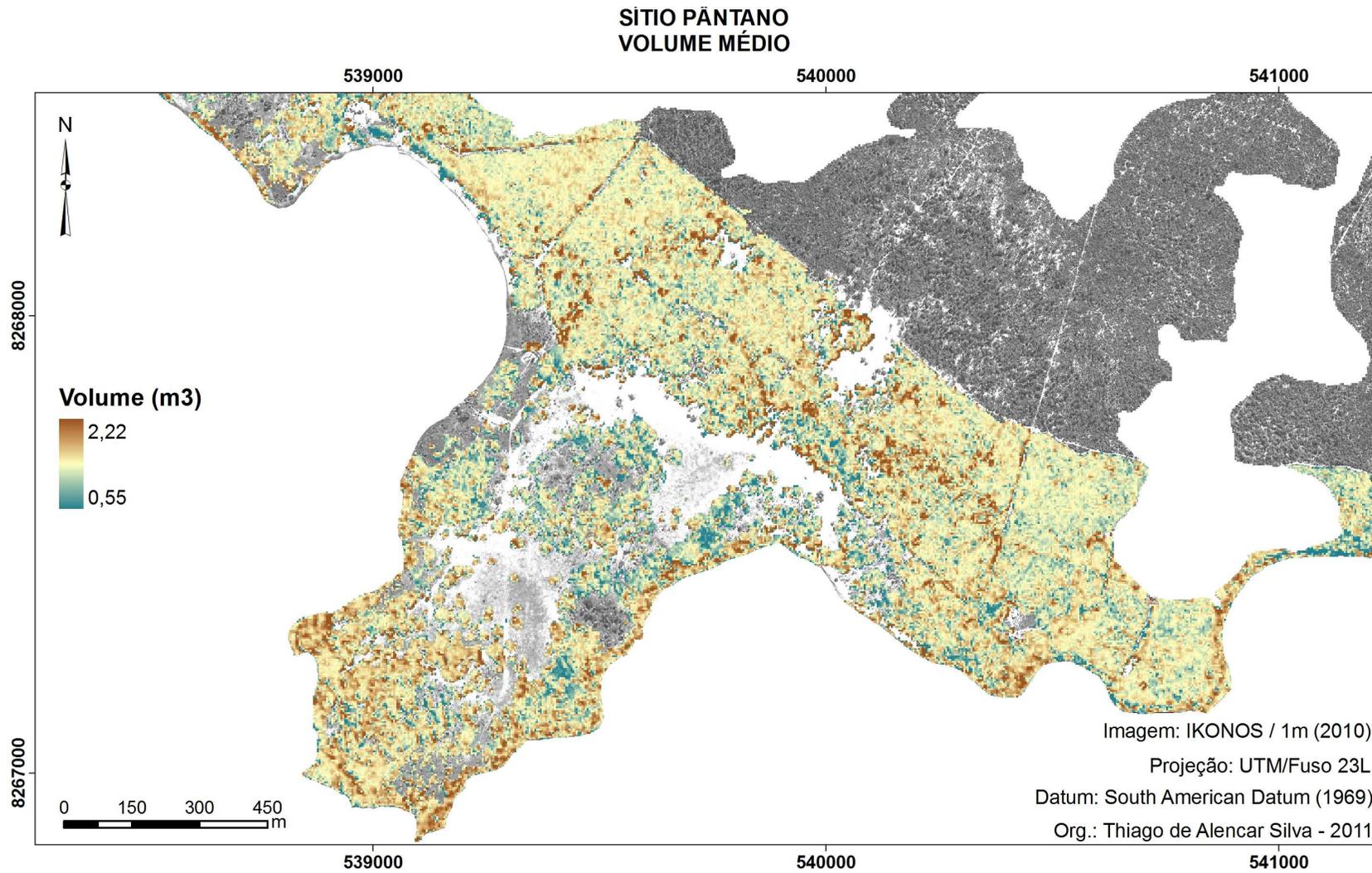


Figura 6.42: Modelo Volume da vegetação ribeirinha arbórea do sítio Pântano. A imagem do modelo foi realçada para melhor representação e interpretação visual dos resultados.

CAPÍTULO 7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo principal desta tese foi apresentar uma nova metodologia para delimitação e estimativa da estrutura da vegetação ribeirinha através de imagens de alta resolução. O aspecto inovador da metodologia, mesmo com suas limitações, possibilitou avançar nos estudos dos ambientes ribeirinhos, no que se refere a sua delimitação e caracterização. A delimitação da faixa ribeirinha e o conhecimento de sua estrutura biofísica é de fundamental importância para o desenvolvimento de estratégias e leis que visam a preservação e recuperação dos ambientes que acompanham e protegem os cursos hídricos. O inventário deste ambiente não é uma tarefa fácil, pois abordagens tradicionais de levantamentos fitossociológicos exigem grande quantidade de recursos humanos e econômicos. Métodos de aquisição de dados da região ribeirinha, com base em técnicas de sensoriamento remoto, surgem como alternativa para a realização destes inventários de maneira eficiente e contínua.

A metodologia desenvolvida foi aplicada nas áreas ribeirinhas da bacia do Rio Pandeiros, que possui elevada importância ambiental por abrigar vários ambientes distintos, entre eles, um dos maiores pântanos do estado de Minas Gerais. As informações apresentadas neste estudo podem ser utilizadas na gestão da APA do Rio Pandeiros, bem como em diversas etapas da elaboração do ainda inexistente plano de manejo da unidade de conservação.

A metodologia apresentada possui uma abordagem híbrida, pois em um primeiro momento a vegetação arbórea da faixa ribeirinha é identificada e em seguida dados de sua estrutura biofísica são adquiridos. Cabe ressaltar, que a metodologia se dá de forma semi-automática, não necessitando de forma prévia de dados de campo. Esta característica possui grande importância em estudos pré-exploratórios de ambientes ribeirinhos de grandes extensões territoriais ou de difícil acesso.

Duas etapas distintas foram adotadas nesta tese: o processamento digital de imagens e a regressão estatística. O processamento digital de imagens foi utilizado no processo de delimitação da mata ribeirinha. Os procedimentos de regressões foram adotados na tentativa de modelar a estrutura da vegetação ribeirinha, com base na associações entre os dados mensurados em campo e os dados espectrais e de textura extraídos das imagens IKONOS.

7.1 Delimitação da Mata Ribeirinha

A delimitação da faixa e da mata ribeirinha é uma importante etapa em qualquer estudo referente a este ambiente. A sua delimitação não é uma tarefa fácil, devido a necessidade de exaustivos trabalhos de campo e até mesmo de uma definição mais clara de seus limites por parte da literatura científica.

7.1.1 A Faixa Ribeirinha

Para a delimitação da faixa ribeirinha utilizou-se a implementação do algoritmo DTW. O DTW apresentou bons resultados no processo de delimitação da faixa ribeirinha da bacia do Rio Pandeiros por levar em consideração aspectos da topografia local, independente da posição na bacia hidrográfica. Os principais pontos a destacar nesta etapa são:

- O resultado DTW apresentou maior relação com a zona ribeirinha quando comparado com métodos usuais, tais como a definição de uma zona tampão fixa.

A maioria dos estudos utilizam uma região fixa a partir da margem do rio para delimitar a faixa ribeirinha. Esta zona tampão muitas vezes não é larga o suficiente para incluir toda a faixa ribeirinha, assim como observado neste estudo. Por este motivo, foi utilizada uma abordagem com base no contexto da topografia da bacia do Rio Pandeiros. Os bons resultados apresentados pelo DTW são observados através da interpretação visual das imagens e pelo conhecimento de campo.

- Para a implementação do DTW são necessários um modelo digital de superfície e a escolha de um limiar de altura.

É possível encontrar modelos digitais de superfície de forma gratuita para qualquer região do globo. Mesmo com suas limitações, quanto a resolução espacial, estes modelos podem ser utilizados para a criação das superfícies DTW. Uma etapa importante do processo é a escolha do limiar de altura no modelo DTW, o qual foi utilizado nesta pesquisa para delimitar a zona ribeirinha. Devido a ausência de dados de validação, vários limiares

foram testados e sobrepostos às imagens para a realização da melhor escolha. O limiar de 5m foi o que obteve o melhor ajuste à zona ribeirinha, tendo como escala de análise, todo o limite da bacia do Rio Pandeiros.

A principal limitação encontrada quanto a etapa de definição da faixa ribeirinha foi:

- A resolução espacial do modelo digital de superfície utilizado influenciou diretamente na precisão da delimitação da faixa ribeirinha.

Devido à ausência de dados de melhor resolução espacial, optou-se nesta pesquisa pela utilização do modelo digital de superfície SRTM. O modelo original possui resolução espacial de 90m para a área de estudo. O modelo foi interpolado para a resolução de 4m para se equiparar à resolução espacial da imagem IKONOS. Esta interpolação associada à topografia da área de estudo (plana em sua maioria), influenciou diretamente na precisão dos limiares DTW.

7.1.2 A Mata Ribeirinha

Três programas de classificação orientada ao objeto foram avaliados nesta pesquisa no processo de delimitação da vegetação arbórea dentro da faixa ribeirinha: o MAGIC, o e-Cognition e o SPRING. A classificação não-supervisionada foi adotada por ser um método semi-automático e por ser um processo comum nos três classificadores utilizados.

O objetivo final da classificação foi obter dois grupos distintos na imagem: vegetação arbórea e vegetação não-arbórea. Os principais pontos a destacar são:

- A classificação apresenta melhores resultados quando todas as bandas espectrais da imagem IKONOS são utilizadas.

Testes preliminares avaliaram a influência da utilização de diferentes composições de bandas da imagem IKONOS no processo de classificação orientada ao objeto. Os resultados obtidos indicam o aumento do sucesso de classificação a medida que novas bandas são adicionadas ao processo, passando de 81% quando processada apenas a banda azul para 90% quando utilizada todas as bandas espectrais da cena IKONOS.

- Os três classificadores utilizados nesta pesquisa apresentaram bons resultados de classificação da mata ribeirinha nas imagens IKONOS.

A análise visual qualitativa dos resultados dos três classificadores apontam para uma alta correspondência visual quando comparado com os dados de validação. O e-Cognition foi capaz de classificar regiões estreitas e de pouco contraste na vegetação arbórea. Este fato pode ser justificado pelo processo de multi-segmentações realizado pelo e-Cognition. Este método resulta em classificações semelhantes à interpretação visual, por outro lado, o tempo gasto no processamento das imagens tende a ser maior. Os resultados do MAGIC assemelham-se visualmente com os do e-Cognition. O MAGIC apresentou erros de classificação em regiões ribeirinhas estreitas e de pouco contraste em relação aos elementos adjacentes. Dos três classificadores, o SPRING é o que apresentou o pior resultado visual, com problemas de classificação principalmente nas regiões estreitas de vegetação ribeirinha.

Esta pesquisa não teve o intuito de apontar o melhor programa a ser utilizado na classificação de imagens de alta resolução. O objetivo foi apenas avaliar o desempenho quantitativo e qualitativo de cada um dos classificadores em um processo específico pré-estabelecido. Cada programa possui suas vantagens e desvantagens relacionadas a sua interface, ferramentas, tempo de processamento e acessibilidade econômica, as quais não foram avaliadas nesta pesquisa. Sendo assim, cabe ao usuário a escolha do programa que melhor o satisfaça nas tarefas a serem desempenhadas.

A partir dos resultados demonstrados nesta pesquisa foi possível confirmar a primeira hipótese norteadora desta tese:

1. É possível delimitar a zona ribeirinha e sua vegetação arbórea com base em modelos topográficos e classificação não-supervisionada de imagens de alta resolução.

7.2 Modelagem Estatística dos Parâmetros Biofísicos da Mata Ribeirinha

Os parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha possui papel importante na caracterização dos ambientes ribeirinhos. Análises de regressão múltiplas foram utilizadas como forma de associar os dados de campo e os parâmetros espectrais e de textura da imagem IKONOS. O objetivo foi elaborar modelos preditivos da estrutura da vegetação

ribeirinha arbórea, os quais poderiam ser aplicados em toda imagem IKONOS ou em regiões semelhantes às apresentadas nesta pesquisa.

As análises de regressão foram feitas em três etapas distintas. Na primeira análise, os dados foram processados em sua totalidade, com a utilização de todas as parcelas de todos os sítios. Tal procedimento teve o objetivo de elaborar modelos preditivos únicos para todo o mosaico da imagem. Na etapa seguinte, utilizou-se a associação dos dados por três grupos de vegetação pré-definidos. O intuito deste processo foi analisar a influência de diferentes tipos de estrutura da vegetação nos resultados dos modelos. Na última análise, as parcelas foram agrupadas por diferentes cenas do mosaico IKONOS e analisadas de maneira individual. Este procedimento foi realizado devido ao fato de que as cenas IKONOS foram adquiridas em datas diferentes. Os resultados obtidos apontam para as seguintes conclusões:

- Os resultados das regressões que utilizaram o conjunto total de parcelas apresentaram valores baixos de coeficiente de determinação.

O maior valor obtido foi para o parâmetro biofísico Abertura do Dossel com R^2 de 42%. As variáveis previsoras, banda azul, razão simples e IDM foram as mais frequentes nos modelos.

- As regressões dos grupos de vegetação apresentaram resultados superiores ao primeiro caso analisado. Conclui-se que a heterogeneidade da estrutura da vegetação possui influência direta nos resultados dos modelos preditivos.

Observou-se alta correlação entre os dados da imagem e os parâmetros biofísicos de densidade e abertura do dossel para o terceiro grupo de vegetação (maiores valores de altura e DAP).

- Os resultados das regressões que utilizaram os dados agrupados pelas cenas IKONOS é superior aos obtidos na análise total das parcelas.

Os maiores valores de R^2 foram respectivamente 82,60% e 54,70% para os parâmetros Índice de Área Foliar e Volume do sítio Pântano. O número reduzido de amostras utilizadas nestas regressões ($n < 30$) faz com que o resultado obtido não tenha, estatisticamente, a confiabilidade necessária.

O resultados obtidos não foram suficientes para confirmar a segunda hipótese da tese:

2. Modelos preditivos da estrutura biofísica da vegetação ribeirinha arbórea podem ser elaborados através de regressões estatísticas entre os dados adquiridos em campo e os dados espectrais e de textura das imagens IKONOS.

Os prováveis fatores que influenciaram nos baixos resultados das regressões foram:

- A defasagem temporal entre as datas da imagem e a coleta dos dados de campo.

Todos os sítios de análise localizam-se em áreas de ocupação antrópica consolidada. Verificou-se que a pressão humana sobre o ambiente ribeirinho é marcante ao longo de toda a bacia do Rio Pandeiros. Por este motivo, foi realizada uma análise temporal de possíveis eventos de incêndio que pudessem influenciar na estrutura da vegetação ribeirinha arbórea. As análises visuais das imagens NDVI não evidenciaram nenhum grande incêndio na áreas ribeirinhas no período compreendido entre a coleta dos dados e a data das imagens.

Ações antrópicas em menor escala e em áreas pontuais, como pequenas queimadas e desmates, não são detectadas pela série temporal de imagens de média resolução utilizadas nesta pesquisa. Estes possíveis eventos podem ter influenciado nos parâmetros biofísicos da vegetação ao longo dos três anos de diferença entre os trabalhos de campo e a aquisição das imagens. Outro fator que pode ter influenciado nos resultados é a própria mudança natural da estrutura da vegetação, as quais incluem taxas de crescimento e aspectos fenológicos.

- O Processo de georreferenciamento das parcelas.

O georreferenciamento das parcelas pode ter influenciado nos resultados das regressões. A pequena extensão e espaçamento das parcelas dificultaram o seu processo de georreferenciamento, uma vez que existem erros de precisão que são inerentes ao sistema GPS. Estas imprecisões ocasionaram pequenos deslocamentos na etapa de sobreposição das informações nas imagem, que podem ter sido suficientes para alterar os valores reais que são extraídos das imagens e utilizados nas regressões.

- A não correlação natural entre os dados de campo analisados e os parâmetros espectrais e de textura de imagem.

É possível que alguns parâmetros biofísicos não apresentem correlação direta com os dados espectrais e de textura das imagens IKONOS. Resultados semelhantes foram apresentados em estudo de determinação de parâmetros biofísicos da vegetação ribeirinha em áreas de savana na Austrália (Johansen e Phinn, 2006). Devido a cobertura do dossel e a diversidade vegetal nas regiões tropicais, parâmetros como Altura, DAP, Área Basal e Índices de Diversidade possuem sua avaliação comprometida quando utilizados imageamento óptico. Por outro lado, parâmetros como Abertura do Dossel, Índice de Área Foliar, Volume e Densidade apresentam maior relação com os dados provenientes deste imageamento.

7.3 Conclusão e Apontamentos para Estudos Futuros

Esta pesquisa contribuiu de forma efetiva nos estudos relacionados à região ribeirinha. A metodologia desenvolvida pode ser aplicada com sucesso no processo de delimitação da mata ribeirinha e com ressalvas na extração dos seus parâmetros biofísicos. Estudos futuros deverão considerar as seguintes observações para o aprimoramento da metodologia apresentada:

- Modelos digitais de superfície com melhores resoluções espaciais deverão ser utilizados no intuito de refinar os modelos DTW e por consequência melhorar a precisão da delimitação da faixa ribeirinha. Entre os modelos sugeridos, estão os derivados de levantamentos topográficos ou de dados LIDAR;
- Feições de textura poderão ser adicionadas as classificações não-supervisionadas com objetivo de melhorar os resultados finais;
- Os dados de campo deverão ser coletados na mesma época de aquisição das imagens IKONOS, com o intuito de melhorar os modelos preditivos da estrutura da vegetação ribeirinha;
- O tamanho das parcelas deve ser aumentado para atenuar o efeito de deslocamentos ocasionados pelo processo de georreferenciamento das mesmas;
- Novos produtos de alta resolução poderão ser correlacionados com os dados de campo na tentativa de se obter modelos preditivos com melhores ajustes.

REFERÊNCIAS

- Aboal, J. R.; Arévalo, J. R. e Fernández, Ä. (2005). *Allometric relationship of different tree species and stand above ground biomass in the Gomera laurel forest (Canary Islands)*. *Flora*, 200, pp. 264-274.
- Alencar-Silva, T. (2007). *Proposta Metodológica para Delimitação e Classificação do Ambiente de Vereda Utilizando Imagens Orbitais*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 93p.
- Alencar-Silva, T. e Maillard, P. (2009). *Segmentação de imagem de alta resolução utilizando o programa SMAGIC*. In: Anais do XIV Congresso Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal/RN, p. 6743-6750.
- Alencar-Silva, T. e Maillard, P. (2010). *Assessment of biophysical structure of riparian zones bases on segmentation method, spatial knowledge and texture analysis*. In: Proceeding of ISPRS Technnical Comission VII Symposium. Part B. Viena/Austria. p. 26-31.
- Alencar-Silva, T. e Maillard, P. (2011). *Determinação da estrutura biofísica da vegetação ribeirinha através de técnicas de segmentação, análise de textura de imagem e modelagem estatística*. In: Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba. p. 7828-7835.
- Andriotti, J. L. S. *Fundamentos de estatística e geoestatística*. (2003). São Leopoldo: Editora da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 165p.
- Apan, A. A.; Raine, S. R. e Paterson, M. S. (2002). *Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia*. *Landscape and Urban Planning*, 59, pp. 43-57.
- Arai, E.; Shimabukuro, Y. E.; Pereira, G. e Vijaykumar, N. L. (2011). *A multi-resolution multi-temporal technique for detecting and mapping deforestation in the Brazilian Amazon rainforest*. *Remote Sensing*, 3, pp. 1943-1956.
- Asrar, G. (1989). *Theory and applications of optical remote sensing*. London: John Wiley and Sons, 734p.
- Atkinson, P. M. (1995). *A method for describing quantitatively the information, redundancy and error in digital spatial data*. *Inovations in GIS II*. London: Taylor and Francis, p. 85-96.
- Atkinson, P. e Emery, D. (1999). *Exploring the relation between spatial structure and wavelength: implications for sampling reflectance in the field*. *International Journal of Remote Sensing*, 20, pp. 2663-2678.
- Atkinson, P. M.; Webster, R. e Curran, P. (1994). *Cokriging with airborne MSS imagery*. *Remote Sensing of Environment*, 50, pp. 335-345.

- Baatz, M., e Schape, A. (2000). *Multiresolution segmentation — an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation*. In J. Strobl, T. Baschke, & G. Griesebner (Eds.), *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung*, Wichmann-Verlag: Heidelberg, pp. 12-23.
- Bahia, T. O.; Luz, G. R.; Braga, L. L.; Menino, G. C. O.; Nunes, Y. R. F.; Veloso, M. D. M.; Neves, W. V. e Santos, R. M. (2009). *Florística e fitossociologia de veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais*. *MG Biota*, 2 (3), pp. 14-21.
- Baker, C.; Lawrence, R.; Montagne, C. e Patten, D. (2006). *Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models*. *Wetlands* 26 (2), p. 465-474.
- Barbosa, I. S.; Maillard, P. e Alencar-Silva, T. (2009). *Mapping wetlands variation using high resolution image in the Pandeiros wildlife sanctuary, Brazil*. *Proceeding of 30th Canadian Symp. on Remote Sensing*, Lethbridge, Canada.
- Barbosa, I. S. (2010). *Classificação e caracterização dos ambientes de terras úmidas do Refúgio da Vida Silvestre do Rio Pandeiros, a partir do uso de imagens de alta resolução*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Cartografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 80p.
- Barrett, E. C. e Curtis, L. F. (1982). *Introduction to Environmental Remote Sensing*. 2^a ed. Londres/Reino Unido: Chapman and Hall Ltda, 247p.
- Basnyat, P.; Teeter, L. D.; Flynn, K. M. e Lockaby, B. G. (1999). *Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries*. *Environ Manage* 23, p. 539-549.
- Beavis, S. G.; Zhang, L.; Jakeman, A. J., e Gray, S. D. (1999). *Erosional history of the Warrah Catchment in the Liverpool Plains, New South Wales*. *Estados Unidos: Wiley Hydrol Process* 13, p. 753-761.
- Benz, C. U.; Hofmann, P.; Willhauck, G.; Lingenfelder, I. e Heynen, M. (2004). *Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information*. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 58, pp. 239-258.
- Berk, A. L.; Anderson, G. P.; Bernstein, L. S.; Acharya, P. K.; Dothe, H.; Matthew, M. W.; Adler-Golden, S. M.; Chetwynd, J. H. J.; Richtsmeier, S. C.; Pukall, B.; Allred, C. L.; Jeong, L. S. e Hoke, M. L. (1999). *MODTRAN4: Radiative transfer modeling for atmospheric correction*. AVIRIS Proceeding 1999 (JPL Publication 99-17). Pasadena, CA: NASA Jet Propulsion Laboratory. Disponível em: <ftp://popo.jpl.nasa.gov/pub/docs/workshops/99_docs/6.pdf>. Acesso em: 08 dez. 2011.
- Bethonico, M. B. M. (2009). *Rio Pandeiros: território e história de uma área de proteção ambiental no norte de Minas Gerais*. *Revista Acta Geográfica*, Ano III, 5, pp. 23-38.
- Biodiversitas (2005). *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Belo Horizonte/MG: Fundação Biodiversitas, 256p.

Blais, G.; Blais, L. B.; Carpentier, J. P.; Cloutier, J.; Degan, B.; Demers, D.; Fortin, M.; Gagnon, R.; Létourneau, J. P.; Morin, P.; Perron, J. Y.; Richard, Y. e Ung, C. H. (2009). Dendrométrie et inventaire forestier. In: *Manuel de Foresterie: nouvelle édition entièrement et augmentée*. Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec / Marquis Imprimeur.

Blaschke, T. (2010). *Object based image analysis for remote sensing*. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 65, pp. 2-16.

Blaschke, T. e Strobl, J. (2001). *What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS*. *GIS – Zeitschrift für Geoinformationssysteme*, 14, pp. 12-17.

Boerner, R. E. J.; Morris, S. J.; Sutherland, E. K. e Hutchinson, T. F. (2000). *Spatial variability in soil nitrogen dynamics after prescribed burning in Ohio mixed-oak forests*. *Landscape Ecology*, 15, pp. 425-439.

BRASIL Ministério das Minas e Energia (1982). *Projeto RADAMBRASIL: folha SD 23 Brasília*. Rio de Janeiro/RJ, 660p.

BRASIL (1989). Lei nº 7803, de 18 de julho de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil.

BRASIL (2000). *Decreto-lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil.

Brooks, K. N.; Ffolliott, P. F.; Gregersen, H. M. e DeBano, L. F. (2003). *Hydrology and the management of watersheds*. 3ª ed. Iowa/Estados Unidos: Iowa State Press, 574p.

Camara, G.; Souza, R. C. M.; Freitas, U. M. e Garrido, J. (1996). *SPRING: integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling*. *Computers & Graphics*, 20: (3) pp. 395-403.

Carvalho, L. M. T.; Oliveira, L. T.; Scolforo, J. R. e Oliveira, A. D. (2005). *Mapeamento das matas ciliares da bacia do rio São Francisco*. In: Modelo fitogeográfico para áreas de preservação permanente: um estudo da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Lavras/MG: Editora da UFLA, 420p.

Carvalho, L. M. T.; Scolforo, J. R.; Oliveira, A. D.; Mello, J. M.; Oliveira, L. T.; Acerbi Junior, F. W.; Cavalcanti, H. C. e Vargas Filho, R. (2006). *Procedimentos para mapeamento*. In: Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras/MG: Editora da UFLA, 288p.

Case, B. S.; Meng, F. R. e Arp, P. A. (2005). *Digital elevation modeling of soil type and drainage within small forested catchments*. *Canadian Journal of Soil Science*, 85, pp. 127-137.

Chander, G.; Helder, D. L.; Markham, B. L.; Dewald, J.; Kaita, E.; Thome, K. J.; Micijevic, E.; Riggles, T. (2004). *Landsat-5 TM Reflective-Band Absolute Radiometric Calibration*. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42 (12), p. 2747-2760.

Chave, J.; Condit, R.; Lao, S.; Caspersen, J. P.; Foster, R. B.; Hubbell, S. P. (2003). *Spatial and temporal variation in biomass of a tropical forest: results from a large census plot in Panama*. *Journal of Ecology*, 91, pp. 240-252.

- Chavez, P. S. (1988). *An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data*. Remote Sensing of Environment, 24, pp. 459-479.
- Christofolletti, A. (1999). *Modelagem de sistemas ambientais*. São Paulo/SP: Editora Alvarenga, 236p.
- Clausi, D. A. (2002). *An analysis of co-occurrence texture statistics as a function of grey level quantization*. Canadian Journal of Remote Sensing, 28 (1), pp. 45-62.
- Clausi, D. A. e Jernigan, M. E. (1998). *A fast method to determine co-occurrence texture features*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 36 (1), pp. 298-300.
- Clausi, D. A.; Qin, K; Chowdhury, M. S. e Maillard, P. (2010). *MAGIC: map-guided ice classification system for operational analysis*. Canadian Journal of Remote Sensing, 36, pp. 13-25.
- Clementes, F. E. (1993). *Sistema de nomenclatura fitogeográfica*. Rio de Janeiro/RJ: Jardim Botânico do Rio de Janeiro Série estudos e contribuições 11:62p.
- Cohen, W.; Spies, T. e Bradshaw, G. (1990). *Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure*. Remote Sensing of Environment, 34, pp. 167-178.
- Colares, I. G. e Seeliger, U. (2006). *Influência da luz sobre o crescimento e a produção de biomassa de Ruppia marítima L. em cultivo experimental*. Acta Botânica Brasilica, 20 (1), pp. 31-36.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente (2002). *Resolução CONAMA n. 303/2002*. Brasília/DF: Diário Oficial da União – DOU.
- Congalton, R. G. (1991). *A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data*. Remote Sensing of Environment 37(1), 35–46.
- Congalton, R. G. e Green, K. (1999). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practice*. Nova Iorque: Lewis Publishers, 200p.
- Congalton, R. G.; Birch, K.; Jones, R. e Sschriever, J. (2002). *Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation*. Computers and Electronics in Agriculture, 37(1-3), pp. 113-126.
- Coleman, T.; Fletcher, R. e Clerke, W. (1992). *Remote sensing and natural resource management. Spectral differentiation of wetland habitats within the Conecuh National Forest*. Volume 1. Bethesda, Maryland: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 345p.
- Correll, D.L., Jordan, T.E. e Weller, D.E. (1992). *Nutrient flux in a landscape: effects of coastal land use and terrestrial community mosaic on nutrient transport to coastal waters*. Estuaries, 15, 431-442.
- Costa-Pereira, P.S. (2009). *Análise Multitemporal do Comportamento Estrutural e Espectral da Regeneração do cerrado sensu-stricto*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Cartografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 90p.
- Couto, H. T. Z.; Batista, J. L. F. e Rodrigues, L. C. (1989). *Mensuração e gerenciamento de pequenas florestas*. Documentos Florestais, 5, pp. 1-37

- Crawford, R. C. (2003). *Riparian vegetation classification of the Columbia basin, Washington*. Olympia/WA: Washington Natural Heritage Program, 105p.
- Cruz, Z. Q.; Silveira, J. C.; Ribeiro, G. P. (2009). *Ensaio de segmentação e classificação digital de uma unidade de conservação com imagens CBERS utilizando o sistema SPRING. Estudo de caso: Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO)*. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal: INPE, pp. 6853-6860.
- CSIRO (2003). *Determination of sustainable river audit (SRA) habitat indicators by remote sensing, Technical Scoping Document*, Technical Report 28/03, CSIRO Land and Water, Canberra, 105 p.
- Davis, P. A.; Staid, M. I.; Plescia, J. B. e Johnson, J. R. (2002). *Evaluation of airborne image data for mapping riparian vegetation within the grand canyon*. Report 02-470, U. S. Geological Survey, Flagstaff, Arizona, 65p.
- Definiens – Definiens Imaging GmbH (2010). *eCognition Developer v. 8.0.1 user guide*. Munique/Alemanha: Definiens Imaging GmbH, 236.
- Desclée, B.; Bogaert, P.; Defourny, P. (2006). *Forest change detection by statistical object-based method*. Remote Sensing of Environment, 102, pp. 1-11.
- Dial, G.; Boweh, H.; Gerlach, F.; Grodecki, J.; Oleszczuk, R. (2003). *IKONOS satellite, imagery, and products*. Remote Sensing of Environment, 88, pp. 23-36.
- Dillabaugh, K. A. e King, D. J. (2008). *Riparian marshland composition and biomass mapping using Ikonos imagery*. Canadian Journal of Remote Sensing. 34 (2), p. 143-158.
- Djomo, A. N.; Ibrahima, A.; Saborowski, J. e Gravenhorst, G. (2010). *Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data from Africa*. Forest Ecology and Management, 260, pp. 1873-1885.
- Dlugosz, F. L.; Rosot, N. C.; Rosot, M. A. D. R.; Oliveira, Y. M. M. (2005). *Uso de segmentação por crescimento de regiões em imagem Ikonos na discriminação de tipologias da floresta ombrófila mista*. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia: INPE, pp. 1493-1500.
- Durigan, G. (2006). *Métodos para análise da vegetação arbórea*. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Pádua, C. (org.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestres*. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 652p.
- Espindola, G. M.; Camara, G.; Reis, I. A.; Bins, L. S. e Monteiro, A. M. (2006). *Parameter selection for region-growing image segmentation algorithms using spatial autocorrelation*. International Journal of Remote Sensing, 27 (14), pp. 3035-3040.
- Farr, T. G.; Rosen, P. A.; Caro, E.; Crippen, R.; Duren, R.; Hensley, S.; Kobrick, M.; Paller, M.; Rodriguez, E.; Roth, L.; Seal, D.; Shaffer, S.; Shimada, J. e Umland, J. (2007). *The Shuttle Radar Topography Mission*, Reviews of Geophysics, Vol. 45, RG2004, 33p.
- Felfili, J. M.; Rezende, R. P. (2003). *Conceitos e métodos em fitossociologia*. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 68p.
- Fielding, J. e Gilbert, N. (2000). *Understanding social statistics*. Londres: SAGE publications Ltd. 329p.

- Franklin, S. E.; Hall, R. J.; Moskal, L. M.; Maudie, A. J. e Lavigne, M. B. (2000). *Incorporating texture into classification of forest species composition from airborne multispectral images*. International Journal of Remote Sensing, 21, 61-79.
- Frazer, G.W.; Lertzman, K. P. e Trofymow, J. A. (1998). *Developmental trends of canopy structure in coastal forests of British Columbia*. Northwest Science. 72 (2), pp. 21-22.
- Frazer, G. W.; Cunham, C. D. e Lertzman, K. P. (1999). *Gap Light Analyzer (GLA), version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation*. Milbrook, Nova Iorque: Simon Fraser University and Institute of Ecosystem Studies, 40p.
- FIBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1992). *Manuais técnicos em geociências número 1: Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro/RJ: Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 92p.
- Furtado, B. (2006a). *Tesouro Ameaçado*. Estado de Minas, Belo Horizonte/MG, 17 de set. de 2006, p. 27.
- Furtado, B. (2006b). *A máfia que corrompe*. Estado de Minas, Belo Horizonte/MG, 18 de set. de 2006, p. 21.
- Gao, B. C.; Heidebrecht, K. B. e Goetz, A. F. H. (1993). *Derivation of scaled surface reflectances from AVIRIS data*. Remote Sensing of Environment, 44, pp. 145-163.
- Gascon, C.; Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E. (2001). Forest fragmentation and biodiversity in central amazon. In: Garay, I.; Dias, B. (ed.). *Biodiversity conservation in tropical ecosystems: conceptual progresses and revision of evaluation methodologies and accompaniment*. Petrópolis: Vozes. 127p.
- Goldstein, E. B. (1989). *Sensation and Perception*. Estados Unidos da América: Wadsworth, Inc, 3ª ed., 598p.
- Gomes, M. F. e Maillard P. (2003b). *Comportement spectral saisonnier des formations végétales semi-arides dans la vallée de la rivière Peruaçu - Minas Gerais, Brésil*. In : XXV Canadian Remote Sensing Symposium, Anais, Montréal, QC, Canada: CASI, 2003, CD-ROM.
- Gomes, M. F. (2006). *Estimativa da estrutura do cerrado a partir de dados de multisensores e de dados históricos*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 145p.
- Gonzalez, R. C. e Woods, R. E. (1992). *Processamento de imagens digitais*. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda., 509p.
- Goward, S. N.; Townshend, J. R. G.; Zandoni, V.; Policelli, F.; Stanley, T.; Ryan, R.; Holecamp, K.; Underwood, L.; Pagnutti, M. e Fletcher, R. (2003). *Acquisition of earth science remote sensing observations from commercial sources: lessons learned from the Space Imaging IKONOS example*. Remote Sensing of Environment, 88, pp. 209-219
- Groffman, P. M.; Bain, D. J.; Band, L. E.; Belt, K. T.; Brush, G. S.; Grove, J. M.; Pouyat, R. V.; Yesilonis, I. C. e Zipperer, C. (2003). *Down by the riverside: urban riparian ecology*. Frontiers in Ecology and Environment, 1 (6), p. 315-321.

- Guadagnin, J.; Silva Jr., J. e Santos, M. F. (2011). *Avaliação da vegetação ciliar no município de Barreiras/BA no ano de 2008 utilizando sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica*. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. pp. 6548-6554.
- Günter, A.; Seibert, J. e Uhlenbrook, S. (2004). *Modeling spatial patterns of saturated areas: an evaluation of different terrain indices*. Water Resources Research, 40, pp. 1-19.
- Gurnell, A. M., (1997). *Channel Change On the River Dee Meanders, 1946-1992, from the Analysis of Air Photographs*. Estados Unidos: Regul River 13, p. 3-26.
- Gurnell, A. M.; Bickerton, M.; Angold, P.; Bell, D.; Morrissey, I.; Petts, G. E. e Sadler, J. (1998) *Morphological and ecological change on a meander bend: the role of hydrological processes and the application of GIS*. Estados Unidos: Wiley Hydrol Process 12, p. 981-993.
- Hair, J. F.; Anderso, R. E.; Tatham, R. L. e Black, W. C. (2005). *Análise Multivariada de Dados*. Bookman.
- Hall, D. (1998). *Manual of remote sensing. Radar Fundamentals Technical Perspective*. 3ed., V. 2. Nova Iorque/EUA: John Wiley and Sons, 786p.
- Hall, J. R. e Skakun, R. S. (2007). *Mapping forest inventory attribute across coniferous, deciduous and mixedwood stand types in the northwest territories from high spatial resolution Quickbird satellite imagery*. Personal communications. Department of Environment and Natural Resources, Government of Northwest Territories, Hay River, NWT.
- Henriques, R. P. B. (2003). *O futuro ameaçado do cerrado brasileiro*. Ciência Hoje 33(135), 20–27.
- Hofmman-Wellenhof, B.; Lichtenegger, H. e Collins, J. (1997). *GPS: theory an practice*. Viena/Austria: Springer Wien-New York, 4ª ed., 389p.
- Howell, D. C. (2007). *Statistical methods of psychology*. 6ª ed. Estados Unidos da América: Thomson Wadsworth, 667p.
- Haralick, R. M. (1979). *Statistical and structural approaches to texture*. Proceeding of the IEEE Transactions Systems, Man and Cybernetics, 67, p. 786-804.
- Haralick, R. M.; Shanmugan, K. e Dinstein, I. (1973). *Texture feature for image classification*. IEEE Transactions Systems, Man and Cybernetics, SMC-3, p. 610-621.
- Hawkins, J. K. (1970). *Textural properties for pattern recognition*. In: Picture Processing and Psychopictorics. New York: Academic Press, p. 347-370.
- Hunter Jr., L. M. (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge/Reino Unido: Cambride University Press. 667p.
- Hurn, J. (1993). *Differential GPS explained: an expose of the surprisingly principles behinde today's most advanced positioning technology*. Sunnyvale, Califórnia: Trimble, 55p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011). *Malhas Digitais*. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/download/geociencias.shtm>>. Acesso em: 05 nov. 2011.

IEF – Instituto Estadual de Florestas (2006). *Parques de Minas*. São Paulo/SP: Empresa das Artes.

IGA – Instituto de Geociências Aplicadas. (2006). *Áreas de proteção ambiental no estado de Minas Gerais: demarcação e estudos para o pré-zoneamento ecológico / APA Bacia do Rio Pandeiros*. Belo Horizonte: IGA, 271p.

Inversion, L. R.; Dale, M. E. ; Scott, C. T. e Prasad, A. (1997). *A GIS-derived integrated moisture index to predict forest composition and productivity of Ohio forests (U.S.A.)*. *Landscape Hydrology*, 12, pp. 331-348.

Isaaks, E. H. e Srivastava, R. M. (1989). *Applied geostatistics: an introduction*. Oxford: Oxford University Press, 561p.

Jensen, J. R. (2005). *Introductory Digital Image Processing*. 3ª ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 526 p.

_____, (2009). *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. Trad. José Carlos Neves Epiphânio (coord.) São José dos Campos/SP: Parêntese. 598p.

Johansen, K. e Phinn, S. (2006a). *Linking riparian vegetation spatial structure in Australian tropical savannas to ecosystem health indicators: semi-variogram analysis of high spatial resolution satellite imagery*. *Canadian J. of Remote Sensing*, 32(3), pp. 228-243.

_____, (2006b). *Mapping structural parameters and species composition of riparian vegetation using IKONOS and Landsat ETM+ data in Australian tropical savannas*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(1), pp. 71-80.

Johansen, K.; Coops, C. N.; Gergel, S. E. e Stange, Y. (2007). *Application of high spatial resolution satellite imagery of riparian and forest ecosystem classification*. *Remote Sensing of Environment*, 110, pp. 29-44.

Johansen, K.; Phinn, S.; Lowry, J. e Douglas M. (2008). *Quantifying indicators of riparian condition in Australian tropical savannas integrating high spatial resolution imagery and field survey data*. *International Journal of Remote Sensing*, 29(23), pp. 7003-7028.

Johansen, K., Phinn, S.; Witte, C. (2010). *Mapping of riparian zone attributes using discrete return Lidar, Quickbird and Spot-5 imagery: assessing accuracy and costs*. *Remote Sensing of Environment*, 114, pp. 2679-2691.

Johansen, K.; Arroyo, L. A.; Phinn, S.; Witte, C. (2010b). *Comparison of geo-object based and pixel-based change detection of riparian environments using high spatial resolution multi-spectral imagery*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 76 (2), pp. 123-136.

Johansen, K; Tiede, D; Blaschke, T; Arroyo. L. A. e Phinn, S. (2011). *Automatic geographic object based mapping of streambed and riparian zone extent from LiDAR data in a temperate rural urban environment, Australia*. *Remote Sensing*, 3, pp. 1139-1156.

Kanieski, M. R. (2010). *Caracterização florística, diversidade e correlação ambiental na floresta nacional de São Francisco de Paula, RS*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria. 99p.

- Kartikayan, B.; Sarkar, A. e Majumder, K. L. (1998). *A segmentation approach to classification on remote sensing imagery*. International Journal of Remote Sensing, 19 (9), pp. 1695-1709.
- Kayitakire, F.; Hamel, C.; Defourny P. (2006). *Retrieving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery*. Remote Sensing of Environment, 102 (1-2), pp. 390-401.
- Kneizys, F. X.; Shettle, E. P.; Abreu, L. W.; Chetwynd, J. H.; Anderson, G. P.; Gallery, W. O.; Selby, J. E. A. e Clough, S. A. (1988). *Users Guide to LOWTRAN 7*. Hanscomb Air Force Base, MA: U.S. Air Force Geophysics Laboratory, 137p.
- Körting, T. S. (2006). *Classificação de Imagens por Regiões*. Disponível em: < <http://www.dpi.inpe.br/~tkorting/projects/isoseg/material.pdf>>. Acesso em: 31 jan. 2012.
- Kuplich, T. M.; Curran, P. J.; Atkinson, P. M. (2005). *Relating SAR image texture to the biomass of regenerating tropical forests*. International Journal of Remote Sensing, 26 (21), pp. 4829-4854.
- Laliberte, A. S.; Rango, A.; Havstad, K. M.; Paris, J. F.; Beck, R. F.; McNeely, R. e Gozalez, A. L. (2004). *Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New México*. Remote Sensing of Environment, 93, pp. 198-210.
- Lanna, A. E. L. (1995). *Gerenciamento de bacia hidrográfica: aspectos conceituais e metodológicos*. Brasília/DF: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, 171 p.
- Levner, I.; Zhang H. (2007). *Classification-driven watershed segmentation*. IEEE Transactions on Image Processing, 16 (5), pp. 1437-1445.
- Li, G.; Wan, Y. (2010). *Improved watershed segmentation with optimal scale based on ordered dither halftone and mutual information*, Proceeding of 3rd IEEE International Conference on Computer science and Information Technology (ICCSIT), vol.9, pp.296-300.
- Liang, S. (2004). *Quantitative Remote Sensing of Land Surfaces*. Nova Jersey/Estados Unidos da América: John Wiley & Sons, 534p.
- Lillesand, T.; Kiefer, R. W. e Chipman, J. W. (2008). *Remote sensing and image interpretation*. 6^a ed. Estados Unidos da América: John Wiley & Sons, 756p.
- Lo, C. P.; Yeung, A. K. W. *Concepts and Techniques of Geographic Information Systems*. (2002). Nova Jersey/Estados Unidos da América: Prentice Hall, 492p.
- Lopes, E. S. S. (2009). *Tutorial 10 aulas – Spring 5.1: versão Windows e Linux*. Disponível em: < <http://www.dpi.inpe.br/spring/>>. Acesso em: 09 ago. 2011.
- Louzada, J. N. C. (2000). *Ecologia de paisagens fragmentadas e a conservação de espécies*. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 25p.
- LWRRDC (1999). *Riparian land management technical guidelines: volume 1*, Land and water resources research and development corporation, Canberra, 194p.

- Maciel, M. N. M.; Lingnau, C.; Sanquetta, C. R. e Netto, S. P. (2003). *Relação entre variáveis digitais de imagem Landsat e variáveis biométricas de uma floresta primária na Amazônia Oriental*. In: Anais do XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte. p. 2791-2798.
- Magnussen, S. e Boyle, T. J. B. (1995). *Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity*. Forest Ecology and Management, 78, pp. 71-84.
- Maillard, P. (2001). *Texture in high resolution digital images of the earth*. Tese de Doutorado. Department of Geographical Sciences and Planning, University of Queensland. 348p.
- Maillard, P. (2003). *Comparing texture analysis methods through classification*. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 69 (4) p. 357-367.
- Maillard, P. e Gomes, M. F. (2003). *Classification of semiarid vegetation in Brazil: evaluating texture, classifiers and feature selection methods*. In: ASPRS Annual Conference, Anais, Anchorage, Alaska, USA: ASPRS, 2003, CD-ROM.
- Maillard, P.; Alencar-Silva, T. e Clausi, D. A. (2008). *An evaluation of Radarsat-1 and ASTER data for mapping veredas*. Sensors (Basel), v. 8, p. 6055-6076.
- Margalef, R. (1958). *Information theory in ecology*. Gen. Systems. 3, pp. 36-71.
- Markham, B. L. e Barker, J. L. (1987). *Thematic mapper bandpass solar exoatmospherical irradiances*. International Journal of Remote Sensing, 8 (3), pp. 517-523.
- Martins, E. S.; Reatto, A. e Correia, J. R. (2001). Fatores ambientais que controlam as paisagens das matas de galeria no bioma cerrado: exemplos e hipóteses. In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. e Sousa-Silva, J. C. (Org.). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 899p.
- Mather, P. M. (2004). *Computer processing of remotely-sensed images: an introduction*. 3ª ed., Chichester/Reino Unido: John Wiley & Sons Ltd, 324p.
- McCoy, R. M. (2005). *Field methods in remote sensing*. London/UK: The Guilford Press, 159p.
- Melo, D. R. (2009). *Evolução das veredas sob impactos ambientais nos geossistemas planaltos de buritizeiro/MG*. Tese de Doutorado. Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 341p.
- Merrit, D. M. e Cooper, D. J. (2000). *Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin*, Estados Unidos: Regul River 16, p. 543-564.
- MINAS GERAIS (1995). Lei nº 11.901, de 01 de setembro de 1995. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais.
- _____, (2004). Lei nº 43.910, de 05 de novembro de 2004. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais.
- Ministério da Agricultura. (1969). *Normais Climatológicas (MG, ES, RJ, Guanabara)*. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro/RJ, vol. III, 45p.

- Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2010). *Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros*: Probio. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm>>. Acesso em: 10 abr. 2010.
- Miranda, E. E. (2005). *Brasil em Relevo*. Campinas/SP: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 21 jan. 2010.
- Moore, P. D. e Chapman, S. B. (1986). *Methods in plant ecology*. 2ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 589p.
- Mora, B.; Wulder, M. A.; White, J. C. (2010). *Segment-constrained regression tree estimation of forest stand height from very high spatial resolution panchromatic imagery over a boreal environment*. Remote Sensing of Environment, 114, p. 2474-2484.
- Motz, K.; Sterba, H. e Pommerening, A. (2010). *Sampling measures of tree diversity*. Forest Ecology and Management, 260, pp. 1985-1996.
- Muller-Dombois, D. e Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods in vegetation ecology*. New York, John Wiley and Sons. 547p.
- Murphy, P. G.; Lugo, A. E. (1986). *Ecology of tropical dry forest*. Annual Review of Ecology and Systematics. 17 (1) p. 67-68.
- Murphy, P. N. C.; Castonguay, M.; Ogilvie, J.; Connors, T. e Arp, P. A. (2006). *Forest operations planning based on high resolution wet areas mapping: verifications*. Anais do International Precision Forestry Symposium. Stellenbosch: Stellenbosch University, pp. 477-488.
- Murphy, P. N. C.; Ogilvie, J.; Connor, K. e Arp, P. A. (2007). *Mapping wetlands: a comparison of two different approaches for New Brunswick, Canada*. Wetlands, 27, pp. 846-854.
- Murphy, P. N. C.; Ogilvie, J. e Arp, P. (2009). *Topographic modelling of soil moisture conditions: a comparison and verification of two models*. European Journal of Soil Science, 60, pp. 94-109.
- Nagler, P. L.; Glenn, E. P. e Huete, A. R. (2001). *Assessment of spectral vegetation indices for riparian vegetation in the Colorado River delta, Mexico*. Journal of Arid Environments, 49(1), p. 91-110.
- Naiman, R. J. e Décamps, H. (1997). *The ecology of interfaces : riparian zones*. Annu Rev Ecol Syst, 28, pp. 621-658.
- Naiman, R. J.; Bilby, R. E. e Bisson, P. A. (2000). *Riparian ecology and management in the pacific coastal rain forest*. BioScience, 50 (11), pp. 996-1011.
- Nandy, S.; Joshi, P. K. e Das, K. K. (2003). *Forest canopy density stratification using biophysical modeling*. Journal of the Indian Society of Remote Sensing. 31 (4), pp. 291-297.
- Narumalani, S.; Hlady, J. T. e Jensen, J. (2002). *Information extraction from remotely sensed data*. In: Bossler, J. D.; Jensen, J. R.; McMaster, R. B. e Rizos, C. (Eds.) Manual of geospatial science and technology, Nova Iorque: Taylor & Francis, pp. 298-324.

- NASA – *National Aeronautics and Space Administration*. (2011). *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. NASA, 186p. Disponível em: < <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 07 nov. 2011.
- Nunes, Y. R. F.; Azevedo, I. F. P.; Neves, W. V.; Veloso, M. D. M.; Souza, R. A. e Fernandes, G. W. (2009). *Pandeiros: o Pantanal Mineiro*. MG. Biota: Boletim Técnico Científico da Diretoria de Biodiversidade do IEF – MG. V.2, 2, p. 4-17.
- Nimer, E. e Brandão, A. M. P. M. (1989). *Balanço Hídrico e Clima da Região dos Cerrados*. Brasília/DF. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 94p.
- Oliveira Filho, A. T. e Ratter, J. A. (2004). *Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil central durante o quaternário tardio*. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. (ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: FAPESP. pp. 73-89.
- Onaindia, M.; Dominguez, I.; Albizu, I.; Garbisu, C. e Amezaga, I. (2004). *Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance*. *Forest Ecology and Management*, 195, pp. 314-354.
- Pajtík, J. Konôpka, B. e Lukac, M. (2008). *Biomass functions and expansion factors in Young Norway spruce*. *Forest Ecology and Management*, 256, pp. 1096-1103.
- Pannatier, Y. *VARIOWIN: software for spatial data analysis in 2D*. (1996). Springer-Verlag, 91p.
- Pereira, I. M.; Andrade, L. A.; Costa, J. R.; Dias, J. S. (2001). *Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação no agreste paraibano*. *Acta Botânica Brasílica*, Brasília, 15 (3), pp. 413-426.
- Phinn, S.; Franklin, J.; Hope, A.; Stow, D. e Huenneke, L. (1996). *Biomass distribution mapping using airborne digital video imagery and spatial statistics in a semiarid environment*. *Journal of Environmental Management*, 10, p. 15-20.
- Pickett, R. M. (1970). *Visual analyses of textural in detection and recognition of objects*. In: *Picture Processing and Psychopictorics*. New York: Academic Press, p. 289-308.
- Pires-Luiz, C. H. (2010). *Monitoramento da flutuação da área de espelho d'água das lagoas do alto Peruaçu usando uma sequência de 50 imagens Landsat e dados do balanço hídrico climatológico*. Monografia de Graduação, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 63p.
- Polvi, L. E.; Wohl, E. E. e Merritt, D. M. (2011). *Geomorphic and process domains controls on riparian zones in the Colorado front range*. *Geomorphology*, 125, pp. 504-516.
- Ponzoni, F. J e Shimabukuro, Y. E. (2009). *Sensoriamento remoto no estudo da vegetação*. São José dos Campo/SP: Editora Parêntese, 127p.
- Porto, M. L. (2008). *Comunidades vegetais e fitossociologia: fundamentos para avaliação e manejo de ecossistemas*. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 240p.
- Pratt, W. K. (1978). *Digital Image Processing*. Nova York: John Wiley & Sons, 750p.
- Ramstein, G. e Raffy, M. (1989). *Analysis of the structure of radiometric remotely sensed images*. *International Journal of Remote Sensing*, 10, pp. 1049-1073.

Ribeiro, J. F. e Walter, B. M. T. (1998). *Cerrado: ambiente e flora*. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Planaltina/DF: Embrapa Cerrados, 556p.

_____, (2001). *As matas de galeria no contexto do bioma cerrado*. In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. e Sousa-Silva, J. C. (Org.). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 899p.

_____, (2008). *As principais fitofisionomias do bioma cerrado*. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. e Ribeiro, J. F. (Org.). *Cerrado: ecologia e flora*. V.1. Brasília/DF: Embrapa Cerrados, 1279p.

Ribeiro, J. A. e Lima, L. C. P. (2001). *Como usar, sem destruir, as reservas legais e matas ciliares*. 2ed. Porto Velho: Ministério do Meio Ambiente, 41p.

Richards, J. A. e Jia, X. (2006). *Remote sensing digital image analysis: an introduction*, 4ª ed. Berlin: Springer-Verlag, 439p.

Ricklefs, R. E. (1990). *Ecology*. Nova Iorque: Freeman, 896p.

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

Rodrigues, P. M. S.; Azevedo, I. F. P.; Veloso, M. D. M.; Santos, R. M.; Menino, G. C. O.; Nunes, Y. R. F. e Fernandes, G. W. (2009). *Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais*. MG. Biota: Boletim Técnico Científico da Diretoria de Biodiversidade do IEF – MG. V.2, 2, p. 4-17.

Rodrigues, R. R. (2001). Florestas ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo – Edusp, 320p.

Rodrigues, R. R. e Gandolfi, S. (2001). Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. e Leitão Filho, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo – Edusp, 320p.

Sah, J. P.; Ross, M. S.; Koptur, S.; Snyder, J. R. (2004). *Estimating aboveground biomass of broadleaved woody plants in the understory of Florida Keys pine forests*. Forest Ecology and Management, 203, pp. 319-329.

Saha, R. R. S. K. (2008). *Multi-resolution segmentation for object-based classification and accuracy assessment of land use/land cover classification using remotely sensed data*. Journal of the Indian Society of Remote Sensing. 36. pp. 189-201.

Samuels, M. L. e Witmer, J. A. (1999). *Statistics for the life sciences*. New Jersey/Estados Unidos da América: Prentice Hall, 2ª ed., 646p.

Santos, A. J. (2006). *Estimativas de riqueza em espécies*. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R. e Valladares-Pádua, C. (org.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestres*. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 652p.

Santos, M. M. (2002). *Sistema de informações geográficas do empreendimento hidrelétrico pandeiros - PATGEO*. Monografia de Especialização, Departamento de Cartografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 38p.

Santos, N. A. e Sousa-Silva, J. C. (1998). As matas de galeria têm importância econômica? In: *Cerrado: matas de galeria*. Planaltina/DF: Embrapa Cerrados, 164p.

Schmidt, F. M. K. S.; Bakker, W. e Bijker, W. (2002). New environmental remote sensing. In.: Skidmore, A. *Environmental modeling with GIS and remote sensing*. Londres: Taylor & Francis, 268p.

Schowengerdt, R. A. (2007). *Remote Sensing: models and methods for image processing*. 3ª ed. Estados Unidos da América: Elsevier Inc. 513p.

Scolforo, J. R.; Oliveira, A. D.; Davide, A. C.; Rezende, J. L. P. e Carvalho, L. M. T. (2005). *Revitalização do rio São Francisco*. In: Modelo fitogeográfico para áreas de preservação permanente: um estudo da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Lavras/MG: Editora da UFLA, 420p.

Scolforo, J. R. e Mello, J. M. (1997). *Inventário florestal*. Lavras: UFLA/FAEPE, 341p.

Shannon, C. E. (1948). *A mathematical theory of communication*. Bell Syst. Techn. J. 27, pp. 379-423/623-656.

Sette, P. G. (2009). *Análise de textura de imagem de alta resolução para a classificação dos estágios sucessionais da Mata Atlântica do sul da Bahia*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais. 73p.

Silva, J. A. A.; Paula-Neto, F. (1979). *Princípios básicos de dendrometria*. Recife: UFRP/Departamento de Ciência Florestal, 198p.

St-Onge, B. (1994). *L'apport de la texture des images numériques de haute résolution à la cartographie forestière automatisée*. Tese de Doutorado. Département de Géographie, Université de Montreal. 251p.

St-Onge, B. A. e Cavayas, F. (1995). *Estimating forest stand structure from high resolution imagery using the directional variogram*. International Journal of Remote Sensing, 16, pp. 1999-2021.

Strahler, A. N. (1957). *Quantitative analysis of watershed geomorphology*. Trans. American Geophysical Union. 38: p. 913-920.

Tabachnick, B. G. e Fidell, L. S. (2007). *Using multivariate statistics*. 5ª ed. Boston/EUA: Pearson Education, Inc. 978p.

Tanré, D.; Deroo, C.; Duhaut, P.; Herman, M.; Morcrette, J. J.; Perbos, J. e Deschamps, P. Y. (1986). *Simulation of the satellite signal in the solar spectrum*. Toulouse/França: Laboratoire d'Optique Atmospherique, Université des Sciences et Techniques de Lille.

Taylor, M. (2011). *IKONOS planetary reflectance and mean solar exoatmospheric irradiance*. (2009). Geoeeye: Whitepaper. Disponível em: <geoeeye.com/CorpSite/resource/white-papers.aspx>. Acesso em: 07 nov. 2011.

Triola, M. F. (2008). *Introdução à estatística*. Trad. Vera Regina Lima de Farias e Flores, 10ªed. Rio de Janeiro/RJ: LTC, 696p.

Tso, B. e Mather, P. (2001). *Classification methods for remotely sensed data*. London/UK: Taylor and Francis. 332 p.

Tzotsos, A.; Karantzalos, K. e Argialas, D. (2011). *Object-based image analysis through nonlinear scale-space filtering*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 66, pp. 2-16.

- Ubialli, J. A.; Figueiredo Filho, A.; Machado, S. A. (2009). *Comparação de métodos e processos de amostragem para estimar a área basal para grupos de espécies em uma floresta ecotonal da região norte matogrossense*. Acta Amazônica. 39 (2), pp. 305-314.
- Valente, G. P. e Manuel, J. (1982). *Geomatemática: lições de geoestatística*, Volume III. Ouro Preto: Fundação Gorceix, 713p.
- Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L. R. e Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro/RJ: IBGE, 123p.
- Veloso, M. D. M. (2011). *Estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo-arbustivo da vegetação ciliar do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais*. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras. 198p.
- Vermote, E. F.; Tanré, D.; Deuze, J. L.; Herman, M. e Morcrett, J. J. (1997). *Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum*, 6s: na overview. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 35, pp. 675-686.
- Verry, E. S.; Dolloff, C. A. e Manning, M. E. (2004). *Riparian ecotone: a functional definition and delineation for resource assessment*. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4: 67-94.
- Viana, V. M.; Pinheiro, L. A. (1998). *Biodiversity conservation in forest fragments*. Technical Series IPEF, 32, pp. 25-32.
- Vilela, E. A.; Oliveira-Filho, A. T.; Carvalho, D. A.; Gavilanes, M. L. (1994). *Fitossociologia e fisionomia de mata semidecídua margeando o reservatório de Camargos em Itutinga, MG*. Ciências e Práticas, 18 (4), pp. 415-424.
- Wackernagel, H. (1995). *Multivariate geostatistics: an introduction with applications*. Berlin: Springer, 256p.
- Wallace, C. S. A.; Watts, J. M. e Yool, S. T. (2000). *Characterizing the spatial structure of vegetation communities in the Mojave Desert using geostatistical techniques*. Computer & Geosciences, 26, pp. 347-410.
- Woodcock, C. E.; Strahler, A. H. e Jupp, D. L. B. (1988a). *The use of variograms in remote sensing: part I. scene models and simulated images*. Remote Sensing of Environment, 25, pp. 323-348.
- _____. (1988b). *The use of variograms in remote sensing: part II. Real digital images*. Remote Sensing of Environment, 25, pp. 349-379.
- Wulder, M. A.; Franklin, S. E. e Lavigne, M. B. (1996). *High spatial resolution optical image texture for improved estimation of forest stand leaf area index*. Canadian Journal of Remote Sensing. 22, p. 441-449.
- Yang, X. (2007). *Integrated use of remote sensing and geographic information system in riparian vegetation delineation and mapping*. International Journal of Remote Sensing. 28 (2) p. 353-370.
- Zhao, Y.; Liu, J.; Li, H.; Li, G. (2008). *Improved watershed algorithm for downs image segmentation*. Proceeding of the 7th World Congress on Intelligent Control and Automation. Chongqing, Cinha. pp. 7644-7648

Zhang, L.; Zhao, Y.; Huang, B. e Li, P. (2008). *Texture feature fusion with neighborhood oscillating tabu search for high resolution image classification*. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 74 (3), p. 323-331.

Zyl, J., J. (2001). *The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): A Breakthrough in Remote Sensing off Topography*. Acta Astronautica. 48 (5-12), p. 559-565.

ANEXO 1 – PONTOS DE CONTROLES (GPS L1)

Sítios	Ordenação do Ponto	Descrição do Ponto	UTM E (m)	UTM N (m)
Catolé	1	0059	540314,926	8264290,071
	2	0063	536199,236	8266785,190
	3	0065	532996,726	8270448,237
	4	0067	529189,966	8273628,016
	5	0068	526041,934	8283448,201
	6	0070	526042,231	8283450,647
Balneário	7	0049	516580,039	8294550,192
	8	0051	516887,876	8293984,529
	9	0054	516830,902	8294062,592
	10	0055	516799,820	8294087,899
	11	0057	516663,291	8294278,644
Agropop	12	0045	526531,848	8284347,820
	13	0050	526507,878	8285189,922
	14	0052	526507,135	8285240,798
	15	0054	526491,289	8285361,720
	16	0056	526159,023	8284212,440
	17	0058	526511,191	8284183,637
Pântano	18	0002	539141,804	8268326,396
	19	0003	539149,256	8268319,741
	20	0005	539206,259	8268264,257
	21	0007	539161,046	8268319,366
	22	0009	539281,678	8268159,103
	23	0011	539386,428	8267958,732
	24	0012	539387,710	8267956,138
	25	0013	539281,687	8267750,466
	26	0014	539325,792	8267767,506
	27	0017	538968,370	8267346,313
	28	0018	538971,678	8267363,840

ANEXO 2 – O PROGRAMA VARIOTEX®

```

// ***** Program that computes the grey level dependency ****
// ***** matrix for one set of lags (X and Y) and then com- ***
// ***** putes some of the most common 2nd order statistics ***
// ***** that were defined by Haralick in his original paper **
// ***** on GLDM (also called co-occurrence matrix) in 1979: ***
// ***** Contrast (CON), Angular Second Moment (ASM), Entropy *
// ***** (ENT), Inverse Different Moment(IDM) and Information *
// ***** Measure of Correlation (IMC). ****

// ***** This program produces output images *****

#include <stdio.h>
#include <process.h>
#include <errno.h>
#include <math.h>
#include <malloc.h>
#include <string.h>
#include <time.h>
#include "rw_header.h"

float   gldm_con(float com[64][64], int n);
void    compute_variogram (float win[101][101], int n, int maxlag, float *sv);

FILE    *input_hdr, *input_raster, *output_raster, *output_hdr,
*mask_hdr, *mask_raster;

main(argc, argv)
int argc;
char *argv[];
{
// ***** INITIALISATION OF VARIABLES *****
// ***** *****
// *****
    char          name[255]="", mask[255]="", maskhdr[255]="", maskbil[255]="",
outname[255]="", inimage[255]="", inheader[255]="", outimage[255]="", outheader[255]="";
    int           i, j, ii, jj, ix, iy, k, l, n, maxlag, mid;
    int           nfiles, ftr[5], n_ftr, invariant=(-1), n_lines, n_pixels, n_bands,
n_bits, n_bitsout, skip;
    int           n_lines1, n_pixels1, n_bands1, n_bits1, skip1;
    float         size_x, size_y, ulx, uly, size_x1, size_y1, ulx1, uly1, matrix[64][64],
temp, ns, window[101][101], *sv, minsv[5], maxsv[5];
    errno_t      err;
    clock_t      start;

//&n_lines, &n_pixels, &n_bands, &n_bits, &skip, &size_x, &size_y, &ulx, &uly

// ***** PARSE PROGRAM ARGUMENTS *****
// ***** *****
    char    s, stat;
    unsigned char *imbuf, *maskbuf;
    short *outbuf;
    for(i=0; i<5; i++)

```

```

    {
        ftr[i] = 0; minsv[i] = 100000000; maxsv[i] = -100000000;
    }

    for (i=0; i<argc; i++)
    {
        if(argv[i][0] == '-')
        {
            s = argv[i][1];
            switch (s) {
            case 'f':
                strcpy_s(name, _countof(name), argv[i+1]);
                printf("File name is: %s\n", name);
                break;
            case 'm':
                strcpy_s(mask, _countof(mask), argv[i+1]);
                printf("Mask name is: %s\n", mask);
                break;
            case 'o':
                strcpy_s(outname, _countof(outname), argv[i+1]);
                printf("Output file name is: %s\n", outname);
                break;
            case 'w':
                n = atoi(argv[i+1])/2; n = 1+(2*n);
                while (n<5 || n>64)
                {
                    printf("Window size is invalid\nnter a valid number: ");
                    scanf_s("%d", &n);
                }
                printf("window size is: %d\n", n);
                break;
            case 'd':
                maxlag = atoi(argv[i+1]);
                while (maxlag<1 || maxlag>n-1)
                {
                    printf("Maximum lag distance is invalid\nEnter a valid number: ");
                    scanf_s("%d", &maxlag);
                }
                printf("maximum lag distance is: %d\n", maxlag);
                break;
            case 's':
                n_ftr = 0; j = 0;
                while (argv[i+1][j] != '\0')
                {
                    stat = argv[i+1][j];
                    switch (stat) {
                    case '1': printf("\t\tNUGGET was selected\n"); n_ftr++; ftr[0] = n_ftr;
                    break;
                    case '2': printf("\t\tRANGE was selected\n"); n_ftr++; ftr[1] = n_ftr;
                    break;
                    case '3': printf("\t\tSILL was selected\n"); n_ftr++; ftr[2] = n_ftr;
                    break;
                    case '4': printf("\t\tSLOPE was selected\n"); n_ftr++; ftr[3] = n_ftr;
                    break;
                    case '5': printf("\t\tGOODNESS OF FIT was selected\n"); n_ftr++; ftr[4]
                    = n_ftr; break; }
                    j++;
                }
                printf("Number of FEATURES: %d\n", n_ftr);
                break;

```

```

// case 'i':
// printf("invariant flag is ON\n"); invariant = 1;
// break;
case 'h':
    printf("\n\nProgram that computes texture feature based on the variogram\n");
    printf("Use: macooc -f FILENAME(no extension) -m MASKNAME -o OUTPUT_FILENAME -w
11 -d 3 -s 12345\n");
    printf("w: window size (odd number preferably)\nd: maximum lag distance\n");
    printf("s: measurements chosen:\n\t1=NUGGET\n\t2=RANGE\n");
    printf("\t3=SILL\n\t4=SLOPE\n\t5=GOODNESS OF FIT\n");
    return;
break;}
}
}

    strcat_s(inimage, _countof(inimage), name); strcat_s(inimage, _countof(inimage), ".bil");
    if( (err = fopen_s( &input_raster, inimage, "rb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", inimage, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", inimage );

    strcat_s(inheader, _countof(inheader), name); strcat_s(inheader, _countof(inheader), ".hdr");
    if( (err = fopen_s( &input_hdr, inheader, "rt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", inheader, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", inheader );

    strcat_s(maskbil, _countof(maskbil), mask); strcat_s(maskbil, _countof(maskbil), ".bil");
    if( (err = fopen_s( &mask_raster, maskbil, "rb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", maskbil, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", maskbil );

    strcat_s(maskhdr, _countof(maskhdr), mask); strcat_s(maskhdr, _countof(maskhdr), ".hdr");
    if( (err = fopen_s( &mask_hdr, maskhdr, "rt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", maskhdr, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", maskhdr );

    strcat_s(outimage, _countof(outimage), outname); strcat_s(outimage, _countof(outimage),
".bil");
    if( (err = fopen_s( &output_raster, outimage, "wb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando
abrir %s, erro %d\n", outimage, err );
    else printf( "O arquivo %s foi criado\n", outimage );

    strcat_s(outheader, _countof(outheader), outname); strcat_s(outheader, _countof(outheader),
".hdr");
    if( (err = fopen_s( &output_hdr, outheader, "wt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", outheader, err );
    else printf( "O arquivo %s foi criado\n", outheader );

    read_header(input_hdr, &n_lines, &n_pixels, &n_bands, &n_bits, &skip, &size_x, &size_y,
&ulx, &uly);
    fclose(input_hdr);
    read_header(mask_hdr, &n_lines1, &n_pixels1, &n_bands1, &n_bits1, &skip1, &size_x1,
&size_y1, &ulx1, &uly1);
    fclose(mask_hdr);
    if((n_lines != n_lines1) || (n_pixels != n_pixels1) || (n_bands != 1) || (n_bands1 != 1))
    {
        printf("\n\nAS IMAGENS NAO SAO CONFORMES AS EXIGENCIAS! SAINDO...\n\n");
exit(0);
    }

    printf("\nCaracteristicas da imagem:\n%d linhas\n%d pixels\n%d bandas\n\n", n_lines,
n_pixels, n_bands);

```

```

n_bitsout = 16;
write_header(output_hdr, n_lines, n_pixels, n_ftr, n_bitsout, skip, size_x, size_y, ulx, uly);
fprintf(output_hdr, "# band 1: NUGGET %d\n# band 2: RANGE %d\n# band 3: SILL %d\n#
band 4: SLOPE %d\n# band 5: GOODNESS OF FIT %d\n", maxlag, maxlag, maxlag, maxlag,
maxlag);
fclose(output_hdr);

mid = n/2;
for(i=0; i<101; i++) for(j=0; j<101; j++) window[i][j] = 0;
sv = (float *) malloc(500); for(i=0; i<5; i++) sv[i] = 0.0;
if (!(sv)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
imbuf = (unsigned char *) malloc(5000000);
if (!(imbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
maskbuf = (unsigned char *) malloc(5000000);
if (!(maskbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
outbuf = (short *) malloc(2000000);
if (!(outbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
for(i=0; i<1000000; i++) outbuf[i] = 0; ns = (float) ((n-maxlag)*(n-maxlag));

fread(imbuf, n_bits/8, n_pixels*(n-1), input_raster);
fread(maskbuf, n_bits/8, n_pixels*mid, mask_raster);
for(i=0; i<(mid*n_pixels); i++) imbuf[i] = imbuf[i] * maskbuf[i];
for(i=0; i<mid; i++) fwrite(outbuf, sizeof(short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

for(i=0; i<n_lines-(n-1); i++)
{
    if ((i%10)==0) printf("%d\b\b\b\b\b", i);
    fread(imbuf+(n_pixels*(n_bits/8)*(n-1)), n_bits/8, n_pixels, input_raster);
    fread(maskbuf, n_bits/8, n_pixels, mask_raster);
    for(ii=0; ii<n_pixels; ii++) imbuf[ii+(n_pixels*(mid))] = imbuf[ii+(n_pixels*(mid))] *
maskbuf[ii];

    for(j=0; j<n_pixels-(n); j++)
    {
        if((int) maskbuf[j+mid] == 1)
        {
            for(ii=0; ii<n; ii++)
            {
                for(jj=0; jj<n; jj++)
                {
                    window[ii][jj] = (float) imbuf[(ii*n_pixels)+jj+j];
                }
            }
        }
        // if((i==500)&&(j==500)) {for(ii=0;ii<n;ii++) {for(jj=0;jj<n;jj++)
{printf("%3.0f ", window[ii][jj]);}printf("\n");}}
        compute_variogram (window, n, maxlag, sv);
        for(k=0;k<5;k++)
        {
            if(sv[k]<minsv[k]) minsv[k] = sv[k];
            if(sv[k]>maxsv[k]) maxsv[k] = sv[k];
        }
        outbuf[(0*n_pixels)+j+mid] = (short) (sv[0]);
        outbuf[(1*n_pixels)+j+mid] = (short) (sv[1]*1000);
        outbuf[(2*n_pixels)+j+mid] = (short) (sv[2]);
        outbuf[(3*n_pixels)+j+mid] = (short) (sv[3]);
        outbuf[(4*n_pixels)+j+mid] = (short) (sv[4]);
    }
    else
    {
        for(ii=0; ii<20; ii++) outbuf[(ii*n_pixels)+j+mid] = (short) 0;
    }
}

```

```

    }
}

fwrite(outbuf, sizeof(short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

    for(j=0; j<n_pixels*(n-1); j++) imbuf[j] = imbuf[j+n_pixels];
}
for(i=0; i<1000000; i++) outbuf[i] = 0;
for(i=0; i<mid; i++) fwrite(outbuf, sizeof(short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

nfiles = _fcloseall( );
printf( "%u arquivos fechados\n", nfiles);
for(k=0;k<5;k++) printf("Param %d min %f max %f\n", k, mins[k], maxsv[k]);
}

// ***** COMPUTE SEMI-VARIOGRAM *****
// *****
void compute_variogram (float win[101][101], int n, int maxlag, float *param)
{
int    i, j, k, nvar[16], lag, lagd;
float mean, var, m, semivar[16], exsv[16], sos;
    mean = 0.0; var = 0.0;
    for(i=0; i<n; i++)
    for(j=0; j<n; j++)
    {
        mean = mean + win[i][j];
//        var = var + (win[i][j]*win[i][j]);
    }
    for(k=0; k<16; k++) {semivar[k] = 0.0; nvar[k] = 0; exsv[k] = 0.0;}
    mean = mean / (float) (n*n);
    var = 0.0;
    for(j=0; j<n; j++)
    {
        var = var + ((win[i][j]-mean)*(win[i][j]-mean));
    }
    var = (var / (float) (n*n)); // - (mean*mean);
    for(lag=1; lag<=maxlag; lag++)
    {
        for(i=0; i<n-lag; i++) // dir = 90
            for(j=0; j<n; j++)
            {
                if((win[i][j] != 0)&&(win[i+lag][j] != 0))
                {
                    semivar[lag] = semivar[lag] + ((win[i][j] - win[i+lag][j])*(win[i][j] -
win[i+lag][j]));
                    nvar[lag]++;
                }
            }
        for(i=0; i<n-lag; i++) // dir = 135
            for(j=0; j<n-lag; j++)
            {
                lagd = (int)(lag*1.4142135);
                if((win[i][j] != 0)&&(win[i+lagd][j+lagd] != 0))
                {
                    semivar[lagd] = semivar[lagd] + ((win[i][j] -
win[i+lagd][j+lagd])*(win[i][j] - win[i+lagd][j+lagd]));
                    nvar[lagd]++;
                }
            }
        for(i=0; i<n; i++) // dir = 0

```

```

        for(j=0; j<n-lag; j++)
        {
            if((win[i][j] != 0)&&(win[i][j+lag] != 0))
            {
                semivar[lag] = semivar[lag] + ((win[i][j] - win[i][j+lag])*(win[i][j] -
win[i][j+lag]));
                nvar[lag]++;
            }
        }
    for(i=0; i<n-lag; i++) // dir = 45
    for(j=lag; j<n; j++)
    {
        lagd = (int)(lag*1.4142135);
        if((win[i][j] != 0)&&(win[i+lagd][j-lagd] != 0))
        {
            semivar[lagd] = semivar[lagd] + ((win[i][j] - win[i+lagd][j-
lagd])*(win[i][j] - win[i+lagd][j-lagd]));
            nvar[lagd]++;
        }
    }
    semivar[lag] = semivar[lag] / (float) nvar[lag];
//    printf("%d %d -- ", lag, nvar[lag]);
}
for (i=0; i<maxlag; i++) semivar[i] = semivar[i] / (float) nvar[i];
sos = 0.0;
m = (semivar[4]-semivar[2])/2.0;
if (m<0.0001) m = 0.000001;
if (m>1000000.0) m = 1000000.0;
param[0] = (semivar[1] - (m * 1)); // nugget
param[1] = (var - (param[0] * 0)) / (m); // range
if(param[1]<0) param[1] = 1;
if(param[1]>maxlag) param[1] = maxlag;
param[2] = var; // sill
param[3] = m; // slope
semivar[0] = param[0];
for (i=0; i<param[1]; i++) exsv[i] = param[0] + ((param[2]-param[0])*(((3*i)/(2*param[1]))-
((i*i*i)/(2*param[1]*param[1]*param[1]))));
for (i=param[1];i<maxlag;i++) exsv[i] = var;
for (i=0; i<maxlag; i++) sos = sos + (((semivar[i] - exsv[i]) * (semivar[i] - exsv[i]))/exsv[i]);
param[4] = sos / 100.0; // goodness of fit
}

```

ANEXO 3 – O PROGRAMA MACOOC[®]

```

// ***** Program that computes the grey level dependency ****
// ***** matrix for one set of lags (X and Y) and then com- ***
// ***** putes some of the most common 2nd order statistics ***
// ***** that were defined by Haralick in his original paper **
// ***** on GLDM (also called co-occurrence matrix) in 1979: ***
// ***** Contrast (CON), Angular Second Moment (ASM), Entropy *
// ***** (ENT), Inverse Different Moment(IDM) and Information *
// ***** Measure of Correlation (IMC). ****

// ***** This program produces output images *****

#include <stdio.h>
#include <process.h>
#include <errno.h>
#include <math.h>
#include <malloc.h>
#include <string.h>
#include <time.h>
#include "rw_header.h"

float   gldm_con(float com[64][64], int n), gldm_asm(float com[64][64], int n);
float   gldm_ent(float com[64][64], int n), gldm_idm(float com[64][64], int n);
float   gldm_imc(float com[64][64], int n), gldm_cor(float com[64][64], int n);

FILE                                         *input_hdr, *input_raster, *output_raster, *output_hdr,
*mask_hdr, *mask_raster;

main(argc, argv)
int argc;
char *argv[];
{
// ***** INITIALISATION OF VARIABLES *****
// ***** *****
// ***** *****
// ***** *****
char   name[255]="", mask[255]="", maskhdr[255]="", maskbil[255]="",
outname[255]="", inimage[255]="", inheader[255]="", outimage[255]="", outheader[255]="";
int    i, j, ii, jj, ix, iy, k, l, n, lag, mid;
int    nfiles, ftr[5], n_ftr, invariant=(-1), n_lines, n_pixels, n_bands,
n_bits, n_bitsout, skip;
int    n_lines1, n_pixels1, n_bands1, n_bits1, skip1;
float  size_x, size_y, ulx, uly, size_x1, size_y1, ulx1, uly1, matrix[64][64],
temp, ns;
unsigned short window[101][101];
errno_t   err;
clock_t   start;

//&n_lines, &n_pixels, &n_bands, &n_bits, &skip, &size_x, &size_y, &ulx, &uly

// ***** PARSE PROGRAM ARGUMENTS *****
// ***** *****
char   s, stat;
unsigned char *imbuf, *maskbuf;
unsigned short *outbuf;

```

```

    for(i=0; i<5; i++) ftr[i] = 0;

    for (i=0; i<argc; i++)
    {
        if(argv[i][0] == '-')
        {
            s = argv[i][1];
            switch (s) {
            case 'f':
                strcpy_s(name, _countof(name), argv[i+1]);
                printf("File name is: %s\n", name);
                break;
            case 'm':
                strcpy_s(mask, _countof(mask), argv[i+1]);
                printf("Mask name is: %s\n", mask);
                break;
            case 'o':
                strcpy_s(outname, _countof(outname), argv[i+1]);
                printf("Output file name is: %s\n", outname);
                break;
            case 'w':
                n = atoi(argv[i+1])/2; n = 1+(2*n);
                if (n<5 || n>64) {printf("Window size is invalid\n"); n = 0;}
                else printf("window size is: %d\n", n);
                break;
            case 'd':
                lag = atoi(argv[i+1]);
                if (lag<1 || lag>n/2) {printf("Pixel distance is invalid\n"); lag = 0;}
                else printf("pixel distance is: %d\n", lag);
                break;
            case 's':
                n_ftr = 0; j = 0;
                while (argv[i+1][j] != '\0')
                {
                    stat = argv[i+1][j];
                    switch (stat) {
                    case '1': printf("\t\tCONTRAST was selected\n"); n_ftr++; ftr[0] =
n_ftr; break;
                    case '2': printf("\t\tASM was selected\n"); n_ftr++; ftr[1] = n_ftr;
break;
                    case '3': printf("\t\tENTROPY was selected\n"); n_ftr++; ftr[2] = n_ftr;
break;
                    case '4': printf("\t\tIDM was selected\n"); n_ftr++; ftr[3] = n_ftr;
break;
                    case '5': printf("\t\tCORRELATION was selected\n"); n_ftr++; ftr[4] =
n_ftr; break; }
                    j++;
                }
                printf("Number of FEATURES: %d\n", n_ftr);
                break;
            // case 'i':
            // printf("invariant flag is ON\n"); invariant = 1;
            // break;
            case 'h':
                printf("\n\nProgram that computes the grey level dependency\n");
                printf("matrix for one set of lags (X and Y) and then com-\n");
                printf("putes some of the most common 2nd order statistics\n");
                printf("that were defined by Haralick in his original paper\n");
                printf("on GLDM (also called co-occurrence matrix) in 1979:\n");
                printf("Contrast (CON), Angular Second Moment (ASM), Entropy\n");

```

```

    printf("(ENT), Inverse Different Moment(IDM) and Correlation(COR)\n\n");
    printf("Use: macooc -f FILENAME(no extension) -m MASKNAME -o OUTPUT_FILENAME -w
11 -d 3 -s 12345\n");
    printf("w: window size (odd number preferably)\nd: pixel pair distance\n");
    printf("s: statistics (measurements) chosen:\n\t1=contrast\n\t2=angular second moment\n");
    printf("\t3=entropy\n\t4=inverse difference moment\n\t5=correlation\n");
    return;
    break;}
}
}

    strcat_s(inimage, _countof(inimage), name); strcat_s(inimage, _countof(inimage), ".bil");
    if( (err = fopen_s( &input_raster, inimage, "rb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", inimage, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", inimage );

    strcat_s(inheader, _countof(inheader), name); strcat_s(inheader, _countof(inheader), ".hdr");
    if( (err = fopen_s( &input_hdr, inheader, "rt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", inheader, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", inheader );

    strcat_s(maskbil, _countof(maskbil), mask); strcat_s(maskbil, _countof(maskbil), ".bil");
    if( (err = fopen_s( &mask_raster, maskbil, "rb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", maskbil, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", maskbil );

    strcat_s(maskhdr, _countof(maskhdr), mask); strcat_s(maskhdr, _countof(maskhdr), ".hdr");
    if( (err = fopen_s( &mask_hdr, maskhdr, "rt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", maskhdr, err );
    else printf( "O arquivo %s foi aberto\n", maskhdr );

    strcat_s(outimage, _countof(outimage), outname); strcat_s(outimage, _countof(outimage),
".bil");
    if( (err = fopen_s( &output_raster, outimage, "wb" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando
abrir %s, erro %d\n", outimage, err );
    else printf( "O arquivo %s foi criado\n", outimage );

    strcat_s(outheader, _countof(outheader), outname); strcat_s(outheader, _countof(outheader),
".hdr");
    if( (err = fopen_s( &output_hdr, outheader, "wt" )) !=0 ) printf( "Um erro ocorreu tentando abrir
%s, erro %d\n", outheader, err );
    else printf( "O arquivo %s foi criado\n", outheader );

    read_header(input_hdr, &n_lines, &n_pixels, &n_bands, &n_bits, &skip, &size_x, &size_y,
&ulx, &uly);
    fclose(input_hdr);
    read_header(mask_hdr, &n_lines1, &n_pixels1, &n_bands1, &n_bits1, &skip1, &size_x1,
&size_y1, &ulx1, &uly1);
    fclose(mask_hdr);
    if((n_lines != n_lines1) || (n_pixels != n_pixels1) || (n_bands != 1) || (n_bands1 != 1))
    {
        printf("\n\nAS IMAGENS NAO SAO CONFORMES AS EXIGENCIAS! SAINDO...\n\n");
    exit(0);
    }

    printf("\nCaracteristicas da imagem:\n%d linhas\n%d pixels\n%d bandas\n\n", n_lines,
n_pixels, n_bands);
    n_bitsout = 16;
    write_header(output_hdr, n_lines, n_pixels, n_ftr, n_bitsout, skip, size_x, size_y, ulx, uly);
    fprintf(output_hdr, "# band 1: contrast %d\n# band 2: ASM %d\n# band 3: Entropy %d\n# band
4: IDM %d\n# band 5: Correlation %d\n", lag, lag, lag, lag);

```

```

fclose(output_hdr);

mid = n/2;
for(i=0; i<101; i++) for(j=0; j<101; j++) window[i][j] = 0;
imbuf = (unsigned char *) malloc(5000000);
if (!(imbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
maskbuf = (unsigned char *) malloc(5000000);
if (!(maskbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
outbuf = (unsigned short *) malloc(2000000);
if (!(outbuf)) {printf("Not enough memory to allocate buffer\n"); exit(1);}
for(i=0; i<1000000; i++) outbuf[i] = 0; ns = (float) ((n-lag)*(n-lag));

fread(imbuf, n_bits/8, n_pixels*(n-1), input_raster);
fread(maskbuf, n_bits/8, n_pixels*mid, mask_raster);
for(i=0; i<(mid*n_pixels); i++) imbuf[i] = imbuf[i] * maskbuf[i];
for(i=0; i<mid; i++) fwrite(outbuf, sizeof(unsigned short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

for(i=0; i<n_lines-(n-1); i++)
{
    if ((i%10)==0) printf("%d\b\b\b\b\b", i);
    fread(imbuf+(n_pixels*(n-1)), n_bits/8, n_pixels, input_raster);
    fread(maskbuf, n_bits/8, n_pixels, mask_raster);
    for(ii=0; ii<n_pixels; ii++) imbuf[ii+(n_pixels*(mid))] = imbuf[ii+(n_pixels*(mid))] *
maskbuf[ii];

    for(j=0; j<n_pixels-(n-1); j++)
    {
        if((int) maskbuf[j+mid] == 1)
        {
            for(ii=0; ii<64; ii++) for(jj=0; jj<64; jj++) matrix[ii][jj] = 0.0;
            for(ii=0; ii<n; ii++)
            {
                for(jj=0; jj<n; jj++)
                {
                    window[ii][jj] = (unsigned short)
imbuf[(ii*n_pixels)+jj+j]/4;
                }
            }
            //***** lag = + + *****
            ns = 0.0;
            for(ix=0; ix<n-lag; ix++)
                for(iy=0; iy<n; iy++)
                    if ((window[ix][iy]!=0) && (window[ix+lag][iy]!=0))
                    {
                        ns = ns + 1.0;

matrix[(int>window[ix][iy])[(int>window[ix+lag][iy])++];
                    }
            for(ii=0; ii<64; ii++) for(jj=0; jj<64; jj++) matrix[ii][jj] = matrix[ii][jj]/ns;
            if(ftr[0] > 0) outbuf[((ftr[0]-1)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_con(matrix, 64);
            if(ftr[1] > 0) outbuf[((ftr[1]-1)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_asm(matrix, 64);
            if(ftr[2] > 0) outbuf[((ftr[2]-1)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_ent(matrix, 64);
            if(ftr[3] > 0) outbuf[((ftr[3]-1)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_idm(matrix, 64);
            if(ftr[4] > 0) outbuf[((ftr[4]-1)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_cor(matrix, 64);
            //***** lag = + - *****

```

```

        ns = 0.0;
        for(ix=0; ix<n; ix++)
            for(iy=0; iy<n-lag; iy++)
                if ((window[ix][iy]!=0) && (window[ix][iy+lag]!=0))
                    {
                        ns = ns + 1.0;

        matrix[(int>window[ix][iy]][(int>window[ix][iy+lag])]++;
                    }
        for(ii=0; ii<64; ii++) for(jj=0; jj<64; jj++) matrix[ii][jj] = matrix[ii][jj]/ns;
        if(ftr[0] > 0) outbuf[((ftr[0]+5)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_con(matrix, 64);
        if(ftr[1] > 0) outbuf[((ftr[1]+5)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_asm(matrix, 64);
        if(ftr[2] > 0) outbuf[((ftr[2]+5)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_ent(matrix, 64);
        if(ftr[3] > 0) outbuf[((ftr[3]+5)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_idm(matrix, 64);
        if(ftr[4] > 0) outbuf[((ftr[4]+5)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_cor(matrix, 64);

//***** lag = - - *****
        ns = 0.0;
        for(ix=0; ix<n-lag; ix++)
            for(iy=0; iy<n-lag; iy++)
                if ((window[ix][iy]!=0) && (window[ix+lag][iy+lag]!=0))
                    {
                        ns = ns + 1.0;

        matrix[(int>window[ix][iy]][(int>window[ix+lag][iy+lag])]++;
                    }
        for(ii=0; ii<64; ii++) for(jj=0; jj<64; jj++) matrix[ii][jj] = matrix[ii][jj]/ns;
        if(ftr[0] > 0) outbuf[((ftr[0]+10)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_con(matrix, 64);
        if(ftr[1] > 0) outbuf[((ftr[1]+10)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_asm(matrix, 64);
        if(ftr[2] > 0) outbuf[((ftr[2]+10)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_ent(matrix, 64);
        if(ftr[3] > 0) outbuf[((ftr[3]+10)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_idm(matrix, 64);
        if(ftr[4] > 0) outbuf[((ftr[4]+10)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_cor(matrix, 64);

//***** lag = - + *****
        ns = 0.0;
        for(ix=0; ix<n-lag; ix++)
            for(iy=lag-1; iy<n; iy++)
                if ((window[ix][iy]!=0) && (window[ix+lag][iy-lag]!=0))
                    {
                        ns = ns + 1.0;

        matrix[(int>window[ix][iy]][(int>window[ix+lag][iy-lag])]++;
                    }
        for(ii=0; ii<64; ii++) for(jj=0; jj<64; jj++) matrix[ii][jj] = matrix[ii][jj]/ns;
        if(ftr[0] > 0) outbuf[((ftr[0]+15)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_con(matrix, 64);
        if(ftr[1] > 0) outbuf[((ftr[1]+15)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_asm(matrix, 64);
        if(ftr[2] > 0) outbuf[((ftr[2]+15)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_ent(matrix, 64);

```

```

        if(ftr[3] > 0) outbuf[((ftr[3]+15)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_idm(matrix, 64);
        if(ftr[4] > 0) outbuf[((ftr[4]+15)*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short)
gldm_cor(matrix, 64);
    }
    else
    {
        for(ii=0; ii<20; ii++) outbuf[(ii*n_pixels)+j+mid] = (unsigned short) 0;
    }
    }
    outbuf[(0*n_pixels)+j+mid] = (outbuf[(0*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(5*n_pixels)+j+mid]
+ outbuf[(10*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(15*n_pixels)+j+mid])/4.0;
    outbuf[(1*n_pixels)+j+mid] = (outbuf[(1*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(6*n_pixels)+j+mid]
+ outbuf[(11*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(16*n_pixels)+j+mid])/4.0;
    outbuf[(2*n_pixels)+j+mid] = (outbuf[(2*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(7*n_pixels)+j+mid]
+ outbuf[(12*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(17*n_pixels)+j+mid])/4.0;
    outbuf[(3*n_pixels)+j+mid] = (outbuf[(3*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(8*n_pixels)+j+mid]
+ outbuf[(13*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(18*n_pixels)+j+mid])/4.0;
    outbuf[(4*n_pixels)+j+mid] = (outbuf[(4*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(9*n_pixels)+j+mid]
+ outbuf[(14*n_pixels)+j+mid] + outbuf[(19*n_pixels)+j+mid])/4.0;

    fwrite(outbuf, sizeof(unsigned short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

    for(j=0; j<n_pixels*(n-1); j++) imbuf[j] = imbuf[j+n_pixels];
}
for(i=0; i<1000000; i++) outbuf[i] = 0;
for(i=0; i<mid; i++) fwrite(outbuf, sizeof(unsigned short), n_pixels*n_ftr, output_raster);

nfiles = _fcloseall( );
printf( "%u arquivos fechados\n", nfiles);
}

// ***** COMPUTE GLDM STATISTICS FUNCTION *****
// *****

// ***** Compute Moment of Inertia (Contrast) *****
float gldm_con(float com[64][64], int n)
{
    int i, j;
    float con;
    con = 0.0;
    for(i=0; i<n; i++)
    for(j=0; j<n; j++)
        con = con + ((com[i][j]) * (float) (((i+1)-(j+1))*((i+1)-(j+1))));
    return (con*10.0);
}
// *****

// ***** Compute Angular Second Moment *****
float gldm_asm(float com[64][64], int n)
{
    int i, j;
    float a_s_moment;
    a_s_moment = 0.0;
    for(i=0; i<n; i++)
    for(j=0; j<n; j++)
        a_s_moment = a_s_moment + ((com[i][j]) * (com[i][j]));
    return (a_s_moment*100000.0);
}

```

```

// *****
// ***** Compute Entropy *****
float gldm_ent(float com[64][64], int n)
{
int          i, j;
double ent;

    ent = 0.0;
    for(i=0; i<n; i++)
    for(j=0; j<n; j++)
        if(com[i][j]>0.0)
            ent = ent - ((double) (com[i][j]) * log((double)((com[i][j]))));
return((float)(ent*1000.0));
}
// *****

// ***** Compute Inverse Different Moment *****
float gldm_idm(float com[64][64], int n)
{
int          i, j;
double idm;

    idm = 0.0;
    for(i=0; i<n; i++)
    for(j=0; j<n; j++)
        idm = idm + ((double)(com[i][j]) / (double) (1 + ((i-j)*(i-j))));
return((float) (idm*10000.0));
}
// *****

// ***** Compute Correlation *****
float gldm_cor(float com[64][64], int n)
{
int          i, j;
double px[64], py[64], ux, uy, sx, sy, cor, fn, r;

ux = 0.0; uy = 0.0; sx = 0.0; sy = 0.0; cor = 0.0; r = 0.0; fn = (double) n;
for (i=0; i<n; i++) {px[i] = 0.0; py[i] = 0.0;}
for (i=0; i<n; i++)
{
    for (j=0; j<n; j++)
    {
        px[i] = px[i] + (double) com[i][j];
        py[j] = py[j] + (double) com[i][j];
        r = r + (double) com[i][j];
    }
}
for (i=0; i<n; i++)
{
    ux = ux + (px[i] / r);    uy = uy + (py[i] / r);
    sx = sx + (px[i] * px[i]);    sy = sy + (py[i] * py[i]);
}
ux = ux / fn; uy = uy / fn;
sx = sqrt((sx - (fn * (ux * ux)))/fn);
sy = sqrt((sy - (fn * (uy * uy)))/fn);
for(i=0; i<n; i++)
for(j=0; j<n; j++)
    cor = cor + ((double) (i * j * com[i][j]) - (ux*uy));
}

```

```
    cor = cor / ((sx*sy)+1.0);  
    return((float) (cor));  
}  
// *****
```

ANEXO 4 – DADOS DE REGRESSÃO – VARIÁVEIS RESPOSTA

Parcela	Sítio	Altura	DAP	AB	Volume	Densidade	Riqueza	Shannon	Margalef	Abertura Dossel	LAI
1	Catolé	7,36	0,07	0,06	0,36	1300,00	6,00	0,61	4,49	78,49	0,18
2	Catolé	7,80	0,08	0,03	0,20	500,00	3,00	0,41	2,86	77,45	0,15
3	Catolé	4,54	0,09	0,09	0,46	1200,00	7,00	0,81	5,56	78,72	0,07
4	Catolé	3,85	0,07	0,06	0,30	1000,00	6,00	0,74	5,00	36,53	1,02
5	Catolé	3,89	0,08	0,05	0,26	800,00	3,00	0,45	2,21	82,25	0,08
6	Catolé	3,03	0,08	0,01	0,03	200,00	2,00	0,30	3,32	87,58	0,04
7	Catolé	3,73	0,11	0,06	0,24	600,00	5,00	0,68	5,14	73,00	0,25
8	Catolé	4,01	0,12	0,18	0,90	1000,00	6,00	0,74	5,00	38,95	1,22
9	Catolé	3,61	0,08	0,04	0,28	700,00	7,00	0,85	7,10	64,32	0,35
10	Catolé	5,33	0,07	0,07	0,40	1400,00	5,00	0,43	3,49	21,45	2,17
11	Catolé	3,61	0,09	0,05	0,21	700,00	5,00	0,67	4,73	70,71	0,33
12	Catolé	2,88	0,07	0,02	0,05	500,00	3,00	0,41	2,86	64,22	0,33
13	Catolé	4,11	0,08	0,15	0,66	1700,00	13,00	1,09	9,75	28,66	1,56
14	Catolé	4,78	0,09	0,10	0,60	1500,00	11,00	1,00	8,50	37,11	1,33
15	Catolé	4,45	0,09	0,11	0,58	1400,00	11,00	1,02	8,73	49,85	0,73
16	Catolé	7,27	0,14	0,22	2,88	900,00	6,00	0,69	5,24	25,45	1,70
17	Catolé	6,36	0,08	0,20	2,68	1800,00	11,00	0,95	7,97	51,52	0,66
18	Catolé	5,55	0,08	0,11	0,62	1900,00	9,00	0,86	6,26	42,97	1,00
19	Catolé	6,09	0,09	0,10	0,67	1400,00	10,00	0,96	7,85	45,66	0,75
20	Catolé	6,83	0,11	0,13	0,92	1100,00	10,00	0,99	8,64	14,71	2,34
21	Catolé	6,29	0,12	0,10	0,75	700,00	4,00	0,55	3,55	43,21	0,88
22	Catolé	6,62	0,09	0,19	1,25	2500,00	9,00	0,88	5,72	12,86	3,05
23	Catolé	4,05	0,08	0,01	0,04	200,00	2,00	0,30	3,32	81,12	0,06
24	Catolé	5,84	0,10	0,09	0,54	1000,00	6,00	0,70	5,00	71,64	0,30
25	Catolé	5,51	0,09	0,12	0,73	1800,00	7,00	0,75	4,78	60,55	0,34
26	Catolé	7,11	0,15	0,16	1,36	700,00	5,00	0,67	4,73	34,83	1,25
27	Catolé	4,74	0,11	0,05	0,29	500,00	5,00	0,70	5,72	61,33	0,50
28	Catolé	5,96	0,13	0,33	2,27	1700,00	6,00	0,68	4,06	13,60	2,95
29	Catolé	6,51	0,10	0,19	1,99	1500,00	8,00	0,83	5,81	55,04	0,62

30	Catolé	6,15	0,16	0,38	2,99	1300,00	8,00	0,82	0,12	18,19	2,23
31	Catolé	3,67	0,07	0,02	0,09	600,00	4,00	0,54	3,86	54,95	0,63
32	Catolé	5,13	0,10	0,06	0,34	700,00	5,00	0,64	4,73	72,10	0,25
33	Catolé	4,18	0,09	0,09	0,40	1200,00	7,00	0,81	5,56	84,53	0,06
34	Catolé	4,74	0,17	0,24	1,44	700,00	6,00	0,76	5,92	50,98	1,08
35	Catolé	4,95	0,10	0,11	0,55	1200,00	4,00	0,47	2,78	79,95	0,02
1	Balneário	5,36	0,12	0,28	1,74	1800,00	10,00	0,88	7,17	14,96	2,75
2	Balneário	6,39	0,11	0,25	2,23	1900,00	13,00	1,05	9,38	30,67	1,38
3	Balneário	5,02	0,11	0,23	1,34	2300,00	11,00	0,92	7,34	17,93	2,36
4	Balneário	5,17	0,12	0,24	1,68	1500,00	10,00	0,95	7,65	24,46	1,63
5	Balneário	6,09	0,15	0,35	4,21	1100,00	8,00	0,88	6,72	30,66	1,32
9	Balneário	7,27	0,09	0,13	1,74	1100,00	9,00	0,93	7,68	29,96	1,99
10	Balneário	5,33	0,12	0,09	0,52	600,00	6,00	0,78	6,43	32,53	1,50
11	Balneário	5,22	0,14	0,17	0,96	900,00	7,00	0,82	6,29	57,23	0,61
12	Balneário	9,80	0,18	0,15	1,64	500,00	4,00	0,58	4,29	36,70	1,65
13	Balneário	7,45	0,17	0,30	2,19	1100,00	7,00	0,80	5,76	17,13	3,04
15	Balneário	8,00	0,17	0,09	0,71	400,00	3,00	0,45	3,32	18,82	2,30
17	Balneário	6,71	0,19	0,40	5,58	700,00	3,00	0,44	2,37	29,73	1,52
19	Balneário	7,50	0,18	0,22	2,55	600,00	4,00	0,54	3,86	17,94	2,39
21	Balneário	8,00	0,13	0,15	1,56	800,00	8,00	0,90	7,75	14,58	2,72
22	Balneário	7,27	0,13	0,32	4,51	1500,00	13,00	1,10	10,20	17,66	2,52
26	Balneário	8,88	0,18	0,12	1,12	400,00	2,00	0,24	1,66	18,06	2,43
27	Balneário	8,50	0,18	0,08	0,67	300,00	3,00	0,48	4,19	22,06	2,09
28	Balneário	9,50	0,12	0,39	4,94	1900,00	11,00	0,97	7,82	34,68	1,37
29	Balneário	9,26	0,13	0,32	3,23	1700,00	9,00	0,87	6,50	19,49	2,58
30	Balneário	6,25	0,11	0,10	0,65	1000,00	6,00	0,70	5,00	32,49	1,36
31	Balneário	7,00	0,12	0,26	3,32	1500,00	11,00	0,94	8,50	23,12	2,10
32	Balneário	6,06	0,12	0,37	2,31	2400,00	19,00	1,23	13,04	44,37	0,97
33	Balneário	5,98	0,10	0,20	1,54	2200,00	14,00	1,10	9,68	30,79	1,93
34	Balneário	6,79	0,14	0,13	1,07	700,00	5,00	0,64	4,73	45,59	1,03
43	Balneário	4,00	0,06	0,01	0,04	300,00	2,00	0,28	2,10	93,81	0,00
45	Balneário	6,75	0,15	0,19	1,54	800,00	4,00	0,60	4,43	52,96	0,79
46	Balneário	9,82	0,12	0,18	1,43	1400,00	11,00	1,00	8,73	72,14	0,31
47	Balneário	5,08	0,09	0,04	0,22	600,00	3,00	0,38	2,57	34,29	1,34
48	Balneário	6,30	0,11	0,22	1,74	1500,00	10,00	0,90	7,65	24,11	2,20
49	Balneário	7,25	0,13	0,25	2,69	1200,00	10,00	0,98	8,34	52,67	0,61
50	Balneário	7,12	0,14	0,25	2,21	1300,00	12,00	1,07	9,87	25,66	1,92

51	Balneário	5,07	0,09	0,18	1,12	2200,00	13,00	1,08	8,94	35,01	1,26
52	Balneário	4,66	0,08	0,15	1,08	1900,00	12,00	0,97	8,60	63,57	0,57
53	Balneário	4,56	0,08	0,10	0,56	1700,00	11,00	0,98	8,13	53,54	0,76
54	Balneário	5,22	0,11	0,10	0,56	900,00	9,00	0,95	8,38	50,31	0,82
55	Balneário	4,14	0,09	0,11	0,55	1600,00	10,00	0,93	7,47	30,20	1,58
56	Balneário	4,22	0,09	0,06	0,31	900,00	6,00	0,75	5,24	64,53	0,56
57	Balneário	5,38	0,11	0,23	2,19	1800,00	11,00	0,93	0,89	37,67	1,54
58	Balneário	4,38	0,08	0,09	0,61	1300,00	5,00	0,66	3,59	66,31	0,36
59	Balneário	4,39	0,11	0,22	1,67	1400,00	7,00	0,76	5,24	37,69	1,08
60	Balneário	7,20	0,14	0,31	2,59	1500,00	11,00	1,00	8,50	27,33	1,65
61	Balneário	5,89	0,09	0,07	0,48	900,00	7,00	0,80	6,29	43,79	0,84
63	Balneário	7,69	0,20	0,71	6,37	1300,00	7,00	0,75	5,39	13,48	3,16
64	Balneário	4,75	0,08	0,07	0,34	1000,00	6,00	0,65	5,00	16,06	2,46
65	Balneário	6,82	0,13	0,28	2,34	1700,00	13,00	1,09	9,75	17,27	2,62
66	Balneário	6,86	0,13	0,31	3,84	1200,00	10,00	0,98	8,34	19,01	2,49
67	Balneário	6,61	0,14	0,32	2,54	1400,00	8,00	0,86	6,11	20,48	1,96
68	Balneário	5,53	0,10	0,14	0,95	1600,00	8,00	0,84	5,95	15,26	2,53
69	Balneário	6,75	0,14	0,31	2,80	1200,00	8,00	0,84	6,49	26,39	1,99
70	Balneário	6,50	0,09	0,10	0,79	1400,00	9,00	0,91	6,98	25,97	1,90
1	Agropop	5,38	0,10	0,09	1,03	800,00	4,00	0,47	3,32	16,27	2,44
2	Agropop	5,50	0,13	0,42	4,88	1600,00	9,00	0,84	6,64	21,45	2,34
3	Agropop	5,97	0,17	0,65	7,99	1500,00	11,00	1,00	8,50	16,96	2,48
4	Agropop	6,13	0,13	0,20	1,36	1200,00	0,88	0,88	6,49	16,75	2,47
5	Agropop	7,04	0,13	0,24	2,18	1300,00	8,00	0,86	6,28	16,68	2,89
6	Agropop	6,97	0,13	0,26	2,18	1700,00	9,00	0,90	6,50	10,50	3,32
7	Agropop	8,38	0,20	0,56	6,01	1200,00	8,00	0,83	6,49	13,42	2,95
8	Agropop	5,75	0,12	0,39	4,00	2000,00	11,00	0,95	7,69	12,88	3,02
9	Agropop	5,20	0,13	0,22	1,95	1000,00	9,00	0,73	6,50	12,37	3,01
10	Agropop	5,56	0,17	0,31	1,81	900,00	7,00	0,82	6,29	16,10	2,67
11	Agropop	8,50	0,14	0,44	4,17	2000,00	8,00	0,82	5,38	14,03	2,86
12	Agropop	6,18	0,18	1,04	12,10	1900,00	9,00	0,86	6,26	15,26	2,95
13	Agropop	5,80	0,16	0,12	0,85	500,00	5,00	0,70	5,72	27,36	1,88
14	Agropop	5,91	0,12	0,25	1,89	1700,00	11,00	0,95	8,13	15,06	3,11
15	Agropop	4,25	0,14	0,10	0,42	400,00	2,00	0,30	1,66	15,50	2,46
16	Agropop	6,05	0,13	0,17	1,30	1100,00	8,00	0,88	6,72	13,76	2,82
17	Agropop	6,41	0,12	0,21	1,48	1600,00	8,00	0,87	5,81	19,77	2,35
18	Agropop	4,32	0,12	0,16	0,98	1100,00	6,00	0,67	4,80	40,03	1,08

19	Agropop	3,50	0,10	0,05	0,23	500,00	2,00	0,30	1,66	21,26	2,24
20	Agropop	6,34	0,17	0,66	6,65	1900,00	5,00	0,51	3,13	15,25	2,34
21	Agropop	4,08	0,11	0,17	0,83	1300,00	6,00	0,56	4,49	30,59	1,39
22	Agropop	4,09	0,13	0,42	3,17	1600,00	8,00	0,81	5,81	30,20	1,40
24	Agropop	6,50	0,13	0,29	2,13	1700,00	8,00	0,81	5,69	20,20	2,21
26	Agropop	5,45	0,14	0,27	2,20	1000,00	6,00	0,65	5,00	12,81	3,03
27	Agropop	5,58	0,11	0,43	2,54	3100,00	13,00	0,87	8,05	26,67	1,73
29	Agropop	5,29	0,16	0,44	2,85	1700,00	8,00	0,84	5,69	18,00	2,27
30	Agropop	7,00	0,10	0,07	0,44	800,00	6,00	0,72	5,54	38,78	0,97
37	Agropop	4,06	0,09	0,12	0,58	1600,00	7,00	0,79	4,98	16,48	2,53
38	Agropop	4,67	0,13	0,18	1,43	900,00	7,00	0,82	6,29	19,06	2,43
39	Agropop	4,58	0,10	0,15	0,87	1300,00	6,00	0,74	4,49	26,68	1,72
40	Agropop	5,00	0,12	0,08	0,45	600,00	4,00	0,58	3,86	19,19	2,32
41	Agropop	5,21	0,13	0,29	2,37	1400,00	9,00	0,90	6,98	19,01	2,48
42	Agropop	4,38	0,09	0,18	1,23	1700,00	6,00	0,63	0,74	21,13	2,07
44	Agropop	4,14	0,09	0,22	1,30	2200,00	6,00	0,59	3,72	18,65	2,43
45	Agropop	4,45	0,08	0,14	0,65	2200,00	8,00	0,82	5,21	15,53	2,82
46	Agropop	5,32	0,11	0,16	0,96	1400,00	8,00	0,86	6,11	21,07	2,10
47	Agropop	4,35	0,10	0,12	0,63	1000,00	5,00	0,62	4,00	20,04	2,17
48	Agropop	4,91	0,09	0,15	1,00	1700,00	8,00	0,80	5,69	20,17	2,36
49	Agropop	5,21	0,09	0,20	1,32	2400,00	6,00	0,67	3,62	11,73	3,25
50	Agropop	5,88	0,09	0,12	0,76	1600,00	7,00	0,71	4,98	24,85	2,00
51	Agropop	5,62	0,09	0,16	0,98	2100,00	7,00	0,80	4,54	24,44	1,84
52	Agropop	5,34	0,09	0,16	1,02	2500,00	8,00	0,82	5,01	30,26	1,50
53	Agropop	5,97	0,12	0,22	1,53	1700,00	6,00	0,71	4,06	24,65	1,75
54	Agropop	5,52	0,10	0,23	1,67	2200,00	8,00	0,63	5,21	18,54	2,42
55	Agropop	6,39	0,12	0,13	0,93	900,00	4,00	0,59	3,14	25,60	1,97
56	Agropop	5,10	0,10	0,21	1,23	2100,00	8,00	0,79	5,29	41,37	0,92
57	Agropop	5,38	0,10	0,13	0,82	1300,00	6,00	0,73	4,49	29,80	1,49
58	Agropop	4,55	0,09	0,15	0,72	2000,00	7,00	0,64	4,61	25,66	1,84
59	Agropop	4,25	0,09	0,19	1,32	2000,00	3,00	0,36	1,56	19,78	2,09
60	Agropop	6,27	0,12	0,33	2,48	2400,00	9,00	0,78	5,80	15,83	2,75
61	Agropop	6,52	0,12	0,25	1,78	2100,00	5,00	0,38	3,03	24,63	1,97
62	Agropop	4,22	0,10	0,07	0,40	900,00	4,00	0,55	3,14	44,10	0,78
63	Agropop	2,75	0,06	0,01	0,04	400,00	4,00	0,60	4,98	76,99	0,26
65	Agropop	4,75	0,10	0,17	1,34	1400,00	9,00	0,85	6,98	17,40	2,38
66	Agropop	6,25	0,16	0,32	3,00	1200,00	7,00	0,81	5,56	33,48	1,47

68	Agropop	4,59	0,10	0,10	0,43	1100,00	4,00	0,38	2,88	26,51	1,82
69	Agropop	6,83	0,14	0,21	1,97	900,00	7,00	0,82	6,29	26,56	2,01
70	Agropop	7,79	0,17	0,50	6,32	1200,00	10,00	0,96	8,34	22,76	2,17
1	Pântano	3,89	0,10	0,10	0,65	900,00	9,00	0,95	8,38	34,86	1,48
2	Pântano	4,55	0,09	0,11	0,74	1500,00	8,00	0,86	5,95	30,52	1,73
3	Pântano	6,53	0,12	0,26	2,44	1600,00	7,00	0,77	5,24	26,34	2,09
4	Pântano	4,00	0,12	0,09	0,38	700,00	2,00	0,26	1,18	20,91	2,07
5	Pântano	4,00	0,09	0,01	0,02	100,00	1,00	0,00	0,00	82,86	0,15
6	Pântano	4,67	0,08	0,08	0,39	1200,00	6,00	0,64	4,63	25,48	2,07
7	Pântano	6,00	0,08	0,10	0,62	2100,00	4,00	0,44	2,27	19,83	2,58
8	Pântano	8,34	0,09	0,17	1,55	2500,00	4,00	0,26	2,15	18,42	2,65
9	Pântano	4,75	0,09	0,07	0,33	1000,00	3,00	0,39	2,00	21,29	2,39
10	Pântano	6,10	0,10	0,10	0,55	1000,00	2,00	0,14	1,00	20,12	2,30
11	Pântano	4,33	0,08	0,10	0,47	1800,00	3,00	0,39	1,59	15,13	3,08
12	Pântano	5,79	0,09	0,08	0,47	1200,00	5,00	0,57	3,71	54,34	0,51
13	Pântano	5,97	0,11	0,18	1,47	1600,00	5,00	0,49	3,32	24,09	2,27
14	Pântano	4,94	0,07	0,12	0,74	2700,00	5,00	0,42	2,79	23,23	2,07
15	Pântano	4,00	0,13	0,04	0,16	300,00	3,00	0,48	4,19	32,24	1,53
16	Pântano	5,19	0,13	0,13	0,78	800,00	5,00	0,60	4,43	18,31	2,90
17	Pântano	4,69	0,11	0,12	1,01	800,00	4,00	0,55	3,32	21,33	2,20
19	Pântano	4,25	0,13	0,13	0,70	600,00	6,00	0,78	6,43	18,81	2,53
27	Pântano	5,45	0,13	0,37	2,24	2100,00	8,00	0,56	5,29	24,93	2,00
28	Pântano	6,45	0,13	0,21	1,46	1400,00	5,00	0,54	3,49	13,24	2,97
29	Pântano	6,40	0,17	0,49	4,76	1100,00	4,00	0,45	2,88	15,65	2,70
30	Pântano	6,05	0,10	0,10	0,77	1100,00	6,00	0,73	4,80	18,16	2,30
34	Pântano	2,60	0,06	0,02	0,06	700,00	1,00	0,00	0,00	74,52	0,18
35	Pântano	4,60	0,14	0,13	0,84	500,00	3,00	0,41	2,86	36,24	1,76
41	Pântano	3,10	0,09	0,05	0,20	600,00	3,00	0,44	2,57	53,32	0,62
42	Pântano	3,66	0,06	0,02	0,08	700,00	3,00	0,44	2,37	34,75	1,74
43	Pântano	2,85	0,06	0,01	0,02	200,00	2,00	0,30	3,32	64,75	0,40
44	Pântano	4,00	0,15	0,02	0,07	100,00	1,00	0,00	0,00	75,27	0,19
45	Pântano	4,07	0,08	0,05	0,21	900,00	1,00	0,00	0,00	79,06	0,06
49	Pântano	2,50	0,06	0,00	0,01	100,00	1,00	0,00	0,00	86,62	0,06
53	Pântano	2,88	0,10	0,04	0,14	400,00	3,00	0,45	3,32	74,94	0,25
54	Pântano	3,32	0,08	0,03	0,18	500,00	2,00	0,22	1,43	65,64	0,53
55	Pântano	5,69	0,16	0,26	1,86	900,00	6,00	0,75	5,24	45,78	1,22
57	Pântano	1,75	0,13	0,01	0,02	100,00	1,00	0,00	0,00	83,65	0,15

58	Pântano	3,06	0,06	0,01	0,04	500,00	3,00	0,41	2,86	43,10	1,39
59	Pântano	6,35	0,15	0,05	0,50	200,00	2,00	0,30	3,32	73,83	0,28
61	Pântano	2,20	0,06	0,00	0,01	100,00	1,00	0,00	0,00	85,31	0,08
62	Pântano	3,00	0,11	0,01	0,03	100,00	1,00	0,00	0,00	88,47	0,01
63	Pântano	3,18	0,10	0,05	0,16	600,00	4,00	0,54	3,86	84,24	0,13
64	Pântano	3,41	0,09	0,11	0,43	1500,00	6,00	0,61	4,25	27,47	1,68
70	Pântano	4,11	0,10	0,13	0,63	1300,00	2,00	0,12	0,90	53,40	0,66

ANEXO 5 – DADOS DE REGRESSÃO – VARIÁVEIS PREVISORAS (PARÂMETROS ESPECTRAIS)

Parcela	Sítio	Azul	Verde	Vermelha	Infravermelho	Razão Simples	NDVI	SAVI
1	Catolé	798,56	986,22	1002,00	2799,11	2,98	0,48	0,71
2	Catolé	641,67	763,22	720,11	2028,11	2,82	0,47	0,71
3	Catolé	672,33	815,67	778,56	2132,89	2,73	0,46	0,69
4	Catolé	695,06	862,25	832,19	2396,94	2,99	0,47	0,71
5	Catolé	723,89	900,67	919,33	2274,56	2,45	0,41	0,62
6	Catolé	678,42	858,17	849,42	2253,17	2,72	0,46	0,68
7	Catolé	642,44	772,33	758,11	1951,78	2,58	0,44	0,66
8	Catolé	685,88	821,31	790,94	2116,69	2,68	0,46	0,68
9	Catolé	645,56	809,56	765,67	2056,22	2,70	0,46	0,68
10	Catolé	656,89	807,22	743,44	2299,00	3,11	0,51	0,76
11	Catolé	694,81	832,25	812,63	2032,75	2,52	0,43	0,64
12	Catolé	680,69	831,88	798,94	2076,25	2,58	0,44	0,66
13	Catolé	698,67	864,44	828,78	2411,89	2,94	0,48	0,72
14	Catolé	636,58	770,08	729,58	2128,50	2,92	0,49	0,73
15	Catolé	641,89	756,56	732,11	1960,00	2,69	0,46	0,68
16	Catolé	595,00	746,44	681,78	2413,78	3,53	0,54	0,82
17	Catolé	596,33	743,08	701,00	2349,75	3,31	0,53	0,80
18	Catolé	579,33	711,78	632,22	1869,11	2,89	0,46	0,69
19	Catolé	571,22	698,89	648,00	1809,44	2,79	0,47	0,71
20	Catolé	579,00	726,89	662,89	2496,78	3,77	0,58	0,87
21	Catolé	585,67	731,25	665,75	2079,33	3,11	0,50	0,75
22	Catolé	602,94	761,38	691,81	2289,81	3,31	0,53	0,80
23	Catolé	665,83	814,58	801,17	2259,92	2,87	0,48	0,71
24	Catolé	780,00	922,92	964,00	2284,92	2,46	0,41	0,61
25	Catolé	647,33	780,11	756,11	2203,11	2,92	0,49	0,73
26	Catolé	632,00	763,89	705,00	1758,78	2,51	0,43	0,64
27	Catolé	741,67	904,44	941,56	2354,67	2,53	0,43	0,65
28	Catolé	676,56	838,56	815,22	2608,22	3,35	0,53	0,79
29	Catolé	636,11	786,78	718,78	2535,89	3,52	0,55	0,82
30	Catolé	612,00	754,50	710,42	2564,08	3,60	0,56	0,84
31	Catolé	621,94	770,06	745,13	2124,13	2,67	0,42	0,63

32	Catolé	680,67	838,67	831,33	1998,67	2,47	0,41	0,62
33	Catolé	676,56	842,88	837,19	2037,25	2,38	0,41	0,61
34	Catolé	623,83	790,50	732,00	2353,75	3,26	0,52	0,78
35	Catolé	593,92	727,75	655,42	2100,08	3,18	0,50	0,75
1	Balneário	604,58	718,42	696,33	1942,42	2,59	0,43	0,65
2	Balneário	632,00	837,78	770,00	2691,56	3,33	0,54	0,80
3	Balneário	619,13	755,00	710,69	2281,00	3,28	0,53	0,79
4	Balneário	625,56	792,44	744,00	2411,67	3,25	0,53	0,79
5	Balneário	627,33	760,22	726,00	2297,44	3,16	0,52	0,77
9	Balneário	591,67	700,89	698,11	1674,22	1,72	0,19	0,29
10	Balneário	607,44	706,33	745,78	1420,56	1,40	0,12	0,18
11	Balneário	703,22	884,33	934,33	1873,33	2,16	0,34	0,52
12	Balneário	610,83	738,67	698,58	2058,75	2,94	0,49	0,73
13	Balneário	591,17	684,67	668,08	1773,92	2,63	0,44	0,66
15	Balneário	622,44	766,75	730,69	2294,69	3,10	0,51	0,77
17	Balneário	593,44	710,78	682,67	1964,89	2,87	0,48	0,72
19	Balneário	574,56	656,00	641,44	1758,78	2,58	0,42	0,63
21	Balneário	582,00	699,25	660,50	1956,58	2,94	0,49	0,73
22	Balneário	590,58	714,33	673,50	2030,83	3,01	0,50	0,75
26	Balneário	591,17	726,50	675,33	2248,58	3,32	0,54	0,80
27	Balneário	587,33	711,89	666,78	2367,44	3,54	0,56	0,83
28	Balneário	605,78	736,33	690,00	2355,56	3,38	0,54	0,81
29	Balneário	629,83	800,42	752,08	2326,67	3,21	0,52	0,79
30	Balneário	599,83	722,50	689,00	2040,92	2,96	0,49	0,74
31	Balneário	625,67	740,50	712,17	2074,50	2,98	0,49	0,74
32	Balneário	634,75	777,25	756,42	2214,42	2,94	0,49	0,73
33	Balneário	620,33	755,33	738,67	2007,11	2,77	0,47	0,70
34	Balneário	676,44	850,00	851,44	2338,33	2,80	0,47	0,70
43	Balneário	625,58	778,42	728,25	2288,33	2,96	0,49	0,74
45	Balneário	629,38	746,06	721,25	2214,38	3,02	0,49	0,74
46	Balneário	631,67	754,89	750,22	2367,22	2,85	0,46	0,69
47	Balneário	611,56	734,11	697,00	2243,89	3,01	0,50	0,74
48	Balneário	658,00	864,25	780,67	2743,33	3,52	0,56	0,84
49	Balneário	616,11	762,78	721,78	2281,44	3,16	0,52	0,78
50	Balneário	637,44	803,75	765,88	2291,38	2,97	0,50	0,74
51	Balneário	667,33	860,44	807,89	2366,22	2,87	0,48	0,72
52	Balneário	670,56	811,00	802,89	2095,00	2,67	0,45	0,68

53	Balneário	651,44	808,78	788,11	2291,89	2,78	0,47	0,70
54	Balneário	687,58	841,33	836,00	2113,92	2,57	0,42	0,63
55	Balneário	657,56	805,56	781,78	2094,44	2,71	0,45	0,68
56	Balneário	697,25	874,25	879,17	2193,58	2,48	0,42	0,63
57	Balneário	621,42	752,75	725,33	2269,75	3,19	0,52	0,78
58	Balneário	626,83	748,75	724,17	2295,00	3,17	0,52	0,78
59	Balneário	587,78	687,11	656,89	1862,78	2,78	0,47	0,70
60	Balneário	626,75	780,25	714,50	2304,58	3,19	0,52	0,78
61	Balneário	587,89	666,00	650,67	2029,67	3,10	0,51	0,76
63	Balneário	606,56	769,11	719,00	2594,89	3,62	0,57	0,85
64	Balneário	624,17	779,83	716,92	2540,75	3,37	0,54	0,81
65	Balneário	598,67	737,00	704,33	2561,08	3,63	0,57	0,85
66	Balneário	616,44	728,67	708,67	2592,22	3,66	0,57	0,85
67	Balneário	612,42	734,83	701,42	2373,67	3,27	0,53	0,79
68	Balneário	634,75	786,25	739,50	2697,67	3,59	0,56	0,84
69	Balneário	610,67	723,89	705,22	2137,00	3,32	0,53	0,80
70	Balneário	625,31	755,69	720,31	2371,19	3,31	0,54	0,80
1	Agropop	596,92	692,08	652,83	2027,00	3,09	0,51	0,76
2	Agropop	592,22	709,56	668,22	2320,89	3,29	0,53	0,79
3	Agropop	551,08	627,00	591,00	1827,58	2,82	0,47	0,70
4	Agropop	589,33	699,67	651,56	2200,89	3,36	0,53	0,79
5	Agropop	572,63	679,63	644,69	2172,44	3,23	0,51	0,76
6	Agropop	565,11	648,89	623,00	1677,89	2,46	0,38	0,57
7	Agropop	564,00	627,94	607,00	1639,25	2,65	0,41	0,62
8	Agropop	550,50	604,67	586,25	1554,58	2,64	0,41	0,62
9	Agropop	571,42	626,25	606,58	1820,08	2,82	0,45	0,67
10	Agropop	575,89	685,22	644,33	2035,33	3,14	0,51	0,76
11	Agropop	573,00	691,33	631,08	2083,58	3,19	0,51	0,76
12	Agropop	575,11	681,11	646,89	2196,78	3,36	0,53	0,80
13	Agropop	563,83	663,33	621,00	2066,50	2,73	0,45	0,67
14	Agropop	560,94	630,81	623,69	1434,00	2,41	0,40	0,59
15	Agropop	602,13	735,56	688,56	2416,25	3,50	0,54	0,81
16	Agropop	577,44	708,89	664,11	2347,33	3,53	0,55	0,83
17	Agropop	588,22	707,67	665,56	2386,78	3,57	0,56	0,84
18	Agropop	590,67	728,89	677,44	2353,33	3,17	0,50	0,75
19	Agropop	597,11	710,22	673,22	1761,33	2,65	0,44	0,65
20	Agropop	577,00	693,25	665,00	1907,25	2,65	0,42	0,62

21	Agropop	566,56	655,56	622,38	1764,25	2,78	0,46	0,69
22	Agropop	581,17	692,00	649,17	1712,67	2,44	0,39	0,58
24	Agropop	594,42	733,25	669,42	1995,17	3,07	0,49	0,74
26	Agropop	607,33	761,56	707,44	2174,78	3,06	0,50	0,75
27	Agropop	588,44	707,33	671,33	1950,44	2,89	0,46	0,70
29	Agropop	596,67	745,44	697,78	2066,22	2,87	0,48	0,72
30	Agropop	600,44	745,56	699,11	2164,78	3,08	0,51	0,76
37	Agropop	609,22	771,67	704,78	2192,67	2,95	0,49	0,73
38	Agropop	634,56	775,22	744,67	2174,33	2,96	0,48	0,72
39	Agropop	641,67	849,00	772,58	2270,83	2,84	0,48	0,71
40	Agropop	615,67	786,11	733,78	2169,89	2,86	0,48	0,72
41	Agropop	613,89	764,44	709,44	2428,11	3,35	0,54	0,81
42	Agropop	607,44	748,67	706,89	1893,78	2,68	0,45	0,67
44	Agropop	626,83	765,00	720,67	1981,83	2,78	0,46	0,69
45	Agropop	618,22	754,44	732,78	1973,11	2,69	0,45	0,67
46	Agropop	594,17	770,58	696,50	2228,42	3,09	0,50	0,75
47	Agropop	605,11	730,56	688,22	1965,78	2,85	0,48	0,71
48	Agropop	606,33	756,17	687,25	2300,75	3,26	0,53	0,79
49	Agropop	611,50	754,50	702,17	2359,42	3,35	0,54	0,81
50	Agropop	620,22	770,44	719,00	2545,33	3,54	0,56	0,84
51	Agropop	602,08	745,50	703,83	2350,83	3,35	0,54	0,81
52	Agropop	625,42	806,42	737,67	2353,00	3,17	0,52	0,77
53	Agropop	604,17	746,67	696,83	2240,83	3,17	0,51	0,77
54	Agropop	603,00	742,25	686,08	2265,75	3,19	0,52	0,78
55	Agropop	604,25	738,33	696,50	2058,67	2,73	0,46	0,69
56	Agropop	644,89	788,11	755,78	2582,89	3,45	0,55	0,82
57	Agropop	631,50	805,08	753,75	2484,58	3,34	0,54	0,81
58	Agropop	606,50	753,75	703,42	2371,92	3,39	0,54	0,81
59	Agropop	597,42	743,83	691,08	2180,83	3,16	0,52	0,78
60	Agropop	635,22	798,56	737,67	2482,00	3,32	0,54	0,80
61	Agropop	622,33	755,92	721,75	2318,75	3,13	0,52	0,77
62	Agropop	620,89	743,44	722,44	2374,22	3,03	0,49	0,73
63	Agropop	642,08	807,42	768,58	2227,58	2,75	0,46	0,69
65	Agropop	609,22	763,33	718,44	2270,56	2,83	0,47	0,70
66	Agropop	613,33	750,92	694,25	1905,00	2,60	0,43	0,65
68	Agropop	619,67	769,78	711,67	2530,11	3,63	0,57	0,85
69	Agropop	610,67	758,00	690,67	2455,67	3,73	0,57	0,86

70	Agropop	614,67	816,83	726,83	2760,42	3,64	0,57	0,85
1	Pântano	731,67	824,22	849,89	2081,00	2,31	0,39	0,59
2	Pântano	735,00	868,00	883,89	2334,67	2,78	0,46	0,70
3	Pântano	692,11	841,22	849,33	2172,89	2,59	0,44	0,66
4	Pântano	776,56	939,44	1033,33	2397,11	2,41	0,41	0,61
5	Pântano	858,08	1101,17	1408,58	2546,42	1,76	0,26	0,39
6	Pântano	697,89	859,56	883,44	2114,00	2,53	0,42	0,63
7	Pântano	784,78	964,11	1010,56	2577,44	2,61	0,44	0,67
8	Pântano	706,56	881,33	895,44	2527,33	2,85	0,48	0,72
9	Pântano	644,42	765,67	779,50	2094,33	2,62	0,44	0,66
10	Pântano	623,56	758,31	736,94	1954,63	2,53	0,42	0,62
11	Pântano	679,17	814,83	846,42	2020,42	2,38	0,40	0,60
12	Pântano	765,89	921,00	996,89	2066,56	1,92	0,31	0,47
13	Pântano	635,92	773,25	750,83	2137,42	2,82	0,48	0,71
14	Pântano	646,33	773,92	750,08	2185,42	2,91	0,49	0,73
15	Pântano	699,33	864,50	883,92	2462,75	2,81	0,47	0,70
16	Pântano	623,67	760,33	720,78	2075,56	2,91	0,49	0,73
17	Pântano	689,22	842,33	790,56	2670,33	3,22	0,52	0,78
19	Pântano	676,75	814,42	804,50	2405,25	2,92	0,48	0,72
27	Pântano	622,89	780,67	743,89	2508,00	3,31	0,53	0,80
28	Pântano	606,22	735,44	711,22	2194,67	3,30	0,53	0,79
29	Pântano	624,00	771,00	742,56	2583,78	3,50	0,56	0,83
30	Pântano	624,25	785,83	760,25	2565,67	3,40	0,54	0,81
34	Pântano	697,44	855,44	878,33	2390,56	2,56	0,44	0,66
35	Pântano	695,00	862,33	877,67	2224,00	2,56	0,44	0,66
41	Pântano	553,56	648,89	610,67	1501,00	2,17	0,35	0,53
42	Pântano	625,33	788,67	780,56	1974,56	2,24	0,37	0,56
43	Pântano	688,22	825,78	820,22	2026,78	2,13	0,35	0,52
44	Pântano	823,81	1054,25	1246,13	2270,13	1,89	0,29	0,44
45	Pântano	698,56	837,78	831,56	2096,11	2,37	0,38	0,57
49	Pântano	734,19	903,31	986,31	2164,94	2,20	0,36	0,53
53	Pântano	623,75	746,33	710,42	2010,58	2,82	0,47	0,71
54	Pântano	630,11	733,78	719,11	2192,33	2,84	0,47	0,70
55	Pântano	654,89	765,78	717,56	2095,56	2,75	0,46	0,69
57	Pântano	647,11	752,56	779,33	1827,11	2,28	0,39	0,58
58	Pântano	583,56	692,33	678,56	1633,11	2,15	0,36	0,53
59	Pântano	645,00	727,33	719,89	1649,56	1,86	0,27	0,41

61	Pântano	674,22	805,67	844,56	1509,67	1,66	0,22	0,34
62	Pântano	589,83	690,50	657,25	1448,50	2,10	0,34	0,51
63	Pântano	650,50	745,75	752,00	1903,88	2,50	0,42	0,64
64	Pântano	792,17	956,92	1091,33	2286,42	2,24	0,37	0,55
70	Pântano	676,67	786,11	813,78	1443,33	1,68	0,24	0,36

ANEXO 6 – DADOS DE REGRESSÃO – VARIÁVEIS PREVISORAS (PARÂMETROS DE TEXTURA)

Parcela	Sítio	Contraste	ASM	Entropia	IDM	Correlação	Nugget	Range	Sill	Slope	IGF
1	Católé	533,61	1224,54	4553,34	1706,41	430,26	30176,90	3,24	56965,70	19005,30	293388,80
2	Católé	388,44	1366,19	4469,88	1996,86	226,88	18948,50	3,52	46747,30	13667,50	213025,40
3	Católé	338,28	1556,88	4354,37	2184,94	257,59	20935,50	4,73	39477,50	9351,50	175671,60
4	Católé	565,85	1264,62	4527,23	1694,81	261,64	26145,60	3,99	74007,70	20288,20	271301,20
5	Católé	610,52	1335,31	4466,31	1793,15	296,36	46881,70	5,88	88583,40	14362,70	220297,00
6	Católé	650,68	1333,65	4477,61	1804,05	293,13	32722,50	4,48	91252,10	20278,10	216059,80
7	Católé	348,68	1556,30	4355,35	2164,07	197,19	936854,40	2,61	43590,50	18774,00	198329,60
8	Católé	200,72	1798,40	4231,47	2433,55	241,91	11443,80	3,63	19343,80	6730,20	106163,90
9	Católé	290,88	1634,40	4306,51	2140,27	221,37	207095,90	3,85	45059,20	12191,70	120718,30
10	Católé	267,94	1684,39	4282,15	2358,25	231,20	13250,90	3,61	26436,10	9172,80	128572,20
11	Católé	266,99	1604,49	4332,72	2143,75	238,94	18826,00	4,13	25564,50	7004,10	156982,80
12	Católé	203,82	1902,48	4159,33	2593,81	249,23	13900,60	5,58	31655,60	5664,50	77913,60
13	Católé	376,80	1345,03	4471,95	1927,64	283,99	21377,50	3,43	38578,10	12071,60	253859,20
14	Católé	249,30	1739,92	4258,76	2311,01	213,31	13443,80	3,43	22160,90	7242,00	130303,00
15	Católé	305,24	1503,85	4382,27	2032,50	199,62	21872,20	5,00	32389,30	7376,30	177136,10
16	Católé	436,21	1231,81	4546,97	1705,59	224,88	18289,30	3,01	51635,50	18117,20	272113,60
17	Católé	388,57	1292,09	4497,16	1746,78	254,76	21121,30	3,69	42132,50	12358,60	174580,50
18	Católé	295,73	1473,25	4391,47	2132,65	168,50	664218,30	2,35	34536,10	15246,20	160478,70
19	Católé	379,19	1332,50	4478,47	1858,12	162,03	325060,40	2,81	37772,20	14711,80	210903,60
20	Católé	337,42	1388,93	4446,45	2108,95	207,85	142153,30	5,36	39478,10	8056,80	145265,10
21	Católé	431,80	1328,59	4482,22	1710,67	207,73	17128,40	3,38	41262,70	14585,20	244420,10
22	Católé	291,09	1474,67	4390,88	2125,94	246,62	21341,40	4,90	26652,70	5927,80	158878,10
23	Católé	411,94	1342,44	4471,44	1891,23	290,00	30931,40	4,82	44575,70	9723,70	242692,90
24	Católé	584,28	1138,46	4605,89	1348,83	388,25	28524,90	3,73	66737,90	18880,50	340577,50
25	Católé	302,46	1451,88	4407,74	2004,80	259,00	19010,10	4,22	36992,30	10636,70	146856,80
26	Católé	483,04	1239,20	4535,07	1802,95	225,04	24436,70	3,73	56742,60	16124,90	230292,90
27	Católé	743,72	1148,91	4600,36	1452,91	313,68	37604,70	3,49	70797,00	23448,50	479253,80
28	Católé	643,48	1211,47	4561,33	1497,08	298,04	35359,20	4,25	66659,80	17999,40	389617,20
29	Católé	659,89	1175,20	4586,26	1469,20	292,54	57954,40	3,10	88681,10	30845,60	407587,60
30	Católé	572,15	1193,22	4575,72	1660,78	284,00	29010,10	3,60	64005,90	20237,90	316074,00
31	Católé	666,79	1259,29	4520,14	1673,34	233,22	518930,80	3,09	83592,30	33874,60	400772,80

32	Catolé	724,58	1160,00	4593,09	1577,58	245,29	32942,00	3,48	72832,00	23354,40	369081,10
33	Catolé	365,74	1416,14	4425,22	1941,33	250,93	31115,40	6,44	37947,30	6302,40	190682,80
34	Catolé	319,71	1453,75	4407,18	2058,40	289,57	30001,80	7,01	33406,50	4009,50	172273,40
35	Catolé	520,83	1309,03	4497,22	1698,88	223,77	182798,20	4,39	57293,50	15301,80	309902,40
1	Balneário	342,82	1918,59	4205,68	2454,74	168,49	19101,80	4,45	57432,50	13995,30	176672,80
2	Balneário	391,22	1352,76	4466,13	1874,85	283,95	43853,80	6,63	57824,90	8364,50	190579,30
3	Balneário	387,41	1360,27	4456,65	1932,17	197,81	22905,90	3,26	51476,30	16939,60	280153,30
4	Balneário	420,78	1642,05	4312,74	2234,06	207,13	66292,30	5,83	58782,20	13305,90	178146,20
5	Balneário	424,44	1331,44	4478,74	1844,38	212,17	179747,90	3,88	50452,10	14826,00	261293,50
9	Balneário	493,61	1549,33	4371,45	2042,74	166,44	69258,00	4,15	77859,80	19408,30	217685,20
10	Balneário	414,68	1556,48	4358,28	2098,29	117,54	28057,40	4,06	62148,50	15820,70	161178,70
11	Balneário	526,07	1507,76	4391,26	1822,19	122,03	28444,40	4,10	62111,20	19604,70	277642,00
12	Balneário	202,79	1939,68	4163,17	2648,41	197,22	13635,50	4,09	28542,00	7750,90	124703,60
13	Balneário	446,83	1444,34	4422,40	1876,98	153,71	23958,60	3,48	53255,00	17032,00	238447,30
15	Balneário	357,49	1465,32	4400,12	2142,60	193,73	33488,20	5,42	41752,70	8418,30	224203,60
17	Balneário	186,97	1742,59	4240,67	2598,42	178,77	23431,40	7,16	26401,80	3169,80	90767,50
19	Balneário	233,04	1777,41	4228,10	2477,52	128,34	17566,30	5,65	43954,40	7460,90	89275,70
21	Balneário	327,30	1539,95	4370,82	2036,65	148,81	24127,80	4,26	38498,20	9723,70	198509,50
22	Balneário	256,41	1550,84	4348,60	2271,01	161,63	402324,90	3,82	39558,00	11077,50	126298,20
26	Balneário	176,01	1773,45	4223,67	2643,36	188,79	15566,30	5,87	28401,20	5015,40	85711,20
27	Balneário	352,92	1495,47	4381,58	2057,65	187,90	28066,90	4,01	40146,70	11010,70	220438,50
28	Balneário	287,14	1549,97	4351,92	2120,08	214,14	15737,30	3,55	42200,00	12018,30	151269,80
29	Balneário	374,47	1574,99	4339,96	2104,98	215,70	29008,30	5,52	58021,90	10571,00	137869,80
30	Balneário	344,94	1491,12	4380,98	2137,01	188,53	34724,90	6,66	41027,80	5445,60	171334,30
31	Balneário	293,29	1456,81	4399,22	2149,90	163,95	19773,40	4,06	36550,90	9847,90	187542,60
32	Balneário	249,40	1696,02	4276,05	2481,72	194,46	23264,50	5,70	34600,60	5832,50	132903,60
33	Balneário	223,47	1823,06	4219,79	2480,48	176,79	10891,10	4,69	51089,30	10646,20	76717,80
34	Balneário	499,69	1342,88	4471,40	1726,17	218,55	29389,90	4,22	57554,40	16313,00	231446,70
43	Balneário	180,50	2136,61	4082,24	2833,43	233,80	14603,60	5,49	39564,50	5703,00	83497,60
45	Balneário	399,54	1505,50	4374,67	1967,71	221,53	104133,10	5,73	84069,20	14583,40	141163,30
46	Balneário	273,68	1676,12	4275,28	2360,36	233,61	16509,50	5,45	76165,10	11678,10	124485,20
47	Balneário	259,46	1688,19	4274,55	2405,36	223,52	20429,60	4,99	58708,90	9144,40	161579,30
48	Balneário	560,78	1291,83	4501,55	1797,09	326,46	61130,80	6,64	94305,90	9930,20	269511,20
49	Balneário	319,12	1740,70	4250,40	2362,31	230,81	27789,30	6,54	95209,50	9445,00	135825,40
50	Balneário	245,33	1846,58	4190,65	2416,00	224,21	22792,90	7,13	75968,60	5702,40	130455,00
51	Balneário	294,76	1689,84	4274,66	2261,95	240,33	28513,00	5,39	47227,80	6860,90	148650,30
52	Balneário	236,22	1750,72	4243,26	2513,34	206,17	28016,00	7,35	40444,40	3065,10	96634,90

53	Balneário	274,77	1666,33	4287,67	2391,75	243,80	29764,50	7,02	52933,10	4818,30	137733,10
54	Balneário	440,72	1463,06	4401,58	1945,43	232,57	36141,40	6,22	56486,40	11016,00	258516,60
55	Balneário	216,66	1947,72	4157,38	2619,61	210,16	18479,30	6,29	34105,90	4849,70	102907,10
56	Balneário	482,87	1375,26	4455,63	1900,99	216,06	44089,90	6,71	59203,60	8308,30	241039,60
57	Balneário	278,39	1604,62	4324,98	2063,16	224,94	16312,40	4,66	62059,20	11472,20	151785,20
58	Balneário	310,86	1532,68	4355,44	2021,21	207,25	29260,40	6,43	38687,00	5502,40	168483,40
59	Balneário	259,84	1709,73	4262,67	2472,28	112,35	14320,10	4,17	38878,70	10445,60	143184,00
60	Balneário	278,09	1611,65	4316,15	2208,06	227,54	19661,50	4,23	44061,50	9947,90	139298,80
61	Balneário	305,76	1543,39	4346,09	2083,19	177,01	25058,00	5,54	53165,70	8617,20	133562,70
63	Balneário	245,52	1879,75	4184,20	2498,97	275,05	23921,90	6,41	55359,20	5001,80	126885,20
64	Balneário	328,18	1643,55	4300,62	2242,38	252,22	24669,20	5,33	65143,80	9937,30	173835,50
65	Balneário	236,47	1760,35	4240,33	2377,54	234,01	23146,70	6,35	37995,30	4736,70	129251,50
66	Balneário	229,71	1782,35	4224,54	2390,19	228,42	249878,70	6,70	54136,70	7189,30	98868,00
67	Balneário	314,02	1574,66	4340,88	2255,14	252,92	36694,70	7,65	57023,70	4312,40	113461,50
68	Balneário	515,15	1477,17	4404,12	1831,64	298,88	44160,90	5,86	71071,60	12375,10	237782,20
69	Balneário	237,10	1952,80	4166,88	2531,39	176,21	18135,50	5,38	35894,70	7481,70	117680,50
70	Balneário	217,98	1784,10	4217,96	2366,46	228,21	20158,00	5,24	31232,50	5550,90	113667,50
1	Agropop	309,45	1508,36	4371,04	2243,86	323,39	18150,30	6,78	21021,90	3081,70	73119,50
2	Agropop	610,13	1232,60	4537,11	1647,50	340,88	29823,70	4,98	37711,80	7817,80	161683,40
3	Agropop	571,15	1367,47	4455,77	1625,55	285,96	19610,70	5,87	61845,00	10484,60	67333,10
4	Agropop	1136,21	1103,80	4630,75	1259,22	328,38	39646,70	4,20	78063,30	19644,40	245462,10
5	Agropop	569,10	1259,59	4535,65	1667,17	439,54	22003,00	4,82	45503,60	11197,00	170583,40
6	Agropop	622,99	1339,35	4495,16	1697,79	229,83	25578,70	4,78	44496,40	10168,00	157481,10
7	Agropop	705,70	1268,07	4540,77	1554,91	185,63	22011,20	3,23	45674,00	14512,40	220620,70
8	Agropop	663,49	1439,60	4444,35	1815,46	211,95	249922,50	3,87	51849,10	14129,00	162597,60
9	Agropop	694,22	1240,24	4541,45	1643,50	291,09	19812,40	4,05	54721,30	15149,70	172534,90
10	Agropop	692,70	1145,25	4600,76	1483,50	363,90	32324,90	5,11	49486,40	10309,50	202539,60
11	Agropop	603,93	1262,71	4525,75	1551,34	398,07	137819,50	4,58	44013,00	11182,80	143300,60
12	Agropop	450,85	1351,08	4474,99	1988,36	436,54	18277,50	5,73	39348,50	7551,50	125813,00
13	Agropop	621,55	1328,58	4480,82	1793,07	360,75	26525,40	5,13	48538,50	10817,80	158043,80
14	Agropop	525,99	1431,37	4444,18	1765,50	139,22	89889,30	3,09	35420,10	12174,00	142694,70
15	Agropop	854,74	1222,32	4554,96	1560,77	503,03	609911,20	3,89	63053,30	16667,50	222342,60
16	Agropop	812,92	1150,81	4601,34	1437,41	407,46	31400,60	4,48	49034,30	12221,90	249604,10
17	Agropop	697,06	1243,75	4547,45	1525,08	371,31	295698,20	4,63	48353,80	12565,70	240675,70
18	Agropop	604,65	1300,81	4505,18	1840,46	513,97	831355,00	4,56	58645,60	14088,20	151779,30
19	Agropop	860,98	1152,58	4602,06	1439,47	362,79	34726,00	5,04	64577,50	14120,70	206875,10
20	Agropop	1070,37	1117,90	4620,86	1315,48	311,58	31673,40	3,16	71937,30	23874,00	278255,60

21	Agropop	453,08	1381,00	4449,03	1825,48	212,95	19869,20	5,65	33100,00	6072,20	84043,20
22	Agropop	667,13	1255,24	4524,71	1539,45	208,70	249866,30	4,62	55417,80	15698,80	134505,30
24	Agropop	1055,14	1228,04	4537,34	1330,19	314,99	26993,50	4,36	102374,00	23807,10	147805,30
26	Agropop	764,16	1326,50	4481,85	1460,50	361,85	27934,30	5,87	96129,00	14800,60	93491,10
27	Agropop	922,35	1331,96	4478,82	1286,64	335,09	486495,90	4,42	102301,20	23558,00	103252,10
29	Agropop	749,16	1274,00	4504,65	1409,97	372,72	21885,20	4,84	71277,50	10855,60	95467,50
30	Agropop	550,10	1312,47	4482,14	1621,75	410,97	14587,00	4,70	73981,10	10109,50	68936,70
37	Agropop	680,39	1252,15	4530,01	1642,63	387,11	326285,20	3,61	45533,10	14982,80	223429,00
38	Agropop	529,33	1304,92	4503,78	1777,39	396,93	19707,70	4,13	36974,00	9514,20	171180,50
39	Agropop	524,39	1224,32	4545,14	1857,65	442,72	29116,00	6,62	33398,20	4604,10	154492,90
40	Agropop	732,35	1207,86	4559,94	1525,54	390,21	27147,30	4,09	43522,50	11798,20	206547,30
41	Agropop	536,53	1300,42	4493,37	1571,70	417,07	99335,50	4,42	41912,40	9585,80	121808,90
42	Agropop	542,41	1312,94	4490,86	1669,65	326,93	173048,50	5,03	51027,20	10713,60	112989,30
44	Agropop	449,19	1450,97	4401,32	1909,96	305,09	22612,40	6,43	41981,70	5567,50	101450,30
45	Agropop	516,34	1277,08	4509,95	1613,83	333,11	18771,00	5,14	56821,30	10499,40	111489,30
46	Agropop	576,52	1280,91	4512,97	1697,67	367,99	17816,00	4,59	57030,80	12482,80	102953,80
47	Agropop	380,61	1425,61	4418,51	2061,11	338,12	211524,30	6,52	46956,20	6154,40	55727,80
48	Agropop	776,87	1268,01	4524,64	1763,31	395,40	143913,60	4,47	45256,20	12971,00	258766,90
49	Agropop	484,25	1350,11	4470,32	1914,52	364,22	22134,90	6,29	29603,60	5068,60	154078,70
50	Agropop	550,22	1219,55	4546,54	1536,28	442,75	24152,10	4,95	35617,20	8193,50	175953,80
51	Agropop	676,34	1198,85	4566,28	1606,54	417,80	257713,60	3,80	40966,90	12290,50	263103,60
52	Agropop	632,20	1283,42	4514,99	1643,09	441,72	31960,90	5,33	36011,80	7461,50	197570,40
53	Agropop	620,93	1228,29	4546,69	1554,16	413,31	22395,30	4,05	38900,00	11016,00	223846,70
54	Agropop	594,88	1320,79	4495,65	1790,33	394,76	15463,90	3,48	37189,30	13008,30	176597,60
55	Agropop	460,97	1432,41	4441,91	2003,37	341,50	204091,10	3,50	31162,10	11465,70	153139,60
56	Agropop	528,66	1266,03	4520,53	1666,66	471,21	25235,50	5,81	31604,10	6210,70	167327,20
57	Agropop	645,91	1243,70	4542,46	1577,72	490,96	30975,70	5,30	34505,30	7806,50	188894,10
58	Agropop	420,82	1334,77	4475,82	2028,66	434,60	403395,90	4,47	31898,20	7649,10	109253,80
59	Agropop	511,30	1309,38	4490,61	1649,39	381,37	17222,50	3,30	29110,70	9271,00	183712,40
60	Agropop	565,91	1322,40	4480,29	1668,55	455,43	22207,10	5,93	67138,50	10445,60	97797,60
61	Agropop	611,85	1255,68	4518,90	1729,09	472,38	25972,80	5,81	45683,40	8278,70	156618,30
62	Agropop	697,38	1157,43	4590,46	1463,21	397,19	23965,10	3,49	45845,60	13962,70	228971,60
63	Agropop	1251,56	1082,23	4645,54	1290,16	386,90	48783,40	4,94	74078,10	18706,50	369675,10
65	Agropop	404,55	1485,38	4388,38	1804,02	368,38	480182,80	5,96	52076,30	8000,00	80940,20
66	Agropop	468,12	1377,86	4454,79	1913,29	293,18	864304,10	4,36	53511,80	12421,90	132281,70
68	Agropop	499,39	1573,10	4335,07	1866,22	467,07	210000,60	5,98	66332,00	7645,60	104894,70
69	Agropop	922,76	1153,15	4600,86	1495,69	503,67	38821,30	5,00	51410,10	11231,40	322154,40

70	Agropop	984,64	1092,43	4635,46	1413,69	666,17	152188,80	4,83	70335,50	16830,80	261433,10
1	Pântano	292,25	1757,35	4244,02	2174,88	222,71	14737,90	5,36	81511,20	11511,80	88063,30
2	Pântano	246,33	1642,79	4290,27	2254,24	259,09	20509,50	5,87	49866,30	6203,60	162721,30
3	Pântano	233,41	1543,29	4353,40	2263,15	231,86	13489,90	4,76	48197,60	9875,10	134888,20
4	Pântano	408,43	1439,26	4413,77	2089,00	302,92	31120,70	4,42	57696,40	13864,50	257475,10
5	Pântano	270,53	2367,21	3961,06	2468,21	372,71	90016,60	4,21	126344,40	3885,80	241064,50
6	Pântano	276,99	1592,71	4318,46	2182,51	209,70	12132,00	5,03	82960,90	13021,90	128038,50
7	Pântano	226,42	1940,36	4167,33	2476,11	341,97	17718,30	5,30	71241,40	8122,50	160958,60
8	Pântano	251,83	1969,89	4151,91	2402,29	298,14	22764,50	6,60	113779,90	4145,00	263205,90
9	Pântano	287,61	1528,49	4366,35	2271,52	211,54	19289,30	3,81	37063,30	11024,30	192823,70
10	Pântano	471,26	1299,76	4500,09	1777,26	170,12	364353,80	2,62	54943,80	22340,20	349298,80
11	Pântano	290,44	1826,27	4254,28	2511,05	213,89	281326,00	3,15	33769,80	13872,80	210334,90
12	Pântano	334,21	1852,22	4198,09	2067,97	229,94	171131,40	5,19	100970,40	8717,20	137838,50
13	Pântano	360,45	1459,62	4403,45	2101,92	208,61	21373,40	3,92	42949,70	13411,80	231628,40
14	Pântano	338,78	1428,75	4430,17	1983,85	210,96	21318,30	3,83	43612,40	12332,00	219027,80
15	Pântano	607,57	1261,67	4535,16	1631,02	270,04	670695,90	2,65	86901,20	34324,30	374194,70
16	Pântano	483,26	1238,44	4535,80	1523,80	170,44	30855,00	3,38	53848,50	16686,40	276437,90
17	Pântano	525,10	1321,12	4494,12	1782,43	318,13	146332,00	3,98	80491,10	22117,80	331476,30
19	Pântano	535,32	1237,63	4536,29	1735,16	252,11	34339,10	3,49	63349,70	18945,60	366655,60
27	Pântano	552,75	1623,28	4285,27	1566,14	247,82	30106,50	5,39	129477,50	9987,60	106310,10
28	Pântano	815,36	1176,09	4574,99	1394,17	192,49	48596,40	3,72	84508,30	26487,60	576009,50
29	Pântano	316,18	1519,48	4363,25	2153,34	285,24	39320,70	6,80	37258,60	4181,70	175521,90
30	Pântano	553,92	1374,57	4469,26	1780,44	251,90	45250,30	5,44	65614,80	12920,70	348248,50
34	Pântano	272,82	1609,98	4327,59	2158,91	271,79	12116,00	3,99	65814,80	13772,20	150201,20
35	Pântano	257,41	1752,63	4254,87	2385,89	279,13	15682,80	5,18	85904,70	11103,00	201042,00
41	Pântano	289,37	2495,56	4048,24	2731,56	57,26	17994,70	3,93	33807,10	9440,20	164255,60
42	Pântano	118,29	2593,28	3910,77	3288,45	141,92	7240,80	4,77	18830,80	5207,10	51795,30
43	Pântano	331,87	1970,44	4174,16	2573,41	176,67	15689,30	4,25	59952,70	14769,80	138292,30
44	Pântano	342,80	1678,10	4270,82	2295,27	246,91	361340,80	4,78	108142,60	19478,10	85862,70
45	Pântano	530,34	1350,50	4473,41	1800,01	229,34	597876,90	2,77	70185,20	31042,00	395933,10
49	Pântano	572,94	1304,78	4485,26	1589,10	199,60	31226,60	4,49	93402,40	18016,60	178486,40
53	Pântano	429,43	1439,07	4408,49	1916,19	165,65	30215,40	4,94	59332,50	14648,50	245650,90
54	Pântano	359,97	1760,16	4297,86	2220,85	148,30	248111,20	3,55	54522,50	16595,30	213388,20
55	Pântano	304,61	1656,42	4323,29	2175,88	157,44	88391,10	2,96	44471,60	15369,20	212278,70
57	Pântano	382,61	1487,90	4381,91	1907,44	146,68	22884,60	3,71	49681,10	12247,30	158784,60
58	Pântano	128,20	2597,90	3944,75	3151,94	75,21	6875,10	3,41	22164,50	6582,80	75330,80
59	Pântano	285,48	1923,46	4179,05	2539,03	112,57	89145,60	3,24	48094,70	15070,40	127652,10

61	Pântano	493,62	2033,70	4191,33	2572,02	110,96	976315,40	2,97	74028,40	27866,30	340836,10
62	Pântano	181,39	2637,90	4000,86	3000,48	60,36	201668,60	3,72	28274,60	8586,40	98761,50
63	Pântano	358,82	1424,66	4416,09	2053,93	133,64	30468,00	4,47	43269,80	10481,70	227991,70
64	Pântano	842,10	1414,25	4440,90	1709,43	259,81	38965,70	4,65	169810,70	36174,60	325799,40
70	Pântano	438,27	2764,17	3942,52	2862,88	79,24	1322818,90	3,78	76496,40	20127,20	109569,20