

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS GEODÉSICAS E
TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO**

**ESTUDO DA DINÂMICA NO USO E COBERTURA DO
SOLO DA MATA ATLÂNTICA: CASO DO MUNICÍPIO
DE MARAGOGIPE - BA**

ALERSON FALIERI SUAREZ

VIRTUS IMPAVIDA

Orientador: Profa. Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias

Dissertação de Mestrado

Recife, 2013

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS GEODÉSICAS E
TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO**

Alerson Falieri Suarez

**ESTUDO DA DINÂMICA NO USO E COBERTURA DO SOLO DA MATA
ATLÂNTICA: CASO DO MUNICÍPIO DE MARAGOGIPE - BA**

Dissertação de Mestrado

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, área de concentração Cartografia e Sistemas de Geoinformação defendida e aprovada no dia 25/02/2013.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Ana Lúcia Bezerra Candeias

Recife
2013

S939e Suarez, Aleron Falieri.
Estudo da dinâmica no uso e cobertura do solo da Mata Atlântica: caso do
Município de Maragogipe – BA / Aleron Falieri Suarez. – Recife: O Autor,
2013.
xv, 103f., il., figs., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da
Geoinformação.

Inclui Referências.

1. Geociências. 2. Modelagem Ambiental. 3. Mudanças de uso e
Cobertura do Solo. 4. Pesos de Evidência. 5. Dinâmica do Desmatamento.
Mata Atlântica. I. Candeias, Ana Lúcia Bezerra (Orientadora). I. Título.

**ESTUDO DA DINÂMICA NO USO E COBERTURA DO SOLO DA MATA ATLÂNTICA: CASO
DO MUNICÍPIO DE MARAGOGIPE – BA**

POR

ALERSON FALIERI SUAREZ

Dissertação defendida e aprovada em 25/02/2013

Banca Examinadora:

Profa. Dra. **ANA LÚCIA BEZERRA CANDEIAS**

Departamento de Engenharia Cartográfica – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. **JOÃO RODRIGUES TAVARES JUNIOR**

Departamento de Engenharia Cartográfica – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. **CAMILO DALELES RENNÓ**

Departamento de Processamento de Imagens (DPI) da Coordenação de Observação da Terra (OBT)

*Aos meus pais,
Yonso Suarez da Rocha e
Ângela Cristina Falieri Suarez.*

AGRADECIMENTOS

Obrigado a todos aqueles que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço em especial a minha orientadora Dra. Ana Lúcia Bezerra Candeias por acreditar na minha proposta, pela paciência, pelos incentivos e, como uma bússola, me nortear para o caminho certo a ser trilhado.

Agradeço ao Dr. João Rodrigues Tavares Júnior, ao Dr. Camilo Daleles Rennó e ao Dr. José Luiz Portugal, membros da banca examinadora, pelas contribuições e críticas construtivas.

Agradeço ao Instituto Perene e à empresa Ambiental PV, em especial ao Diretor Executivo Guilherme M. do Prado Valladares por permitir a utilização de alguns dados utilizados para este estudo.

Agradeço ao Dr. Britaldo Silveira Soares Filho, coordenador do Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR-UFMG) meu mentor na área de Análise e Modelagem Ambiental, além da oportunidade de ter trabalhado no CSR e ter contato com este universo que começo a explorar.

Agradeço a empresa Projotec - Projetos Técnicos Ltda. e sua política de cargos e competências que abonou minhas faltas nos horários necessários para cursar as disciplinas do curso e prover ajuda de custo.

Agradeço ao amigo Gustavo Grillo Teixeira por ter viabilizado minha vinda para o Recife, abrir as portas da sua casa e me apresentar a sua maravilhosa família a qual tenho muito apresso e considero como minha família também.

Agradeço à didática e paixão de ensinar Geografia da Professora Ondina da Escola Municipal Professor Lourenço de Oliveira da cidade de Belo Horizonte - MG, que me influenciou a gostar de Geografia. Agradeço também aos demais professores desta escola que cursei o antigo “primeiro grau” e ensino médio por

participarem da construção do meu conhecimento e educação em especial às professoras Vera e Dulci.

Agradeço ao curso de Engenharia Cartográfica da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) em especial ao Programa de pós-graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação por ter concedido meu ingresso no curso e ter custeado algumas inscrições em congressos nacionais e internacionais.

Agradeço aos colegas do curso de mestrado que contribuíram para construção do conhecimento.

Agradeço a minha companheira Alessandra Marques Esteves, pelo apoio com a matemática e sua compreensão pelo pouco tempo pude lhe dar atenção neste período intenso de muito trabalho, estudo e pouco lazer.

Agradeço a minha avó “Mainha” (in memoriam) por ter contribuído com parte dos custos quando da minha graduação de bacharelado e licenciatura em Geografia.

Finalmente agradeço aos meus pais por toda educação, princípios e valores que tive ao longo da vida além de todo apoio na minha vida acadêmica.

Muito Obrigado a todos!

SUMÁRIO

RESUMO	ix
ABSTRACT.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS	xiv
INTRODUÇÃO.....	16
1. OBJETIVOS	18
1.1. Objetivos gerais	18
1.2. Objetivos específicos.....	18
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	19
2.1. Geologia e geomorfologia	21
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	23
3.1. Modelagem dinâmica espacial.....	24
3.2. Modelos de uso e cobertura do solo.....	25
3.3. Avaliação da precisão temática.....	27
4.3.1. Matriz de confusão	28
4.3.2. Exatidão global, os erros de comissão e a acurácia do produtor, os erros de omissão e a acurácia do usuário	29
4.3.3. Kappa, medida de concordância ou acurácia	31
3.4. Método dos pesos de evidência	33
3.5. Estimativa das probabilidades globais de transição	40

3.6. Autômatos Celulares	40
3.7. Plataforma para modelagem de sistemas ambientais	42
3.7.1. Modelo de simulação genérico de uso e cobertura do solo	45
4. METODOLOGIA DA PESQUISA.....	50
4.1. Materiais.....	53
4.2. Classificação de imagens	54
4.3. Análise do Desmatamento.....	58
4.4. Modelagem dinâmica da paisagem.....	59
5. RESULTADOS	69
5.1. Classificação de imagens	69
5.2. Análise do desmatamento	73
5.3. Modelagem dinâmica da paisagem.....	79
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

RESUMO

SUAREZ, Alerson Falieri. **Estudo da Dinâmica no Uso Cobertura do Solo na Mata Atlântica**: Caso do Município de Maragogipe - BA. Recife 2013, 103 p.

Dissertação (Mestrado) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco.

Este trabalho fornece diretrizes metodológicas para simulação de dinâmica do desmatamento no uso e cobertura do solo da Mata Atlântica. Foi realizado experimento de modelagem ambiental de mudanças de dinâmica no uso e cobertura do solo, na cidade de Maragogipe - BA (no Recôncavo Baiano), apoiado em uma série multitemporal de imagens de satélite de três décadas. As transições de uso do solo foram estimadas através do método probabilístico empírico dos “pesos de evidência” baseados no teorema da probabilidade condicional de Bayes. As probabilidades de mudança de uso e cobertura do solo obtidas alimentaram um modelo baseado em autômatos celulares, construído com base em algoritmos estocásticos. A mudança de uso e cobertura do solo, em nível local, estão fortemente associadas à proximidade das manchas urbanas e proximidade à desmatamentos pré-existentes, áreas com declividade próximas e superior a quarenta e cinco por cento tem efeito de repelir o desmatamento. Após a conclusão para sucessivos ciclos de tempo ao longo das séries multitemporais, foi realizada simulação de prognóstico, para o ano de 2008, de um cenário estacionário (*business as usual*) de tendência de transição. O resultado da simulação foi validado espacialmente em função de um procedimento estatístico através de uma função de decaimento exponencial.

Palavras-chave: modelagem ambiental, mudanças de uso e cobertura do solo, pesos de evidência, dinâmica do desmatamento, Mata Atlântica.

ABSTRACT

This work aims to provide methodological guidelines for simulating deforestation dynamics in the land use and cover change in Atlantic Rainforest. An environmental modeling experiment of dynamic changes in the land use and cover in one city of Bahia a state from Brazil was carried out supported in a time series of images of three decades satellite. The transitions of land use were estimated by the empirical probabilistic method of "weight of evidence" based on the conditional probability Bayes' theorem. Obtained probabilities land use and cover change fueled a model based on cellular automata, constructed on stochastic algorithms. The land use and cover change, locally, are strongly associated with proximity to urban tarnish and to pre-existing deforestation, areas with slopes near and exceeding forty-five percent has the deforestation repelling effect. Upon completion for successive cycle time, over the time series, we performed prognosis simulation for 2008 of a stationary scenario (business as usual) transition trend. The simulation result has been partially evaluated in terms of a statistical procedure through an exponential decay function.

Keywords: environmental modeling, land use and cover change, weights of evidence, deforestation dynamics, rainforest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do município de Maragogipe (área estudada).....	19
Figura 2 - Carta Imagem de Localização, obtida a partir de mosaico de Imagens TM, Landsat 5, das datas de 14/06/1986 (órbita 216, ponto 69) e 09/05/1987 (órbita 215, ponto 69), das bandas 3, 4 e 5, nos canais azul, verde e vermelho, respectivamente, (adaptado de SUAREZ & CANDEIAS, 2012)	20
Figura 3 - Localização, limites e arcabouço estrutural da Bacia do Recôncavo. Adaptado de Milhomem <i>et al.</i> , (2003).....	22
Figura 4 - Esquema ilustrativo do método de pesos de evidência. a) mudança do tipo de uso e b) diagrama de Venn	33
Figura 5 - Tela inicial do <i>software freeware</i> Dinamica EGO®	44
Figura 6 - Exemplo do fluxo e conexões na interfase gráfica do <i>software</i>	45
Figura 7 - Modelo de simulação de mudança de uso e cobertura, implementado no Dinamica EGO®.....	46
Figura 8 - Fluxograma da metodologia do trabalho	50
Figura 9 - Fluxograma de síntese metodológica do modelo de mudança de uso do solo	52
Figura 10 - a) Composição de imagem de satélite Landsat 5 ano 2000. b) Composição de imagem de satélite Landsat 5 ano 2000 e resultado da segmentação.....	56
Figura 11 - Fotografias que ilustram alguns pontos adquiridos e classes da imagem classificada: (a): floresta, ((b) e (e)), mangue, (c) agricultura/pasto, urbano ((f) e (d)) água.....	57
Figura 12 - Imagem orbital do satélite CBERS-2 e pontos amostrais	58
Figura 13 - Variáveis espaciais.....	63
Figura 14 - Variáveis espaciais (continuação)	64
Figura 15 - Exemplo de um mapa de probabilidade de desmatamento	65

Figura 16 - Variável distância a estrada influenciando a mudança de uso e cobertura do solo	67
Figura 17 - Resultado geral da classificação 1986 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem Landsat 5, bandas 2, 3 e 5, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.....	69
Figura 18 - Resultado geral da classificação 2000 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem Landsat 7, bandas 2, 3 e 5, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.....	70
Figura 19 - Resultado geral da classificação 2008 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem CBERS-2, bandas 2, 4 e 5, cenas de 25/06/2008, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.....	71
Figura 20 - Frequência do tamanho (área) das manchas de desmatamento	73
Figura 21 - Área acumulada das manchas de desmatamento.....	74
Figura 22 - Altimetria e separação de áreas altas e áreas baixas no município de Maragogipe.....	75
Figura 23 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 1986	76
Figura 24 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 2000	77
Figura 25 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 2008	78
Figura 26 - Gráfico dos remanescentes florestais no Município de Maragogipe	79
Figura 27 - Mapa inicial (1986) e mapa final (2000)	80
Figura 28 - Cálculo e aplicação dos pesos de Evidência para produzir um mapa de probabilidades de transição	84
Figura 29 - Gráfico dos pesos de evidência, a) Distância ao urbano, b) Distância às estradas, c) Grandes rios e d) Pequenos Rios	86
Figura 30 - Gráficos dos pesos de evidência (continuação), a) Distância ao desmatamento, b) Solos e c) Declividades	87

Figura 31 - Mapas de probabilidade de desmatamento 2000, 2004 e 2008 e mapas uso do solo simulado 2000, 2004 e 2008	88
Figura 32 - Uso do solo classificado a), e uso do solo simulado b).....	91
Figura 33 - Mapa de Similaridade a), e uso do solo simulado b).....	93
Figura 34 - Similaridade mínima com função de decaimento constante.....	94
Figura 35 - Similaridade máxima com função de decaimento constante	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz de Confusão	29
Tabela 2 - Categorias da Tabela 1.....	29
Tabela 3 - Exatidão Global	30
Tabela 4 - Acurácia do Produtor	30
Tabela 5 - Acurácia do Usuário.....	30
Tabela 6 - Matriz de Confusão	72
Tabela 7 - Categorias da Tabela 6.....	72
Tabela 8 - Exatidão Global	72
Tabela 9 - Acurácia do Produtor	72
Tabela 10 - Acurácia do Usuário.....	72
Tabela 11 - Distribuição do desmatamento nas terras altas	75
Tabela 12 - Distribuição do desmatamento nas terras baixas.....	76
Tabela 13 - Distribuição do desmatamento no município de Maragogipe.....	76
Tabela 14 - Variáveis analisadas.....	81
Tabela 15 - Associação entre as variáveis.....	81
Tabela 16 - Associação entre as variáveis (Continuação).....	82
Tabela 17 - Intervalos de classes dos pesos de evidência.....	83
Tabela 18 - Intervalos de classes dos pesos de evidência (continuação)	84
Tabela 19 - Resultados do cálculo dos pesos de evidência	85

Tabela 20 - Resultados do cálculo dos pesos de evidência (continuação).....	86
Tabela 21 - Parâmetros das manchas para o modelo de transição de uso do solo (floresta para desmatamento)	89

INTRODUÇÃO

Em 2009, o governo da Bahia propôs a instalação de um pólo naval no Distrito de São Roque do Paraguaçu, localizado no município de Maragogipe - BA, ao fundo da Bahia de Todos os Santos e nos domínios do Bioma da Mata Atlântica. Uma parcela do município faz parte da Reserva Extrativista (RESEX) Marinha da Baía do Iguape.

Assim como outras áreas, o município de Maragogipe está sob pressão dos processos antrópicos que regem as mudanças de uso e cobertura do solo. A implantação de um pólo naval no município pode acelerar estes processos e afetar negativamente o ecossistema e a biodiversidade, além de contribuir para possíveis impactos climáticos por meio da substituição da vegetação remanescente de Mata Atlântica por outros tipos de uso e cobertura do solo.

A concepção de ferramentas e habilidades para antecipar prováveis eventos que podem ocorrer em um futuro próximo e a criação de mecanismos que ajudam a entender a dinâmica de uso do solo, possibilita o auxílio ao planejamento estratégico local.

A Cartografia é a ciência responsável pela representação do espaço físico temporal. A abstração da realidade por meio de generalizações e sistematizações de aspectos relevantes os quais se desejam observar é importante para análises, relação e comportamentos de variáveis ambientais, possibilitando diferentes leituras, adequadas às especificidades ambientais.

A modelagem de sistemas ambientais, mais especificamente os modelos da dinâmica do uso da terra são ferramentas de apoio à análise das causas e consequências das alterações de determinados usos em detrimento de outros. Estes modelos ajudam a compreender melhor o funcionamento desta dinâmica e podem ser usados para o auxílio a tomadas de decisões.

Foi desenvolvido um modelo dinâmico de mudança de uso do solo com a finalidade de comparar um mapa simulado para o ano de 2008 com um mapa

observado, resultante de produtos de Sensoriamento Remoto, para o mesmo ano.

Foram identificadas as principais variáveis que exercem influência na transição do tipo de uso floresta (remanescentes florestais de Mata Atlântica) para não floresta (desmatamento).

Esta dissertação se insere neste contexto, e ao realizar simulações de mudanças de uso do solo para o município de Maragogipe, deseja agregar conhecimentos às necessidades da comunidade científica além da possibilidade de contribuir com interesses da sociedade, pois o estudo de caso é focado em uma parcela do território que ainda abriga manchas de remanescentes de Mata Atlântica.

Na sequência do conteúdo serão apresentados os objetivos gerais e específicos a serem desenvolvidos neste trabalho.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivos gerais

O objetivo geral deste trabalho é utilizar a modelagem ambiental como ferramenta para o estudo da dinâmica do uso e ocupação do solo apoiado em um modelo da dinâmica de paisagem com finalidade comparativa e preditiva para o ano de 2008, sua calibração e validação, baseado na progressão da dinâmica de uso e ocupação do solo observada nos anos de 1986 a 2008.

1.2. Objetivos específicos

- Comparar a modelagem preditiva com uma classificação de imagens supervisionada.
- Determinar as principais variáveis e suas relações com o fenômeno do desmatamento nos domínios da Mata Atlântica e na região do estudo.
- Analisar o comportamento espacial e as tendências de mudança alcançadas na modelagem preditiva.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ocupação das áreas costeiras no Brasil vem ocorrendo de forma acelerada e segundo Muehe (2005), nos últimos 60 anos houve uma intensa ocupação nestas áreas.

O processo de povoamento do Recôncavo Baiano seguiu o modelo de colonização brasileiro e iniciou com o ciclo do açúcar. A extração de madeira, construção de engenhos de cana e casas de farinha no município de Maragogipe, seguiu as tendências da expansão e plantio da cana de açúcar, na Zona da Mata e posteriormente no avanço da pecuária em direção ao interior (PEREIRA, 2008).

O município de Maragogipe (Figura 1) está localizado na Região Nordeste, no Estado da Bahia, a aproximadamente 133 km a leste da capital Salvador, nos domínios do Bioma da Mata Atlântica, a direita do estuário do Rio Paraguaçu, onde se formou a Baía do Iguape, no fundo Baía de Todos os Santos. Parte do município, compreendida sobre as águas interiores e manguezais, faz parte da Reserva extrativista (Resex) Marinha da Baía do Iguape. A área da unidade territorial é de 440.159 Km².

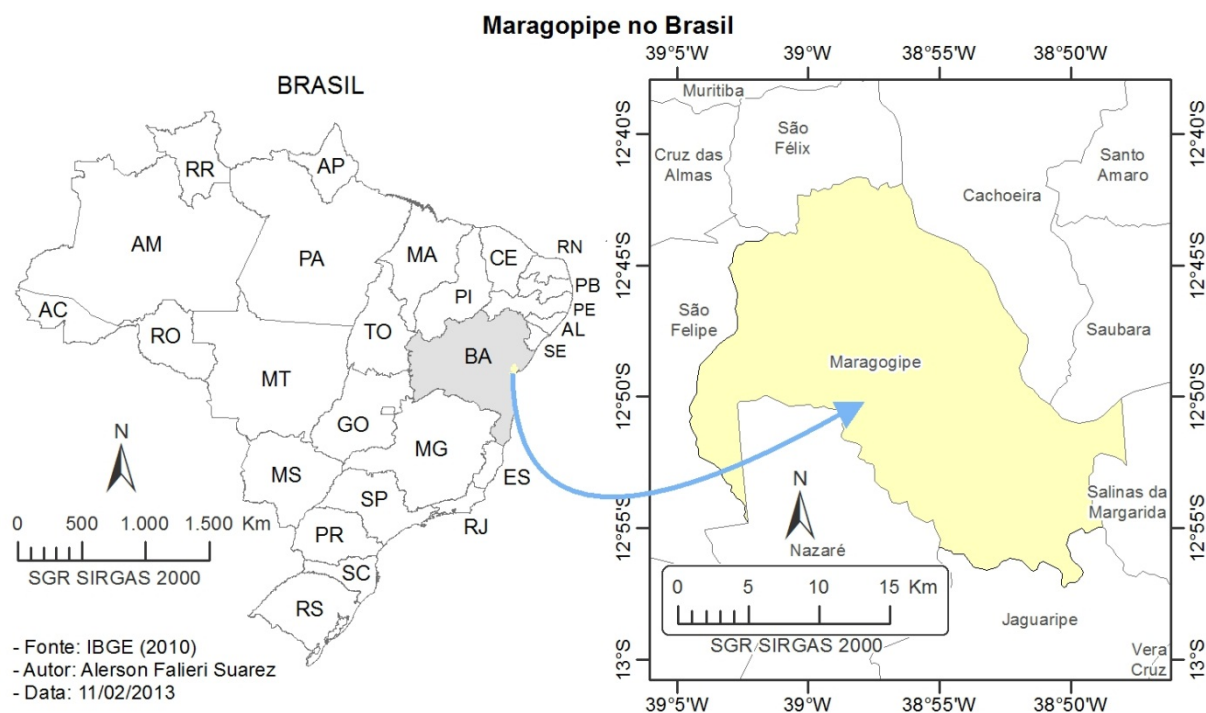


Figura 1 - Localização do município de Maragogipe (área estudada)

A Figura 2 mostra a Carta Imagem de Localização de Maragogipe, a Baía do Iguape, a Baía de Todos os Santos, o Oceano Atlântico e alguns limites municipais do Recôncavo.

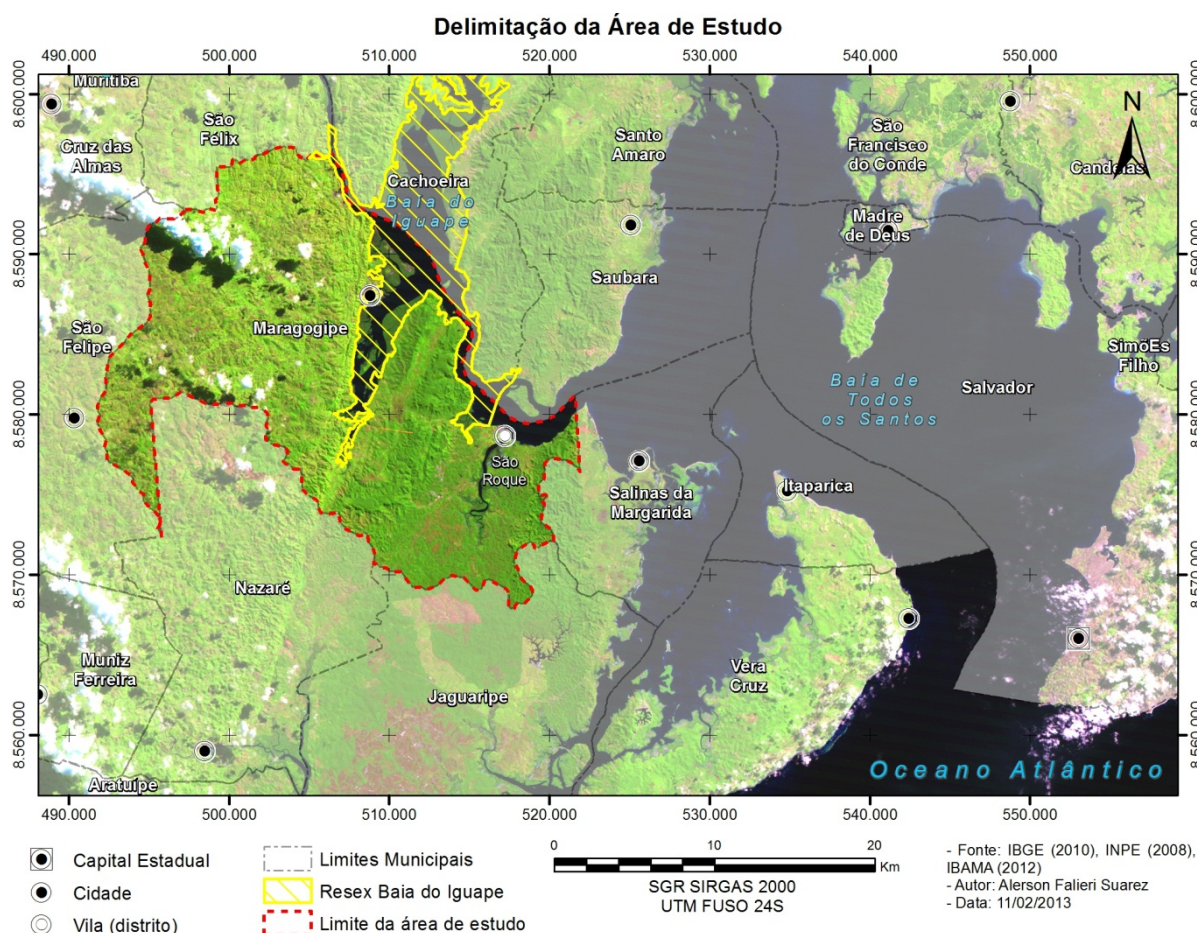


Figura 2 - Carta Imagem de Localização, obtida a partir de mosaico de Imagens TM, Landsat 5, das datas de 14/06/1986 (órbita 216, ponto 69) e 09/05/1987 (órbita 215, ponto 69), das bandas 3, 4 e 5, nos canais azul, verde e vermelho, respectivamente, (adaptado de SUAREZ & CANDEIAS, 2012)

A população do município é de 42.815 pessoas, (IBGE, 2011a), o Produto Interno Bruto (PIB) representa 0,19% do PIB do Estado da Bahia e o PIB municipal vem principalmente da área dos serviços (66%), agricultura (24%) e indústria (10%) somando R\$ 156.300,00 em 2008. Para o mesmo ano o PIB per capita estimado em R\$ 3.583,21 (IBGE, 2011b). No distrito de São Roque do Paraguaçu, que pertence a Maragogipe, é registrada parte desta atividade industrial, onde na década de 1970 foi instalado um canteiro de plataforma da Petrobrás. Ficou sem atividade durante uma década por falta de encomendas e hoje se encontra ativo novamente.

A Resex Marinha Baía do Iguape foi criada pelo Decreto s/nº de 11 de agosto de 2000 (BRASIL, 2000), seu limite e área foram alterados pela emenda constitucional de número 462 de 2009, onde ela era uma das 22 de 23 emendas aprovadas chamadas de “jabutis” ou contrabando: emendas que tratam de assuntos alheios ao texto principal. O texto principal dispunha sobre a prestação de apoio financeiro pela União aos entes federados que recebem recursos do Fundo de Participação dos Municípios - FPM. A emenda 462 de 2009 foi convertida na Lei nº 12.058 de 13 de outubro de 2009 (BRASIL, 2009).

O setor da construção naval tem-se aquecido nos últimos anos com aumento da demanda interna e externa, com a descoberta da camada de petróleo na área do “pré-sal”. Anúncios de encomendas de dezenas de embarcações pela Petrobras, frente a insuficiente capacidade de construção naval da região Sudeste, regiões do Sul e Nordeste estão sendo contempladas com projetos de estaleiros e canteiros (PROST, 2010).

O governo da Bahia tomou a iniciativa de planejar um projeto de ampliação do canteiro naval no distrito de São Roque do Paraguaçu (Maragogipe), iniciado com um projeto de pólo naval com canteiro e estaleiro. A instalação do pólo naval previsto na extremidade sul do limite original da Resex se tornou possível com a mudança do perímetro e área da Resex, onde foram suprimidas as áreas de interesse para implantação do pólo naval do novo limite.

2.1. Geologia e geomorfologia

O município encontra-se na Baía do Iguape. A formação da Baía do Iguape foi ocasionada pela existência de movimentos epirogenéticos e orogenéticos ativos que ocorreram entre o período Jurássico até o Cretáceo Inferior, que mais tarde culminaram na existência da Baía de Todos os Santos (MONTEIRO e PROST, 2009).

A configuração estrutural da Bacia Sedimentar do Recôncavo é resultado de uma combinação de um complexo sistema de falhamentos que evoluiu de um braço abortado do rifteamento que originou o Atlântico Sul. A orientação geral do *riftvalley* varia entre N e N-NE, com uma abrupta terminação orientada E-NE na sua porção norte (SANTANA, 2008).

A morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Recôncavo é resultante de um rebaixamento progressivo e da sucessão de processos erosivos dos arredores, que receberam um considerável volume de sedimentos preenchendo a fossa tectônica, culminando na formação de espessas camadas sedimentares no interior da depressão (SANTANA, 2008). A origem de movimentos tensionais sobre esta estrutura acarretou na existência do *graben*, assimétrico, que delimita a falha de Salvador, a Leste, de direção geral NE-SO com a falha de Maragogipe, a Oeste, de direção N-S. Este fato afetou a disposição das camadas de sedimentos que recobrem a bacia, que apresenta um mergulho preferencial E-SE (MONTEIRO e PROST, 2009).

Na Figura 3 pode-se observar Bacia Sedimentar do Recôncavo e tais falhas, destacando a falha de Maragogipe, que corta o município no sentido N-S. Esta falha, em conjunto com a observação do bloco que subiu e o bloco que desceu, foi utilizada para dividir o município em terras altas e terras baixas para a análise do desmatamento. Tal divisão será explorada em capítulo posterior.

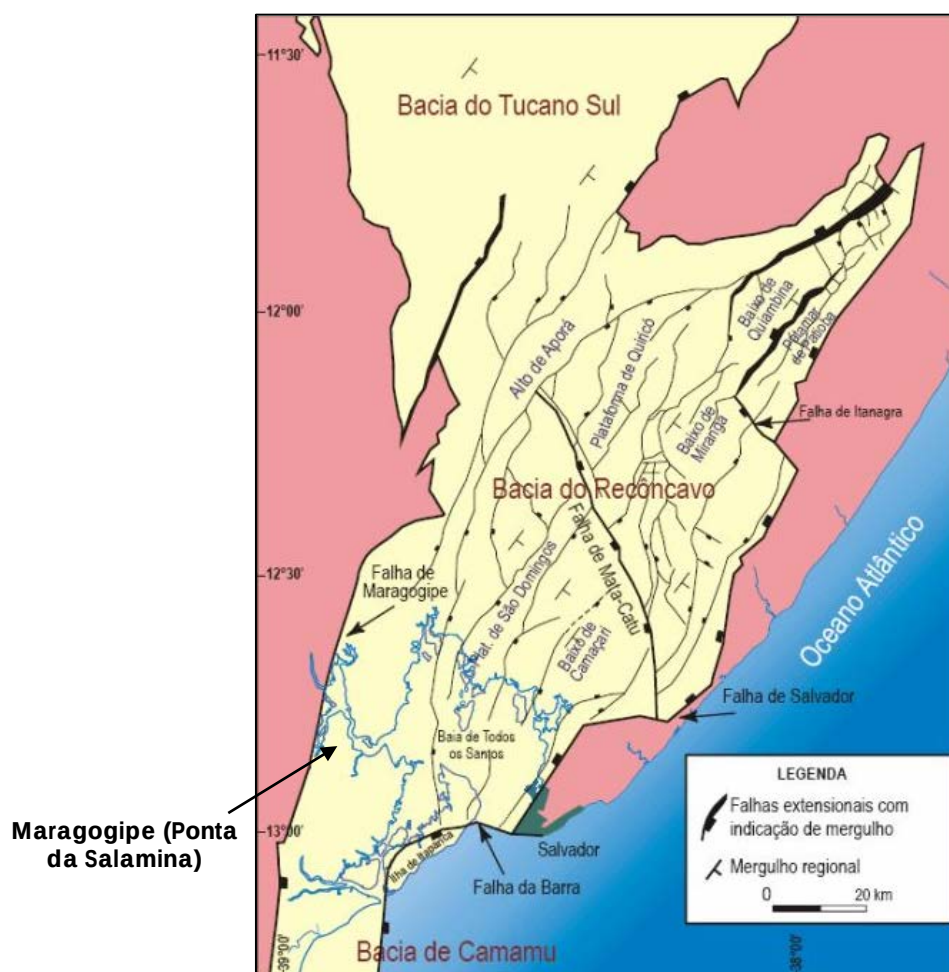


Figura 3 - Localização, limites e arcabouço estrutural da Bacia do Recôncavo. Adaptado de Milhomem et al., (2003).

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os modelos dinâmicos espaciais podem descrever quantitativamente um fenômeno, a evolução de padrões espaciais de um sistema ao longo do tempo prevendo assim as tendências da mudança e integrando suas escalas temporal e espacial. Por sua vez um dos tipos de modelos que integram os modelos dinâmicos são os modelos de uso e cobertura do solo, geralmente utilizados para modelar o uso do solo urbano, conversão do solo para agricultura e desflorestamento.

A modelagem de um fenômeno deve responder basicamente quatro perguntas: O que muda? Onde muda? Quando muda? Porque muda? É necessário mensurar o quanto se pode confiar nesta mudança.

A mudança no caso deste estudo se refere ao uso e cobertura do solo baseados em produtos de Sensoriamento Remoto, onde a classe relativa à vegetação é convertida em algum outro tipo de uso e cobertura. As probabilidades da transição desta conversão, ou mudança, serão derivadas de amostras relativas a determinados instante de tempo. Devido à falta de dados advindos de sensores remotos imageadores de tempos passados, não acometidos por fenômenos naturais como a concentração de nuvens, é necessário que o estado futuro do sistema dependa tão somente do seu estado presente e das probabilidades de transição, sendo independente da trajetória que o levou àquele estado, não ignorando o passado e supondo que toda informação do passado está concentrada no presente estado do sistema.

Na literatura podem ser encontrados vários sistemas e modelos da dinâmica do uso da terra, alguns deles são: o *Urban Growth Model UGM / SELEUTH*, focado na mudança de uso do solo urbano, *RamCO*, *LOV*, *MODULUS*, *SIMLUCIA*, *CLUE* e *CLUE-S*, focados em qualquer tipo de mudança de uso do solo. Vale ainda destacar o modelo *Land Change Modeler (LCM)* módulo do *software IDRISI* e o *DINAMICA EGO®*. Alguns destes modelos computacionais são baseados nos Autômatos Celulares (AC). AC são sistemas formais baseados em grades, nos quais processos de mudanças são representados célula a célula, como mapeamento do estado atual de uma célula e das suas vizinhas para outro estado no instante de tempo seguinte.

Tanto a precisão dos produtos de Sensoriamento Remoto quanto a precisão dos resultados do modelo são importantes para sua credibilidade e devem ser aferidos.

3.1. Modelagem dinâmica espacial

Certos fenômenos espaciais, como escoamento de água da chuva, planejamento urbano e as mudanças de uso e cobertura do solo, não são fenômenos espaciais estáticos, e sim dinâmicos. Por esta especificidade, o desenvolvimento de técnicas e abstrações, que sejam capazes de representar adequadamente os fenômenos espaço-temporais, é um grande desafio para a Ciência da Geoinformação (CÂMARA e MONTEIRO, 2003).

Parte deste desafio é superada quando se abstrai os fenômenos espaciais em sistemas ambientais e a modelagem é utilizada como instrumento metodológico. Segundo Haigh, “Um sistema é uma totalidade que é criada pela integração de um conjunto estruturado de partes componentes, cujas inter-relações estruturais e funcionais criam uma inteireza que não se encontra implicada por aquelas partes componentes quando desagregadas” (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Para Soares-Filho (1998), o termo modelar, pode ser visto como a tentativa de representar a realidade de forma simplificada. Quando é alcançado um índice de generalização satisfatório e ocorra a seleção dos aspectos relevantes, os quais se desejam observar, torna-se importante para análises, relações e comportamentos de variáveis ambientais, possibilitando diferentes leituras, adequadas às especificidades ambientais. Por sua sistematização, os modelos cartográficos têm seu valor científico, pois podem ser reproduzidos.

Os modelos espaciais dinâmicos têm a função de realizar simulações matemáticas de processos identificados no mundo real, onde se observa a mudança de variáveis e, em consequência a variações de suas forças direcionadoras (BURROUGH, 1998). Segundo Soares Filho (1998), são os modelos mais complexos e detalhados, dentre os modelos de paisagem, e tem a capacidade de modelar a tendência da configuração e divisão da paisagem. É este tipo de modelo que gera os mapas de mudanças.

Os modelos de simulação espacial ou modelos de simulação ambiental auxiliam o entendimento dos mecanismos causais e processos de desenvolvimento dos sistemas ambientais (RODRIGUES *et al.*, 2007). Os modelos de simulação espacial têm sido usados para avaliações de complexas questões ambientais e têm atraído a atenção de pesquisadores de diferentes áreas do saber como modelos de simulação para estimar os impactos e trajetórias futuras de desmatamento relativos às emissões de gases do efeito (SOARES-FILHO *et al.*, 2006), regeneração florestal no mediterrâneo (GERI *et al.*, 2011), expansão agrícola do Quênia (MAEDA *et al.*, 2010), modelagem da dinâmica de ocupação do solo em um bairro de Belo Horizonte - MG - Brasil (GODOY, 2004), redução de Emissões de Carbono do Desmatamento em áreas protegidas (SOARES-FILHO *et al.*, 2008; 2010), Estudo da Mudança de Uso e Cobertura do Solo na Bacia Do Rio Formiga - MG (SUAREZ e SOARES-FILHO, no prelo), dentre outros.

Os processos naturais ou antrópicos, de certa forma, são controlados pela organização espacial de seu conjunto ambiental e tal organização espacial é denominada de paisagem (SOARES-FILHO, 1998). Para Santos (1996) “a paisagem é o conjunto de forma que, em um dado momento, exprime as heranças que representam as sucessivas relações localizadas entre homens e natureza”. Um dos regimes de perturbação da paisagem não natural mais ativo é direcionado pela dinâmica do uso e cobertura do solo (SOARES-FILHO, 1998).

3.2. Modelos de uso e cobertura do solo

Os Modelos dinâmicos de simulação ambiental de mudança de uso e cobertura do solo (*Land Use and Land Cover Change - LUCC*) são usados com a finalidade de detectar tendências, prever e simular as mudanças futuras nas categorias de uso e cobertura do solo (SOARES-FILHO *et al.*, 2006) ou tentar visualizar as mudanças de uso da terra em períodos anteriores, carentes de representação de mapas específicos (GERI *et al.*, 2011).

A detecção e acuidade das mudanças de uso e cobertura do solo podem proporcionar um melhor entendimento das interações entre os fenômenos naturais e humanos (BAKR *et al.*, 2010). A aplicação dos modelos de mudança de uso e cobertura do solo pode auxiliar no planejamento e tomada de decisões, assim

como elucidar o complexo conjunto de forças socioeconômicas e biofísicas que influenciam o padrão espacial das taxas de mudanças e os impactos das mesmas, podendo ainda estimar impactos futuros frente a diferentes tipos de cenários. (VERBURG *et al.*, 2004)

Verburg *et al.* (2004) considera seis características importantes para modelar a mudança de uso e cobertura do solo: a) nível de análise, b) múltiplas escalas, c) forças motrizes, d) interação espacial e os efeitos de vizinhança, e) dinâmica temporal e f) nível de integração.

a) A aplicabilidade do nível de análise em modelos de uso e cobertura do solo é realizada em nível de micro e macro perspectiva; micro quando os modelos baseiam-se no comportamento e desenvolvimento do indivíduo, macro quando o modelo é baseado no equilíbrio geral.

b) Outro fator relevante é a adoção de escala ou múltiplas escalas, usada para medir e estudar objetos e processos, onde para cada processo, uma série de escalas pode ser adotada na definição do padrão de uso da terra.

c) A mudança modelada como função de uma seleção de variáveis socioeconômicas e biofísicas que agem como as forças motrizes da mudança, considerando pressupostos teóricos e comportamentais.

d) A interação espacial e os efeitos de vizinhança são as relações de proximidade espaciais e a influência da mesma, positiva ou negativamente, entre os padrões de uso e cobertura do solo. O modelo de autômatos celulares é o método adequado para a utilização das interações espaciais. Autômatos celulares consistem em um ambiente de simulação em que o espaço é representado como uma grade de células e um conjunto de regras de transição para determinar o atributo de cada célula levando em conta os atributos das células vizinhas (VERBURG, 2006; GONÇALVES *et al.*, 2011).

e) A dinâmica temporal muitas vezes ocorre de forma não linear, em curtos intervalos de tempo, implicando numa modelagem dinâmica. Conjuntamente à dimensão temporal dos modelos vem a validação, que nos modelos de mudança

no uso da terra, toma como base a comparação dos resultados do modelo por um período histórico, considerando as reais mudanças ocorridas no uso da terra.

f) Níveis de integração podem fazer parte do modelo onde grupos de interação, baseados em partes interdependentes ligados por troca de energia, matéria e informação, são caracterizadas pela interação entre as partes, mecanismos de retroalimentação complexos, defasagem espacial, descontinuidades, etc.

A mudança no uso e cobertura do solo é, muitas vezes, modelada como função de uma seleção de variáveis socioeconômicas e biofísicas que agem como as forças motrizes da mudança. Estas forças têm consideradas influências sobre o sistema de uso da terra, a nível local e podem ser a política local ou pequenas áreas ecologicamente valiosas, e a nível regional, onde a distância para portos e/ou aeroportos podem ser determinantes para o padrão de uso da terra. Assim sendo, tais forças, são frequentemente consideradas fatores exógenos ao sistema de uso da terra.

Para a implementação do modelo de mudança de uso e cobertura do solo dois aspectos da utilização de forças motrizes devem ser levados em consideração: a sua seleção e a quantificação das relações entre as forças e as mudanças no uso da terra.

A qualidade dos mapas de uso e cobertura do solo, geralmente utilizados como entrada em modelos de uso e cobertura do solo, para não comprometer os resultados e análises provenientes a partir destes dados, deve ser aferida. Existem algumas técnicas utilizadas pela comunidade científica para aferir a precisão temática de tais mapeamentos e algumas delas serão abordadas no próximo capítulo.

3.3. Avaliação da precisão temática

Este item apresenta algumas técnicas quantitativas utilizadas na avaliação da precisão temática obtida por produtos de Sensoriamento Remoto, que no caso

deste estudo é a classificação de uso e cobertura do solo de imagens de sensores orbitais de média resolução. Por meio da técnica da matriz de erro, pode-se calcular a exatidão global, a acurácia do usuário, a acurácia do produtor, assim como o índice *Kappa*.

Florenzano (2007) destaca que as imagens de Sensoriamento Remoto são fontes importantes de dados da superfície da Terra e que por interpretação visual ou automática destas imagens é possível elaborar diferentes tipos de mapas.

Com a valorização dos recursos naturais, seu uso e ocupação e importância de preservar surge a necessidade de informações oportunas e precisas sobre o tipo, quantidade e extensão dos mesmos. Sua alocação e gestão requerem conhecimento sobre sua distribuição no espaço e no tempo. Para gerir os recursos naturais, planejar desenvolvimentos futuros, criar mecanismos para auxiliar a tomada de decisões é fundamental conhecer como eles interagem espacialmente. Os Mapas nos ajudam a medir a extensão e distribuição destes recursos e podem auxiliar na análise de locais adequados para ações específicas como o desenvolvimento ou preservação (CONGALTON e GREEN, 2009).

A acurácia e a precisão dos mapas devem ser conhecidas já que as decisões baseadas em informações de um mapa estão, em geral, atreladas a uma abordagem quantitativa. A avaliação da acurácia e da precisão de mapas possibilitam aumentar a qualidade das informações do mesmo, identificando e corrigindo as fontes de erro, possibilitando comparar técnicas distintas, algoritmos, análises ou classificadores e testar qual é o melhor. É fundamental e necessário que medidas de qualidade sejam conhecidas em informações obtidas a partir, por exemplo, do Sensoriamento Remoto. A avaliação de precisão quantitativa determina a qualidade do mapa (CONGALTON e GREEN, 2009).

4.3.1. Matriz de confusão

Segundo Congalton e Green (2009) uma das técnicas mais utilizadas na realização de avaliação de acurácia da classificação de dados de Sensoriamento Remoto é o emprego da matriz de erro, também conhecida como matriz de

confusão. A matriz de confusão pode ser usada como ponto de partida para uma série de técnicas estatísticas descritivas e analíticas. A matriz de confusão é uma matriz quadrada de números definidos em linhas e colunas que expressam o número de unidades da amostra (pontos amostrais ou polígonos) atribuído a uma categoria particular relativo à categoria atual, conforme foi verificado na categoria de referência (ou verdade). Geralmente, as colunas representam os dados de referência, enquanto as linhas representam a classificação gerada a partir dos dados de Sensoriamento Remoto conforme Tabela 1.

A Tabela 2 mostra a correspondência de classes nos exemplos que seguirão. A matriz de erro é uma maneira muito eficaz para representar a acurácia na precisão de cada categoria, tanto nos erros de inclusão (erros de comissão), quanto nos erros de exclusão (erros de omissão) presentes na classificação (SUAREZ e CANDEIAS, 2012).

Tabela 1 - Matriz de Confusão

		Referência				Total linha
		F	P	U	M	
Classific.	F	65	4	22	24	115
	P	6	81	5	8	100
	U	0	11	85	19	115
	M	4	7	3	90	104
Total Coluna		75	103	115	141	434

Tabela 2 - Categorias da Tabela 1

F	Floresta
P	Pasto
U	Urbano
M	Mangue

4.3.2. Exatidão global, os erros de comissão e a acurácia do produtor, os erros de omissão e a acurácia do usuário

A estatística descritiva conhecida como exatidão global é calculada dividindo-se o total correto (somatório da diagonal principal. A diagonal principal são as células sombreadas em cinza na Tabela 1) pelo número total de pontos amostrais da matriz de confusão (número destacado em negrito na Tabela 1).

A exatidão global para a matriz de exemplo pode ser observada na Tabela 3. A acurácia das categorias individuais pode ser obtida de forma similar. Deve-se dividir o número de pontos amostrais corretos de uma dada categoria pelo número total de pontos amostrais na linha ou coluna correspondente.

Quando o número total de pontos amostrais corretos de uma categoria é dividido pelo número total de pontos amostrais desta categoria, proveniente dos dados de referência (ou seja, do total da coluna), esta medida de acurácia indica a probabilidade de um ponto amostral de referência ser corretamente classificado e é realmente uma medida de acerto. Esta medida de acurácia é muitas vezes chamada de "acurácia do produtor", porque o produtor da classificação está interessado em quão exata uma determinada área pode ser classificada (Tabela 4).

Por outro lado, se o número total de pontos amostrais corretos em uma categoria é dividido pelo número total de pontos amostrais classificados nessa categoria, então este resultado também é uma medida de acerto. Esta medida, chamada de "acurácia do usuário" ou confiabilidade (Tabela 5) é indicativa da probabilidade que um ponto amostral classificado no mapa/imagem realmente representa essa categoria de referência (CONGALTON e GREEN, 2009).

As tabelas 3, 4 e 5 são obtidas a partir da matriz de confusão (Tabela 1) e as categorias estão descritas na Tabela 2.

Tabela 3 - Exatidão Global

$321/434 =$	74%
-------------	-----

Tabela 4 - Acurácia do Produtor

$F = 65/75 =$	87%
$P = 81/103 =$	79%
$U = 85/115 =$	74%
$M = 90/141 =$	64%

Tabela 5 - Acurácia do Usuário

$F = 65/115 =$	57%
$P = 81/100 =$	81%
$U = 85/115 =$	74%
$M = 90/104 =$	87%

4.3.3. Kappa, medida de concordância ou acurácia

Segundo Congalton e Green (2009), a matriz de erro permite o uso de técnicas de estatística analítica como as técnicas discretas multivariadas e tem sido utilizadas na realização de testes estatísticos sobre a classificação da acurácia de dados digitais e de Sensoriamento Remoto. Técnicas discretas multivariadas são apropriadas, porque os dados de Sensoriamento Remoto são discretos e não contínuos.

Uma técnica discreta multivariada de uso em avaliação de acurácia, que é a estimativa KAPPA, é uma medida de concordância ou acurácia é K , calculada de acordo com a Equação(1):

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

Onde, r é o numero de linhas na matriz; x_{ii} é o número de observações na linha i coluna i , respectivamente e N é o número total de observações (BISHOP *et al.*, 1975 *apud* CONGALTON, 1991).

Um valor *Kappa* é calculado para a matriz de erro e é a medida de como o resultado da classificação está de acordo com os dados de referência. O *Kappa* procura retirar o acerto aleatório ou casual. Por isto um *Kappa* = 0 significa uma classificação aleatória.

Podem ser calculados intervalos de confiança usando a variância da amostra e o fato de que a distribuição estatística do Kappa é assintoticamente normal, também conhecido como teste de significância Kappa (CONGALTON e GREEN, 2009).

A variância aproximada do Kappa amostral é calculada da maneira como observada na Equação (2):

$$\widehat{var}(K) = \frac{1}{N} \left\{ \frac{\theta_1(1 - \theta_1)}{(1 - \theta_2)^2} + \frac{2(1 - \theta_1)(2\theta_1\theta_2 - \theta_3)}{(1 - \theta_2)^3} + \frac{(1 - \theta_1)^2(\theta_4 - 4\theta_2^2)}{(1 - \theta_2)^4} \right\} \quad (2)$$

Onde:

$$\theta_1 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^k x_{ii}$$

$$\theta_2 = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^k x_{i+} x_{+i}$$

$$\theta_3 = \frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^k x_{ii}(x_{i+} + x_{+i})$$

$$\theta_4 = \frac{1}{N^3} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k x_{ij}(x_{j+} + x_{+i})^2$$

Este fato também fornece um meio de testar a significância da estatística Kappa de uma matriz de erro única para determinar se a concordância entre o resultado de uma classificação e os dados de referência seja significativamente maior que 0, ou seja, melhor do que uma classificação aleatória.

Segundo Congalton e Green (2009): “É sempre importante realizar esse teste em uma matriz única e confirmar que a sua classificação é significativa e significativamente melhor do que uma classificação aleatória. Se não for, você sabe que algo deu errado durante o processo de classificação”.

A estatística de teste para testar a significância de uma matriz do Kappa é expressa pela Equação (3):

$$Z = \frac{K}{\sqrt{\widehat{var}(K)}} \quad (3)$$

Zr representa o valor de uma variável com distribuição normal padrão, ou seja, média igual a zero e desvio padrão igual a um. Dada a hipótese nula $H_0: K = 0$, e a alternativa $H_1: K \neq 0$, H_0 é rejeitada se $Z \geq Z_{\alpha/2}$, onde $\alpha/2$ é o nível de significância do teste Z.

3.4. Método dos pesos de evidência

O método dos pesos de evidência é utilizado para o cálculo das probabilidades de transição entre as classes analisadas neste estudo. O método é baseado no teorema da probabilidade condicional de Bayes (BONHAM-CARTER, 1994; ALMEIDA, 2003a).

O método dos pesos de evidências é utilizado para apontar áreas favoráveis a determinados fenômenos. Como exemplo de fenômenos geológicos, tais como: mineralização e Sísmica (BONHAM-CARTER, 1994).

Este teorema apresenta a probabilidade de um determinado uso (p. ex. uso floresta para não floresta), posto que uma evidência (p. ex. área protegida), também chamada de variável explicativa, já ocorreu (Figura 4).

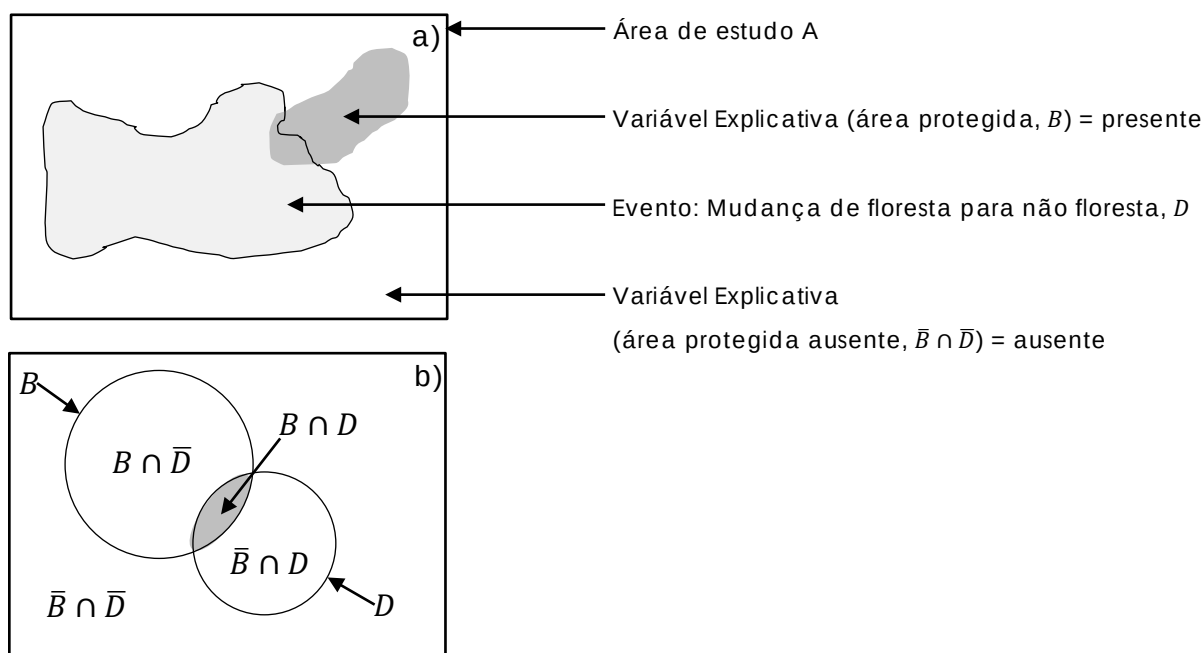


Figura 4 - Esquema ilustrativo do método de pesos de evidência. a) mudança do tipo de uso e b) diagrama de Venn

O esquema ilustrativo do cálculo dos pesos de evidência mostra: (a) figura representativa da mudança do tipo de uso floresta para não floresta na área protegida. (b) Diagrama de Venn resume os relacionamentos espaciais de sobreposição entre o padrão de mudança de floresta para não floresta e o padrão da área protegida. A região total do estudo é representada pelo retângulo envolvente, (Na realidade, geralmente a área é irregular limitada pelos diversos

tipos de uso do solo possíveis). As áreas dos círculos não estão desenhadas em escala.

A probabilidade para se encontrar a classe não floresta D frente a presença da evidência, ou seja, do padrão binário B (área protegida), é dada pela Equação (4):

$$P\{D|B\} = \frac{P\{D \cap B\}}{P\{B\}} \quad (4)$$

Onde: $P\{D|B\}$ é a probabilidade condicional de ocorrência do evento de transição D , dada a presença da variável explicativa ou evidência B . Mas, $P\{D \cap B\}$ é igual à proporção da área total ocupada por D e B juntos.

Sendo N a contagem de células dos mapas (área de um evento ou uma evidência), a fórmula anterior pode ser reescrita como:

$$P\{D|B\} = \frac{N\{D \cap B\}}{N\{B\}} \quad (5)$$

Para obter uma expressão relacionando-se a probabilidade *a posteriori* de ocorrência do evento D em termos da probabilidade *a posteriori* e de um fator de multiplicação, afirma-se que a probabilidade condicional de se estar na área da evidência B , dada a presença do evento D , é definida por:

$$P\{B|D\} = \frac{P\{B \cap D\}}{P\{D\}} \quad (6)$$

Como $P\{B \cap D\}$ é o mesmo que $P\{D \cap B\}$, as duas equações (6) e (4) podem ser combinadas para determinar $P\{D|B\}$:

$$P\{D|B\} = \frac{P\{D\} P\{B|D\}}{P\{B\}} \quad (7)$$

Uma expressão semelhante pode ser derivada para a probabilidade a *posteriori* de ocorrência do evento R , dada a ausência da evidência $\bar{B}$. Então,

$$P\{D|\bar{B}\} = \frac{P\{D\} P\{\bar{B}|D\}}{P\{\bar{B}\}} \quad (8)$$

As equações acima apresentadas podem ser expressas sobre a forma de *odds* (BONHAM-CARTER, 1994, SOARES-FILHO, 1998). *Odds* é definido com a razão da probabilidade de que um evento irá ocorrer pela probabilidade de que ele não irá ocorrer.

O método de pesos de evidência utiliza logaritmos naturais dos *odds*, conhecidos por *log odds* ou *logits*. Elucidando esta abordagem, a Equação (7) será convertida para *odds*. Para tanto, basta dividir os dois lados da equação por $P\{D|\bar{B}\}$:

$$\frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}} = \frac{P\{D\} P\{B|D\}}{P\{\bar{D}|B\} P\{B\}} \quad (9)$$

A partir das definições de probabilidade condicional (BONHAM-CARTER, 1994), tem-se que:

$$P\{\bar{D}|B\} = \frac{P\{\bar{D} \cap B\}}{P\{B\}} = \frac{P\{B|\bar{D}\} P\{\bar{D}\}}{P\{B\}} \quad (10)$$

Dividindo a Equação (7), pela equação (10), chega-se à seguinte fórmula:

$$\frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}} = \frac{P\{D\}}{P\{\bar{D}\}} \cdot \frac{P\{B\}}{P\{B\}} \cdot \frac{P\{B|D\}}{P\{B|\bar{D}\}} \quad (11)$$

Substituindo-se *odds* na Equação (11) tem-se que:

$$O\{D|B\} = O\{D\} \cdot \frac{P\{B|D\}}{P\{B|\bar{D}\}} \quad (12)$$

Onde $O\{D|B\} = \frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}}$ é o *odds* condicional (*a posteriori*) de D dado B , $O\{D\} = \frac{P\{D\}}{P\{\bar{D}\}}$ é o *odds a priori* de D e $LS = P\{B|D\}/P\{B|\bar{D}\}$ é conhecido como razão de suficiência ou *sufficiency ratio* (LS).

No método dos pesos de evidência, calcula-se o logaritmo natural de ambos os lados da equação (12) e $W^+ = \text{logit } LS$ é denominado de peso positivo de evidência, o qual é calculado a partir dos dados. O logaritmo é usado para tornar a Equação (12) como uma adição de termos. Tem-se então:

$$\text{logit } \{D|B\} = \text{logit } \{D\} + W^+ \quad (13)$$

Tratamentos algébricos (BONHAM-CARTER, 1994), semelhantes levam à derivação de uma expressão *odds* para a probabilidade condicional D dada a ausência da evidência B , como sendo:

$$O\{D|\bar{B}\} = O\{D\} \cdot \frac{P\{\bar{B}|D\}}{P\{\bar{B}|\bar{D}\}} \quad (14)$$

O termo $LN = P\{\bar{B}|D\}/P\{\bar{B}|\bar{D}\}$ é chamado de razão de necessidade ou *necessity ratio* (LN). No método dos pesos de evidência o peso negativo de evidência $W^- = \text{logit } LN$ é o logaritmo natural de LN .

$$\text{logit } \{D|\bar{B}\} = \text{logit } \{D\} + W^- \quad (15)$$

LS e LN são também chamados de razões de probabilidade ou *likelihood ratios*. Quando o evento evidência é positivamente correlacionado, o valor de LS é maior que 1, ao passo que LN situa-se no intervalo $[0,1]$. Mas, se a evidência é negativamente correlacionada com o evento, LN será maior do que 1, e LS se encontrará no intervalo $[0,1]$. Quando a evidência é descorrelacionada com o evento, então $LS=LN=1$, e a probabilidade *a posteriori* se iguala à probabilidade *a priori*, e a probabilidade de um evento não se altera pela presença ou ausência de uma dada evidência (ALMEIDA, 2003a).

De maneira semelhante, W^+ é positivo e W^- , negativo, devido à correlação positiva entre os eventos e as evidências. Inversamente W^+ seria negativo e W^- , positivo, nos casos em que uma porção limitada do evento ocorresse na área da evidência do que seria de se esperar devido ao acaso. Caso os eventos independam do fato da evidência estar presente ou não então: $W^+ = W^- = 0$, e as probabilidades *a posteriori* e *a priori* se igualariam (BONHAM-CARTER, 1994).

Quando a evidência de vários mapas é combinada, os pesos são calculados para cada mapa independente e são combinados em uma equação. A probabilidade condicional de ocorrer um evento, dada a presença de duas evidências, B_1 (áreas protegidas) e B_2 (Floresta primária) pode ser expresso como:

$$P\{D|B_1 \cap B_2\} = \frac{P\{D \cap B_1 \cap B_2\}}{P\{B_1 \cap B_2\}} \quad (16)$$

Também pode ser escrito como:

$$P\{D|B_1 \cap B_2\} = \frac{P\{B_1 \cap B_2|D\} P\{D\}}{P\{B_1 \cap B_2\}} = \frac{P\{B_1 \cap B_2|D\} P\{D\}}{P\{B_1 \cap B_2|D\} P\{D\} + P\{B_1 \cap B_2|\bar{D}\} P\{\bar{D}\}} \quad (17)$$

Este é o Teorema de Bayes. Conforme o teorema existe apenas hipóteses mutuamente exclusivas, D e $\bar{D}$, com $P\{D\} + P\{\bar{D}\} = 1$. Os efeitos da interação entre B_1 (áreas protegidas) e B_2 (Floresta primária) podem ser ignorados desde que haja independência condicional entre eles. Isto fornece uma simplificação, pois permite que os efeitos de cada mapa de evidência sejam avaliados individualmente e então combinados pela multiplicação (ou adição no caso log-linear) dos fatores dos vários mapas juntos segundo Bonham-Carter (1994).

A suposição de independência condicional pode ser expressa como:

$$P\{B_1 \cap B_2|D\} = P\{B_1|D\} P\{B_2|D\} \quad (18)$$

Isto permite que a Equação (17) seja simplificada da seguinte forma:

$$P\{D|B_1 \cap B_2\} = P\{D\} \frac{P\{B_1|D\}}{P\{B_1\}} \cdot \frac{P\{B_2|D\}}{P\{B_2\}} \quad (19)$$

Aplicando a forma de *odds*, o *odds* condicional ou posterior é dado por:

$$O\{D|B_1 \cap B_2\} = O\{D\} \cdot LS_1 \cdot LS_2 \quad (20)$$

Ou utilizando a forma log-linear de pesos de evidência, temos:

$$\text{logit}\{D|B_1 \cap B_2\} = \text{logit}\{D\} + W^+_1 + W^+_2 \quad (21)$$

Para qualquer formulação usada no modelo existirão quatro formas diferentes de se combinar dois mapas de evidência. A primeira apresentando ambas evidências presentes, Equação (21) ; as outras três maneiras são B_1 presente e B_2 ausente; B_1 ausente e B_2 presente; B_1 ausente e B_2 ausente. Estas combinações escritas na forma log-linear são respectivamente as Equações (22), (23) e (24):

$$\text{logit}\{D|B_1 \cap \bar{B}_2\} = \text{logit}\{D\} + W^+_1 + W^-_2 \quad (22)$$

$$\text{logit}\{D|\bar{B}_1 \cap B_2\} = \text{logit}\{D\} + W^-_1 + W^+_2 \quad (23)$$

$$\text{logit}\{D|\bar{B}_1 \cap \bar{B}_2\} = \text{logit}\{D\} + W^-_1 + W^-_2 \quad (24)$$

Com 3 evidências, existirão 2^3 (oito) possíveis combinações. Com n mapas, teremos 2^n combinações possíveis. As Equações (25) e (26) irão apresentar as fórmulas para se combinar um conjunto de evidências em um modelo Bayesiano. A expressão geral para se combinar $i = 1, 2, \dots, n$ mapas será por tanto:

$$O\{D|B_1 \cap B_2 \cap B_3 \cap \dots \cap B_n\} = O\{D\} \cdot \prod_{i=1}^n LS_i \quad (25)$$

Ou escritas na forma log-linear:

$$\text{logit} \{D|B_1 \cap B_2 \cap B_3 \cap \dots B_n\} = \text{logit} \{D\} + \sum_{i=1}^n W^+_i \quad (26)$$

Nas fórmulas genéricas, LS se torna LN e W^+ converte-se em W , se o i -ésimo mapa de evidência for ausente ao invés de presente. Existindo dados omissos em algumas localizações de um determinado mapa, a razão de probabilidade é ajustada para 1, ou o peso é considerado como 0.

O *logit*, da probabilidade condicional (*a posteriori*) P , de ocorrer determinado evento D frente a “ n ” evidências B (B_n) é dado por uma fórmula relacionando o *logit a priori* do evento e a soma dos pesos positivos para cada evidência. Para esta pesquisa as probabilidades locais de transição consistem em ser calculadas para cada célula, representada por suas coordenadas x, y ($P_{x,y}$). A equação usada com esta finalidade converte a fórmula de *logit* em uma fórmula de probabilidade condicional, conforme Equação (27):

$$P_{x,y}\{D|B \cap \bar{B} \cap \dots B_n\} = \frac{O\{D\} \cdot e^{\sum_{i=1}^n W^+_{x,y}}}{1 + O\{D\} \cdot \sum_{j=1}^t e^{\sum_{i=1}^n W^+_{x,y}}} \quad (27)$$

O *odds* de D é determinado como sendo 1, de forma a elevar o valor final da probabilidade *a posteriori*. No conseqüente, valores de (e) elevados à soma dos pesos positivos de evidência relacionados a outras transições (t) são incluídos, para se gerar valores mais criteriosos de probabilidades de transição.

As vantagens e desvantagens de utilizar o modelo Bayesiano, em detrimento a outros modelos, podem ser consultados em Bonham-Carter (1994), Almeida (2003a), Godoy (2004), Grigio (2008) e Verburg (2004).

O método dos pesos de evidência será aplicado neste estudo para produzir mapas de probabilidade de transição.

3.5. Estimativa das probabilidades globais de transição

A quantidade total de mudanças para cada tipo de transição do uso do solo, em um determinado período de simulação, são as probabilidades globais de transição. Por meio de uma série multitemporal, a cadeia de Markov pode ser utilizada para se estimar o total global de mudanças em casos que mapas de uso do solo estejam omissos ou indisponíveis, em certo momento de um determinado período de simulação, desde que haja mapas de uso do solo em pelo menos duas fronteiras precedentes que estejam disponíveis (SOARES-FILHO, 1998; ALMEIDA, 2003a).

A cadeia de Markov é um modelo matemático que delineia certo tipo de processo que se move em uma sequência de passos e por meio de um conjunto de estados (JRC e ESA, 1994). As probabilidades de transição são estimadas estatisticamente partindo de uma amostra de transições ocorridas durante algum intervalo de tempo. A cadeia de Markov requer apenas o estabelecimento de um número finito de estados e que as probabilidades de transição sejam conhecidas. Algumas limitações e suposições que estão associadas com o emprego de modelos markovianos para simulação das mudanças de uso do solo são apresentadas por Soares-Filho (1998) e Almeida (2003a). O modelo de Markov é apresentado em detalhes por Baker (1989). Outras especificidades de sua aplicação em probabilidades de transição podem ser consultadas em JRC e ESA (1994), Bell e Hinojosa (1977) e Soares-Filho (1998).

As probabilidades globais de transição (matriz de transição) são estimadas neste estudo, em relação a instantes presentes e passados, por meio de operações de tabulação cruzada entre os mapas de uso inicial e final de cada período de simulação.

3.6. Autômatos Celulares

As probabilidades de mudança de uso do solo, obtidas pelo método dos pesos de evidência, alimentarão um modelo de autômatos celulares construído com base em algoritmos de transição estocásticos descritos em Soares-Filho (1998) e em Almeida (2003a e 2003b).

Embora a abordagem dos Autômatos Celulares (AC) seja conhecida há décadas, seu desenvolvimento e ampla aceitação entre as ciências naturais têm sido relativamente recentes (FONSTAD, 2006).

A popularização do AC aconteceu em 1970 após a aplicação e descrição do Jogo da Vida pelo matemático John Conway. Demonstrou que regras simples ao serem aplicadas repetidamente sobre estados aleatórios produzem resultados que se assemelham a forma de como certos sistemas se evoluem do mundo real (GONÇALVES *et al.*, 2011).

Apesar da popularização atribuída a Conway, a verdadeira paternidade do AC é atribuída a dois pesquisadores, John von Neumann e Stanislaw Ulamem, em meados da década de 1950 (Schiff, 2008). Suas ideias foram publicadas em 1957, apenas após a morte do Matemático John von Neumann (MCINTOSH, 1990). Ambos conceberam a ideia de uma rede bidimensional ou matriz, onde uma dinâmica distribuída é aplicada. Esta dinâmica só funciona localmente e é controlada pelas regras de transição para cada célula da matriz. Os estados das células atualizam-se simultaneamente de acordo com as regras de transição.

No âmbito de AC, a dinâmica é representada como uma mudança no estado das células de um intervalo de tempo para o intervalo de tempo seguinte. A célula não precisa, necessariamente, alterar seu estado. O que acontece com cada célula da matriz é definida por uma ou mais regras de transição. Modelos de autômatos celulares têm uma característica adicional: uma propriedade conhecida como localidade (FONSTAD, 2006). Para Gonçalves *et al.*, (2011) “O modelo dos autômatos celulares é composto por cinco componentes: dimensão, formato da célula e vizinhança, conjunto de estados, regras de transição e atualização simultânea”. A vantagem do AC é a sua capacidade de lidar com as diferentes classes de regras de transição. O conjunto de regras de transição usado em AC pode ser inteiramente determinista, contando apenas com as condições iniciais da matriz e do estado das células vizinhas para produzir a dinâmica, ou pode incluir um processo estocástico (FONSTAD, 2006).

Este ambiente possibilita criar modelos discretos do fenômeno, alocando os tipos de objetos às suas células e especificando regras para descrever a interação entre os objetos. O modelo é, então, rodado para investigar as consequências destas regras ao longo do tempo e as relações causais entre as variáveis (GRIGIO, 2008). As principais características de um AC são:

- O espaço é discreto e existe um conjunto regular de células, cada uma das quais possui um conjunto finito de valores ou estados;
- O tempo é discreto e o valor de cada célula é atualizado numa sequência de graus discretos de tempo;
- As regras para os novos valores das células dependem, somente, dos valores das células de proximidade local;
- As variáveis de cada célula são atualizadas simultaneamente com base nos valores das variáveis num espaço de tempo previsto.

O modelo de AC é o método adequado para a utilização das interações espaciais. Consiste em um ambiente de simulação em que o espaço é representado como uma grade de células e um conjunto de regras de transição para determinar o atributo de cada célula levando em conta os atributos das células vizinhas (VERBURG, 2006).

3.7. Plataforma para modelagem de sistemas ambientais

O *software* Dinamica EGO® - acrônimo para *Environment for Geoprocessing Objects* (ambiente para objetos de geoprocessamento) é *freeware* e foi desenvolvido como instrumento para investigação de trajetórias de paisagens e dinâmica de fenômenos espaciais e é uma plataforma genérica de modelagem de mudanças ambientais que vem sendo usada em vários estudos (RODRIGUES *et al.*, 2007). Foi desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto¹ da Universidade

¹<http://www.csr.ufmg.br> Acesso em: 15/09/2012.

Federal de Minas Gerais (CSR - UFMG). O programa pode ser visualizado na Figura 5, a partir da tela inicial.

O programa é baseado em Autômatos Celulares, implementado por meio de algoritmos empíricos de alocação do uso do solo. Foi escrito em linguagem C++ orientada a objetos e a interface gráfica escrita em Java, sua versão atual (v1.8.9) roda em sistema Windows © 32/64 bits.

O programa suporta dados nos formatos *raster* ou imagens, tabelas, matrizes e arquivos de coeficientes de Pesos de Evidência. Os dados espaciais são suportados apenas em conjuntos de dados *raster* com valor de nulo definido, valor de nulo é o valor de pixel que representa ausência de informação, *no data*. (SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

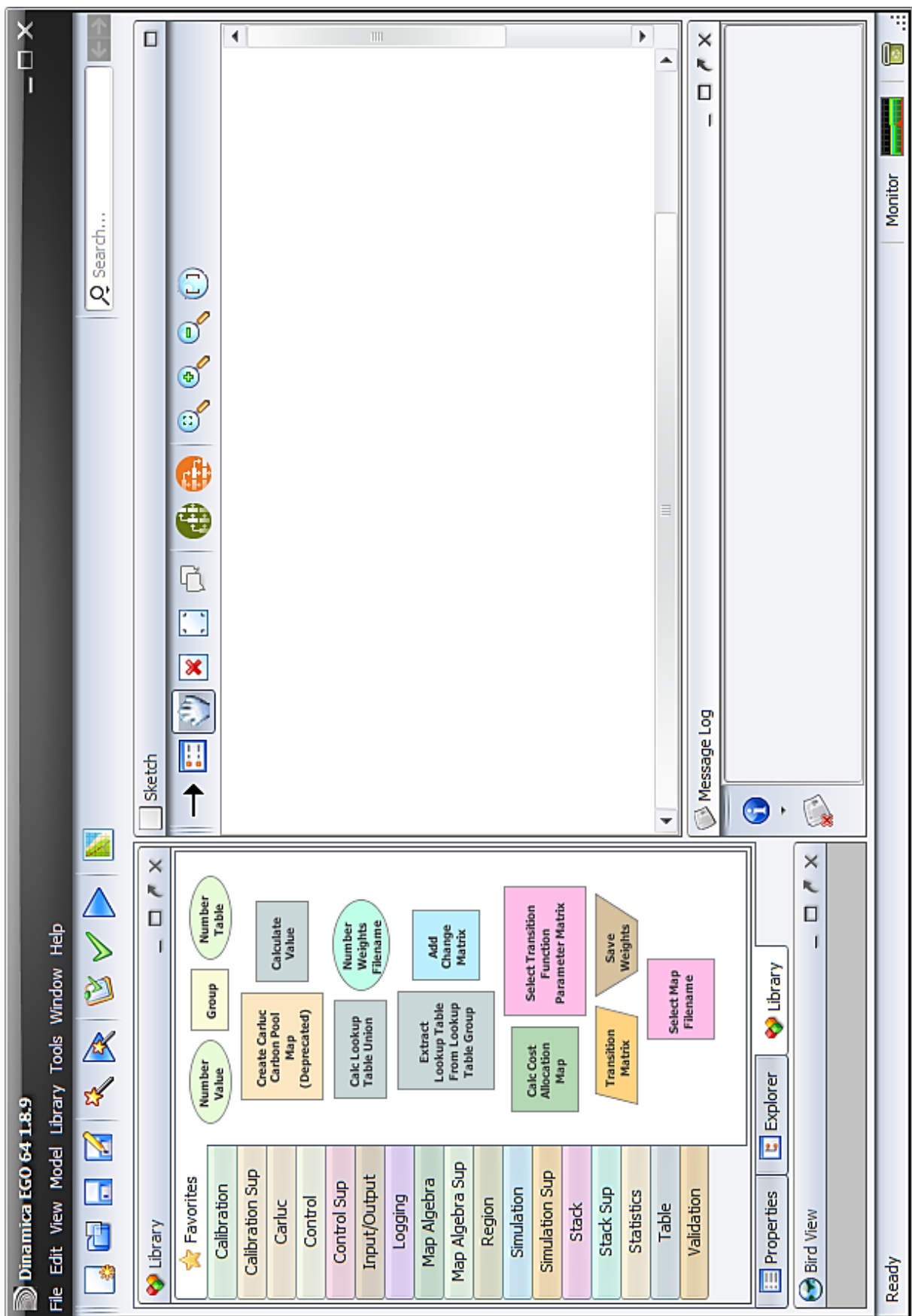


Figura 5 - Tela inicial do software *freeware* Dinamica EGO®

Na interface gráfica do *software*, os modelos são construídos ou implementados seguindo um fluxo de dados por meio de operadores denominados de *functores* e *containers* e estes estão conectados por meio de portas de entradas e portas de saídas compatíveis (*Port Editor*). Tal fluxo e conexões podem ser observados na Figura 6.

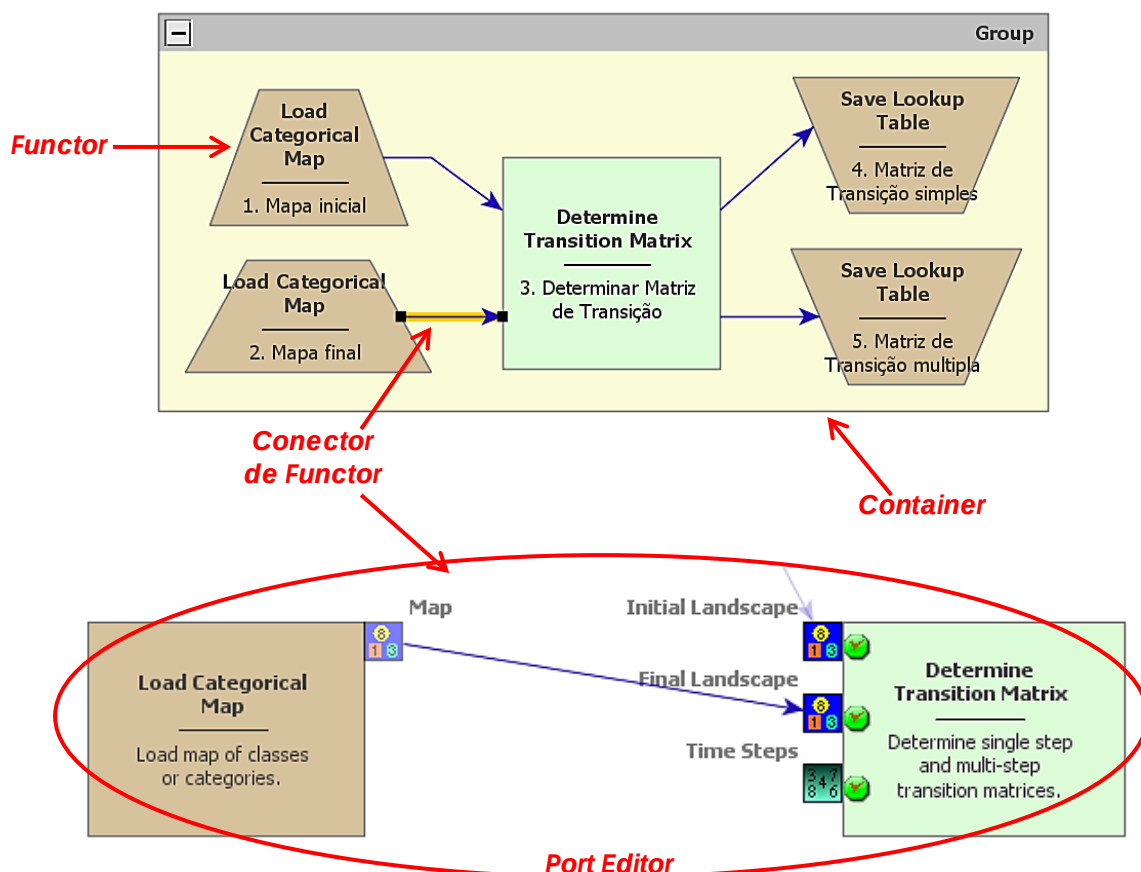


Figura 6 - Exemplo do fluxo e conexões na interfase gráfica do *software*

3.7.1. Modelo de simulação genérico de uso e cobertura do solo

Um modelo de simulação de mudança de uso e cobertura é sugerido por Soares Filho *et al.*, (2009). Pode-se observá-lo na Figura 7. Na atual versão do *software* é possível adequar o modelo genérico incorporando taxas dinâmicas, outras variáveis dinâmicas, submodelos para melhor reproduzir o fenômeno da dinâmica das mudanças no uso e cobertura do solo ou outros fenômenos estudados. Como exemplo, pode-se citar o modelo de construtor de rodovias, acoplado ao modelo de uso e cobertura do solo (Soares Filho *et al.*, 2006; Soares Filho *et al.*, 2009).

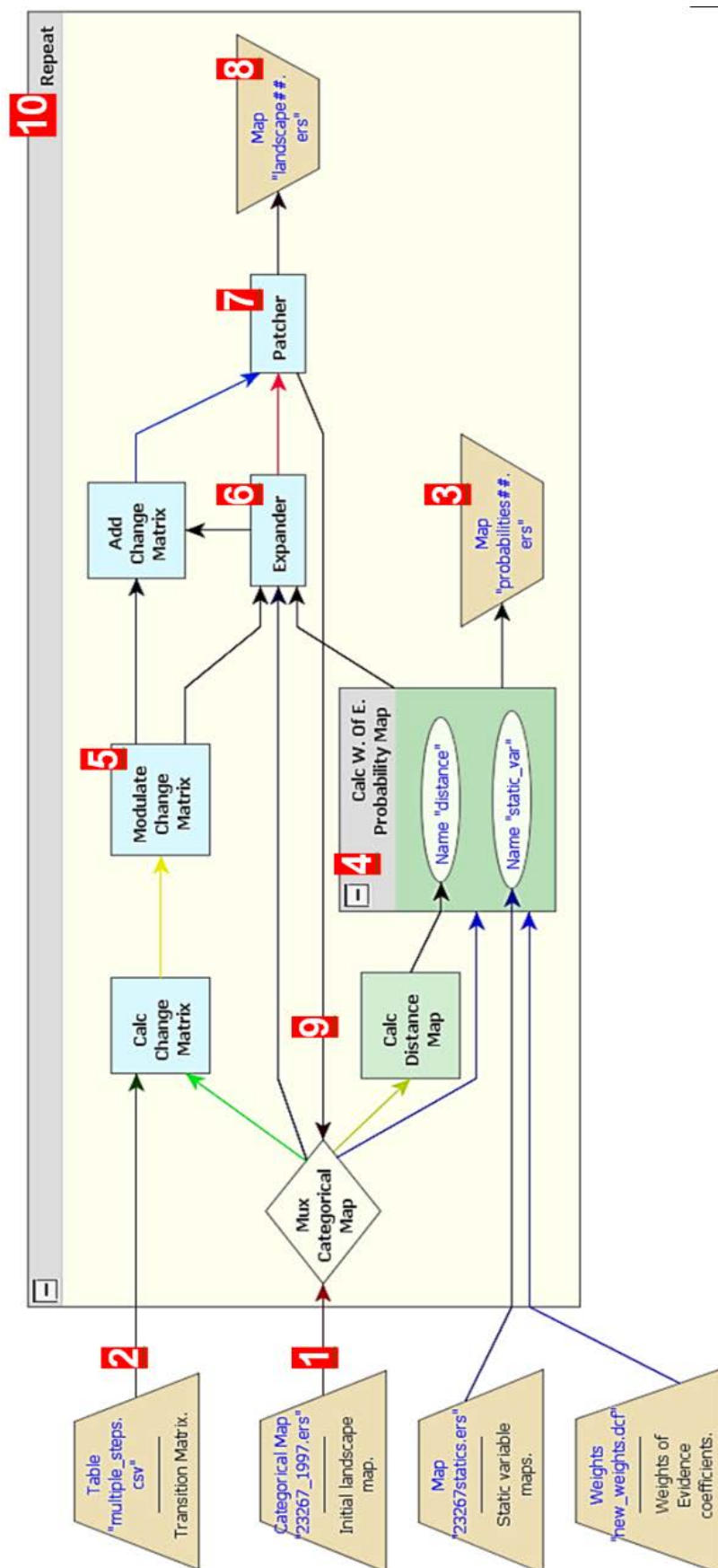


Figura 7 - Modelo de simulação de mudança de uso e cobertura, implementado no Dinamica EGO®

Para a operação deste modelo são necessários os seguintes dados de entrada:

- a) Um mapa inicial de uso do solo;
- b) Um conjunto de dados (mapas) correspondentes às variáveis estáticas;
- c) Um conjunto de dados (mapas) correspondentes às variáveis dinâmicas;

Neste contexto, os parâmetros de entradas necessários são:

- a) Um arquivo que contém os valores dos pesos de evidência;
- b) Um arquivo com as probabilidades globais de transição para cada mudança de uso do solo identificada no período da simulação;
- c) Taxas de aparecimento ou agregação (das manchas de mudança) dos algoritmos de transição *Patcher* e *Expander*.
- d) Valores do tamanho médio, variância e taxa de isometria das manchas de mudança do *functor patcher* e *functor expander*;
- e) Número total de iterações;

A evolução do fluxo do modelo é observada na Figura 7, onde: o mapa inicial ou da paisagem (1. *Initial landscape map*), terá suas classes alteradas de acordo com a taxa de mudança (2. *Transition Matrix*). Estas mudanças irão ocorrer nas áreas de maior probabilidade, definidas pelo mapa de probabilidade, (3. *Save Map*) resultante do cálculo dos pesos de evidência (4. *Calc W. Of E. Probability Map*) que utiliza para os cálculos as entradas: variáveis estáticas (11. *Static Variable Maps*), um arquivo de pesos de evidência (12. *Weigths of evidence coefficients*) dentre outras. As manchas de mudança (perturbação na paisagem) irão ocorrer em quantidade, de acordo com a matriz de mudança, e terão sua taxa de aparecimento ou agregação conforme valores arbitrados ao *Functor Modulate Change Matrix* (5.). A isometria, tamanho e variância da área da mancha são arbitradas pelos parâmetros dos *functores Expander* (6.) e *Patcher*.(7.). Aplicadas as

mudanças, o mapa da paisagem resultante (8. *Save Map*) será salvo a cada passo do modelo e retroalimentado (9.) como mapa inicial no passo seguinte. Isto ocorrerá o número de vezes identificado pelo usuário no container *Repeat* (10).

Os algoritmos de transição de uso do solo, o *functor patcher* e o *functor expander* respondem respectivamente pela função de gerar novas manchas, por meio de um mecanismo de constituição de sementes (SOARES-FILHO, *et al.*, 2002), e pela expansão de manchas previamente existentes de uma determinada classe de uso do solo. A função *patcher* realiza transições de um estado *i* para um estado *j* apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado diferente de *j*. A função *expander* executa transições de um estado *i* para um estado *j* apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado *j*.

Os algoritmos aplicados consistem no escaneamento do mapa de solo inicial com a finalidade de identificação de células, com valores de probabilidade elevados, e alocá-las em um vetor de dados. As células deste vetor são selecionadas aleatoriamente e em um segundo estágio, o mapa de uso do solo é escaneado novamente para que sejam executadas as transições selecionadas (SOARES-FILHO, *et al.*, 2002).

As matrizes de transição devem ser calculadas utilizando conceitos de modelos distribucionais estocásticos, semi-markovianos, para a modelagem dos dados de mudança do uso e cobertura do solo (GODOY, 2004). Seu resultado é a quantidade total de mudança para cada tipo de transição da cobertura da terra levando em conta um período temporal (t_1 , t_2), através de uma operação de tabulação cruzada (SOARES-FILHO, 1998).

Por meio de métodos estocásticos, estatísticos bayesianos ou da probabilidade condicional, serão calculados os Pesos de Evidencia que são as probabilidades locais de uma transição de classes de uso do solo levando em consideração um leque de variáveis espaciais estáticas e dinâmicas, anteriormente selecionadas para o modelo. (SOARES-FILHO, 1998; GODOY, 2004; MAEDA *et al.*, 2010)

Um dos resultados desta etapa é capaz de apontar áreas com maior susceptibilidade ao fenômeno da mudança do uso e cobertura do solo, através de um mapa de probabilidade de mudança espacial (ou local) de transição da cobertura da terra. Apresentando valores diferenciados em cada célula, em uma transição de acordo com o efeito de uma variável espacial (SOARES-FILHO *et al.*, 2002; ALMEIDA *et al.*, 2005).

Com o modelo validado e calibrado, em relação à localização das mudanças quanto à estrutura da paisagem, é possível empregá-lo com finalidades preditivas, projetar as trajetórias do uso e cobertura do solo frente a vários cenários exploratórios futuros ou pregressos (SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

4. METODOLOGIA DA PESQUISA

A metodologia da pesquisa segue conforme pode-se observar na Figura 8.

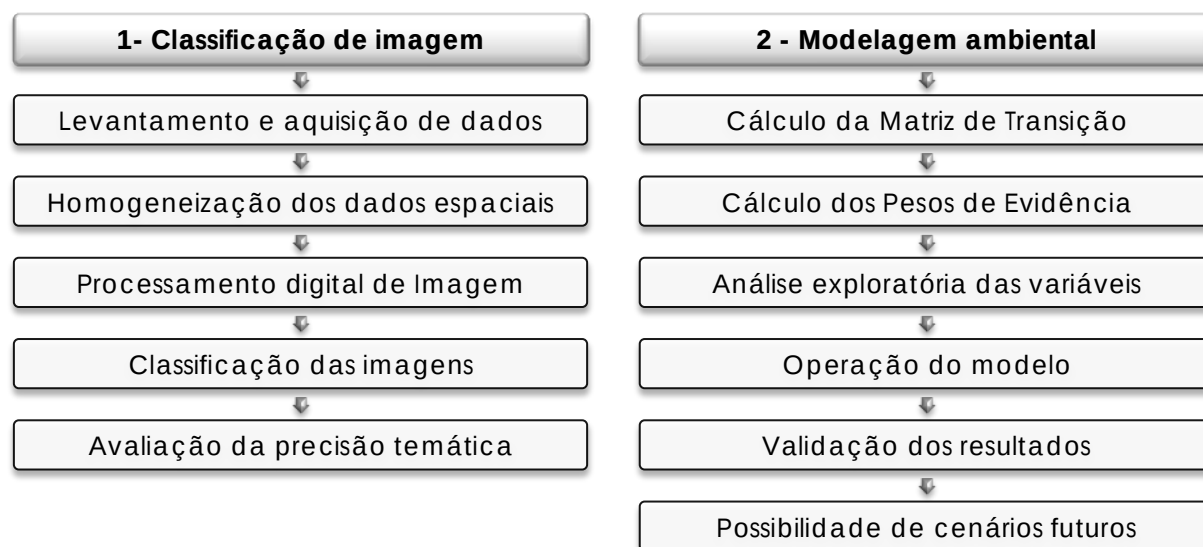


Figura 8 - Fluxograma da metodologia do trabalho

Após o levantamento e aquisição de imagens de satélite e bases cartográficas correlatas à área do estudo, as informações foram catalogadas segundo sua fonte. Homogeneizadas, definindo-se uma unidade de trabalho: graus, sistema geodésico de referência SIRGAS2000. Foram realizadas conversões quando necessárias; assim como, havendo necessidade, informações foram georreferenciadas.

As imagens de satélite foram processadas digitalmente para a equalização de histograma. Foi efetuada uma classificação supervisionada e a qualidade da classificação verificada pelo método da exatidão global e pelo índice de *Kappa*.

Visita técnica: Já foram realizadas algumas visitas técnicas e um estudo preliminar em uma área reduzida do município de Maragogipe, conhecida como Ponta da Salamina, para confirmação da etapa metodológica (1) podendo ser consultados na publicação de Suarez e Candeias (2012). Neste estudo, a área teste foi expandida e compreende todo o município de Maragogipe.

Os dados espaciais, utilizados na modelagem, foram trabalhados em um software de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), pois devem estar em formato matricial(*raster*), e ter o mesmo número de linhas e colunas (SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

A Figura 9 apresenta o Fluxograma da síntese metodológica da modelagem de uso do solo. O bloco inicial (entrada de dados) diz respeito aos dados de entrada, resultante de Sensoriamento Remoto e dados cartográficos secundários. Na sequência, o bloco “análise exploratória” conduz processo inerente ao nome do bloco, conduz análise dos dados de entrada visando a seleção de variáveis, almejando a extração do mínimo e concomitantemente melhor conjunto de variáveis que podem explicar as transições de uso do solo.

Definido o conjunto de variáveis para a transição estudada passamos para o bloco seguinte “modelagem”. Inicialmente as taxas de transição são calculadas por meio de cadeias Markovianas ou tabulação cruzada e as probabilidades de transição das células são calculadas pelo método dos pesos de evidência.

Estimadas as taxas de transição e probabilidades de transição das células, executam-se simulações alterando-se os parâmetros de entrada. Este é o processo de calibração. As saídas das simulações são calibradas até se obter resultados satisfatórios, aferidos na validação (bloco “calibração e validação” e “prognóstico”).

Segundo Hagem (2003), os valores de similaridade variam de 0 a 1. Valores iguais a 0 representam a completa diferença, o valor de 0,5 pode ser interpretado como consideravelmente semelhante e valores iguais a 1 são considerados iguais.

Os materiais utilizados estão descritos no item posterior, assim como itens subsequentes, estão descritas as etapas metodológicas.

SÍNTESE DO MODELO DE MUDANÇA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

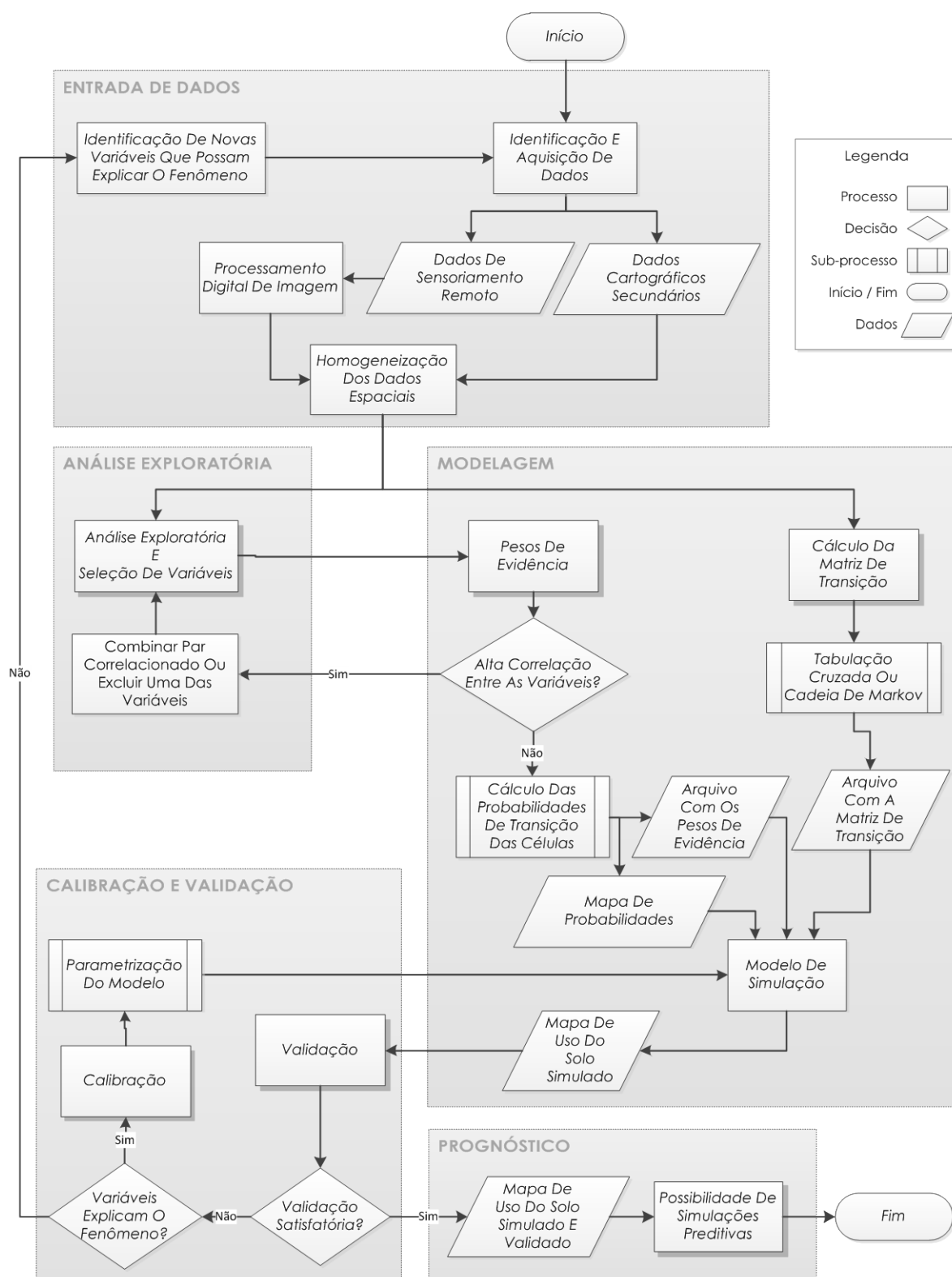


Figura 9 - Fluxograma de síntese metodológica do modelo de mudança de uso do solo

4.1. Materiais

Para alcançar os objetivos deste trabalho e do estudo preliminar na área teste, foram utilizados os materiais e base de dados, enumerados abaixo:

a) Imagens de satélite TM Landsat 5, órbitas 215 e 216 no ponto 069, bandas 3, 4 e 5, cena da data de 14/06/1986. ETM+ Landsat 7, órbita 216 no ponto 069, bandas 3, 4 e 5, cena da data de 02/05/2000, imagem de satélite CBERS-2B sensor CCD, órbita 149, no ponto 114, bandas 2, 4 e 5, cenas de 25/06/2008. Imagem de satélite HRC-CBERS-2B, órbita 149, ponto 115, HRC-E4. Imagem de satélite HRC-CBERS-2B, órbita 149, ponto 115, HRC-E5, ambas as cenas de 12/04/2008. Todas fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE);

b) Dados altimétricos: Modelos Numéricos de Elevação do projeto Brasil em Relevo realizado pela EMBRAPA Solos, no ano de 2005, cartas SD-24-X-A e SD-24-V-B (MIRANDA, E. E. de, 2005);

c) Dados vetoriais no formato *shapefile* da Malha Municipal Digital do Brasil, escala 1:500.000 do ano de 2005, fornecido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2005);

d) Limites da Resex Baía do Iguape baseados no memorial descritivo presente no Decreto s/nº de 11 de agosto de 2000 (BRASIL, 2000) e alterada pela Lei nº 12.058 de 13 de outubro de 2009 (BRASIL, 2009);

e) Cartas Topográficas Digitais (IBGE), escala 1:100.000 no formato *shapefile*, folhas: SD-24-X-A-IV (Baia de Todos os Santos), SD-24-V-B-VI (Santo Antônio de Jesus), SD-24-V-B-III (Santo Estêvão), SD-24-X-C-I (Jaguaripe), SD-24-V-D-III (Valença), SD-24-X-A-I (Feira de Santana);

f) Mapa de solos do Brasil, formato digital, escala 1:5.000.000 (IBGE e EMBRAPA, 2001);

g) *Softwares*: SPRING, plataforma de geoprocessamento, sob licença *Open Source*, desenvolvido pelo INPE, ArcMap v.10.0 (*Service Pack 4* e licença *Editor*), plataforma de geoprocessamento e o ER Mapper 7.0, plataforma para processamento digital de imagem, ambos *softwares* comerciais proprietários. GPS TrackMaker, plataforma para o tratamento de dados GPS, sob licença *freeware* Dinamica EGO® (v. 1.8.9), plataforma de modelagem, sob licença *freeware*, desenvolvido pelo CSR - UFMG.

h) Receptor GPS Garmin GPSMAP 60Cx.

4.2. Classificação de imagens

Foram adquiridas imagens gratuitas, de média resolução, com a menor cobertura de nuvens possível, para os anos de 1986, 2000 e 2008 (t_1 , t_2 e t_3 , respectivamente) fornecidas pela Divisão de Geração de Imagens² (DGI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais³ (INPE), dos satélites, Landsat 5 sensor TM, Landsat 7 sensor ETM+, e CBERS-2B sensores CCD e HRC.

Também foram adquiridas as Cartas Topográficas Digitais correspondentes à área do projeto, produto da conversão do Mapeamento Topográfico Sistemático⁴ do Brasil realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) na escala 1:100.000, pelo projeto Base Cartográfica Digital do Estado da Bahia publicados pela Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia⁵ (SEI).

A correção geométrica das imagens de satélite se deu pela aplicação de modelos polinomiais de primeira ordem utilizando o *software* ArcGIS, tendo como referência de 10 a 30 pontos de controle conhecidos e possíveis de serem identificados nas imagens, como: confluência de rios, cruzamento de estradas e pontes, homólogos aos observados nas Cartas Topográficas Digitais. Imagens registradas com uma nuvem pequena de pontos representam imagens em sua

² Divisão de Geração de Imagens (DGI) <<http://www.dgi.inpe.br>>

³ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE): <<http://www.inpe.br>>

⁴ Mapeamento Topográfico realizado pelo IBGE:
<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_topo_int.shtm>

⁵ SEI - Base Cartográfica Digital do Estado da Bahia:<<http://www.sei.ba.gov.br>>

grande parte de mares e oceanos. Para todas as imagens de satélite, de média resolução, o erro médio quadrático (RMS) de georreferenciamento unitário e entre as imagens é menor que 1 pixel, salvo as imagens do sensor HRC que acompanham tal afirmação.

Com a correção geométrica realizada e RMS igual ou inferior a 20 metros, as imagens subsidiaram o processo de classificação de imagem, com a finalidade de reconhecer padrões e objetos homogêneos correspondentes aos diferentes temas. Utilizando o *software* Spring, o processo teve início com a segmentação multiespectral pelo método de crescimento de regiões, onde regiões homólogas foram agrupadas, para obter a classificação por regiões.

Os limites de similaridade e tamanho mínimo de região, utilizados como parâmetros para gerar as porções relevantes à aplicação desejada, variaram de acordo com as especificidades de cada imagem, a resposta espectral dos alvos, sazonalidade e resolução espacial para os diferentes anos que compuseram a análise. As segmentações foram analisadas e concebidas em conjunto para alcançar uma compatibilidade entre as mesmas para análises e aplicações futuras.

Foram utilizadas as bandas 3, 4, 5 dos sensores Landsat 5 e 7, além das bandas 2, 4 e 5 do CBERS-2. Como parâmetro, após alguns testes, foi adotada uma similaridade de valor dez e uma área mínima de vinte e cinco pixels para a imagem do satélite CBERS-2 e similaridade de valor seis e uma área mínima de onze pixels para as imagens Landsat. A medida de Similaridade está baseada na distância Euclidiana entre os valores médios dos níveis de cinza de cada região. Na Figura 10 podemos observar um exemplo de segmentação.

Optou-se por classificar as imagens de forma supervisionada utilizando-se das regiões geradas pela segmentação, por meio do algoritmo de *Bhattacharya*. Áreas acometidas de fenômenos naturais, como o condensamento de água, foram classificadas com imagens de anos correlatos ou através de imagens de alta resolução (sensor HRC do satélite CBERS-2B). Amostras representativas de cada classe de interesse para o treinamento do software especialista, necessárias para aplicação do algoritmo, foram adquiridas pelo conhecimento e interpretação do

pesquisador envolvido no processo, imagens de alta resolução e pontos levantados em campo com GPS de navegação representando a localização geográfica das classes de interesse.

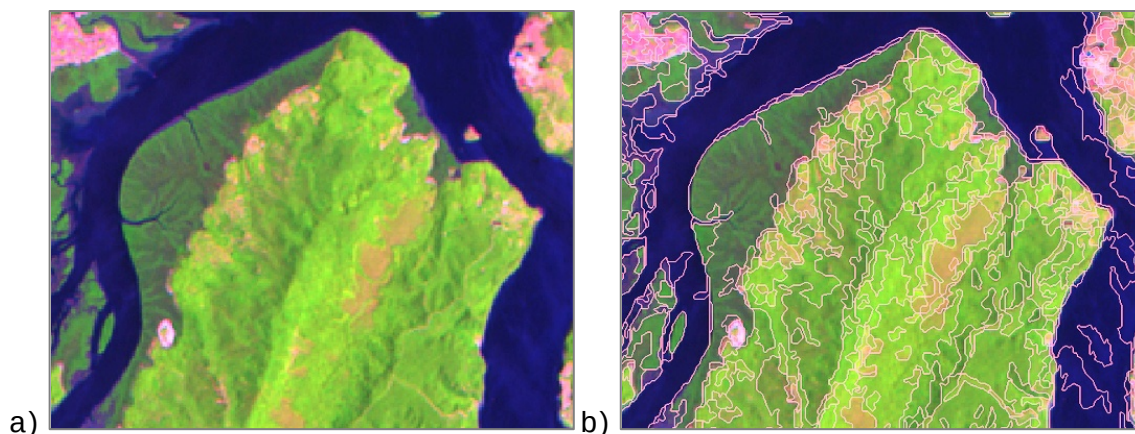


Figura 10 - a) Composição de imagem de satélite Landsat 5 ano 2000. b) Composição de imagem de satélite Landsat 5 ano 2000 e resultado da segmentação.

Inicialmente foram geradas 5 classes distintas, para cada período de tempo (1986, 2000 e 2008). Foram elas: floresta, mangue, agricultura/pasto, área urbana e água (Figura 11(a)): floresta, (Figura 11 (b) e Figura 11 (e)), mangue, (Figura 11 (c)) agricultura/pasto, urbano (Figura 11 (f)), água (Figura 11 (d)). Com a ausência de informações passíveis para validar a classificação de todos os anos, foi realizada a validação da classificação para o ano de 2008.

Para a realização de avaliação de precisão da classificação produzida, foram tomadas como verdade, as informações de referência obtidas por 300 pontos amostrais levantados em campo com GPS de navegação e interpretação visual de imagens de satélite de alta resolução (sensor HRC).

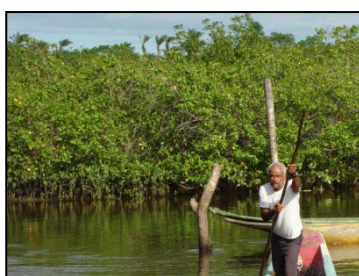
Congalton (1991) sugere que o esquema de amostragem pode seguir a combinação das amostragens aleatória e sistemática a fim de proporcionar o melhor equilíbrio entre a validade estatística e a aplicação prática.

Assim, um sistema pode empregar a amostragem sistemática para coletar alguns dados de avaliação no início de um projeto, enquanto a amostragem aleatória dentro dos estratos (categorias) seria utilizada após os resultados da

classificação para garantir que sejam coletadas amostras para cada categoria e minimizar qualquer periodicidade nos dados.



(a) Floresta, Mata Atlântica



(b) Mangue na Baía do Iguape



(c) Desmatamento, pasto limpo.



(d) Água, mangue nas margens



(e) Placa da RESEX mangue ao fundo



(f) Desmatamento (Pier Maragogipe, fundo cidade)

Figura 11 - Fotografias que ilustram alguns pontos adquiridos e classes da imagem classificada: (a): floresta, ((b) e (e)), mangue, (c) agricultura/pasto, urbano ((f) e (d)) água.

Foram levantados 100 pontos de forma sistemática no início do projeto para o auxílio na identificação de classes. A partir do resultado da classificação foi gerada uma malha de 200 pontos aleatórios estratificados entre as classes. A soma dos pontos garantiu que cada uma das classes tivesse 50 pontos amostrais, salvo agricultura que foi fundida ao pasto resultando em 100 pontos. Os 200 pontos aleatórios estratificados pelas classes foram gerados a partir do *software* ArcGIS com a ferramenta *create random points*. Na Figura 12, pode-se observar a distribuição dos pontos na área de estudo.

Os dados foram tabulados em uma matriz de confusão. Com base nesta matriz de confusão foi possível aplicar o cálculo da exatidão global, acurácia do produtor, acurácia do usuário, o cálculo do índice de concordância Kappa e sua significância estatística.

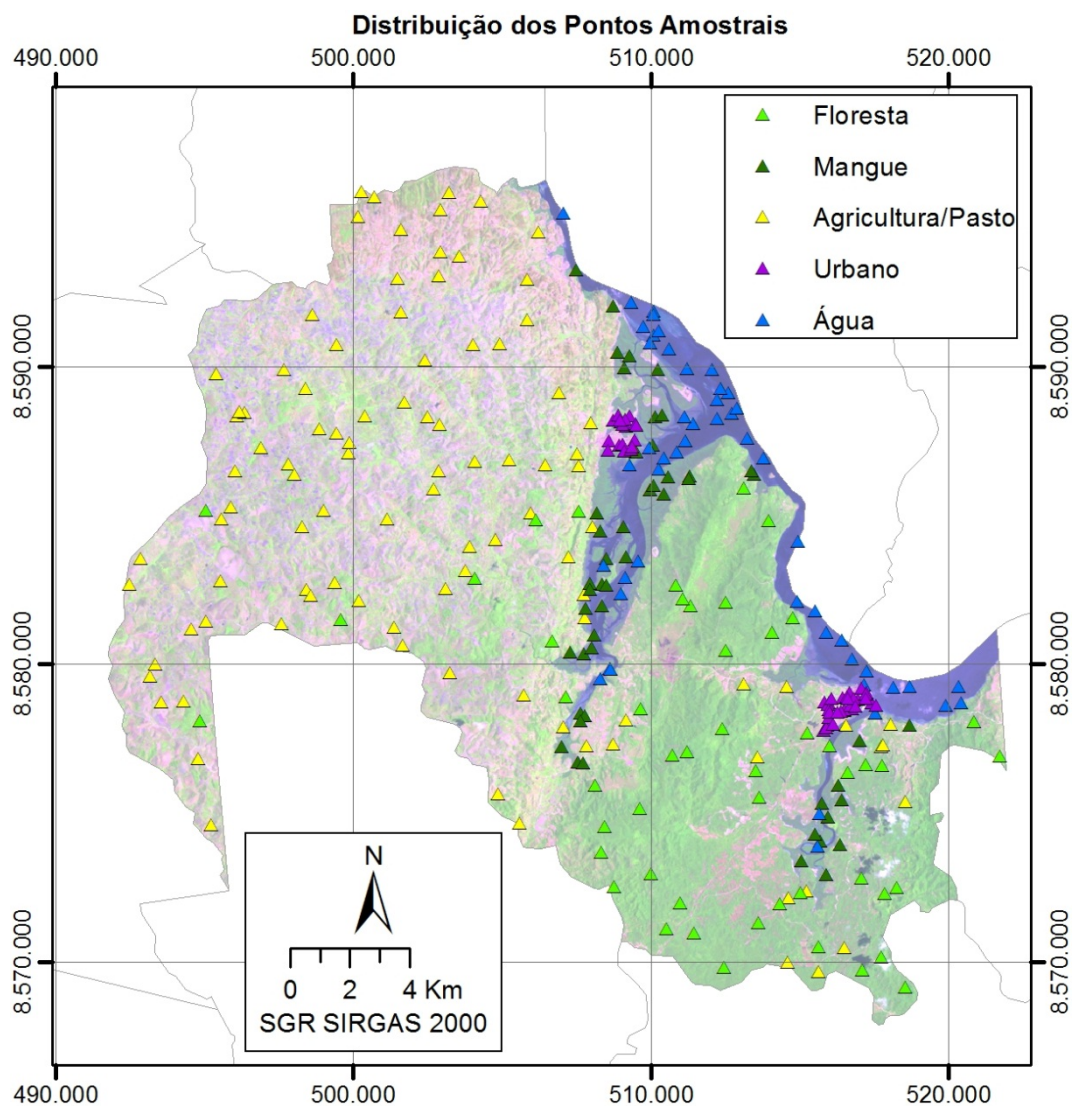


Figura 12 - Imagem orbital do satélite CBERS-2 e pontos amostrais

A avaliação da precisão temática pode ser consultada no capítulo Resultados.

4.3. Análise do Desmatamento

Para obter mais detalhes sobre o desmatamento e tentar subsidiar informações para a calibração de um modelo de mudança de uso do solo, que será construído neste estudo, fez-se uma análise das manchas de desmatamento para os anos de 2000 a 2008. As manchas de desmatamento que ocorreram de 2000 a 2008 foram isoladas, suas áreas calculadas, assim como sua porcentagem e frequência acumulada.

Outra análise em relação ao desmatamento consiste em levar em consideração a geologia e geomorfologia singular da área de estudo, por se situar na borda da Baía de Todos os Santos. Através de dados altimétricos, identificar uma linha de corte do que seria uma compartimentação entre terras baixas e terras altas no município e observar a dinâmica do desmatamento das últimas 3 décadas, baseados nos mapas classificados de 1986, 2000 e 2008.

4.4. Modelagem dinâmica da paisagem

Basicamente o modelo de simulação de uso do solo foi estruturado no *software* DINAMICA EGO®, baseando-se em um modelo de simulação genérico de simulação de uso do solo sugerido por SOARES FILHO *et al.*, (2009), visando identificar as variáveis espaciais que influenciam o fenômeno do desmatamento da vegetação remanescente do município de Maragogipe-BA, áreas de maior ou menor probabilidade de ocorrer este fenômeno, dadas tais variáveis.

Os dados vetoriais integrantes do modelo foram rasterizados e tiveram seu número de linhas e colunas igualadas e o valor do pixel nulo (*no data*) definido para atender as especificidades da plataforma de modelagem. Para este trabalho, estes processamentos foram realizados na etapa de homogeneização dos dados espaciais. As imagens (*raster*) resultantes apresentam 961 linhas por 1004 colunas, resolução espacial de trinta metros e o valor de pixel definido como nulo (*no data*) sendo zero. As imagens de satélite classificadas (t_1 , t_2 e t_3) foram reclassificadas para as seguintes classes: nulo (*null*, *no data*), floresta, mangue e desmatamento. Respectivamente, os valores das células são: 0, 1, 2 e 3.

A modelagem e sua validação seguem a seguinte lógica: Três períodos de tempo distintos, conhecidos, abstraídos da realidade, representado pelos mapas de uso do solo (t_1 , t_2 e t_3), onde a diferença entre a classe de floresta e desmatamento de t_1 e t_2 é usada como taxa de mudança. As mudanças devem ocorrer nas áreas mais propícias, definidas por um conjunto de variáveis espacialmente independentes identificadas no processo de análise exploratória e calibração da modelagem. Então, usa-se t_2 (como mapa inicial) mais as taxas de mudança calculadas, a identificação das áreas mais propícias de ocorrer mudança e tenta-se prever t_3 (t_3 simulado). A validação é realizada comparando o resultado (mapa) de

t_3 simulado com o t_3 observado. A transição analisada foi transformação de floresta (valor da célula 1) em áreas desmatadas (desmatamento, valor da célula 3).

As taxas de mudança são obtidas com o cálculo da matriz de transição. Os mapas reclassificados relativos ao t_1 (mapa inicial) e t_2 (mapa final) foram utilizados para calcular a Matriz de Transição (MT). A MT é a quantia total de mudança para cada tipo de transição da cobertura da terra levando em conta o período temporal da simulação (diferença de tempo em anos entre t_1 e t_2) por meio de uma operação de tabulação cruzada. As matrizes calculadas podem ser simples e múltipla.

As matrizes simples e múltipla conferem valores aos processos de transição ocorridos entre os mapas de uso e cobertura no instante inicial (tempo 1) e para o instante final (tempo 2). A matriz única ou simples refere-se aos processos de transição entre as classes durante todo o período de análise para este cálculo, do ano de 1986 a 2000, 14 anos. A matriz múltipla indica as transições ocorridas a cada passo de tempo do período analisado. O passo de tempo neste caso é 1 ano.

Para o cálculo da probabilidade espacial e sua quantificação foi utilizado o método dos pesos de evidência. Foi necessária a categorização dos mapas de variáveis contínuas como p. ex. distância às estradas.

Segundo Soares-Filho (2009) *“Uma questão fundamental para qualquer processo de classificação consiste na preservação da estrutura dos dados”*. Os cálculos dos Pesos de Evidência são aplicados somente a dados categóricos, para utilização de variáveis contínuas (dados quantitativos, como mapas de distância, declividade e altitude, dentre outros) é necessário categorizá-los.

Soares-Filho (2009, apud AGTERBERG e BONHAM-CARTER, 1990) sugere um método adaptado, onde as faixas são calculadas de acordo com a estrutura dos dados, inicialmente, um delta mínimo é definido para uma variável x de grandeza contínua que é usada para construir *buffers* (área de amortização) incrementais (Nx) compreendendo intervalos de x_{minimum} , para $x_{\text{minimum}} + nDx$. Todo n define um limiar, que decompõe o mapa em duas classes: (Nx) e ($\overline{Nx}$). An é o número de

células para um *buffer* Nx múltiplo de n e dn é o número de ocorrências para o evento modelado D dentro do *buffer*. As quantidades de An e Dn são calculados para uma sequência ordenada de *buffers* $N(x_{\text{minimum}} + nDx)$. Posteriormente são calculados os valores de W^+ para cada *buffer* usando as Equações (12), (13) e (27), que são a definição dos pesos de evidência, apresentadas anteriormente.

Uma série de valores An é plotada contra $An * \exp(W^+)$. Posteriormente, as subdivisões são determinadas para este gráfico aplicando um algoritmo de generalização de linha, descritos por Soares-Filho *et al.* (2009), onde a curva de melhor ajuste pode ser aproximada por uma série de segmentos de retas. Tal abordagem é utilizada para determinar os pontos de inflexão para esta curva e, depois, intervalos de categorias para uma variável contínua.

Os parâmetros para esta etapa de categorização das variáveis contínuas são o incremento mínimo em unidades do mapa. Para os mapas de distância o incremento foi de 100 (equivalente a 100 metros), salvo a variável distância ao desmatamento que o incremento foi de 30 (equivalente a 30 metros) o incremento da variável declividade foi 1 (equivalente a 1 grau). Para parâmetros delta máximo, delta mínimo e o ângulo de tolerância foram usados valores convencionais sugeridos por Soares-Filho *et al.* (2009), estes foram respectivamente: 500.000, 10 e 5.

Por meio de métodos estocásticos, estatísticos bayesianos ou da probabilidade condicional, são calculados os pesos de evidência. Os pesos de evidencia apresentam as probabilidades locais de uma transição de classes de uso do solo (definidas conforme o parágrafo anterior), levando em consideração um leque de variáveis espaciais, que a princípio foram: Altimetria (Figura 13 (a)), Distância às áreas protegidas (Figura 13 (b)), distância às estradas (Figura 13 (c)), distância aos grandes rios (Figura 13 (d)), distância aos pequenos rios (Figura 13 (e)), distância à mancha urbana (Figura 13 (f)), solos (Figura 14 (a)), áreas protegidas (Figura 14 (b)), declividade (Figura 14 (c)), distância ao desmatamento (Figura 14 (d)).

As variáveis, pequenos rios e grandes rios, foram definidas da seguinte forma: pequenos rios são, em sua grande parte, os afluentes do Rio Paraguaçu e grandes

rios, é o próprio Paraguaçu , que nasce na Chapada Diamantina e desemboca na Baía de Todos os Santos, tendo um comprimento aproximado de 600 Km.

Com base nas estimativas de pesos de evidências calculados são gerados mapas de probabilidades espaciais (ou local) de transição da cobertura da terra, onde apresentam valores diferenciados em cada célula.

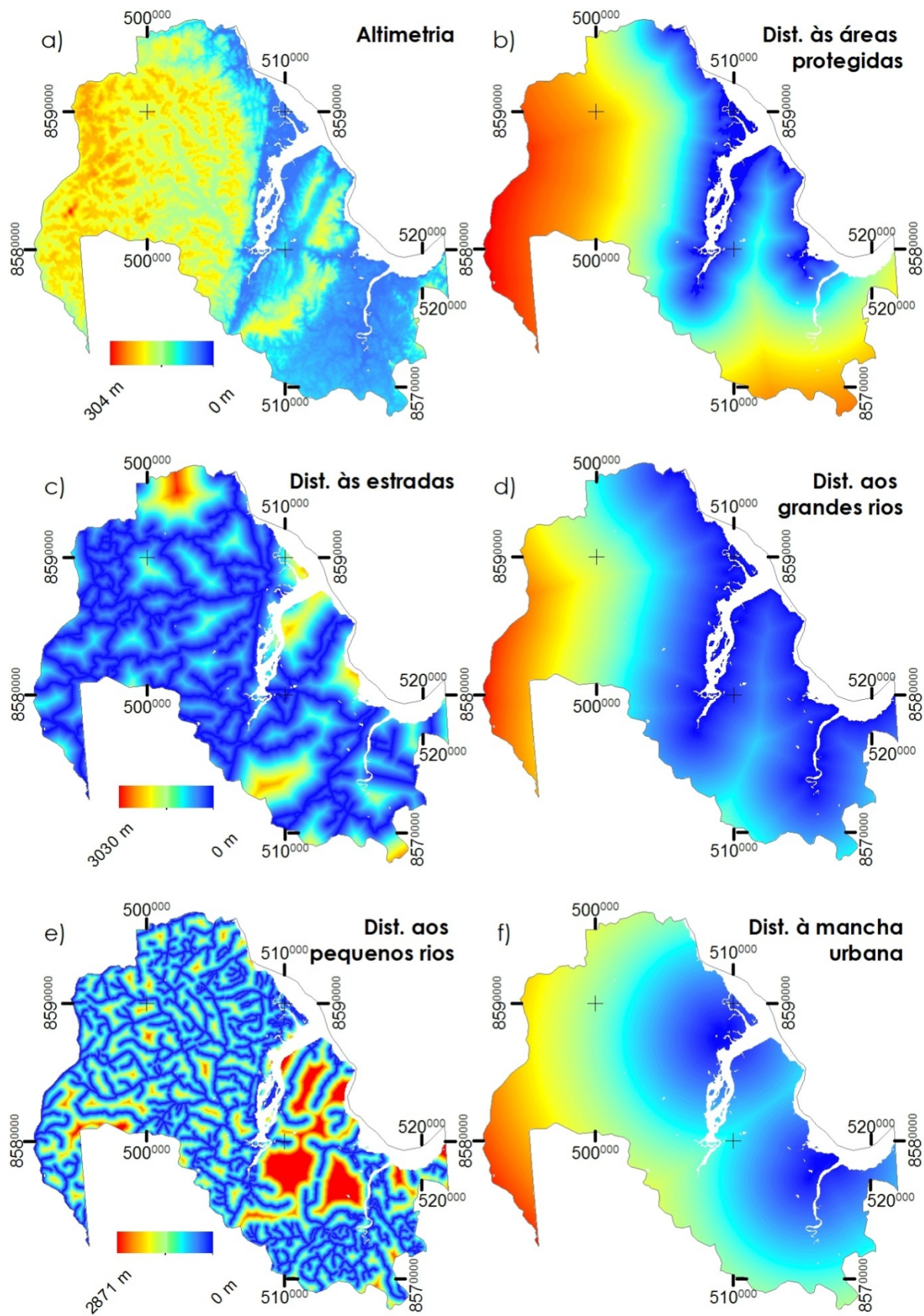


Figura 13 - Variáveis espaciais

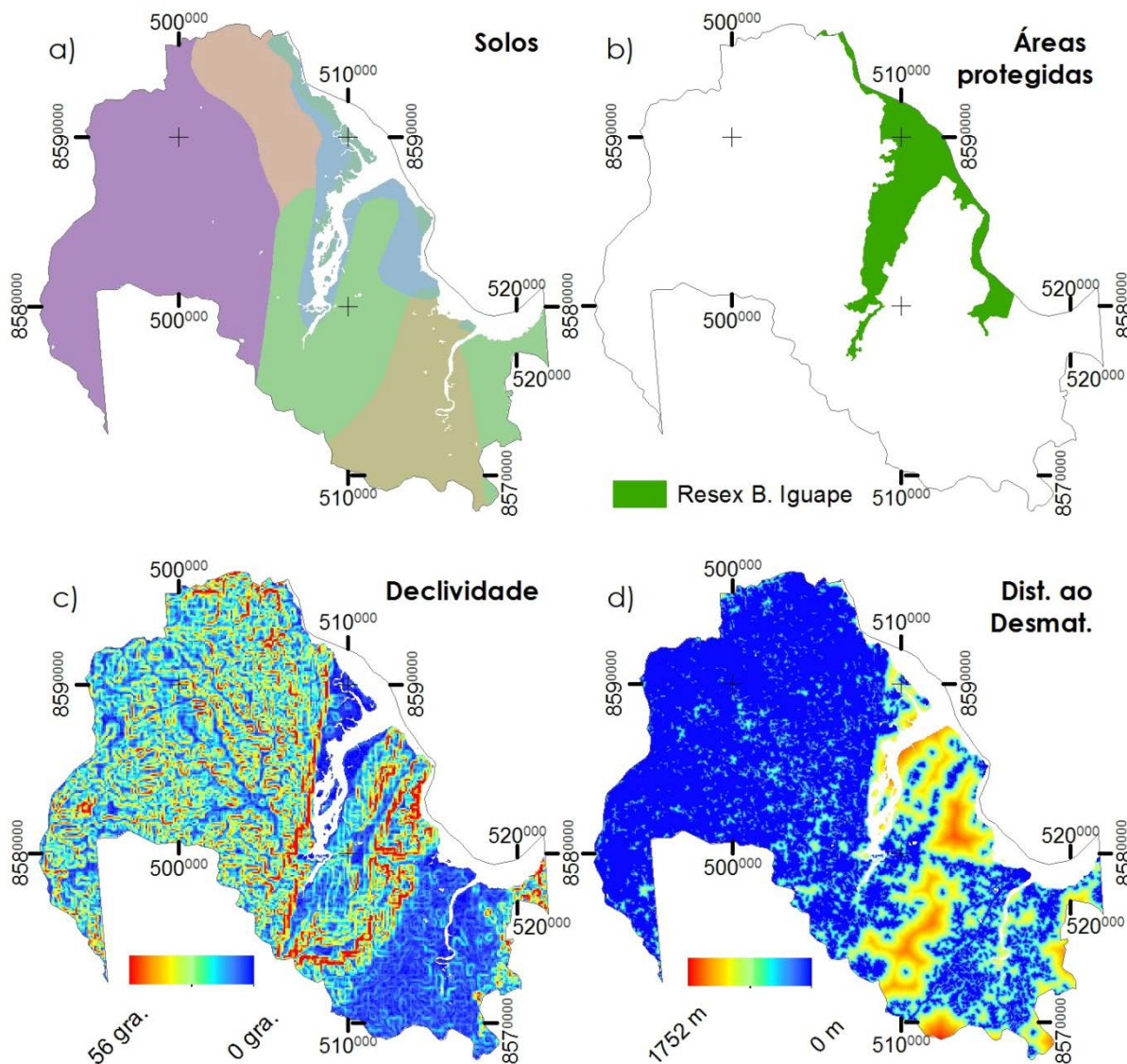


Figura 14 - Variáveis espaciais (continuação)

Na Figura 15 pode-se observar um exemplo do mapa de probabilidade. As áreas representadas em escala de cores variando do azul (probabilidade zero) ao vermelho (probabilidade 1) são congruentes aos remanescentes do presente passo do modelo. A escala de cores que varia de cores frias (azul) às cores quentes (vermelho) indica respectivamente menor ou maior probabilidade de mudança de floresta para desmatamento. As áreas em preto representam áreas que não é possível existir transição (desmatamento, urbano e água) áreas descartadas (mangue), ou seja, probabilidade nula. A estas são atribuídos o valor para o pixel igual a 0 (*no data*).

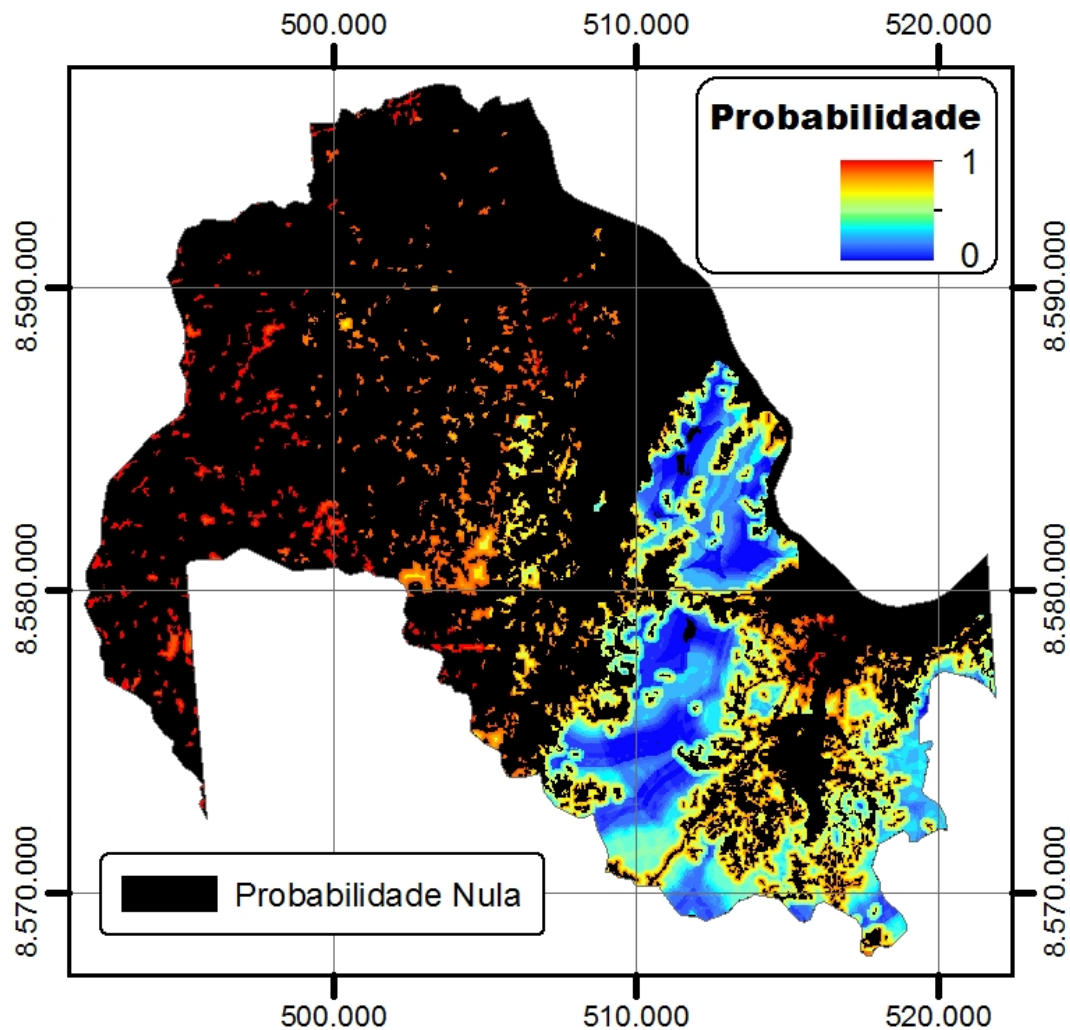


Figura 15 - Exemplo de um mapa de probabilidade de desmatamento

Segundo Bonham-Carter (1994), o método de pesos de evidência é baseado no teorema condicional e Bayes. A seleção de variáveis para a análise de modelagem deve considerar a avaliação da independência entre pares de variáveis explicativas selecionadas para explicar o mesmo tipo de transição de uso do solo.

No método dos Pesos de Evidência, os mapas de entrada ou as variáveis espaciais, devem ser espacialmente independentes. O teste de Cramer (V) e a Incerteza de Informação Conjunta (U) (*Joint Information Uncertainty*), ambos descritos por Bonham-Carter (1994), devem ser aplicados com a finalidade de estimar esta independência. Variáveis com alta correlação espacial devem ser desprezadas ou combinadas em uma terceira, que substituirá o par correlacionado no modelo (SORES-FILHO *et al.*, 2009).

Segundo Almeida (2003a), os critérios para determinar a independência entre as variáveis são em parte arbitrários, pois inexitem muitos números de casos associados com a aplicação destas medidas. Nos casos que esta variante particular de modelagem com *logit* foi usada em geociências, Bonham-Carter (1994) reporta que valores inferiores a 0,5, tanto para o Índice de Cramer como para a Incerteza de Informação Conjunta, indicam menos associação do que mais.

Para Almeida (2003a), na prática, a rotina de seleção de variáveis também inclui procedimentos empíricos, baseados na visualização de distintas variáveis sobrepostas ao mapa real de uso do solo, com a finalidade de identificar aquelas mais significativas para explicar os diferentes tipos de mudanças do uso do solo. Na Figura 16, observa-se uma imagem ilustrativa que mostra como a análise visual pode ser usada para identificação de variáveis determinantes da transição do uso floresta para não floresta ou desmatamento.

Os fatiamentos que variam do vermelho ao verde, representam a distância às estradas (linhas brancas). Sendo em vermelho, áreas mais próximas às estradas e verde, áreas mais afastadas. Os polígonos com hachura quadriculada, em linhas pretas, representam a área do uso não floresta para o ano 2000. Pode-se observar que grande parte da classe não floresta ocorre nas faixas próximas às estradas, o que dá um indício da proximidade às estradas influenciar o aparecimento ou crescimento das manchas de desmatamento.

Quando elevadas correlações positivas ou negativas são identificadas, dois mapas de evidência podem ser combinados ou um deles deve ser descartado da análise, preferivelmente o que apresentar menor associação com o evento (Bonham-Carter 1994).

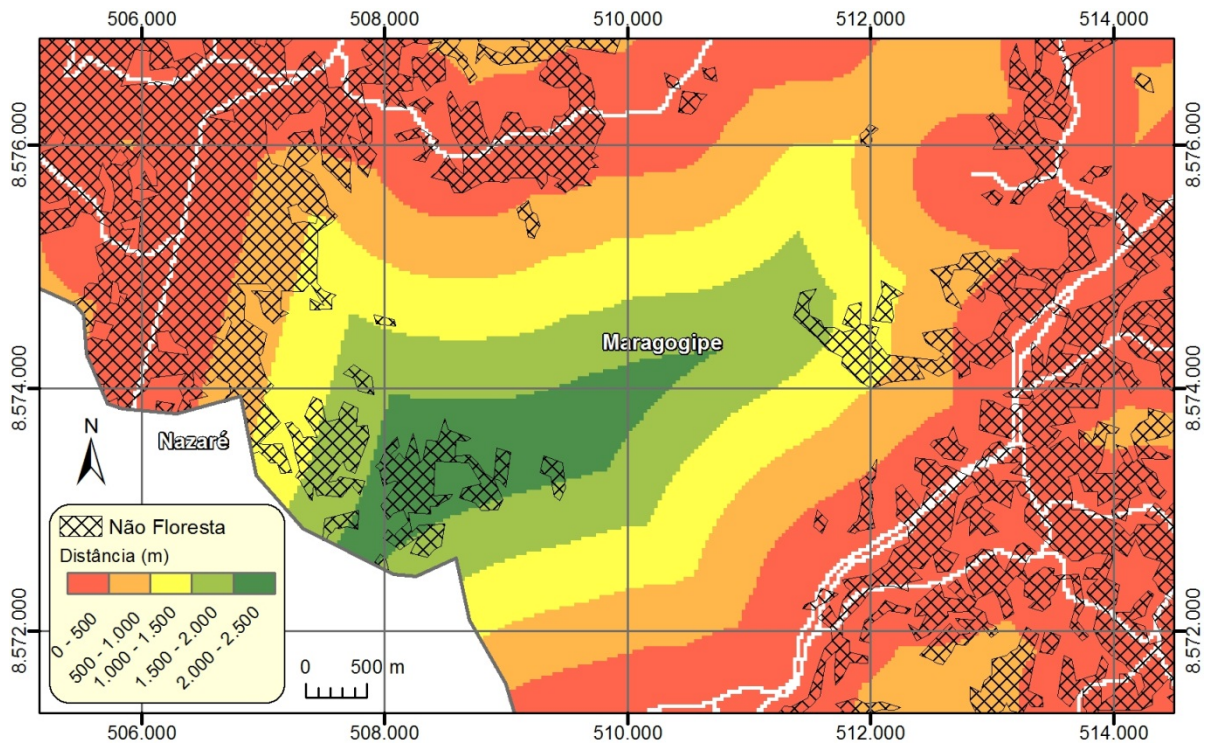


Figura 16 - Variável distância a estrada influenciando a mudança de uso e cobertura do solo

Complementando a análise exploratória para a seleção de variáveis, uma forma de aferir associação espacial entre uma evidência (B) e um dado evento (D), é o contraste (C). Sua fórmula é dada pela Equação (28):

$$C = W^+ - W^- \quad (28)$$

Segundo Soares-Filho (2009), o contraste mede o efeito de associação ou repulsão. Valores de contraste próximos de zero não representam efeito nenhum. Quanto maior e positivo o valor se torna, maior é a atração (em relação a ocorrer o fenômeno de mudança) e ao contrário, quanto maior e negativo, maior é o efeito de repulsão.

Avaliando a variância do contraste $S^2(C)$, a partir da Equação (29), pode-se determinar se a magnitude do contraste é suficientemente grande para ser estatisticamente significativa (GOODACRE *et al.*, 1993).

$$S^2(C) = \frac{1}{P\{B \cap D\}} + \frac{1}{P\{B \cap \bar{D}\}} + \frac{1}{P\{\bar{B} \cap D\}} + \frac{1}{P\{\bar{B} \cap \bar{D}\}} \quad (29)$$

O contraste é considerado estatisticamente significativo com probabilidade de 5%, se $|C| > 1,96 S(C)$ (GOODACRE *et al.*, 1993).

Dando sequência à metodologia, após a análise exploratória das variáveis e definidas as que serão descartadas ou combinadas, passa-se para um único processo heurístico da modelagem que determinou a proporção do aparecimento (*patcher*) ou o crescimento de manchas (*expander*) de desmatamento pré-existentes. Foi determinada a forma (isometria), a área média das manchas e a variância das mesmas. Para guiar o processo heurístico, utilizou-se dos resultados do estudo de métricas de paisagem, descrito no item: análise do desmatamento.

O modelo de simulação de mudança de uso e cobertura sugerido por Soares-Filho *et al.*, (2009) foi adaptado, utilizando o mapa de uso do solo, classificado relativo ao do ano 2000 (t_2) como mapa inicial para simular um mapa de uso e cobertura do solo para o ano de 2008.

Para validar os resultados, a similaridade entre o mapa simulado e o mapa real deve ser aferida. Uma das formas de aferir é utilizar o princípio de medidas de similaridade baseado na lógica *fuzzy* ou lógica difusa, aplicado a um contexto de vizinhança de pixels. São métodos de comparação da similaridade por meio de uma função de decaimento exponencial. Este método pode ser consultado em Hagem (2003).

No próximo capítulo serão apresentados os resultados e o desenvolvimento da metodologia apresentada.

5. RESULTADOS

Neste capítulo e subitens serão apresentados os resultados alcançados por esta pesquisa.

5.1. Classificação de imagens

Com a aplicação da classificação por regiões e utilizando o método Bhattacharya obteve-se, como resultado, uma imagem classificada para cada ano (1986, 200 e 2008, Figura 17, Figura 18 e Figura 19, respectivamente) com seis classes referentes a: floresta, mangue, água, agricultura, pasto, urbano (mancha urbana). A imagem foi reclassificada para que tivesse apenas cinco classes (Figura 11(a)): floresta, (Figura 11 (b) e Figura 11 (e)), mangue, (Figura 11 (c), agricultura/pasto, urbano (Figura 11 (f)) e (Figura 11(d)) água.

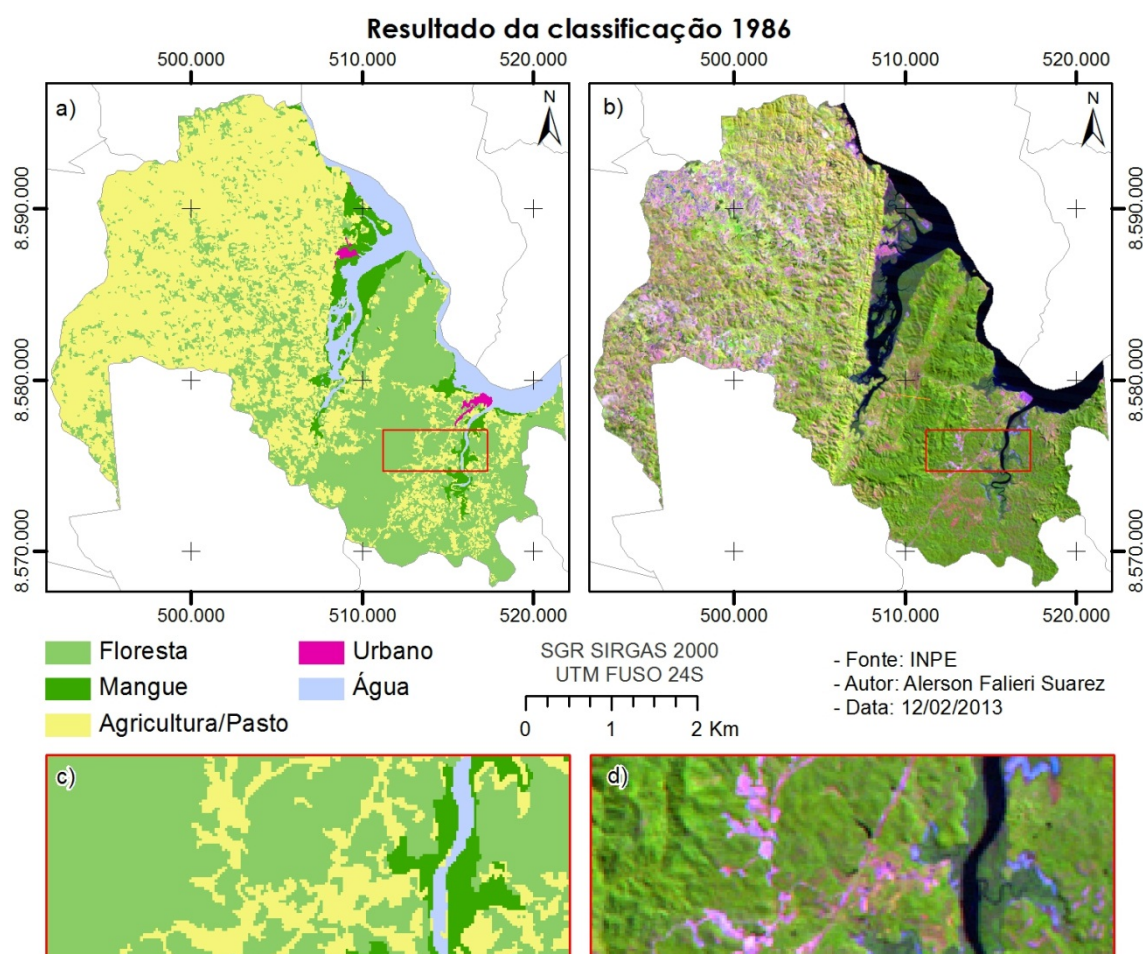


Figura 17 - Resultado geral da classificação 1986 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem Landsat 5, bandas 2, 3 e 5, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.

A avaliação da precisão foi realizada para o ano de 2008, o qual foi o único possível adquirir dados temporalmente compatíveis com estas análises. A Matriz de Confusão é apresentada na Tabela 6 e suas respectivas categorias na Tabela 7. A estatística descritiva da exatidão global atingiu a proporção de 89% de exatidão conforme observamos na Tabela 8. Analisando a acurácia do produtor, Tabela 9, e a acurácia do usuário, tabela 10, constatamos que a classe água atingiu um índice de maior precisão, apresentando 94% e 96% respectivamente, índices que são considerados como muito bom (CONGALTON e GREEN, 2009). Esta medida de precisão indica a probabilidade de um pixel de referência ser corretamente. As demais classes apresentaram a acurácia do produtor e acurácia do usuário respectivamente de: mangue 90% e 85%, agricultura/pasto 86% e 90%, urbano 86% e 88%.

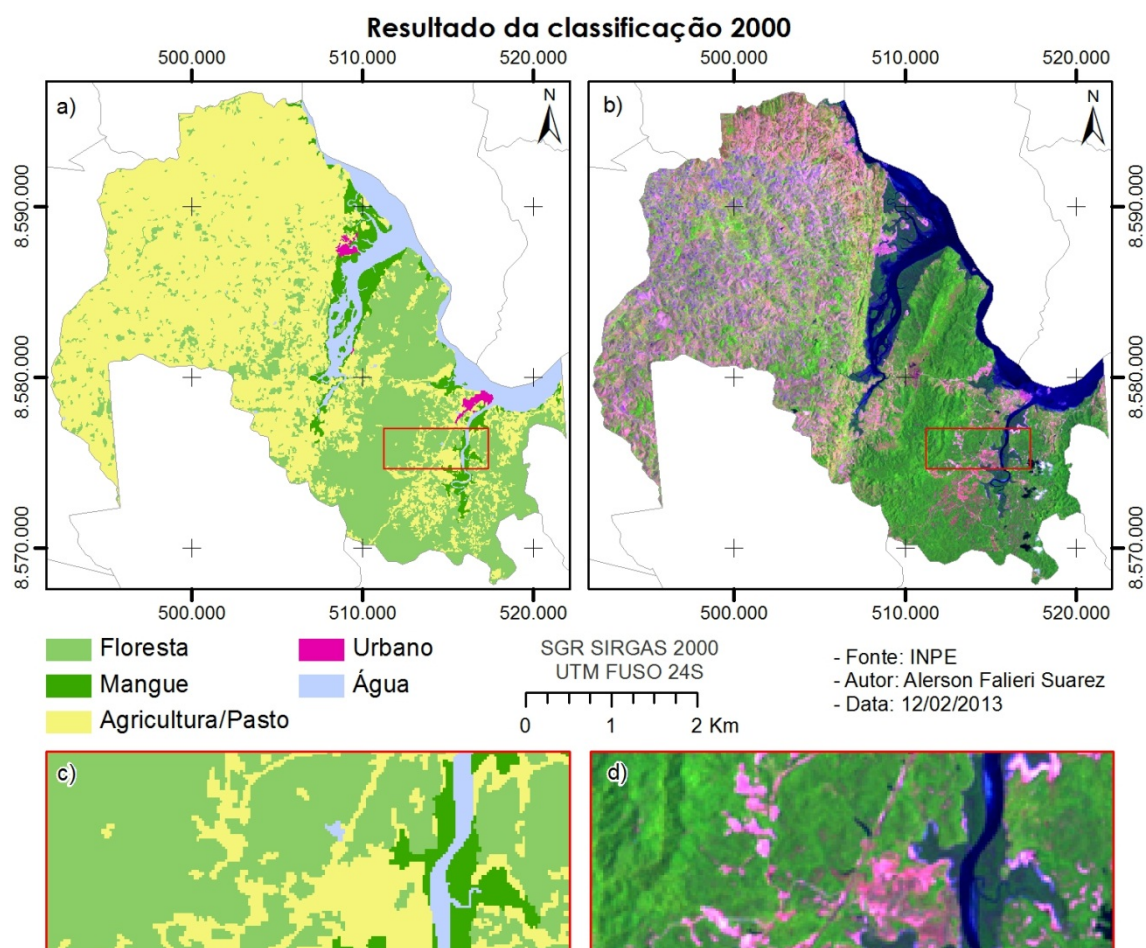


Figura 18 - Resultado geral da classificação 2000 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem Landsat 7, bandas 2, 3 e 5, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.

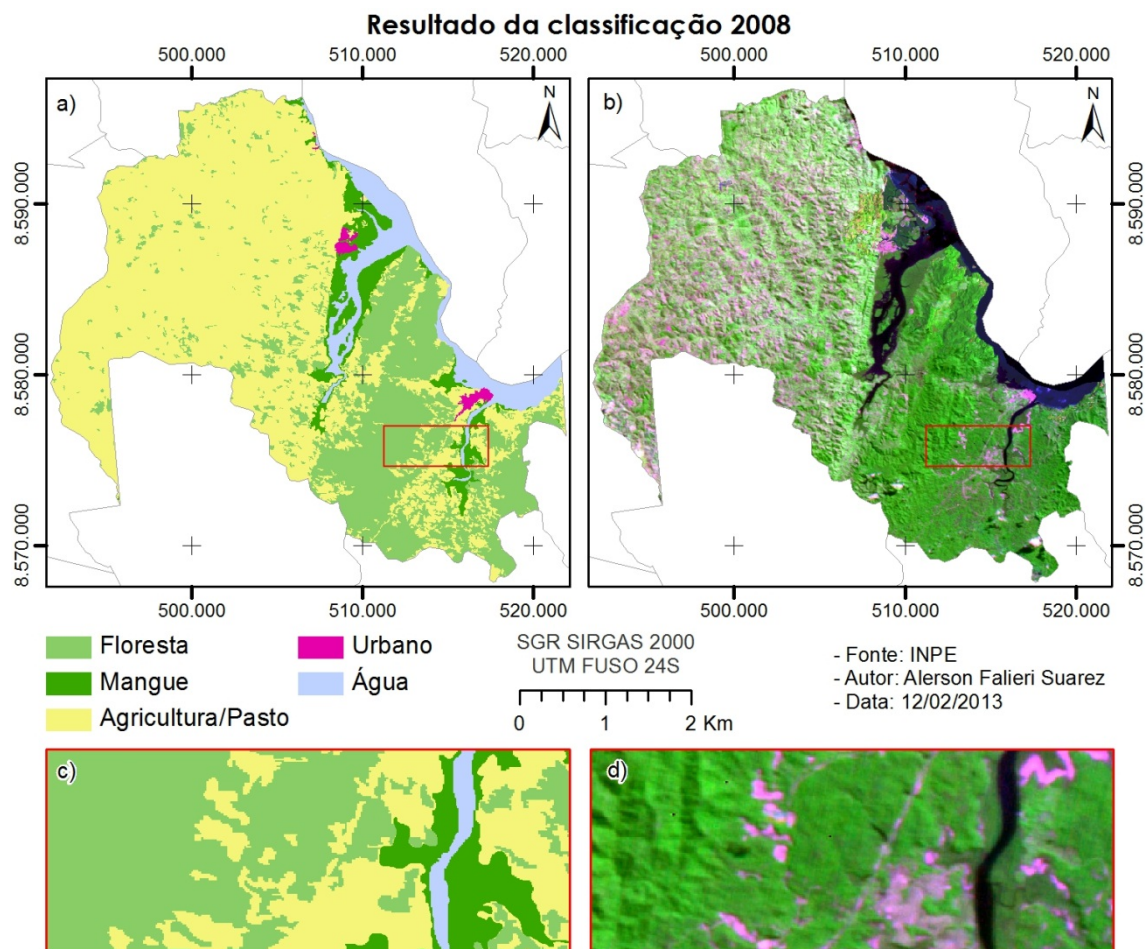


Figura 19 - Resultado geral da classificação 2008 e detalhe. (a) imagem classificada, (b) Imagem CBERS-2, bandas 2, 4 e 5, cenas de 25/06/2008, com os canais azul, verde e vermelho respectivamente, (c) retângulo destacado em (a) com detalhe da classificação, (d) retângulo destacado em (b) com detalhe da imagem de satélite.

Os índices para estas demais classes também são considerados bons. Apesar de a classe Floresta ter uma acurácia do produtor de 92%, sua acurácia do usuário foi de 87%, portanto, em 92% das vezes que uma área de Floresta foi classificada como tal, um usuário deste mesmo mapa vai, em 87% das vezes que visitar a área onde o mapa diz que é Floresta, encontrar Floresta (CONGALTON e GREEN, 2009). Esta mesma análise pode ser estendida às outras classes.

Tabela 6 - Matriz de Confusão

	F	M	AP	U	A	Total Linha
F	46	2	5	0	0	53
M	1	45	3	1	3	53
AP	3	1	86	6	0	96
U	0	0	6	43	0	49
A	0	2	0	0	47	49
Total Coluna	50	50	100	50	50	300

Tabela 7 - Categorias da Tabela 6

F	Floresta
M	Mangue
AP	Agricultura/Pasto
U	Urbano
A	Água

Tabela 8 - Exatidão Global

$267/300 =$	89%
-------------	-----

Tabela 9 - Acurácia do Produtor

$F = 46/50 =$	92%
$M = 45/50 =$	90%
$AP = 86/50 =$	86%
$U = 43/50 =$	86%
$A = 47/50 =$	94%

Tabela 10 - Acurácia do Usuário

$F = 46/53 =$	87%
$M = 45/53 =$	85%
$AP = 86/96 =$	90%
$U = 43/49 =$	88%
$A = 47/49 =$	96%

Outro teste estatístico aplicado aos resultados da classificação, pelo fato de levar em consideração toda a matriz de confusão no seu cálculo, inclusive os elementos de fora da diagonal principal, que representam as discordâncias na classificação, foi a estimativa Kappa. O resultado obtido para este índice calculado pela Equação 1 foi 0,86, número que representa um excelente grau de aceitação, segundo escala sugerida por Congalton e Green (2009).

A variância do Kappa foi calculada usando a Equação (2) e seu resultado foi $\widehat{var} = 0,0003775$. O teste Z, utilizado para testar a significância da matriz de erro foi alcançado um valor de $Z = 46,62$, o que significa o rejeito de H_0 . O Kappa calculado é significativamente maior que zero, ou seja, a classificação é significativamente melhor do que uma classificação aleatória.

5.2. Análise do desmatamento

Para obter mais detalhes sobre o desmatamento na área de estudo o seguinte procedimento foi realizado para os anos de 2000 e 2008. Esta análise também irá ajudar na calibração do modelo de desmatamento, que será descrito nos tópicos seguintes.

As manchas de desmatamento que ocorreram de 2000 e 2008 foram isoladas, suas áreas calculadas, assim como sua porcentagem e frequência acumulada.

Foram identificadas 2025 manchas de desmatamento, com uma área média de 1,6 hectares, desvio padrão de 4,3 hectares. A frequência das manchas em relação a sua área pode ser observada no histograma da Figura 20.

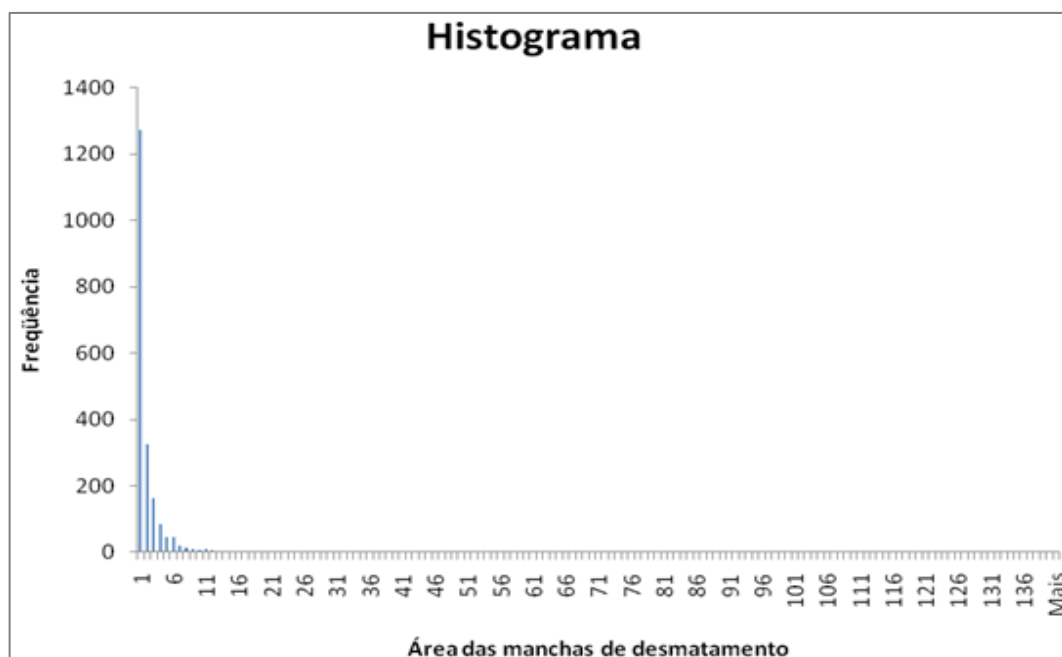


Figura 20 - Frequência do tamanho (área) das manchas de desmatamento

Foi calculada a frequência acumulada das manchas e foi observado que mais de 60% das manchas são menores que seis hectares. A distribuição da Frequência acumulada pode ser observada no gráfico apresentado na Figura 21.

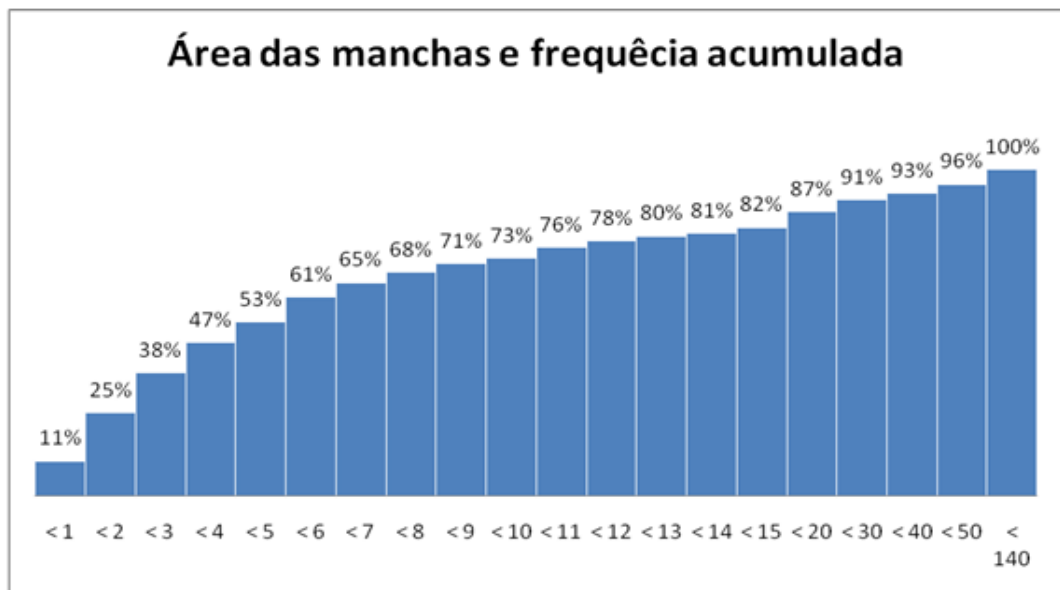


Figura 21 - Área acumulada das manchas de desmatamento

Foram adquiridos dados altimétricos do projeto Brasil em Relevo para duas cartas de articulação adjacente. Os dados foram mosaicados e tiveram seus referenciais geodésicos ajustados para o Sistema de Referencial Geodésico SIRGAS 2000. A leitura de bibliografia correlata e análise da geomorfologia possibilitaram a divisão entre áreas altas e áreas baixas no município.

Frente às características da Geologia e Geomorfologia apresentadas em capítulo anterior, baseando-se no limite da falha geológica de Maragogipe foi feita a divisão entre áreas altas e áreas baixas para o município, representado respectivamente, ao lado esquerdo da linha de corte as terras altas e a direita da linha de corte as terras baixas. Pode-se observar a compartimentação na Figura 22.

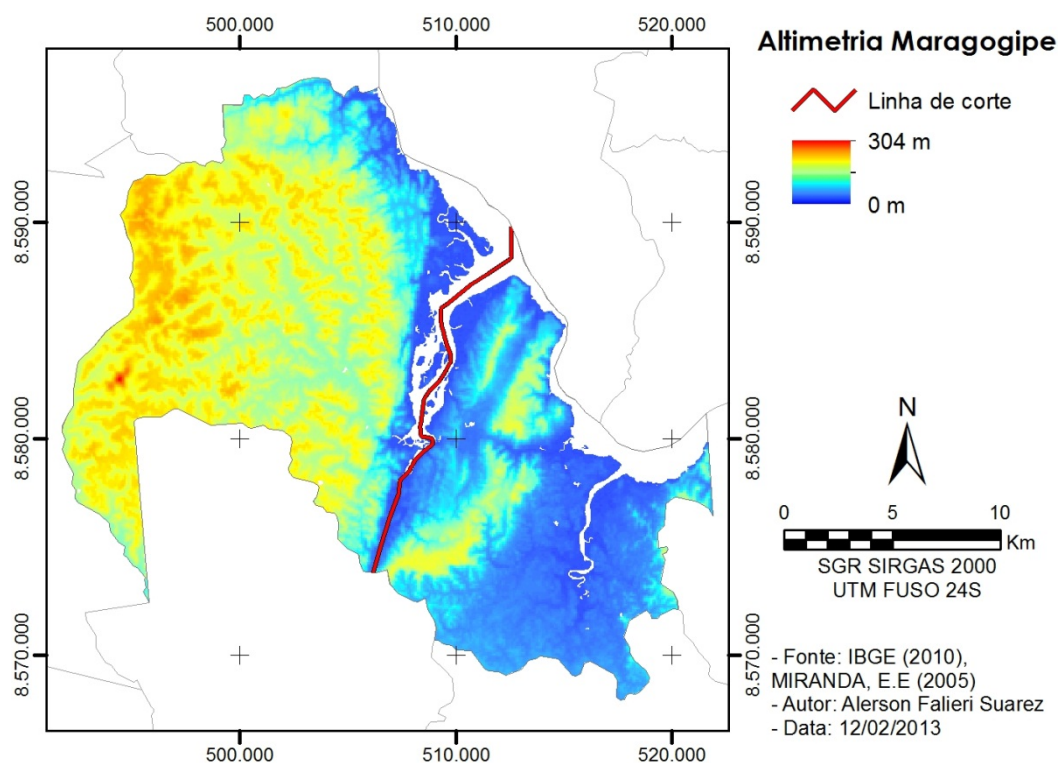


Figura 22 - Altimetria e separação de áreas altas e áreas baixas no município de Maragogipe

Desconsiderando a incerteza da classificação e observando a dinâmica do desmatamento, aproximadamente nas últimas três décadas, através da Tabela 11, Tabela 12 e Tabela 13, conclui-se que nas terras altas do município de Maragogipe, do ano de 1986 (Figura 23) ao ano 2000 (Figura 24), uma área de 2.063,5 hectares de Florestas foi desmatada. No período subsequente, do ano 2000 ao ano 2008 (Figura 25), foi desmatada uma área de 750,4 hectares.

Tabela 11 - Distribuição do desmatamento nas terras altas

		1986		2000		2008	
		Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total
ALTAS	Floresta	4.449,6	18%	2.386	10%	1.635,7	7%
	Desmatamento	19.418,1	78%	21.483,9	87%	22.235,7	90%
	Mangue	958,6	4%	958,8	4%	958	4%
TOTAIS		24.826,35	100%	24.828,7	100%	24.829,4	100%

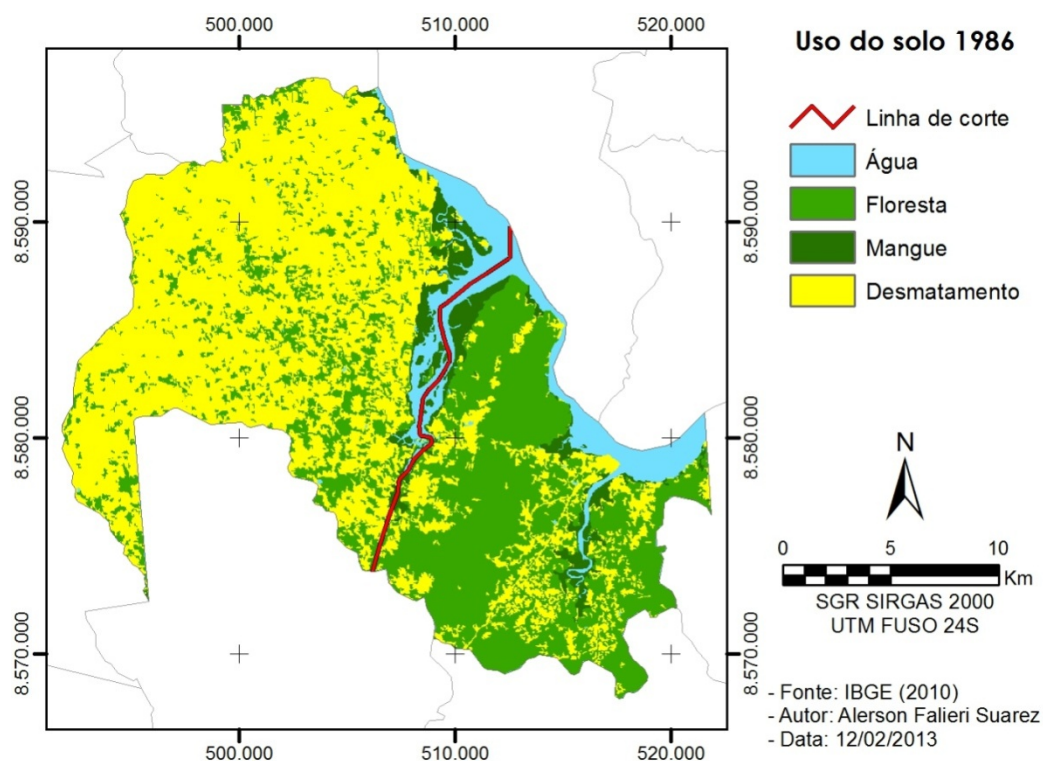


Figura 23 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 1986

Tabela 12 - Distribuição do desmatamento nas terras baixas

		1986		2000		2008	
		Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total
BAIXAS	Floresta	10.931,6	71%	10.368,5	68%	9.879,5	64%
	Desmatamento	3.262,6	21%	3.826,5	25%	4.315,9	28%
	Mangue	1.123,5	7%	1.123	7%	1.122	7%
TOTAIS		15.317,7	100%	15.318	100%	15.317,5	100%

Tabela 13 - Distribuição do desmatamento no município de Maragogipe

		1986		2000		2008	
		Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total	Área (Ha)	% do Total
TOTAL	Floresta	15.381,1	38%	12.754,5	32%	11.515,2	29%
	Desmatamento	22.680,7	56%	25.310,4	63%	26.551,6	66%
	Mangue	2.082,2	5%	2.081,8	5%	2.080,1	5%
TOTAIS		40.144	100%	40.146,7	100%	40.146,9	100%

Ocorreu uma desaceleração considerável no desmatamento na última década, mas vale ressaltar que os remanescentes florestais observados na área alta do município hoje são a minoria do território e representam apenas 7% da área original equivalente a 1.635,6 hectares.

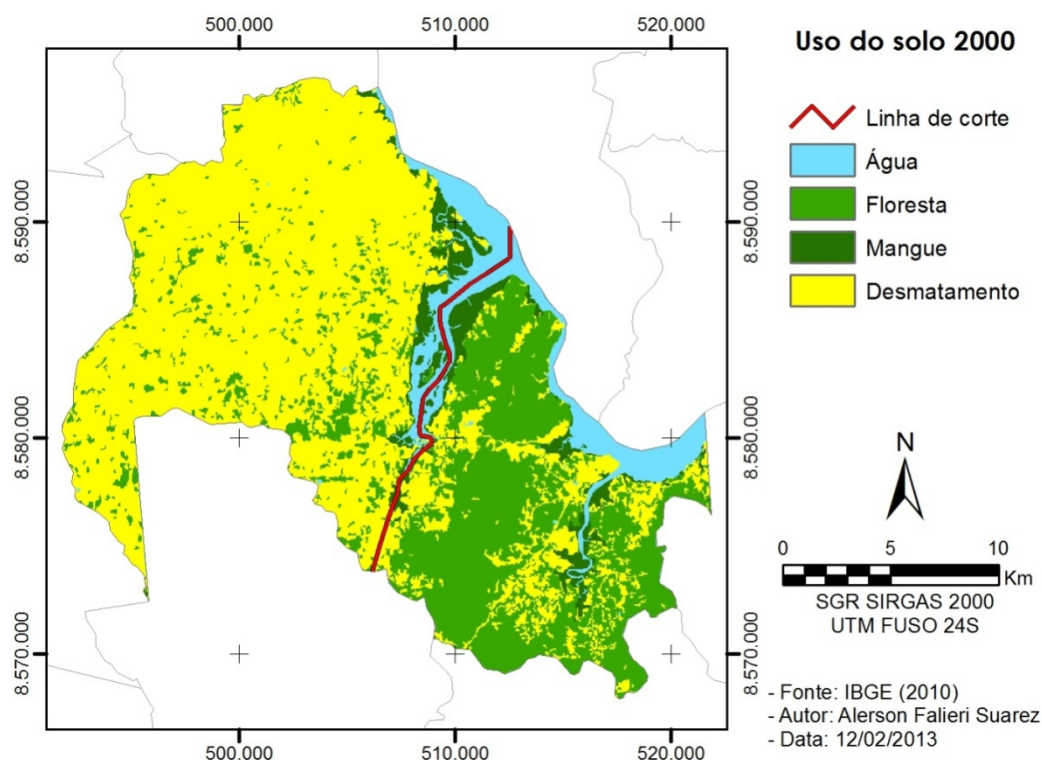


Figura 24 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 2000

Esta redução observada no desmatamento das áreas altas, do Município de Maragogipe, não é observada nas áreas baixas, onde a dinâmica acontece da seguinte forma: no primeiro período do ano de 1986 (Figura 23) ao ano 2000 (Figura 24), uma área de 563 hectares de Florestas equivalente a 3% da floresta remanescente. No período subsequente, do ano 2000 ao ano 2008 (Figura 25), foi desmatada uma área de 488 hectares equivalente a 4% de floresta remanescente.

A quantidade desmatada em hectares se manteve próxima. Não se observou redução entre as décadas, mas a representatividade deste desmatamento no total dos remanescentes teve um aumento de 1%, ou seja, existiu um aumento de 3% para 4% no desmatamento da floresta remanescente na última década. A área total de floresta, hoje, nas áreas baixas, equivale a 64% do território original que ela ocupava, são 9.879,5 hectares de floresta remanescente.

Na Figura 26 observa-se a distribuição dos Remanescentes ao longo dos anos 1986, 2000 e 2008.

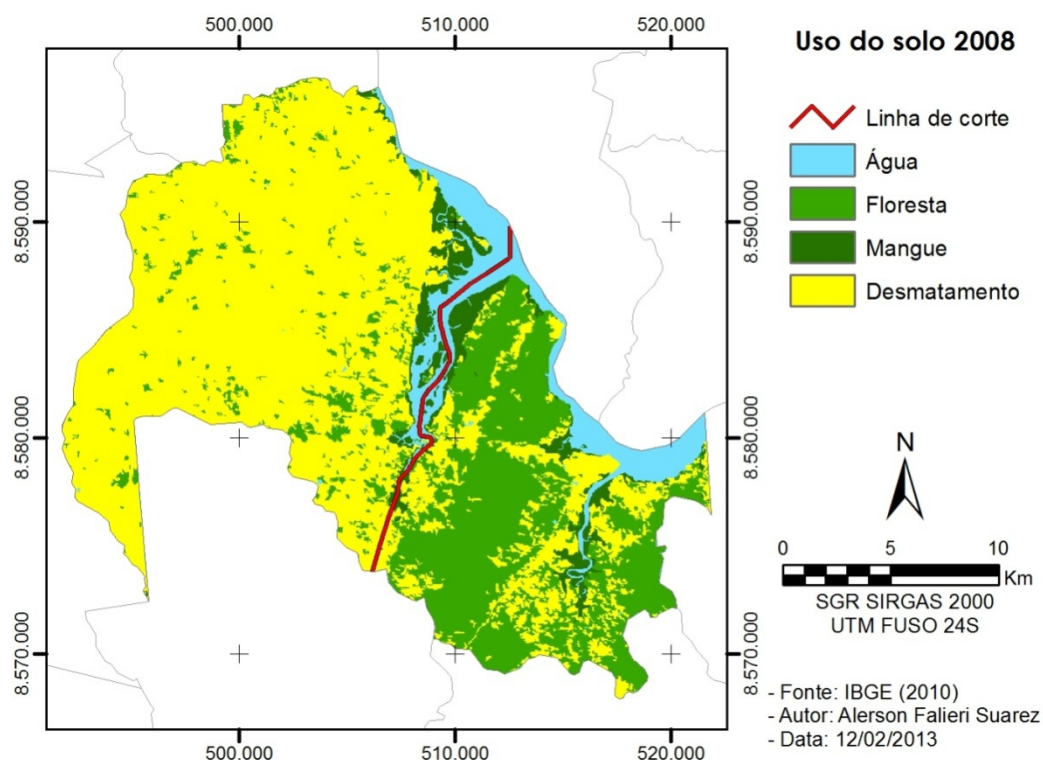


Figura 25 - Imagem reclassificada: Uso da terra em 2008

As mudanças do uso do solo podem ser observadas tanto visualmente quanto através dos números e análises realizadas. O desmatamento das áreas altas, apesar da sua desaceleração, ainda é preocupante. Extrapolando o desmatamento da última década que foi de 751,8 hectares, frente aos 1.635,7 hectares remanescentes, em alguns anos a quantidade de floresta remanescente poderá ser muito pequena, e a agricultura e pecuária perpetuariam nas áreas altas do território.

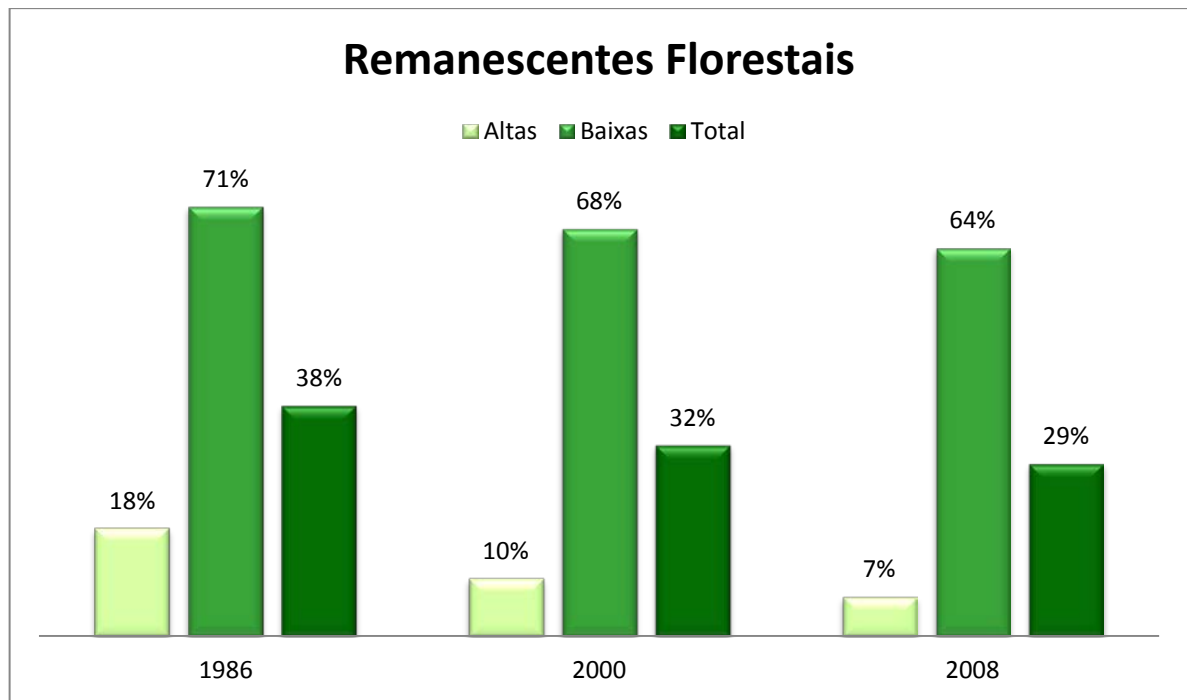


Figura 26 - Gráfico dos remanescentes florestais no Município de Maragogipe

Com os gráficos e números da métrica de paisagem apresentados, parte-se para a próxima etapa do estudo que foi modelar a dinâmica do desmatamento, que servirá de base de predições de uso do solo.

5.3. Modelagem dinâmica da paisagem

Para estimar as probabilidades globais de transição foi realizado o cálculo da matriz de transição de uso do solo para o período de 1986 a 2000. O mapa inicial, uso do solo para 1986 (Figura 27 (a)); mapa final, uso do solo 2000 (Figura 27(b)), foram processados no SPRING, homogêneos para 961 linhas por 1004 colunas e resolução do pixel de 30 x 30 (m) convertidos em arquivos matriciais com extensão de arquivo TIFF no ArcGIS, foram exportados para o DINAMICA EGO®.

Foi realizada uma operação de tabulação cruzada entre os mapas de uso do solo, gerando os percentuais de transição (matriz simples e múltipla) para a mudança de uso do solo existente, no caso, floresta para desmatamento, ao longo dos 14 anos analisados. A matriz simples, que se refere a todo o período de análise teve uma taxa de 0,2472752, enquanto a matriz múltipla, que indica as transições ocorridas a cada passo de tempo do período analisado (1 ano) apresentou uma taxa de 0,0364375.

As taxas indicam que uma porcentagem da floresta está se alterando para área desmatada por unidade de passo de tempo. Neste período de tempo, a floresta remanescente está diminuindo em aproximadamente 3,6% por ano neste período.

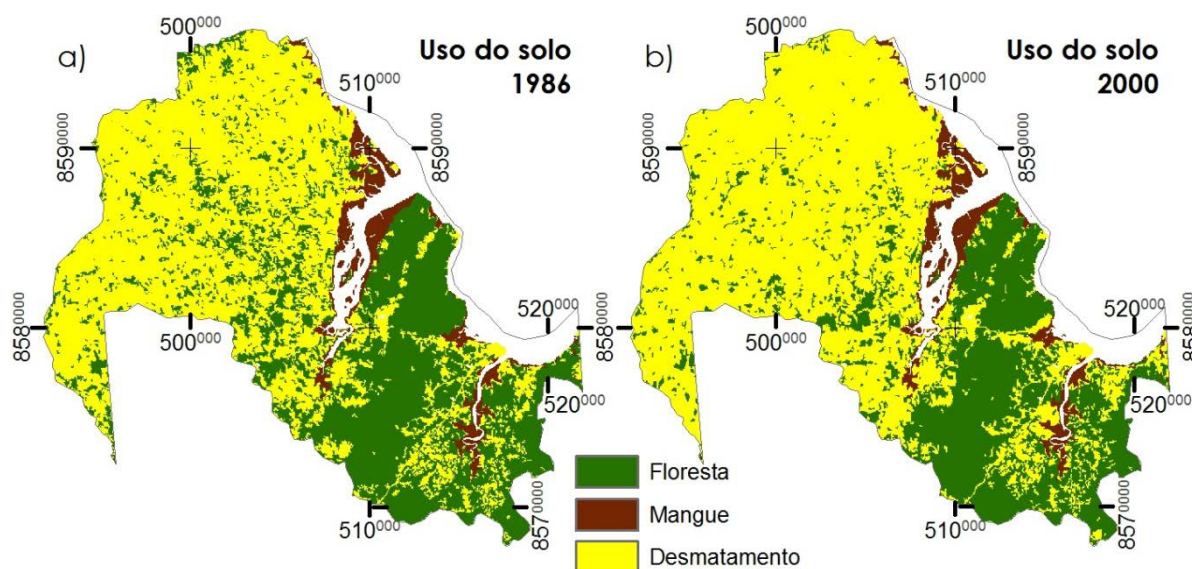


Figura 27 - Mapa inicial (1986) e mapa final (2000)

Após estimar as probabilidades globais de transição é necessário determinar as probabilidades locais de transição. Para esta finalidade o conjunto de variáveis para explicar as transições deve ser definido através da análise exploratória das variáveis, contando com procedimentos heurísticos e testes estatísticos.

Os mapas de variáveis (evidências) foram homogeneizados para 961 linhas por 1004 colunas e resolução do pixel de 30 x 30 (m) convertidos em arquivos matriciais, com extensão de arquivo TIFF e foram exportados para o DINAMICA EGO®.

Foram aplicados os cálculos para a definição do Índice de Cramer (V) e a Incerteza de Informação Conjunta (U) para cada uma das variáveis.

A Tabela 14 mostra as notações utilizadas para cada mapa de variável empregado na análise exploratória.

Tabela 14 - Variáveis analisadas

Notação	Variáveis de mudança de uso
altitude	Altitude numérica (EMBRAPA)
areas_protegidas	Áreas protegidas (Resex Baía do Iguape)
d_areas_protegidas	Distância a áreas protegidas (Resex Baía do Iguape)
d_desmatamento	Distância ao desmatamento
d_estradas	Distância a estradas
d_grandes_rios	Distância a grandes rios (Rio Paraguaçu)
d_pequenos_rios	Distância a pequenos rios
d_urbano	Distância a áreas urbanas
declividade	Declividade em graus

A Tabela 15 e a Tabela 16 apresentam os valores obtidos para o Índice de Cramer (V) e a Incerteza de Informação Conjunta (U) para os pares de variáveis usados para explicar o mesmo tipo de transição do uso do solo.

Tabela 15 - Associação entre as variáveis

Variável A	Variável B	Índice de Cramer ($V_{A,B}$)	Incerteza ($U_{A,B}$)
altitude	areas_protegidas	0,705653	0,0963044
	d_areas_protegidas	0,361763	0,294707
	d_desmatamento	0,204492	0,0781222
	d_estradas	0,0884874	0,0266115
	d_grandes_rios	0,343819	0,254457
	d_pequenos_rios	0,129762	0,0255653
	d_urbano	0,231851	0,152075
	declividades	0,127484	0,057437
	solos	0,460892	0,300692
areas_protegidas	d_areas_protegidas	0,799283	0,172971
	d_desmatamento	0,289575	0,0600682
	d_estradas	0,17031	0,0133468
	d_grandes_rios	0,712704	0,168365
	d_pequenos_rios	0,0947339	0,00629705
	d_urbano	0,383935	0,0440298
	declividades	0,372945	0,058001
	solos	0,456308	0,0744986
d_areas_protegidas	d_desmatamento	0,165522	0,0816636
	d_estradas	0,0914762	0,0322849
	d_grandes_rios	0,503868	0,615645
	d_pequenos_rios	0,103835	0,0213181
	d_urbano	0,292415	0,243029
	declividades	0,110464	0,0302604
	solos	0,420674	0,318947
d_desmatamento	solos	0,257839	0,149382
d_estradas	d_desmatamento	0,145455	0,0395114
	d_grandes_rios	0,0854829	0,0269959
	d_pequenos_rios	0,0567996	0,00588862
	d_urbano	0,0754573	0,0230032
	declividades	0,0322988	0,0035751
	solos	0,163234	0,0346999

Tabela 16 - Associação entre as variáveis (Continuação)

Variável A	Variável B	Índice de Cramer ($V_{A,B}$)	Incerteza ($U_{A,B}$)
d_grandes_rios	d_desmatamento	0,14927	0,0719377
	d_pequenos_rios	0,0649152	0,0103078
	d_urbano	0,307095	0,241288
	declividades	0,105584	0,0278678
	solos	0,392877	0,282038
d_pequenos_rios	d_desmatamento	0,121043	0,0299442
	d_urbano	0,124179	0,0227857
	declividades	0,0528244	0,00605989
	solos	0,13152	0,0359595
d_urbano	d_desmatamento	0,156639	0,0564346
	declividades	0,0734067	0,0177909
	solos	0,334011	0,179505
declividades	d_desmatamento	0,0697028	0,0125094
	solos	0,162374	0,0525873

Valores menores que 0,5, tanto para o Índice de Cramer como para a Incerteza de Informação Conjunta, indicam menor associação (Bonham-Carter, 1994). Avaliando os valores obtidos, foram destacados em negrito, na Tabela 15 e na Tabela 16, os valores que ultrapassaram este limiar. Algumas das variáveis, previamente definidas, devem ser selecionadas e descartadas ou combinadas.

No caso deste estudo as variáveis com maior associação entre os pares serão descartadas. As variáveis áreas_protegidas, d_areas_potegidase altimetria foram descartadas. A variável altimetria, mesmo não ultrapassando o limiar de 0,5, ficou bastante próxima quando pareada à variável solos ($V_{A,B} = 0,460892$).

O descarte destas variáveis se dará quando seus pesos de evidência, depois de calculados, forem transformados para zero o que força o modelo a desconsiderar tais variáveis ao longo da simulação. As variáveis independentes que continuaram influentes no modelo foram as seguintes: solos, declividade, distância ao desmatamento, distância às manchas urbanas, distância aos pequenos rios, distância aos grandes rios e distância às estradas.

Com a definição do conjunto final de variáveis independentes, os processos para obter os pesos de evidência e um mapa de probabilidade de transição são tomados. Os pesos de evidência são aplicados somente a dados categóricos, sendo necessário categorizar as variáveis contínuas (p. ex. mapas de distância).

Soares-Filho (2009) sugere um método adaptado, onde as faixas são calculadas de acordo com a estrutura dos dados.

Neste método, as variáveis são importadas para o *software* DINAMICA EGO® que irá calcular as faixas para classificar variáveis expressas em escalas continuadas de cinza para a derivação dos Pesos de Evidência. Serão selecionados o número de intervalos e o tamanho de seus incrementos (*buffers*), tendo como objetivo preservar a estrutura dos dados. Os parâmetros para o processo de classificação são o incremento mínimo em unidades do mapa. No caso dos mapas de distância o incremento foi de 100 m, salvo a variável distância ao desmatamento que o incremento foi de 30 m, o incremento da variável declividade foi 1°. Para os parâmetros delta máximo, delta mínimo e o ângulo de tolerância foram respectivamente: 500.000, 10 e 5, conforme valores convencionais sugeridos por Soares-Filho *et al.* (2009).

O resultado deste método é um arquivo de base para o cálculo dos pesos de evidência. As representações do resultado podem ser consultadas na Tabela 17 e

Tabela 18. Nas tabelas não é apresentado o valor categórico da variável solo.

Tabela 17 - Intervalos de classes dos pesos de evidência

Faixas	d_urbano (m)	d_estradas (m)	d_grandes_rios (m)	d_pequenos_rios (m)	d_desmatamento (m)	Declividade (graus)
1.	0 a 100	0 a 100	0 a 100	0 a 100	0 a 60	0 a 1
2.	100 a 400	100 a 600	100 a 800	100 a 800	60 a 90	1 a 2
3.	400 a 500	600 a 700	800 a 900	800 a 900	90 a 120	2 a 3
4.	500 a 600	700 a 800	900 a 13800	900 a 1000	120 a 150	3 a 57
5.	600 a 700	800 a 900	13800 a 13900	1000 a 1400	150 a 210	
6.	700 a 800	900 a 1000	13900 a 15400	1400 a 2000	210 a 1770	
7.	800 a 900	1000 a 1300				
8.	900 a 1000	1300 a 1500				
9.	1000 a 1100	1500 a 1800				
10.	1100 a 1200	1800 a 1900				
11.	1200 a 1400	1900 a 2000				
12.	1400 a 1500	2000 a 2400				
13.	1500 a 1600	2400 a 2500				
14.	1600 a 1700	2500 a 2600				
15.	1700 a 2000	2600 a 2700				
16.	2000 a 2100	2700 a 2800				
17.	2100 a 2200	2800 a 2900				
18.	2200 a 2400	2900 a 3000				

Tabela 18 - Intervalos de classes dos pesos de evidência (continuação)

Faixas	d_urbano (m)	d_estradas (m)	d_grandes_rios (m)	d_pequenos_rios (m)	d_desmatamento (m)	Declividade (graus)
19.	2400 a 2500					
20.	2500 a 2600					
21.	2600 a 2700					
22.	2700 a 6800					
23.	6800 a 6900					
24.	6900 a 7000					
25.	7000 a 9500					
26.	9500 a 9600					
27.	9600 a 19300					

O método dos pesos de evidência é utilizado para o cálculo das probabilidades de transição entre as classes analisadas neste estudo. Nesta etapa são produzidos os mapas de probabilidade de transição, processo sintetizado na Figura 28, onde o mapa resultante (Probabilidades espaciais de transição) representa as áreas mais favoráveis para uma mudança.

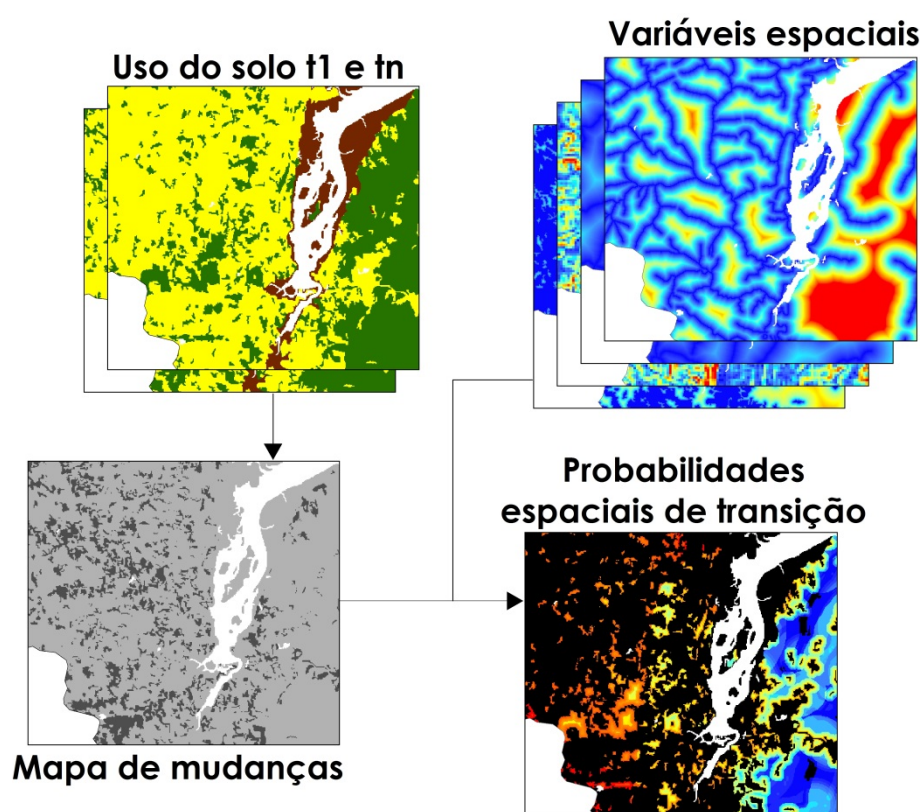


Figura 28 - Cálculo e aplicação dos pesos de Evidência para produzir um mapa de probabilidades de transição

No método dos pesos de evidência o efeito de uma variável (evidência) em uma transição (floresta para desmatamento) é calculado independente de uma solução combinada. O mapa de transição, que são as áreas remanescentes de

vegetação que podem ser desmatadas, é submetido a tabulações cruzadas parciais com os mapas de variáveis independentes. As tabulações cruzadas parciais desconsideram os valores de pixel, valor de nulo definido (neste caso, 0). Os valores numéricos de proporções de pixel existentes na presença ou ausência de determinada evidência, nas diferentes faixas dos mapas de distância (Tabela 17 e

Tabela 18) ou do mapa categórico (p. ex. solos), seletivamente são transferidos para o arquivo base representados nas duas tabelas citadas anteriormente (Equações (12) e (13)).

Os valores positivos dos pesos de evidência W^+ são usados para calcular as probabilidades de transição (Equação(27)) para a transição floresta para desmatamento (de 2000 a 2008). Os valores de W^+ para as variáveis independentes podem ser consultadas na Tabela 19 e Tabela 20. Por meio das probabilidades de transição o *software* DINAMICA EGO® gera os mapas de probabilidade de transição para cada passo da modelagem.

Tabela 19 - Resultados do cálculo dos pesos de evidência

Faixas	d_urbano	d_estradas	d_grandes_rios	d_pequenos_rios	d_desmatamento	solos	declividade
1.	4,14815	0,493609	0,816367	0,246941	1,462	2,01	-0,0164372
2.	2,69756	0,276713	0,53753	0,0372645	0,495288	-0,5	0,169201
3.	1,75408	-0,0797815	-0,136385	-1,06674	-0,133196	2,53	-0,0144666
4.	1,79696	-0,251921	-0,124824	-1,32063	-0,473524	-0,9	-0,0158345
5.	1,35076	-0,625889	0	-1,14715	-0,865989	0,34	
6.	1,08978	-0,902632	3,53134	-0,981059	-2,22567	-0,3	
7.	0,766093	-1,13336					
8.	0,630474	-1,49432					
9.	0,711572	-1,15668					
10.	0,7618	-0,409727					
11.	0,547585	-0,191438					
12.	0,857265	-0,0068628					
13.	0,344291	0,768928					
14.	0,615587	1,31799					
15.	0,442357	2,1036					
16.	0,0812771	1,04866					
17.	0,334529	1,68572					
18.	0,141925	1,9605					

Tabela 20 - Resultados do cálculo dos pesos de evidência (continuação)

Faixas	d_urbano	d_estradas	d_grandes_rios	d_pequenos_rios	d_desmatamento	solos	declividade
19.	-0,214989						
20.	-0,054111						
21.	-0,378942						
22.	-0,546933						
23.	-0,384086						
24.	-0,134688						
25.	0,0614945						
26.	3,21581						
27.	2,22098						

Pode-se observar graficamente (Figura 29 e Figura 30) como se comportam os valores de W^+ (pontos vermelhos) para cada faixa de distância às respectivas variáveis independentes. No eixo y estão representados os valores de W^+ enquanto no eixo x, as categorias ou faixas calculadas anteriormente.

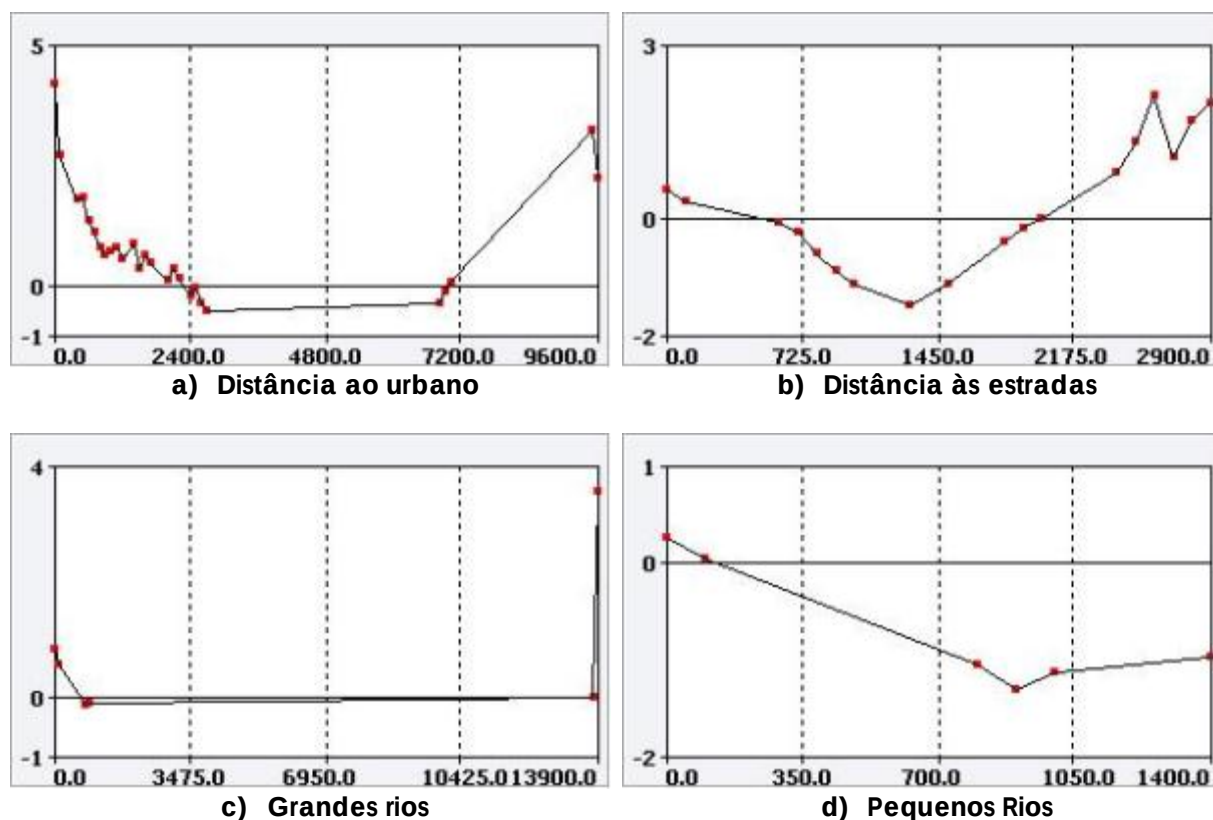


Figura 29 - Gráfico dos pesos de evidência, a) Distância ao urbano, b) Distância às estradas, c) Grandes rios e d) Pequenos Rios

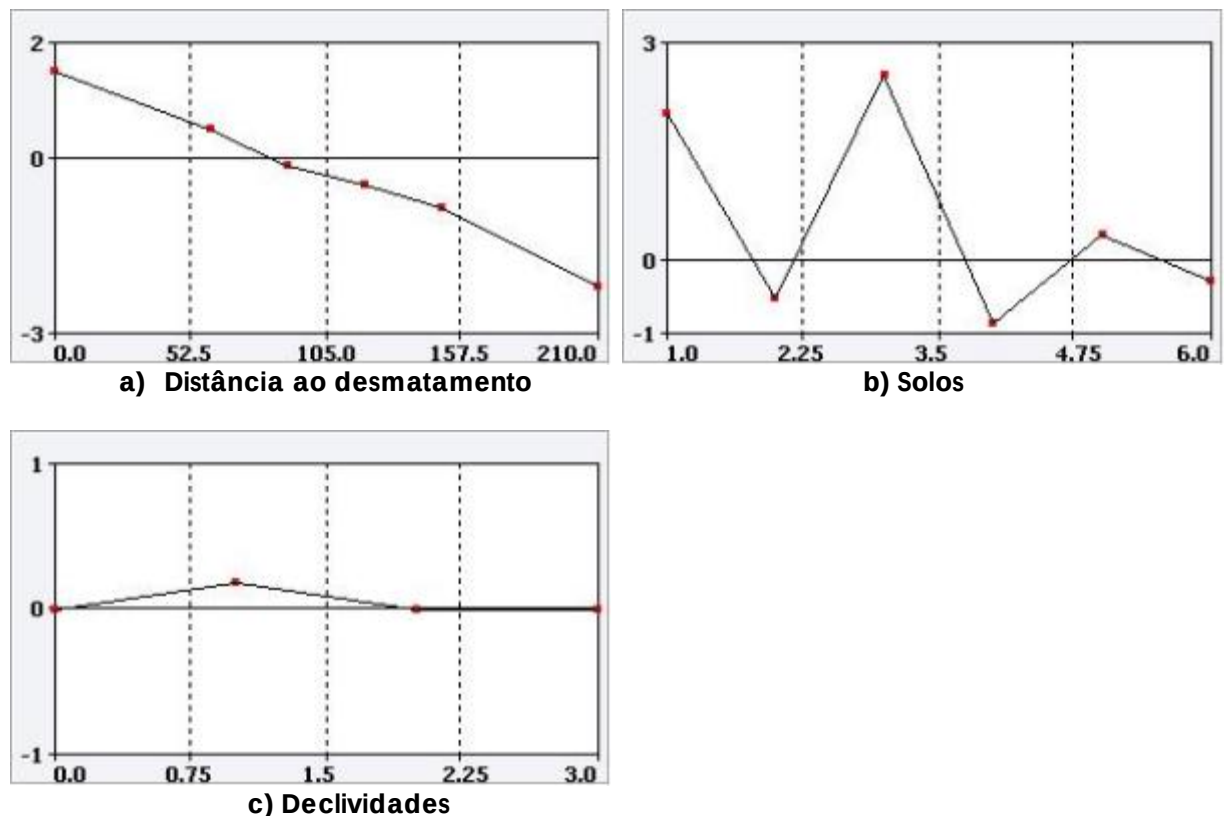


Figura 30 - Gráficos dos pesos de evidência (continuação), a) Distância ao desmatamento, b) Solos e c) Declividades

Na Figura 31 observa-se os mapas simulados de uso do solo e os mapas de probabilidade de transição para alguns passos do modelo de simulação (2000, 2004 e 2008). A parte escura nos mapas, representados pela cor preta, dizem respeito à probabilidade nula. Os valores crescentes das cores frias às cores quentes (azul ao vermelho) indicam o aumento da probabilidade, culminando na representação pela cor vermelha da probabilidade máxima de transição.

As manchas de probabilidade diminuem com o avançar dos anos. Isto ocorre, pois no passo anterior, parte do que era possível de ser desmatado, foi realizado pelo modelo.

Agora, com os mapas de probabilidade de transição, torna-se possível definir alguns parâmetros internos do *software* DINAMICA EGO® com a finalidade de produzir melhor resultado na simulação.

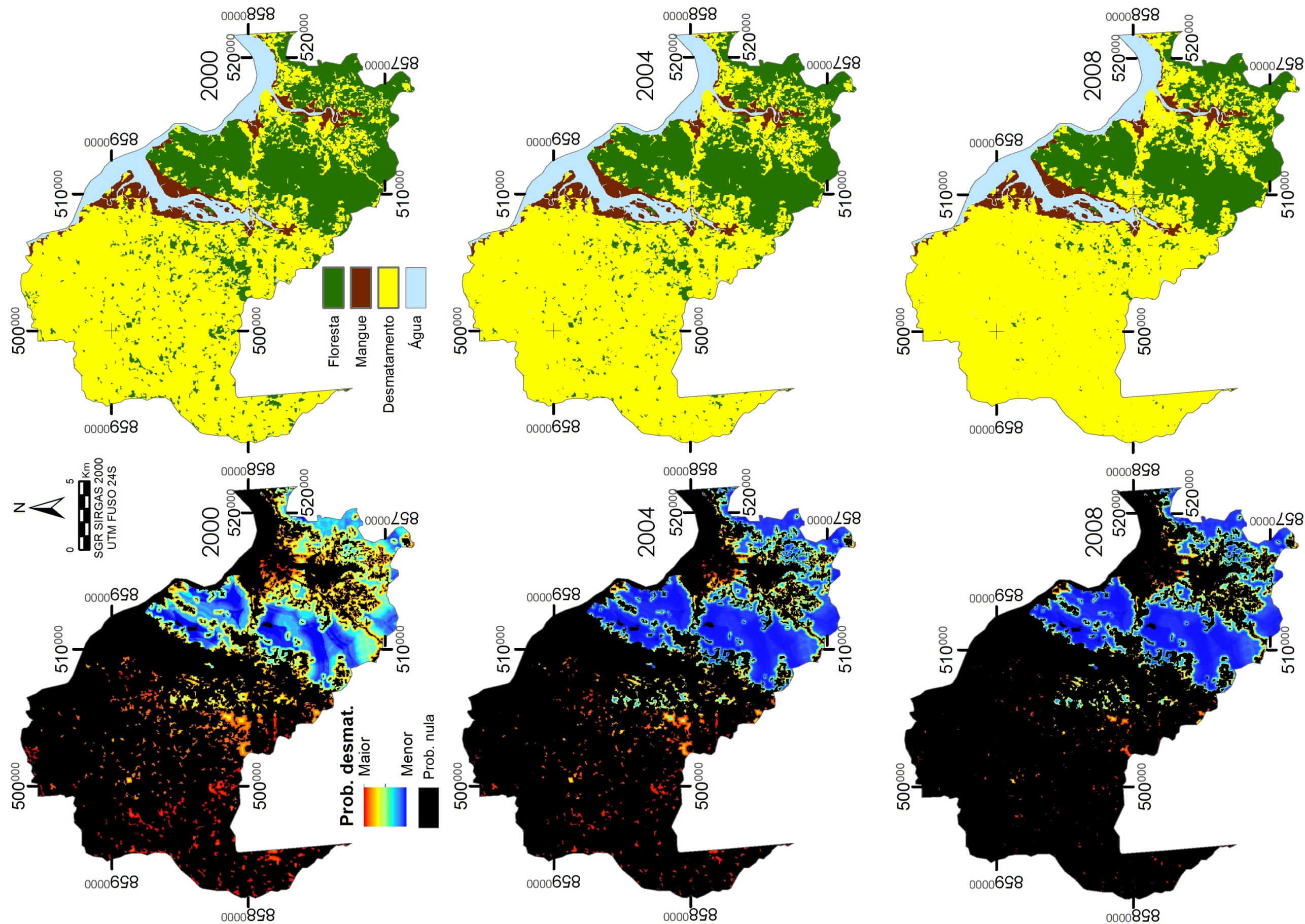


Figura 31 - Mapas de probabilidade de desmatamento 2000, 2004 e 2008 e mapas uso do solo simulado 2000, 2004 e 2008

No modelo de simulação do uso e cobertura do solo (2000 a 2008), um mapa inicial (t_2) teve suas classes alteradas de acordo com a taxa de mudança ou matriz de transição (matriz múltipla). Estas mudanças ocorrem nas áreas de maior probabilidade, definidas pelo mapa de probabilidade, resultante do cálculo dos Pesos de Evidência. São as probabilidades locais de transição.

As manchas de mudança ocorreram em quantidade, de acordo com a matriz de transição, e tiveram sua taxa de aparecimento ou agregação de acordo com valores arbitrados a determinados operadores de função da mudança (*Modulate Change Matriz*) do software, assim como a isometria das manchas. Após algumas rodadas de testes, os valores para os operadores de função foram apresentados na Tabela 21:

Tabela 21 - Parâmetros das manchas para o modelo de transição de uso do solo (floresta para desmatamento)

Tipo de função	Proporção de Patcher ou Expander	Tamanho médio de mancha	Variância do Tamanho	Isometria
<i>Expander</i>	80%	20	50	1,5
<i>Patcher</i>	20%	25	50	1,5

Aplicado às mudanças, o mapa da paisagem resultante foi salvo a cada passo do modelo e retroalimentado como mapa inicial no passo seguinte até alcançar uma variação temporal compatível com t_3 , possibilitando a validação dos resultados.

A validação foi realizada calculando a similaridade entre o mapa simulado (t_3 simulado) e o mapa real (t_3), aplicado a um contexto de vizinhança de pixel, por meio de uma função de decaimento exponencial com uma janela de 11 pixels.

Um dos resultados do modelo são os mapas de probabilidades. A variação das cores nos mapas de probabilidade observados na Figura 31 é uma transição entre o azul e o vermelho nas áreas classificadas como florestas, onde o azul são as áreas de baixa probabilidade espacial de ocorrer desmatamento e as áreas vermelhas são áreas de alta probabilidade espacial de ocorrerem desmatamento.

Analisando os mapas de probabilidades, pode-se identificar áreas prioritárias para conservação, segundo o grau de probabilidade de acontecer, frente às variáveis analisadas. Os mapas de probabilidade são indicativos de como o fenômeno do desmatamento localiza-se e se distribui no território. Um cruzamento desta informação com mapas de biomassa florestal ou importância biológica, tem grande potencial de subsidiar a escolha assertiva de onde investir esforços de preservação e podem subsidiar a tomada de decisão para alternativas de conservação como a criação de Unidades de Conservação.

Pela análise, visualizada na Figura 32, comparativa entre o mapa de uso do solo classificado (t_3) e uso do solo simulado (t_3 simulado), pode-se observar que o processo heurístico foi bem concebido, já que o padrão do desmatamento foi respeitado. Observa-se que, na parte noroeste, ocorre um grau de desmatamento maior no mapa simulado do que foi observado para o ano de 2008.

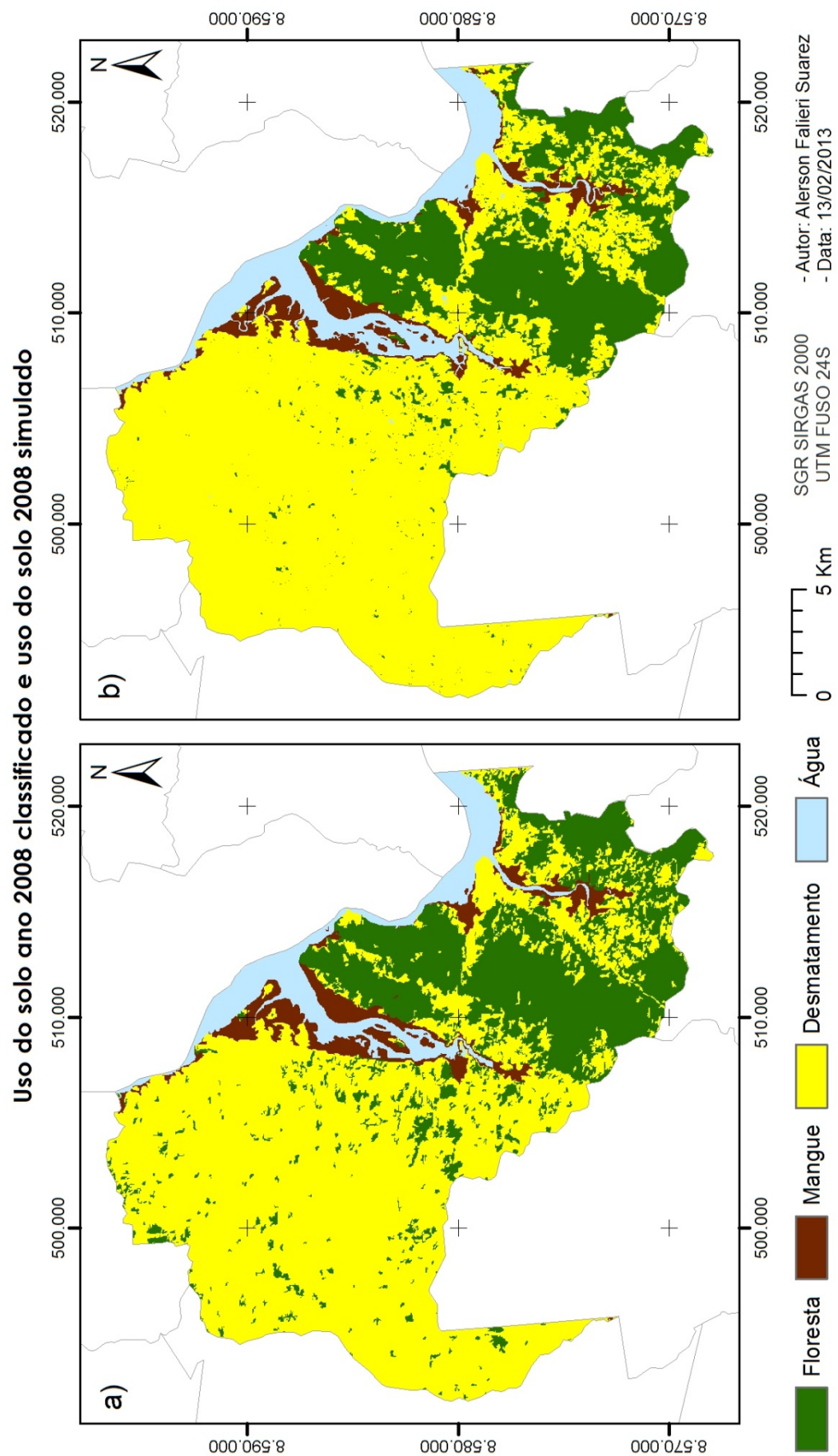


Figura 32 - Uso do solo classificado a), e uso do solo simulado b)

Isso ocorre, pois as probabilidades locais de desmatamento segundo o mapa de probabilidades mostrado anteriormente (Figura 31), indicam que estas áreas são as mais suscetíveis ao desmatamento explicado pelo método dos pesos de evidência. Além desta análise visual, também foram quantificados valores para a similaridade entre o mapa simulado de 2008 e o mapa observado em 2008.

Foram utilizados dois métodos para aferir e avaliar a similaridade entre os mapas, ambos utilizando de medidas de similaridade *fuzzy*, aplicados a um contexto de vizinhança de pixels. Utilizando métodos de comparação da similaridade, através de uma função de decaimento exponencial (SOARES FILHO *et al.*, 2009), com uma janela de 11 pixels, obteve-se um valor de 0,46 de similaridade mínima e 0,77 de similaridade máxima.

A Figura 33 nos mostra a variação das cores do mapa de similaridade. As cores são uma transição entre o azul e o vermelho que mostram a similaridade entre o desmatamento observado e o desmatamento simulado, em áreas classificadas como florestas, onde em vermelho são as áreas com índice 1 de similaridade, em azul índice 0 de similaridade. A variação de cores entre o vermelho e o azul são valores crescentes entre 0 e 1.

Outro método de quantificação da similaridade foi aplicado: a validação, usando múltiplas janelas e função de decaimento exponencial constante (SOARES FILHO *et al.*, 2009). No gráfico da Figura 34, pode-se ver a distribuição da porcentagem de similaridade mínima, de acordo com o tamanho de janela utilizado, expressa em metros. Logo a seguir à apresentação deste gráfico, vê-se também o gráfico da similaridade máxima (Figura 35) utilizando a mesma lógica descrita para a similaridade mínima.

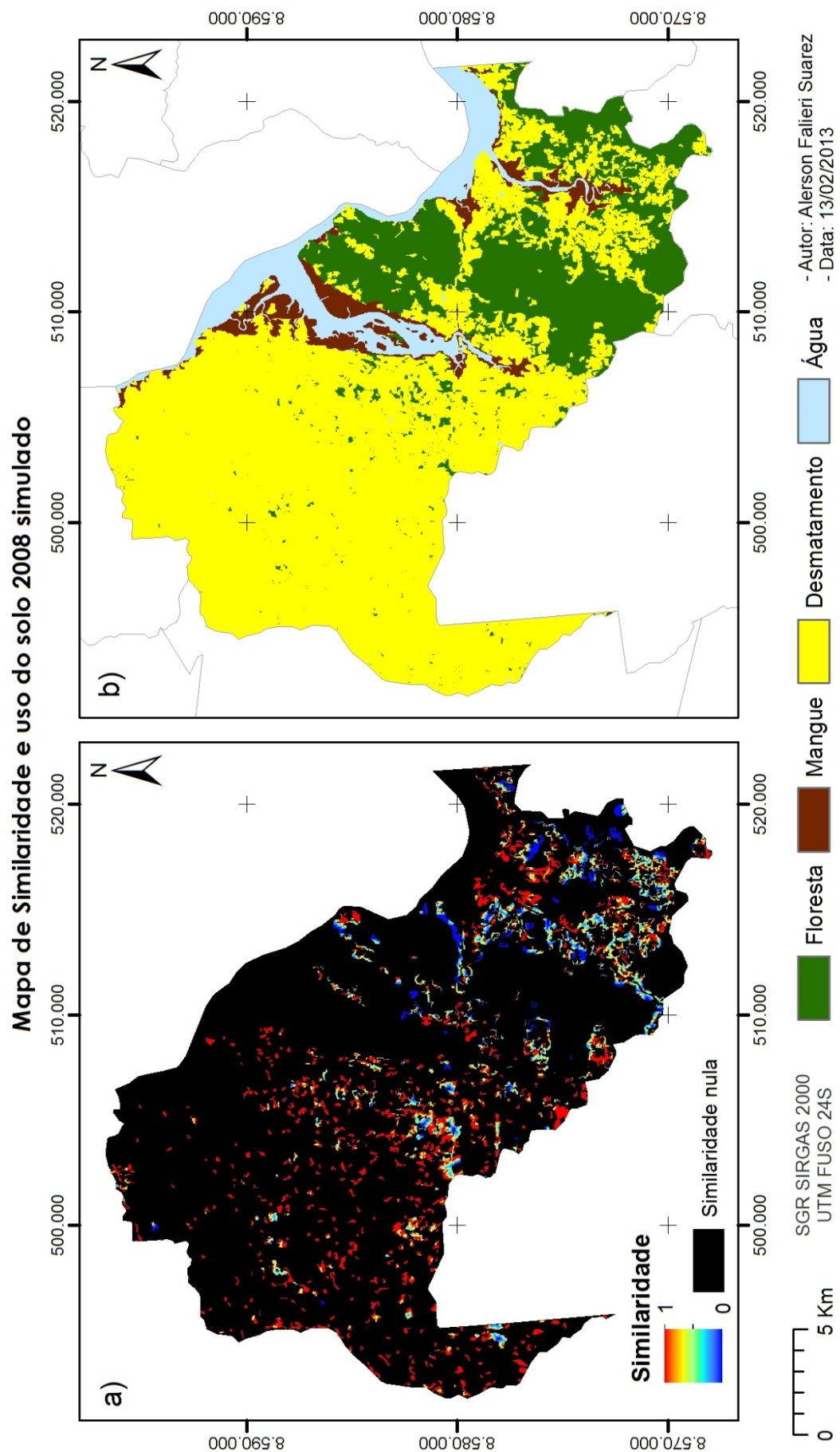


Figura 33 - Mapa de Similaridade a), e uso do solo simulado b)

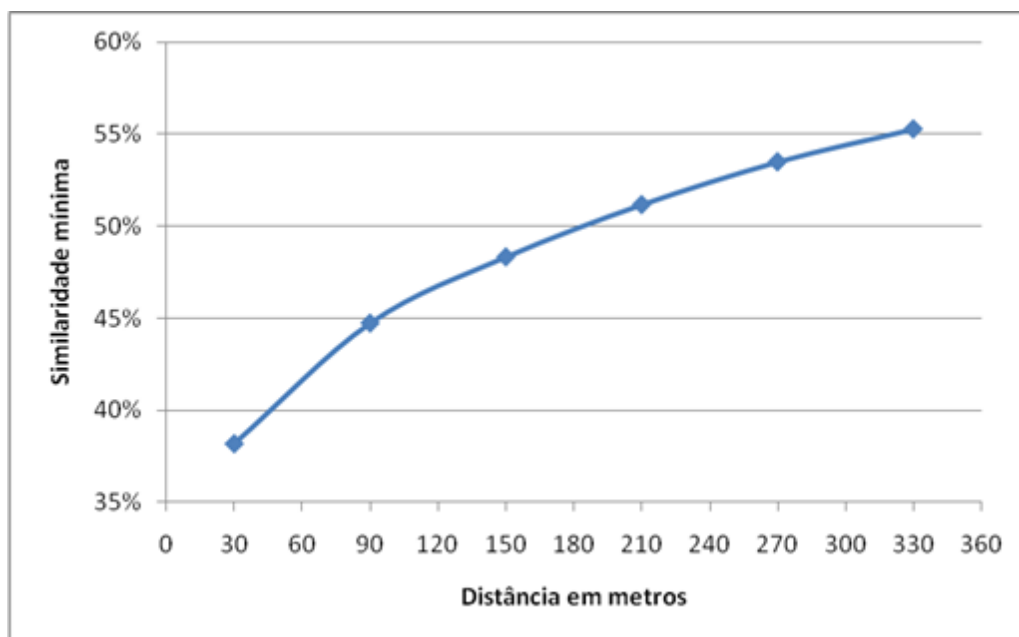


Figura 34 - Similaridade mínima com função de decaimento constante

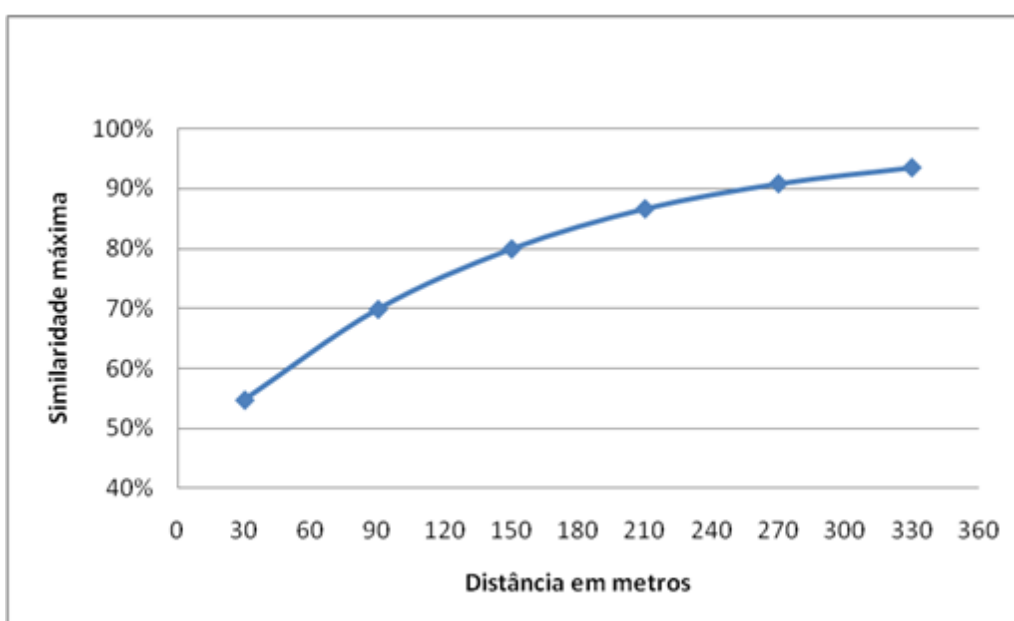


Figura 35 - Similaridade máxima com função de decaimento constante

Os gráficos mostram que as chances de acerto variam de acordo com a distância da janela utilizada para verificar o desmatamento. Quanto maior a janela utilizada para validação, maior é a porcentagem da similaridade encontrada.

Vale ressaltar que a concepção de modelos dinâmicos para análise de paisagem não tem, em sua função central, o acerto total de um determinado

fenômeno. Um modelo que levasse todas as influências reais em consideração seria um modelo altamente complexo e inviável para ser calibrado com as técnicas atuais de modelagem. Sua função central é prover indicativos da evolução espacial de determinados fenômenos, baseados em uma gama de variáveis que influenciam o mesmo. Podem, assim, ser usados de forma preditiva para anos futuros, frente a diferentes cenários, sustentados por toda uma lógica de modelos e expressões matemáticas, passíveis de serem replicados e servindo para identificar novos fatores.

A matriz de erro é uma maneira eficaz para representar a precisão de cada categoria, tanto nos erros de inclusão, quanto nos erros de exclusão presentes na classificação de imagens. A matriz de erro permite o uso de técnicas de estatística analítica como as técnicas discretas multivariadas e a mensuração da concordância ou precisão pela estimativa Kappa.

A precisão temática, quando aferida e alcançado índices satisfatórios, garante a confiabilidade das informações produzidas por dados de Sensoriamento Remoto. Os resultados de uma classificação com sua precisão temática aferida podem ser utilizados para a detecção e quantificação de remanescentes florestais.

Com a análise de desmatamento pode-se observar que a maior parte de área desmatada, ocorreu em pequenas áreas (menores que 5 hectares). Isto demonstra que possivelmente o desmatamento ocorre em sua maioria em pequenas propriedades rurais.

Por meio dos cálculos dos Pesos de Evidência e modelo de simulação uso do solo, foi possível observar quais variáveis e em quais amplitudes espaciais, influenciaram no desmatamento e na sua distribuição espacial.

A proximidade ao desmatamento pré-existente exerce grande influência na ocorrência da transformação de remanescentes florestais em desmatamento. Este fato demonstra que, uma das principais variáveis independentes que influenciam o desmatamento é a variável distância ao desmatamento.

Outra variável que destaca-se por exercer influência expressiva é a variável distância ao urbano. A proximidade às áreas urbanizadas da sede do Município de Maragogipe e de seu distrito de São Roque do Paraguaçu exerce influência considerável na conversão dos remanescentes em desmatamento.

Regiões de alta declividade (acima de 45%) exerceram uma influência considerável de repulsão em relação à ocorrência do desmatamento. Sendo assim vale também destacar a variável declividade.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação de mestrado realizada entre os anos de 2011 e 2013 e entregue a UFPE como parte dos requisitos para aquisição do grau de mestre em Engenharia Cartográfica teve como objetivo geral utilizar a modelagem ambiental para o estudo da dinâmica de uso e ocupação do solo apoiado em um modelo da dinâmica de paisagem com finalidade comparativa e preditiva para o ano de 2008, sua calibração e validação baseada na progressão da dinâmica de uso e ocupação do solo observada nos anos de 1986 a 2008 nos domínios do Bioma Mata Atlântica em uma cidade do Recôncavo Baiano, Maragogipe - BA.

Além disto, a pesquisa teve como objetivos específicos comparar a modelagem preditiva com uma classificação supervisionada, determinar as principais variáveis e suas relações como fenômeno do desmatamento nos domínios da Mata Atlântica na área de estudo e analisar o comportamento espacial e as tendências de mudança alcançadas na modelagem preditiva.

Considera-se que os objetivos desta dissertação de mestrado foram alcançados, com contribuições para a linha de pesquisa adotada, com elaboração e aplicação de métodos e técnicas de pesquisa a um estudo de caso em uma região que terá sua dinâmica de uso e ocupação do solo acelerada com a consolidação fase de construção de um estaleiro e polo naval e sua posterior operação.

A hipótese de trabalho, que foi a possibilidade de modelar a dinâmica do uso do solo identificando as principais variáveis explicativas do fenômeno do desmatamento para a área do estudo foi comprovada, dentro das limitações e recortes impostos pela pesquisa.

Ficou claro que a proximidade aos ao desmatamento pré-existente e a proximidade às áreas urbanizadas exercem grande influência na ocorrência da transformação de remanescentes florestais de Mata Atlântica em outros tipos de uso e ocupação, já regiões de alta declividade, próximo e acima de 45% exercem

considerável repulsão em relação a transformação de remanescentes em outros tipos de uso e ocupação. Portanto, a hipótese tende a ser considerada verdadeira a partir dos fatos apurados no âmbito desta pesquisa.

O processo de validação, que observou a similaridade entre o mapa observado de 2008 e o mapa simulado de 2008, nos garante a quantificação da confiança no modelo observado e nos arremete a continuação deste estudo.

Os resultados apontam para uma diminuição significativa da vegetação remanescente ao longo dos anos e sua tendência em continuar a ocorrer principalmente na proximidade das áreas urbanas e próximo a desmatamentos já existentes. Com a implantação do estaleiro e do polo naval, esta dinâmica pode ser acentuada, potencializando ainda mais a conversão de remanescentes florestais em outros tipos de uso e ocupação, caso não haja certa atenção do poder público e da iniciativa privada minimizar e mitigar os impactos da instalação de um empreendimento deste porte na região.

Uma sugestão para continuação deste estudo é aplicar o modelo para predições futuras com diferentes cenários socioeconômicos, de intervenções do governo (implantação do pólo naval) e cenário usual até o ano de 2030.

Devido às técnicas e a aferição da precisão temática, no processo de validação da classificação de imagens, que alcançou um bom grau de precisão na classificação de uso do solo para o ano de 2008, o estudo, também pode ser usado como ponto de partida e para comparação de futuras classificações de uso e cobertura do solo para a cidade de Maragogipe.

Diagnosticar a situação dos remanescentes de Mata Atlântica e identificar as tendências de desmatamento atuais e futuras é uma ferramenta para o planejamento e pode ser o foco para produção de outros estudos. É de interesse da sociedade, pois a intenção do estudo caminha sob a ótica do pretendido desenvolvimento sustentável, tenta alertar para possíveis efeitos negativos no clima local e global, além de alertar sobre a redução da biodiversidade local e do Bioma Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGTERBERG, F. P.; BONHAM-CARTER, G. F. **Deriving weights of evidence from geoscience contour maps for the prediction of discrete events.** In: XXII Int. Symposium AP-COM, Berlin, Germany, v.2, p. 381-395, 1990.

ALMEIDA, C. M. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP), Brasil.** 2003. 351 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003a.

ALMEIDA, C. M.; BATTY, M.; MONTEIRO, A. M. V.; CAMARA, G.; SOARES-FILHO, B.; CERQUEIRA, G.; PENNACHIN, C. L. Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation. **Computers, Environment and Urban Systems.** v.27, p. 481-509, 2003b.

ALMEIDA, C. M.; MONTEIRO, M.; CAMARA, G.; SOARES-FILHO, B.; CERQUEIRA, G.; PENNACHIN, C. L; BATTY, M. GIS and remote sensing as tools for the simulation of urban land-use change. **International Journal of Remote Sensing**, v.27, p. 759-774, fev. 2005.

BAKR, N.; WEINDORF, D. C.; BAHNASSY, M. H.; MAREIB, S. M.; & EL- BADAWI, M. M. Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multitemporal Landsat data. **Climate Change and Applied Geography**, v. 30, p. 592-605, ISSN: 01436228, dez. 2010.

BELL, E. J.; HINOJOSA, R. C. Markov analysis of land use change: continuous time and stationary processes. **Socio-Economic Planning Science**, v. 8, p. 13-17, 1977.

BONHAM-CARTER, G. **Geographic information systems for geoscientists: modeling with GIS.** Pergamon, New York, 398 p., 1994.

BRASIL, DF, Brasília, Decreto-**Lei** s/nº de 11 de agosto de 2000. Cria a Reserva Extrativista Marinha da Baía do Iguapé, nos Municípios de Maragogipe e Cachoeira, Estado da Bahia, e dá outras providências. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Brasília, DOU de 12 ago. 2000.

BRASIL, DF, Brasília, Decreto-**Lei** no. 12.058 de 13 de outubro de 2009. Dispõe sobre a prestação de apoio financeiro pela União aos entes federados que recebem recursos do Fundo de participação dos Municípios - FPM, no exercício de 2009, com o objetivo de superar dificuldades financeiras emergenciais; altera as Leis nºs 11.786, de 25 de setembro de 2008, 9.503, de 23 de setembro de 1997, 11.882, de 23 de dezembro de 2008, 10.836, de 9 de janeiro de 2004, 11.314, de 3 de julho de 2006, 11.941, de 27 de maio de 2009, 10.925, de 23 de julho de 2004, 9.636, de 15 de maio de 1998, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.212, de 24 de julho de 1991, 10.893, de 13 de julho de 2004, 9.454, de 7 de abril de 1997, 11.945, de 4 de junho de 2009, 11.775, de 17 de setembro de 2008, 11.326, de 24 de julho de 2006, 8.427, de 27 de maio de 1992, 8.171, de 17 de janeiro de 1991, 5.917, de 10 de setembro de 1973, 11.977, de 7 de julho de 2009, 11.196, de 21 de novembro de 2005, 9.703, de 17 de novembro de

1998, 10.865, de 30 de abril de 2004, 9.984, de 17 de julho de 2000, e 11.772, de 17 de setembro de 2008, a Medida Provisória nº 2.197-43, de 24 de agosto de 2001, e o Decreto-Lei nº 1.455, de 7 de abril de 1976; revoga a Lei nº 5.969, de 11 de dezembro de 1973, e o art. 13 da Lei nº 11.322, de 13 de julho de 2006; e dá outras providências. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Brasília, DOU de 14 out. 2009. Seção 1, ps. 2 a 7.

BURROUGH, P. A. Dynamic modeling and geocomputation. **Geocomputation: A Primer**. Editado por: LONGLEY, P. A.; BROOKS, S. M.; MCDONNELL, R.; MACMILLAN, B. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., Cap. 9, p. 165-192, 1998.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V., **Introdução à modelagem da dinâmica Espacial**. São José dos Campos, 2003.

CHRISTOFOLETTI, **A. Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 49, n. 12, p. 1671-1678, 1991.

CONGALTON, R.G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 2009.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

FONSTAD, M. A. Cellular automata as analysis and synthesis engines at the geomorphology-ecology interface. **Geomorphology**, v. 77, p. 217-234, ISSN: 0169-555X, February 2006.

GERI, F.; AMICI, V.; ROCCHINI, D. Spatially-based accuracy assessment of forestation prediction in a complex Mediterranean landscape. **Applied Geography**, v. 31, p. 881-890, Applied Geography, ISSN: 01436228, jul. de 2011.

GODOY, M. M G. **Modelagem da dinâmica de ocupação do solo no bairro Savassi, Belo Horizonte, Brasil**. Originalmente apresentada como dissertação ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais para obtenção do título de Mestre em Geografia, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2004.

GONÇALVES, R. M.; CENTENO, T. M.; CANDEIAS, A. L. B. Autômatos celulares aplicados na modelagem de tendência em imagens multi-temporais. **Revista Brasileira de Cartografia**. n.63/2, p. 233-241, ISSN: 0108-0936, jul. de 2011.

GOODACRE, C. M.; BONHAM-CARTER G. F.; AGTERBERG, F. P.; WRIGHT D. F. A statistical analysis of spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. **Tectonophysics**. v. 217, 205-305, 1993.

GRIGIO, A. M. **Evolução da Paisagem do Baixo Curso do Rio Piranhas-Assu (1988-2024): Uso de Autômatos Celulares em Modelo Dinâmico Espacial para Simulação de Cenários Futuros**. 2008. Disponível em: <<http://www.csr.ufmg.br/dinamica/community/alfredomg.pdf>> Acesso em: 27 de abr. 2012, 02:34:45.

GUERRA, A. J. T.; MARÇAL, M. S. **Geomorfologia ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p.192, ISBN 85-286-1192-2, 2006.

HAGEM, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, p. 235-249, ISSN: 1362-3087, 2003.

IBGE; EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil**. Mapa Digital, escala: 1:5.000.000, Rio de Janeiro, 2001.

IBGE. **Censo Demográfico e Contagem da População 2010**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): Rio de Janeiro, 2011a. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>> Último acesso em: 24 de nov. 2011, 14:48:37.

IBGE. **IBGE Cidades@**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): Rio de Janeiro 2011b. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> Acesso em: 27 de nov. 2011, 10:43:15.

Joint Research Centre - European Commission - Institute for Remote Sensing Applications (JRC); European Space Agency - Earthnet Programme Office (ESAESRIN). **Modelling Deforestation Processes - a review**. Luxembourg: ECSC-ECEAEC, 1994. (Trees Series B, Research Report n. 1).

MCINTOSH, H. V. **Linear cellular automata**. Universidad Autonoma de Puebla, 1990. Disponível em: <<http://delta.cs.cinvestav.mx/~mcintosh/newweb/lcau/lcau.html>>. Acesso em: 26 de abr. 2012, 16:14:35.

MAEDA; Eduardo Eiji; CLARK, Barnaby J. F.; PELLIKKA, Petri; SILJANDER M. Modelling agricultural expansion in Kenya's Eastern Arc Mountains biodiversity hotspot. **Agricultural Systems**, v. 103, p. 609-620, ISSN: 01436228, nov. 2010.

MILHOMEM, P. S.; MAMAN, E. J.; OLIVEIRA, F. M.; CARVALHO, M. S. S.; SOUZA LIMA, W. **Bacias Sedimentares Brasileiras: Bacia do Recôncavo**. Phoenix. Ano 5, n. 11, mar. 2003. Disponível em: <http://www.phoenix.org.br/Phoenix51_Mar03.html> Acesso em: 06 dez. 2013.

MONTEIRO, S. S.; PROST, C. **Impactos de atividades econômicas sobre os recursos hídricos na Baía do Iguaçu e Saubara**. Relatório PIBIC. Salvador: UFBA, 2009.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 17 set. 2012.

MUEHE, D. **Geomorfologia costeira**. In: Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos. GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (orgs). Rio de Janeiro, Bertrand do Brasil, 6ª edição, p. 253-308, 2005.

PEREIRA, M. C. N. **Composição do comitê da bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu-BA**: análise da origem geográfica e do setor econômico representado por seus membros como fatores intervenientes na gestão participativa de recursos hídricos. Dissertação apresentada para titulação de Mestre em Desenvolvimento Sustentável - Universidade de Brasília - UnB, Brasília, 2008. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10482/2007>> Ultimo acesso em: 23 mai. 2011, 22:59:18.

PROST, C. Resex marinha versus polo naval na baía do Iguape. **Novos Cadernos NAEA**, v.13, n.1, p. 47-70, ISSN 1516-6481, jul. 2010.

RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S; COSTA, W. L. S. **Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP. 2007.

SANTANA, N.S. **Análise Socioambiental das Áreas Circunvizinhas à Baía do Iguape-BA**. Salvador, BA. Originalmente apresentada como dissertação de Mestrado em Geografia, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, 2008.

SANTOS, Milton. **A Natureza do Espaço: espaço e tempo: razão e emoção**. São Paulo: Hucitec, 1996.

SCHIFF, J. L. **Cellular Automata**: a discrete view of the world. A John Wiley & Sons, INC. USA: 2008.

SOARES-FILHO, B. S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. São Paulo, SP. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1998. Disponível em: <<http://www.csr.ufmg.br/csr/publicacoes/tese/tese.html>> Ultimo acesso em: 16 mai. 2011, 02:08:30.

SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, p. 217-235, 2002.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D; CURRAN, L.; VOLL, E.; CERQUEIRA, G.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; MCDONALD, A; LEFEBVRE, P., SCHLESINGER, P. Modeling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, p. 520-523, doi:10.1038/nature04389, 23 de mar. 2006.

SOARES-FILHO, B. S.; DIETZSCH, L.; MOUNTINHO, P.; SUAREZ, A. F.; RODRIGUES, H.; PINTO, E.; MARETTI, C.; SUASSUNA, K.; SCARAMUZZA, C. A.; VASCONCELOS, F. **Reduction of carbono emissions associated with deforestation in Brazil**: The role of the Amazon region Protected Areas Program (ARPA). Brasília: IPAM, 2008. v. 1. 32 p.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. **Modeling Enviromental Dynamics with Dinamica EGO**. Belo Horizonte, MG, Brasil: Centro de Sensoriamento Remoto / Universidade Federal de Minas Gerais, ISBN: 978-85-910119-0-2, 2009. Disponível em: <http://www.csr.ufmg.br/dinamica/tutorial/Dinamica_EGO_guidebook.pdf> Ultimo acesso em: 16 mai. 2011, 18:20:20.

SOARES-FILHO, B.S.; DIETZSCH, LAURA.; MOUNTINHO, P.; SUAREZ, A. F.; RODRIGUES, H. **Protected Areas Helping to Reduce Carbon Emissions in Brazil** In: Arguments for Protected Areas - Multiple Benefits for Conservation and Use. London, Washington DC: Earth Scan, v.1, p. 1-268, 2010.

SUAREZ, A. F.; CANDEIAS, A. L. B. **Avaliação de Acurácia da Classificação de Dados de Sensoriamento Remoto para o Município de Maragogipe**. In: IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, DeCart - UFPE, Recife, 2012

SUAREZ, A. F.; SOARES-FILHO, B. S. Estudo da Mudança de Uso e Cobertura do Solo na Bacia do Rio Formiga - MG. **Revista Brasileira de Cartografia**. ISSN: 1808-0936, ed. 65/02, no prelo.

VERBURG, P. H.; SCHOT, P.; DIJST, M., VELDKAMP, A. Land use change modelling: current practice and research priorities. **GeoJournal**, v. 61, n. 4, p. 309-324, ISSN: 0343-2521, DOI: 10.1007/s10708-004-4946-y, dez. 2004.

VERBURG, P. H. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. **Landcape Ecology**, v. 21, n. 8, p. 1171-1183, ISSN: 0921-2973, DOI: 10.1007/s10980-006-0029-4, out. 2006.