



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

– MESTRADO –

**MODELAGEM TEMPORAL DA DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO NAS PERDAS E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS NA
BACIA DO RIO TAPACURÁ (PE)**

Por

Ana Paula Campos Xavier

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre*

João Pessoa – Paraíba

Março de 2017



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

– MESTRADO –

**MODELAGEM TEMPORAL DA DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO NAS PERDAS E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS NA
BACIA DO RIO TAPACURÁ (PE)**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Ana Paula Campos Xavier

Orientador: Prof. Dr. Richarde Marques da Silva

João Pessoa – Paraíba

Março de 2017

Catálogo na Publicação
Seção de Catalogação e Classificação

X3mm Xavier, Ana Paula Campos.

Modelagem temporal da dinâmica do uso e ocupação do solo nas perdas e deposição de sedimentos na bacia do rio Tapacurá (PE). / Ana Paula Campos

Xavier. - João Pessoa, 2017.

102 f. : il. -

Orientador(a): Prof. Dr. Richarde Marques da Silva.

Dissertação (Mestrado) – UFPB/PPGECA

1. Engenharia civil - ambiental. 2. Erosão. 3. Uso do solo - ocupação.
4. Degradação – solo. 5. Modelo (WATEM - SEDEM). I. Título

UFPB/BC

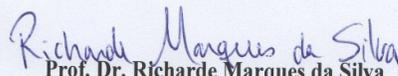
CDU – 624:504(043)

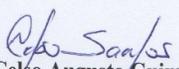
**“MODELAGEM TEMPORAL DA DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO NAS PERDAS E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA
DO RIO TAPACURÁ (PE)”**

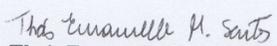
ANA PAULA CAMPOS XAVIER

**Dissertação aprovada em 30 de março de 2017
Período Letivo: 2016.2**

BANCA EXAMINADORA:


**Prof. Dr. Richarde Marques da Silva
Orientador**


**Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos
Examinador Interno**


**Profa. Dra. Thais Emanuelle Monteiro dos Santos
Examinadora Externa**

**João Pessoa/PB
2017**

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus, por estar sempre ao meu lado e que me permitiu chegar à conclusão desta dissertação de Mestrado;

Aos grandes amores da minha vida, meus pais, Rosilene Campos Xavier e Paulo Xavier Batista e meu irmão Thiago Campos Xavier, pelo apoio, amor incondicional e por sempre me dar forças para seguir em frente;

Ao meu amado esposo Filipe Dantas, por suportar e compreender todos os momentos de aflição, ansiedade e ausência durante a realização deste trabalho, pelo amor, carinho, paciência e dedicação a nossa família;

A minha sogra Rosicleide Dantas, a quem considero minha segunda mãe na terra, pelo amor e apoio de sempre;

A minha cunhada e comadre Lorena Luna pelo apoio e incentivo;

Ao professor Dr. Richarde Marques da Silva, pela oportunidade em participar da equipe do Laboratório de Ensino, Projetos e Pesquisas em Análises Espaciais (LEPPAN) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) desde a graduação, pela orientação, amizade, confiança, apoio e ensinamentos durante todos estes anos;

A minha amiga Isabella Carvalho de Medeiros que conheci na graduação, por todos os momentos divididos juntos ao longo da vida acadêmica e na vida pessoal, pelos conselhos, amizade, companheirismo, por estar comigo nos momentos tristes e alegres. Amiga, torço por sua felicidade;

A minha amiga e comadre Andréa Suame, pelo incentivo e conselhos durante esta jornada;

A todos do LEPPAN pelo apoio, amizade e pelo trabalho em equipe ao longo desta caminhada, sempre me mostrando como o caminho é menos árduo quando se pode contar com os amigos de trabalho;

A amiga Glauciene Justino Ferreira da Silva, e meu amigo Alexandro Medeiros Silva, do LEPPAN, que sempre me apoiaram, ajudaram e incentivaram;

Ao amigo Leonardo Pereira, também do LEPPAN, pela ajuda inicial com o LCM;

Ao professor Dr. Celso Augusto Guimarães Santos pela disponibilidade, solicitude e ensinamentos. Obrigada, sobretudo pelos ensinamentos sobre Hidrologia;

A todos os meus professores, desde as séries iniciais ao Mestrado, pelos ensinamentos, vocês foram indispensáveis para minha formação pessoal e profissional. Em especial, a todos os professores da área de Recursos Hídricos do Programa de Pós

Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFPB que tanto contribuíram para minha pesquisa;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Mestrado.

“Aprendi que todas as formas de conhecimento são transitórias e que elas só têm real valor quando utilizadas em benefício dos seres e de tudo o que existe no campo universal. Todavia de nada vale todo o conhecimento do mundo se não houver AMOR”.

Alcione Leite da Silva

RESUMO

A erosão dos solos é um dos problemas mais preocupantes em todo o mundo, e uma das principais causas de degradação ambiental. Este estudo teve por objetivo analisar as mudanças no uso e ocupação do solo e seus impactos nas perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia do Rio Tapacurá, localizada no Estado de Pernambuco. Os cenários futuros de uso e ocupação na bacia para t_4 (2035): (a) Cenário 1: de continuidade das transições e (b) Cenário 2: de continuidade das transições e intensificação da classe pecuária e expansão da área urbana, foram obtidos usando o *Land Change Modeler* (LCM) e imagens da cobertura do solo dos anos de 1989, 2007 e 2015. Foi realizada a previsão do uso do solo para t_3 (2015), usando três metodologias: (a) Rede Neural *Multi-Layer Perceptron* (RNMLP), (b) *Similarity-Weighted Instance-Based Machine Learning Algorithm* (SimWeight) e (c) Regressão Logística (RL) e para a metodologia que mostrou melhor desempenho, foi realizada a predição dos cenários futuros para t_4 (2035). Para estimar as perdas de solo e deposição de sedimentos foi utilizado o *Water and Tillage Erosion Model/ Sediment Delivery Model* (WaTEM/SEDEM), além de dados de chuva, elevação, mapas de uso e tipos de solo. Para os anos de 1989 e 2007, a maior parte da bacia era ocupada pelas classes: vegetação arbustiva, pecuária e agricultura. Para 2015, verificou-se a redução (77%) da classe vegetação arbustiva, quando comparado ao ano de 1989. Os resultados da previsão do uso do solo para 2015 mostraram melhor desempenho usando RNMLP, com índice Kappa = 0,98. A simulação dos cenários futuros mostrou intensificação das transições observadas nos anos de 1989, 2007 e 2015, em que os principais usos do solo previstos foram para atividades agropecuárias, sendo a classe agricultura a mais representativa. Para todos os anos e cenários estudados, as maiores perdas de solos e deposição de sedimentos (>100 t/ha·ano) foram encontradas nos locais com maior variabilidade do fator LS e alta erodibilidade dos solos. As sub-bacias Itapessirica, Água Azul e Bacias das Pacas apresentaram as maiores perdas e deposição de sedimentos, em torno de 47, 43 e 40 t/ha·ano, respectivamente. E a classe, relativa às ações antrópicas, que apresentou maior susceptibilidade aos processos erosivos na bacia foi a agricultura.

PALAVRAS-CHAVE: Erosão, uso do solo, WaTEM/SEDEM.

ABSTRACT

Soil erosion is one of the most worrisome problems in the world, and is one of the main causes of environmental degradation. The objective of this study was to analyze changes in the use and occupation of the soil and its impacts on soil loss and sediment deposition in the Tapacurá River Basin, located in Pernambuco state. The future scenarios of use and occupation in the basin for t_4 (2035): (a) Scenario 1: continuity of transitions and (b) Scenario 2: continuity of transitions and intensification of the livestock class and expansion of the urban area, were obtained using Land Change Modeler (LCM) and soil cover images from the years of 1989, 2007 and 2015. The prediction of soil use for the year of t_3 (2015) was carried out using three methodologies: (a) Multi-Layer Perceptron Neural Network (RNMLP), (b) Similarity- Weighted Instance- Based Machine Learning Algorithm (SimWeight), and (c) Logistic Regression (LR) and for the methodology that showed better performance, the prediction of the future scenarios was executed. To estimate soil losses and sediment deposition, the Water and Tillage Erosion Model / Sediment Delivery Model (WaTEM / SEDEM) was used, as well as data on rainfall, elevation, use maps and soil types. For the years of 1989 and 2007, most of the basin was occupied by the classes: shrub vegetation, livestock and agriculture. For 2015, there was a reduction (77%) of the class of shrub vegetation when compared to the year of 1989. The results of the soil use forecast for the year of 2015 showed better performance using RNMLP, with Kappa index = 0,98. The simulation of the future scenarios showed an intensification of the transitions observed in the years of 1989, 2007 and 2015, in which the main uses of the soil were for agricultural activities, being the agriculture class the most representative. For all the years and scenarios studied, the highest soil losses and sediment deposition (> 100 ton/ha·year) were found in sites with higher LS factor variability and high erosion of the soil. The sub-basins Itapessirica, Água Azul and Bacias das Pacas had the highest sediment losses and deposition, around 47, 43 and 40 ton/ha·year, respectively. And the class, related to the anthropic actions, that presented greater susceptibility to the erosive processes in the basin was the agriculture.

KEYWORDS: Erosion, soil use, WaTEM/SEDEM.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DOS SOLOS	18
2.1.1	Erosão dos solos	19
2.2	MODELOS DE EROSÃO.....	21
2.2.1	Classificação dos modelos de erosão.....	22
2.3	SIG E MODELOS DE EROSÃO DOS SOLOS NO ESTUDO DE DEGRADAÇÃO DOS SOLOS	25
2.4	MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO: CONCEITOS IMPORTANTES.....	29
2.5	MODELAGEM DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	30
3	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	34
3.1	RESERVATÓRIOS EXISTENTES NA BACIA DO RIO TAPACURÁ.....	35
3.2	CLIMA.....	36
3.3	TIPOS DE SOLOS E RELEVO	36
3.4	USOS DO SOLO.....	37
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	MAPEAMENTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	40
4.1.1	Obtenção e processamento digital de imagens.....	40
4.1.2	Segmentação e classificação de imagens no mapeamento da cobertura do solo	40
4.2	PREDIÇÃO DA MUDANÇA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO PELO <i>LAND CHANGE</i> <i>MODELER</i> (LCM).....	42
4.2.1	Previsão do potencial de transição.....	43
4.2.1.1	Análise da mudança na cobertura do solo dos anos 1989 e 2007 usando o LCM	44
4.2.1.2	Definição das transições.....	44
4.2.1.3	Teste e seleção das variáveis explanatórias.....	44
4.2.1.4	Modelagem do potencial de transição usando RNMLP.....	48
4.2.1.5	Modelagem do potencial de transição usando o algoritmo SimWeight...49	
4.2.1.6	Modelagem do potencial de transição usando RL	50
4.2.2	Simulação e validação	51
4.2.2.1	Cadeias de Markov	51
4.2.2.2	Validação no LCM e índice Kappa para a avaliação do desempenho da simulação do uso e ocupação do solo em t ₃ (2015).....	52
4.2.2.3	Simulação da cobertura do solo para t ₄ (2035).....	53

4.3	PERDAS E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS USANDO O MODELO WATEM/SEDEM	54
4.3.1	Dados de entrada para o WaTEM/SEDEM	55
4.3.1.1	Determinação da erosividade das chuvas (Fator R)	55
4.3.1.2	Erodibilidade dos solos (Fator K)	58
4.3.1.3	Fator Topográfico (LS)	58
4.3.1.4	Fatores de uso e ocupação do solo (C) e práticas conservacionistas do solo (P)	59
4.3.1.5	Mapa de parcelas, de rede de drenagem e reservatórios	60
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1	MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO PARA OS ANOS DE 1989, 2007 E 2015	61
5.2	MODELAGEM DOS CENÁRIOS FUTUROS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO PARA T ₄ (2035) NA BACIA DO RIO TAPACURÁ	64
5.2.1	Análise das mudanças no uso e ocupação do solo em t ₁ (1989) e t ₂ (2007) usando o LCM	64
5.2.2	Variáveis explanatórias selecionadas após o teste V de Cramer	66
5.2.3	Matriz de probabilidade de transição para t ₂ (2007) e t ₃ (2015)	67
5.2.4	Validação da simulação do uso e ocupação do solo em t ₃ (2015) com o LCM	68
5.2.5	Cenários de uso e ocupação do solo simulado para t ₄ (2035)	73
5.2.5.1	Cenário 1 – Continuidade das transições	74
5.2.5.2	Cenário 2 – Continuidade das transições e intensificação da classe pecuária e expansão da área urbana	75
5.3	ESTIMATIVA DAS PERDAS DE SOLO E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS UTILIZANDO O WATEM/SEDEM	77
5.3.1	Variabilidade espacial da erosividade das chuvas para a bacia do Rio Tapacurá	77
5.3.2	Fator de erodibilidade dos solos para a bacia do Rio Tapacurá	78
5.3.3	Fator topográfico para a bacia do Rio Tapacurá	79
5.3.4	Fator de uso e ocupação do solo e práticas conservacionistas do solo	80
5.3.5	Estimativa das perdas de solo e deposição de sedimentos para os cenários de uso e ocupação do solo	81
5.3.5.1	Evolução das perdas de solo e deposição de sedimentos em 1989, 2007 e 2015	81
5.3.5.2	Perdas de solo e deposição de sedimentos em cenários futuros	86
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	90
6.1	CONCLUSÕES	90
6.2	RECOMENDAÇÕES	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco.	34
Figura 2 – Localização das sub-bacias do Rio Tapacurá.	35
Figura 3 – Procedimentos metodológicos utilizados na predição do uso do solo e para a modelagem das perdas de solo e deposição de sedimentos.	39
Figura 4 – Metodologia para predição do uso e ocupação do solo para t_4 (2035) para a bacia do Rio Tapacurá usando o LCM do Idrisi TerrSet. (Fonte: Adaptado de Luiz, 2014).	43
Figura 5 – Variáveis explanatórias de distâncias testadas na previsão do potencial de transição: (a) distância de rodovias; (b) distância de cursos d'água e reservatórios; (c) distância de áreas urbanas.	46
Figura 6 – Variáveis explanatórias: (a) declividade e (b) altitude, testadas na etapa de previsão do potencial de transição.	47
Figura 7 – Representação do SimWeight no espaço variável produzido por duas variáveis.	49
Figura 8 – Localização dos postos pluviométricos na bacia do Rio Tapacurá.	56
Figura 9 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t_1 (1989).	61
Figura 10 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t_2 (2007).	62
Figura 11 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t_3 (2015).	63
Figura 12 – Ganho e perda em hectares por categoria de uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá.	65
Figura 13 – Mapa de persistência e áreas de mudanças no uso e ocupação do solo para os anos de 1989 e 2007 na bacia do Rio Tapacurá.	65
Figura 14 – Mapas de uso e ocupação do solo simulados para t_3 (2015) através: (a) RNMLP, (b) SimWeight e (c) RL.	69
Figura 15 – Validação da cobertura do solo simulado para t_3 (2015) (a) RNMLP; (b) SimWeight e (c) RL.	71
Figura 16 – Projeção do potencial de transição para t_4 (2035) na bacia do Rio Tapacurá.	73
Figura 17 – Mapa de uso e ocupação do solo simulado para t_4 (2035): Cenário 1: Continuidade das transições.	74
Figura 18 – Mapa de uso e ocupação do solo simulado para t_4 (2035): Cenário 2: Continuidade e intensificação da atividade pecuária e expansão de áreas urbanas.	76
Figura 19 – Mapa de erosividade das chuvas para a bacia do Rio Tapacurá.	77
Figura 20 – Distribuição espacial do fator de erodibilidade dos solos para a bacia do Rio Tapacurá.	79
Figura 21 – Mapa do Fator topográfico (LS) para a bacia do Rio Tapacurá.	80
Figura 22 – Espacialização das perdas de solo para: (a) t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015).	81
Figura 23 – Espacialização da deposição de sedimentos para: (a) t_1 (1989), (b) t_2 (2007) e (c) t_3 (2015).	83
Figura 24 – Deposição de sedimentos por cada trecho de rio, com buffer de 50 m para: (a) t_1 (1989), (b) t_2 (2007) e (c) t_3 (2015).	85
Figura 25 – Espacialização das perdas de solo para t_4 (2035): (a) Cenário 1 e (b) Cenário 2.	86
Figura 26 – Espacialização da deposição de sedimentos para t_4 (2035): (a) Cenário 1 e (b) Cenário 2.	87
Figura 27 – Deposição de sedimentos por cada trecho de rio, com buffer de 50 m para t_4 (2035): (a) Cenário 1, (b) Cenário 2.	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Alguns exemplos de modelos de erosão aplicados em diversas regiões.	23
Tabela 2 – Exemplos de modelos LUCC.	31
Tabela 3 – Tipos de solos, área de abrangência e grupo hidrológico dos solos existentes na bacia do Rio Tapacurá.	37
Tabela 4 – Descrição e falhas dos postos pluviométricos para o período analisado.	56
Tabela 5 – Classe de interpretação do índice de erosividade anual.	57
Tabela 6 – Classificação das zonas do nordeste do Brasil a partir da erosividade das chuvas	58
Tabela 7 – Valores do fator K para os solos da bacia do Rio Tapacurá	58
Tabela 8 – Perdas de solo e classes de risco de erosão	60
Tabela 9 – Área de abrangência das classes de uso e ocupação do solo para os anos de 1989, 2007 e 2015 na bacia do Rio Tapacurá.	64
Tabela 10 – Resultados do teste V de Cramer para as variáveis explanatórias.	67
Tabela 11 – Matriz de probabilidade de transição das categorias de uso e ocupação do solo para t_2 (2007) e t_3 (2015) na bacia do Rio Tapacurá.	68
Tabela 12 – Áreas de Erros e acertos da previsão após a validação com LCM.	72
Tabela 13 – Área de abrangência das classes de uso e ocupação do solo em 2015 e para os cenários simulados previsto t_4 (2035) na bacia do Rio Tapacurá	76
Tabela 14 – Valores de perda de solo média por uso e ocupação do solo em 1989, 2007 e 2015 na bacia do Rio Tapacurá.	82
Tabela 15 – Valores de perda de solo média por uso e ocupação do solo para os cenários futuros na bacia do Rio Tapacurá.	89

1 INTRODUÇÃO

A erosão dos solos é um processo natural que causa problemas de degradação ambiental. A erosão dos solos é influenciada principalmente pelas chuvas, tipos de solo, topografia, cobertura do solo, e intensificada com as ações do homem por meio da inserção de práticas que desequilibram as condições naturais decorrentes, por exemplo, de mudanças intensas no uso e ocupação do solo, que causam a erosão acelerada (Valle Júnior, 2008). A erosão acelerada é um dos problemas mais preocupantes em todo o mundo que pode causar consequências de ordem econômica, social e ambiental. Dentre esses problemas, podem-se destacar: o aumento do assoreamento de rios, o comprometimento dos ecossistemas pela degradação do solo, a diminuição da produtividade, tornando o solo infértil, e conseqüentemente, perda da produtividade agrícola (Bagatini et al., 2011).

As alterações não planejadas no uso do solo, geralmente acima da capacidade de suporte do solo e o manejo inadequado do solo, sem a observância dos limites e riscos de degradação ambiental, têm provocado o desenvolvimento de processos erosivos acelerados, sendo um dos principais fatores causadores da degradação e deterioração da qualidade ambiental (Guerra e Cunha, 1996; Pruski et al., 2006).

A Região Nordeste do Brasil é bastante afetada pela erosão dos solos devido à alta variabilidade pluviométrica, constantes alterações no uso e ocupação do solo para expansão agropecuária, como é o caso da bacia do Rio Tapacurá, no Estado de Pernambuco (Santos, 2015). Essa bacia hidrográfica é uma das responsáveis pelo abastecimento de água para consumo humano e industrial de grande parte da Região Metropolitana do Recife (RMR), entretanto vem sofrendo forte pressão antrópica comprometendo a qualidade e a disponibilidade hídrica para a RMR, por causa do assoreamento dos principais rios dessa bacia, como constatados nos estudos de Silva (2010) e Santos (2015).

Dessa forma, a avaliação dos processos erosivos devido às mudanças no uso e ocupação do solo para diferentes condições de uso do solo é importante, principalmente em bacias hidrográficas estratégicas, como é o caso da bacia do Rio Tapacurá, que serve para abastecimento público da RMR.

Assim, diante da complexidade em analisar os processos erosivos em bacias hidrográficas, modelos de erosão, que estimam as perdas de solo e deposição de sedimentos vêm sendo cada vez mais utilizados, uma vez que, esses modelos representam

uma aproximação do sistema real, o que permite a obtenção de resultados de forma mais rápida, eficiente e com baixo custo. Os modelos de erosão possibilitam ainda a análise sob diferentes cenários futuros de uso e ocupação do solo, o que torna possível a avaliação, sobretudo, das perdas de solo e deposição de sedimentos. Esse tipo de técnica é uma importante ferramenta para auxiliar na gestão do território e dos recursos naturais, pois permite a identificação dos usos do solo que mais influenciam na erosão dos solos na bacia e no diagnóstico dos processos erosivos em possíveis cenários futuros em que a bacia pode estar sujeita.

Ao mesmo tempo, a aplicação de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem colaborado fortemente no sentido de facilitar a obtenção de resultados, possibilitando ainda, investigar o processo de erosão dos solos considerando-se situações simuladas (Silva et al., 2003).

Atualmente, existem diversos modelos que estimam os processos erosivos em bacias hidrográficas, mas que exigem um volume considerável de informações sobre: (a) tipos de solo, (b) altitude, (c) uso e ocupação do solo, e (d) precipitação ou escoamento, dentre outras. A maioria dos arquivos de entrada necessitam ser criados com o auxílio de técnicas de SIG, permitindo a realização de uma análise espacial dos resultados estimados de erosão.

Dentre os modelos mais utilizados em todo o mundo destaca-se o *Water and Tillage Erosion Model/ Sediment Delivery Model* (WaTEM/SEDEM). Esse modelo vem sendo bastante aplicado em bacias hidrográficas, principalmente da Europa, por exemplo em áreas cultivadas da Bélgica (Van Rompaey et al., 2001); em áreas montanhosas da República Tcheca (Van Rompaey et al., 2003); uma variedade de ecossistemas na Itália (Van Rompaey et al., 2005); na Hungria (Jordan et al., 2005, Szilassi et al., 2006); Eslovênia (Keesstra et al., 2009), e Espanha (de Vente et al., 2008, Alatorre et al., 2010, 2012). Além de outras partes do mundo, como na Austrália (Verstraeten et al., 2007, Verstraeten e Prosser, 2008) e na China (Feng et al., 2010, Shi et al., 2012), apresentando resultados satisfatórios. No Brasil dentre os estudos já realizados no país utilizando o modelo WaTEM/SEDEM, destaca-se o de Viero et al. (2009), realizado para uma bacia localizada no Rio Grande do Sul.

O monitoramento das mudanças ocorridas e a predição da cobertura do solo baseada na dinâmica do uso e ocupação do solo de uma região podem ser realizados por modelos e algoritmos computacionais de detecção de mudança (*Land Use and Land Cover Change Models*– LUCC). Esses modelos consideram processos sociais, ambientais,

institucionais e econômicos, compreendendo uma grande quantidade de variáveis em diferentes abordagens metodológicas, possibilitando o estabelecimento de medidas para o planejamento do uso do solo (Eastman, 2011; Soares Filho et al., 2013; Mas et al., 2014). De acordo com Luiz (2014), os modelos LUCC permitem a predição de cenários a partir do entendimento de como alguns eventos podem influenciar nas mudanças no uso do solo. Dentre os modelos LUCC se destaca o *Land Change Modeler* (LCM).

O LCM tem sido aplicado mundialmente em estudos relacionados à dinâmica do uso e ocupação do solo e também como subsídio a diversas pesquisas na área ambiental. Destacam-se os estudos aplicados na Índia (Mishra et al., 2014); no Estados Unidos (Cheng e Ding, 2016); na Jordânia (Khawaldah, 2016). No Brasil, destacam-se os estudos realizados na Amazônia (Deus, 2013); em São Paulo (Zanata, 2014; Piroli 2014) e em Minas Gerais (Luiz, 2014).

Nessa perspectiva, este estudo busca simular cenários futuros de uso e ocupação do solo e estimar as perdas de solo e deposição de sedimentos para diferentes usos do solo observados na bacia do Rio Tapacurá, nos anos de 1989, 2007 e 2015, como também para cenários simulados com o LCM, com o intuito de avaliar os efeitos das mudanças no uso do solo nos processos erosivos da bacia do Rio Tapacurá, tendo em vista a importância dessa bacia para o contexto dos recursos hídricos da região. Este trabalho constitui uma importante contribuição para analisar os principais usos do solo que influenciam na erosão dessa bacia, podendo servir como subsídio para o planejamento do uso do solo e para o gerenciamento dos recursos hídricos da região.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar as mudanças no uso e ocupação do solo e seus impactos nas perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia do Rio Tapacurá, localizada no Estado de Pernambuco.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Identificar as mudanças no uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá para os anos de 1989, 2007 e 2015;

- Simular cenários de uso e ocupação do solo para o ano de 2035 na bacia do Rio Tapacurá;
- Estimar as perdas de solo e deposição de sedimentos na área de estudo para 1989, 2007 e 2015;
- Analisar as perdas de solo e deposição de sedimentos para os cenários futuros em 2035 na bacia do Rio Tapacurá.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Degradação ambiental dos solos

O solo é um dos recursos naturais mais importantes para a qualidade de vida do homem. Possui múltiplas funções nos ciclos dos nutrientes, no ciclo da água e também é importante para a sustentabilidade dos sistemas naturais, além de ser fundamental na produção de alimentos (Wadt et al., 2003).

De acordo com Henrique (2012), as atividades humanas ao longo da História conseguiram alcançar altos níveis de degradação dos recursos naturais, dentre esses os solos, causando grandes e irreversíveis danos ao meio ambiente.

Em 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92), se destacou ao enfatizar os problemas associados aos recursos da terra e, por meio do documento Agenda 21, considerou a degradação do solo o mais grave problema ambiental (Carvalho, 2008).

A falta de um planejamento racional de uso do solo, seja pela falta de conhecimento, seja pela necessidade principalmente dos agricultores, tem promovido diversos impactos negativos, muitas vezes chegando a limites críticos em determinadas regiões, resultando em degradação dos solos e redução da qualidade de vida, não só para a comunidade rural, mas também para toda população (Saboya, 2008).

O termo degradação dos solos pode ser definido como a alteração adversa de aspectos físicos, químicos e/ou microbiológicos que comprometem, parcial ou integralmente, seus diversos usos (Houghton e Charman, 1986). Segundo Guerra e Jorge (2012), a degradação dos solos abrange uma série de processos complexos, que incluem a erosão, tanto a hídrica quanto a eólica, a expansão das condições ligadas aos desertos, denominada de desertificação, os movimentos de massa, a contaminação dos solos, especialmente, a acidificação e salinização.

Diversos são os fatores causadores da degradação do solo, atuando de forma direta ou indireta, mas quase sempre a grande maioria das terras degradadas inicia esse processo com o desmatamento, que pode ser seguido por diversas formas de ocupação desordenada, como: corte de taludes para a construção de casas, rodovias e ferrovias, agricultura, com uso da queimada, vários tipos de mineração, irrigação excessiva, crescimento desordenado das cidades, superpastoreio, uso do solo para diversos tipos de despejos industriais e domésticos, dentre outros (Guerra e Jorge, 2014).

A atividade agropecuária é considerada o principal fator de degradação porque ocorre em grandes extensões, seu impacto é difuso e, muitas vezes, tem difícil diagnóstico. A recuperação em áreas degradadas, mesmo quando necessária, deve ser procedida de uma análise econômica para determinar se esse é um procedimento viável, pois sua realização pode demandar altos investimentos (Desjardins et al., 2011). De acordo com Araújo et al. (2005), a degradação das condições do solo não é facilmente reversível, uma vez que os processos de formação e regeneração são muito mais lentos.

A degradação da estrutura do solo provoca problemas à produtividade e rendimento das culturas, sendo então necessária a incorporação de novas áreas para obtenção da mesma produtividade, colocando em risco a sustentabilidade do ambiente (Oliveira, 2013).

2.1.1 Erosão dos solos

A erosão é a principal causa da degradação ambiental, pois gera efeitos sérios sobre as funções do solo, tais como sua capacidade de atuar como amortecedor e filtro de poluentes, seu papel no ciclo da água e do nitrogênio e sua capacidade de providenciar habitat e sustentar a biodiversidade (Flauzino, 2012).

A erosão dos solos corresponde ao desprendimento, transporte e deposição de partículas de solo, em que os principais agentes naturais erosivos são o vento (erosão eólica) e a água (erosão hídrica) (Pruski, 2009).

O desprendimento ou desagregação comumente denominado é o processo de quebra e individualização das partículas da massa de solo, causada, basicamente, pelo impacto direto das gotas da chuva na superfície e pelo escoamento superficial. As partículas desagregadas salpicam com as gotículas de água, ocasionando perdas de solo e retornam à superfície, podendo vir a selar os poros superficiais, reduzindo a infiltração de água. À medida que a intensidade da chuva passa a ser maior que a taxa de infiltração, tem início o escoamento superficial, dando início à segunda fase do processo, que é o transporte de sedimentos que sofrem deposição somente quando a velocidade do escoamento superficial for reduzida (Reichert e Cabeda, 1992; Oliveira et al., 2005; Santos, 2006).

O transporte através da água pode acontecer de várias maneiras, dependendo do fluxo e das características das partículas. Partículas pesadas são transportadas por deslizamento, rolamento ou saltos. Partículas muito leves são transportadas em suspensão no interior do fluxo e constituem a carga de lavagem (Simons e Sentürk, 1992).

Segundo Carvalho (2008), o processo de deposição de sedimentos ocorre quando a força do escoamento se reduz até a condição de não poder continuar a deslocar a partícula. O depósito dos sedimentos geralmente se dá em locais relativamente mais baixos, podendo ocorrer em depressões naturais do terreno ou mesmo em encostas de declividades mais suaves. Além disso, o material pode adentrar a rede de drenagem, sendo transportado pelos cursos d'água até o oceano ou ficar retido em reservatórios, nas margens de cheia, em planícies de inundação, deltas e estuários.

De acordo com Lima (2003), o processo de erosão pode ser considerado de duas maneiras, em função de sua intensidade, a erosão geológica (também conhecida como normal ou natural), que corresponde a um processo lento e contínuo de evolução da terra, e a erosão acelerada, que constitui um processo rápido em parte induzido pela intervenção do homem. Dentre os agentes erosivos, a água é o mais importante, notadamente na zona intertropical, pela ação das chuvas, escoamento das águas em superfície, mares e lagos, dos quais resulta a chamada erosão hídrica de superfície.

A erosão quando ocorre de forma natural é classificada como gradual e lenta, tendendo o solo a uma condição relativamente mais estável. Entretanto, quando o homem atua como agente acelerador do processo erosivo, devido a não adoção de técnicas apropriadas de diagnóstico e conservação do solo, os danos ambientais podem ser severos (Valle Júnior, 2008).

De acordo com Lobato et al. (2009), o processo de erosão resulta de uma combinação de fatores que são dependentes e estão interligados entre si, e apresentam grande variabilidade espacial e temporal, tornando este fenômeno difícil de equacionar e quantificar. Minella et al. (2008) e Kinnell (2010) indicam que além dos eventos de chuva, em que as partículas de solo podem ser desprendidas por ocasião do impacto das gotas de chuvas, o uso do solo é um dos fatores chave que mais tem influenciado a susceptibilidade à erosão.

Dessa maneira, os modelos de erosão estão sendo cada vez mais utilizados para se estimar a degradação dos solos, principalmente em bacias hidrográficas, pois auxiliam na obtenção do diagnóstico da erosão dos solos de forma mais rápida e com baixo custo, que associado a um SIG permite ainda uma análise espacial dos processos erosivos na área de estudo.

2.2 Modelos de erosão

Nas últimas décadas, a comunidade científica tem exercido um grande esforço no desenvolvimento de técnicas de monitoramento e modelagem da erosão na escala de bacia hidrográfica (Rickson, 2006). De acordo com Minella et al. (2010), esse esforço tem contribuído, de forma substancial, para a integração das informações entre as diferentes escalas, permitindo com isso representar adequadamente as diferentes fases do processo erosivo (desagregação, transporte e deposição), bem como os elos entre os diferentes componentes do sistema (fontes, redes de transporte, depósitos, rede fluvial). Segundo esses autores, os estudos do processo erosivo, baseados na escala de bacia, têm possibilitado a compreensão mais adequada das diferentes fases de erosão, permitindo analisar tanto a quantidade e o local de material desprendimento do solo, quanto à quantificação e localização do material sedimentado.

Nearing et al. (1989) e Fernandez (1993) evidenciam que a modelagem matemática é uma ferramenta poderosa e indispensável em termos de estimativa da erosão. Com a utilização desta, é possível equacionar problemas que envolvem as variáveis que regem este fenômeno, principalmente o transporte de sedimentos, por meio da análise física do escoamento superficial, especialmente com dados que retratem o comportamento em uma bacia hidrográfica.

Pruski et al. (2006) relatam que a pesquisa em erosão ganhou impulso a partir do período de 1940 a 1954, no meio oeste dos Estados Unidos, resultando na obtenção de equações de perdas de solo que incluíam os efeitos do comprimento e da declividade da encosta, das características do solo, das práticas conservacionistas e das condições de uso e manejo do solo. Em 1965, mediante apoio de agências de pesquisa e extensão dos EUA, foi proposto um dos primeiros modelos de erosão denominado *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (Wischmeier e Smith, 1965).

Segundo Amorim (2004), desde então, diversos modelos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados, com intuito de prever a magnitude, sobretudo das perdas de solo por erosão. Os mais comumente utilizados são a USLE, a sua versão revisada *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (Renard et al., 1997) e o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (Arnold et al., 1998). Porém, não existe um modelo que possa categoricamente ser indicado como mais apropriado para todas as situações e localizações.

2.2.1 Classificação dos modelos de erosão

Os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Segundo Rennó e Soares (2000), de forma geral, os modelos são classificados dentre outras formas, de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem, como:

(a) Determinísticos: São aqueles modelos que reproduzem respostas idênticas para o mesmo conjunto de entradas. Mesmo quando uma variável de entrada tiver caráter aleatório, ainda assim o modelo pode ser determinístico, se para cada valor de entrada tiver um único valor de saída (Tucci, 1987).

(b) Estocásticos: As formulações utilizadas na descrição do fenômeno contêm variáveis aleatórias que seguem alguma distribuição probabilística (um valor de entrada gera valores aleatórios de saída) (Vitoriano, 2012).

(c) Empíricos: Os modelos empíricos não apresentam nenhuma relação com os processos físicos envolvidos, utilizam funções que são baseadas em ajustes estatísticos, por esse motivo, tais modelos também são denominados de modelos “caixa preta” (Marinho Filho et al., 2012).

(d) Conceituais: Os modelos conceituais baseiam-se na representação dos processos físicos que envolvem o fenômeno estudado procurando descrever todos os processos envolvidos no fenômeno. Estes são subdivididos em semi-conceituais e fisicamente fundamentados. O primeiro relaciona as características físicas do processo mantendo razoável empirismo na definição dos parâmetros e o segundo se aproxima bastante da física do sistema (Marinho Filho et al., 2012).

(e) Concentrados: Nos modelos concentrados, a área da bacia é representada de forma única, isto é, homogênea, não sendo possível a distribuição das características de parâmetros físicos relacionados ao solo, a vegetação e a chuva. No seu desenvolvimento são atribuídos valores médios representativos para toda a área de acordo com cada parâmetro do modelo. Não levando em consideração a variabilidade espacial (Tucci, 1998).

(f) Distribuídos: Possuem a capacidade de representar a variabilidade espacial das características da bacia hidrográfica. Nesse caso, as variáveis e parâmetros do modelo dependem do tempo e do espaço (Tucci, 1998). A Tabela 1 mostra alguns exemplos de modelos de erosão desenvolvidos desde 1965 até 2005 usados para estimativa da erosão dos solos e a classificação dos principais modelos de erosão utilizados atualmente.

Tabela 1 – Alguns exemplos de modelos de erosão aplicados em diversas regiões.

Nome do modelo	Autor (es)	Objetivos
<i>Universal Soil Loss Equation</i> (USLE)	Wischmeier e Smith (1965)	É um modelo empírico que providencia uma estimativa da média anual das perdas de solo, a longo prazo, em terras aráveis sob diferentes tipos de cultivo. A aplicação deste modelo permite que os agricultores e os técnicos de conservação do solo, selecionem as combinações de uso do solo, práticas agrícolas e de conservação que permitam que as perdas de solo ocorram a um nível aceitável, isto é, a um nível que permita, numa linguagem atual, a sustentabilidade do sistema.
<i>Soil Loss Estimation Model for Southern Africa</i> (SLEMSA)	Elwell e Stocking (1981)	Modelo que é semelhante à USLE, mas adaptado a uma área onde os registros de dados são limitados e quantificados por métodos mais simples.
<i>Watershed Erosion Simulation Program</i> (WESP)	Lopes (1987)	O WESP é um modelo físico e distribuído que possui três grandes componentes: um componente hidrológico que processa a entrada de histogramas de chuva; o componente de escoamento superficial (erosão); e o componente referente à deposição de sedimentos.
<i>Kinematic Runoff and Erosion Model</i> (KINEROS2)	Woolhiser et al. (1990)	De acordo com Silva e Santos (2008), o Kineros2 é um modelo hidrossedimentológico distribuído e de base física, que usa uma rede de planos e canais que representam os cursos d'água na bacia; sendo assim, a bacia é representada por uma cascata de planos e canais. As equações diferenciais que descrevem o escoamento superficial, o transporte de sedimentos e a deposição de sedimentos nesses planos e canais, são resolvidas pela técnica de diferenças finitas.
<i>European Soil Erosion Model</i> (EUROSEM)	Morgan et al. (1992)	Modelo baseado nas perdas e transporte dos sedimentos em fases separadas e destinado a prever a erosão de solos em campos experimentais e pequenas bacias hidrográficas. Baseia-se na descrição dos processos erosivos e sua dinâmica.

Tabela 1 – Alguns exemplos de modelos de erosão aplicados em diversas regiões.

(Continuação)

Nome do modelo	Autor (es)	Objetivos
<i>Water Erosion Prediction Project</i> (WEPP)	Flanagan e Livingston (1995)	O objetivo foi desenvolver uma nova geração de tecnologia de previsão da erosão, baseado no conhecimento dos processos erosivos, sendo a tecnologia aplicada ao mesmo nível e para os mesmos propósitos da tecnologia utilizada na USLE, e ainda, poder ser aplicada a uma grande variedade de escalas e de possibilidades de uso do solo. Este modelo pode ser aplicado ao estudo dos processos erosivos em vertentes, bem como ao estudo dos processos hidrológicos e erosivos de pequenas bacias hidrográficas.
<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i> (RUSLE)	Renard et al. (1997)	Trata-se de uma revisão do modelo empírico da USLE. Esta revisão resultou da necessidade de tornar o modelo mais adaptado à operacionalização por intermédio de computadores pessoais, incorporando, tanto quanto possível, novas informações resultantes de pesquisas efetuadas. As maiores modificações na RUSLE ocorreram em 1994 à 1997 e traduzem-se em, praticamente, todos os seus fatores (R; K; LS; C e P).
<i>Soil and Water Assessment Tool</i> (SWAT)	Arnold et al. (1998)	Segundo Silva et al. (2016), o SWAT é um modelo hidrossedimentológico, classificado como semi-distribuído e de base física, desenvolvido para simular os efeitos das ações do uso e manejo do solo na vazão, produção de sedimentos, perdas de nutrientes e evapotranspiração.
<i>Water and Tillage Erosion Model/ Sediment Delivery Model</i> (WaTEM/SEDEM)	Van Oost et al.; Van Rompaey et al. (2001)	Baseado na equação da RUSLE. O modelo WaTEM/SEDEM foi desenvolvido para estimar as perdas de solo e deposição de sedimentos. Exige que os arquivos de entrada sejam gerados através do SIG IDRISI.
<i>Spatially Distributed Physical Erosion Model</i> (MEFIDIS)	Nunes et al. (2005)	Modelo desenvolvido para simular as consequências das alterações climáticas e do uso do solo para o escoamento superficial e padrões de erosão durante eventos de precipitação extrema.

(Fonte: Adaptado de Ferreira, 2013).

2.3 SIG e modelos de erosão dos solos no estudo de degradação dos solos

A partir da evolução computacional e das técnicas de SIG, nas últimas décadas, são comuns os trabalhos utilizando modelos de erosão e SIG na estimativa da erosão dos solos, permitindo uma análise espacial dos processos erosivos em escala de bacia hidrográfica.

De acordo com Melo et al. (2008), o SIG é uma ferramenta que vem sendo bastante utilizada na criação e gerenciamento do banco de dados dos modelos de erosão, devido à sua capacidade e facilidade em manipular uma grande quantidade de dados. Dentre as variáveis comumente utilizadas como dados de entrada em modelos que podem ser fornecidas pelos SIG, pode-se citar tipo e uso do solo, cobertura vegetal e relevo.

Segundo Longley et al. (2013), os SIGs são sistemas computacionais feitos para armazenar e processar informação geográfica. Eles são ferramentas que melhoram a eficiência e efetividade do tratamento da informação de aspectos e eventos geográficos. Eles podem ser usados para muitas outras tarefas úteis, como armazenar grandes quantidades de informação geográfica em bancos de dados, realizar operações analíticas numa fração do tempo necessária para fazê-lo manualmente e automatizar o processo de confecção de mapas úteis.

Em ambiente SIG, os mapas permitem obter uma visão geral do que vem ocorrendo dentro da área de estudo, sendo aplicado no planejamento agrícola, na capacidade e adequação do uso do solo, na aplicação de modelos matemáticos para a quantificação de impactos ambientais e na realização de diferentes formas de zoneamento agroambiental. Vários são os trabalhos que utilizaram SIG em estudos correlacionados ao uso e ocupação do solo e potencial de erosão dos solos (Farinasso, 2005).

No caso do WaTEM/SEDEM, utilizado nesse estudo, ele é caracterizado por ser um modelo distribuído que demanda a geração dos principais banco de dados de entrada em ambiente SIG, no entanto o modelo não é integrado a um SIG, apenas exige dados de estrada espacializados no SIG e fornece estimativa das perdas de solo e deposição de sedimentos que somente é visualizado utilizando o SIG, especificamente o IDRISI.

Para estudos de degradação dos solos utilizando modelos de erosão, especificamente o WaTEM/SEDEM e SIG, destacam-se os realizados por Van Rompaey et al. (2001) que avaliaram o WaTEM/SEDEM em bacias de pequeno e médio porte na Bélgica. Os autores realizaram a calibração dos parâmetros de capacidade de transporte (k_{tc}) e por meio da validação mostraram que para as bacias entre 10-5000 ha, o modelo apresentou precisão de 41% comparando-se os dados simulados com os observados,

concluindo que o WaTEM/SEDEM constitui em uma ferramenta promissora devido a abordagem distribuída dos resultados e a possibilidade de simulação do efeito de diferentes cenários de uso do solo e técnicas de conservação do solo sob os processos erosivos em bacias hidrográficas.

Van Rompaey et al. (2005) utilizaram o WaTEM/SEDEM em bacias hidrográficas da Itália. O estudo mostrou uma subestimação para as bacias não montanhosas e desempenho não satisfatório para bacias montanhosas. No entanto, mesmo subestimando os resultados para bacias não montanhosas, o modelo forneceu precisão de 51% tanto para bacias não montanhosas quanto para bacias montanhosas. Os autores sugeriram que o modelo fornecesse uma melhor descrição dos processos de erosão.

Esses dois trabalhos supracitados foram resultado de um dos primeiros experimentos com o WaTEM/SEDEM. Após os primeiros experimentos, o modelo apresentou com o tempo outras versões, sendo o mais recente: WaTEM/SEDEM versão 2005.

Jordan et al. (2005) estudaram as alterações históricas do uso do solo nas perdas e no transporte de sedimentos na bacia do Rio Balaton, na Hungria. Os resultados desse estudo mostraram que, apesar das mudanças na utilização do solo introduzidas por propriedades e as mudanças na agricultura, a média da perda de solo na bacia hidrográfica diminuiu, mas aumentou o transporte de sedimentos para o rio principal chamado Balaton. Segundo os autores, isto se deve ao fato das mudanças na cobertura do solo, principalmente pelo aumento das áreas destinadas a atividades agrícolas e pecuárias na bacia que permitiram que mais sedimentos fossem transportados.

Szilassi et al. (2006) também avaliaram as alterações do uso do solo nos processos erosivos na bacia hidrográfica Kali na Hungria. As mudanças históricas na cobertura do solo, principalmente de áreas de cultivo, mostraram no estudo que a terra cultivável permanente levou à degradação das propriedades físicas e químicas dos solos na bacia. De acordo com os autores, a modelagem dos processos erosivos na bacia Kali foi considerada satisfatória.

Verstraeten et al. (2007) usaram o WaTEM/SEDEM para três categorias diferentes de uso do solo (pobres, moderadas e boa cobertura vegetativa) para a bacia do Rio Murrumbidgee, com 30.000 km², localizada na Austrália. Foi calibrado o coeficiente ktc para o modelo e os resultados mostraram que o WATEM/SEDEM é uma poderosa ferramenta para prever erosão dos solos em diferentes ambientes, incluindo os padrões espaciais de sedimentos depositados na rede de drenagem.

Verstraeten e Prosser (2008) empregaram o modelo também para a bacia do Rio Murrumbidgee. No entanto, o modelo foi avaliado para diferentes cenários de uso do solo e analisado o impacto das construções de barragens agrícolas na bacia. Os resultados mostraram que o WaTEM/SEDEM modelou satisfatoriamente a redução da deposição de sedimentos a jusante das barragens agrícolas, em contrapartida apresentou valores de deposição de sedimentos inferiores aos valores observados.

De Ventre et al. (2008) testaram três modelos de erosão: (a) o WaTEM/SEDEM, (b) o modelo *Pan European Soil Erosion Risk Assessment model* (PESERA) e (c) o modelo *Spatially Distributed Scoring model* (SPADS) em 61 bacias espanholas. Os modelos SPADS e WaTEM/SEDEM proporcionaram melhores resultados após calibração, podendo ser aplicados para ambientes muito diversos.

Keesstra et al. (2009) aplicaram o modelo WaTEM/SEDEM em uma bacia da Eslovênia avaliando as alterações do uso e ocupação do solo para os anos de 1954, 1975 e 2002 sobre as perdas de solo e deposição de sedimentos. Os resultados obtidos pelos autores mostraram redução de 45% nas perdas de solo e deposição de sedimentos para os anos de 1954 e 1975. Após 1975, o transporte de sedimentos foi estável na bacia, enquanto que para 2002 a tendência continuou, resultando em uma redução total de 76% do transporte de sedimentos desde 1954. Essa redução dos processos erosivos na bacia foi observado principalmente devido ao aumento de áreas ocupadas pela classe floresta madura na bacia, ao longo dos anos analisados.

Alatorre et al. (2010) avaliaram o WaTEM/SEDEM para uma bacia de grande porte da Espanha, especificamente para a bacia hidrográfica do Reservatório de Barasona, com 1.504 km². O modelo foi calibrado e validado utilizando dados observados de deposição de sedimentos para um melhor ajuste do coeficiente ktc do modelo e também dados observados de sedimentos em suspensão. Os autores observaram alta variabilidade espacial nas perdas de solo, em que as áreas com declividades mais baixas e na porção central mostraram maiores deposição de sedimentos na bacia.

Feng et al. (2010) analisaram o potencial do WaTEM/SEDEM para uma bacia localizada na China. Após a calibração, os autores concluíram que o modelo é confiável na previsão espacial do padrão de erosão dos solos na bacia, pois o modelo simulou satisfatoriamente as reduções da erosão do solo em grande parte da bacia, para os anos de 1990 e 2005. Essa redução foi verificada após o incentivo a conservação dos solos dada pelo governo chinês, com o projeto *Grain-for-Green*.

Alatorre et al. (2012) evidenciaram que os modelos de erosão espacialmente distribuídos, como é o caso do WaTEM/SEDEM, são de grande interesse para avaliar o efeito esperado das mudanças de cobertura do solo na erosão. Dessa forma, os autores aplicaram o WaTEM/SEDEM a uma bacia de pequeno porte (2,84 km²) localizada na Espanha. Foi realizada a calibração e validação e aplicado o modelo para dois cenários de uso do solo (cenário pretérito e um cenário futuro hipotético). Os resultados mostraram uma redução da erosão do solo na bacia quando comparado o cenário pretérito e futuro, como resultado do abandono de uso da terra (principalmente agricultura) e posteriormente a recomposição da vegetação natural na bacia.

Shi et al. (2012) estudaram as consequências da gestão integrada de pequenas bacias na erosão do solo na bacia hidrográfica de Wangjiaqiao, na China, por meio da análise de cenários de uso do solo antes e depois da aplicação da gestão integrada na bacia. Os resultados da análise de cenários mostraram que as medidas de conservação do solo efetivamente reduziram as perdas e a deposição de sedimentos na bacia, caracterizando a gestão como ferramenta importante para a região.

Os estudos de Jung et al. (2017) destacam-se por ser um dos trabalhos mais recentes encontrados na literatura, utilizando o modelo WaTEM/SEDEM, além do modelo SWAT para a bacia do Rio Han na Coreia do Sul, com o objetivo de estimar o coeficiente ktc, usando o WaTEM/SEDEM e a produção de sedimentos com o SWAT. Os resultados mostraram um coeficiente de determinação (R²) igual a 0,72 por meio da simulação com o SWAT para produção de sedimentos e o ktc estimado apresentou valor médio de 12,7 para toda a bacia.

Com relação à aplicação do modelo WaTEM/SEDEM em bacias hidrográficas brasileiras, o modelo ainda é pouco difundido. Destaca-se na literatura o estudo de Viero et al. (2009), que testaram o modelo em uma pequena bacia rural situada na região centro-norte do Estado do Rio Grande do Sul. Nesse estudo, foram considerados dois cenários de sistemas de manejos e preparo do solo, e os resultados mostraram que o modelo superestimou a erosão na bacia, os autores atribuíram esse resultado à baixa qualidade do Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado no estudo.

2.4 Mudanças no uso e ocupação do solo: conceitos importantes

Identificar e analisar as informações referentes ao uso e ocupação do solo é de grande importância para o planejamento e conservação dos recursos naturais, além de ser uma das principais informações para realização de estudos ambientais diversos, dentre eles a influência das modificações no uso do solo na erosão. Dessa forma, é importante compreender os conceitos de mudança do uso do solo, bem como os termos de ocupação e uso do solo.

A mudança do uso do solo envolve uma alteração para um uso diferente ou uma intensificação do já existente, que pode condicionar a ocupação do solo através da conversão ou da modificação. A conversão é a mudança de uma classe de ocupação do solo para outra, por exemplo, de pastagem para vinha. A modificação é uma mudança de estado dentro de uma categoria de ocupação do solo, ou seja, ocorre uma modificação das suas condições quantitativas, estrutura ou função, mas sem que haja uma completa conversão (Briassoulis, 2000).

A ocupação do solo denota os atributos biofísicos da superfície do solo (Lambin et al., 2001), abordando a camada de solo e de biomassa que inclui a vegetação da superfície do solo, a água, os materiais do solo, asfalto, as culturas e as estruturas humanas na superfície do solo, entre outros. Logo, a ocupação do solo resume-se ao estado biofísico da superfície do solo e às estruturas construídas pelo homem (Verburg et al., 2009).

O uso do solo descreve o propósito humano ou intenção aplicada aos atributos biofísicos do solo (Lambin et al., 2001), ou seja, é uma interpretação socioeconômica que descreve como as pessoas utilizam e as atividades que executam na superfície do solo (Straume, 2014) e tem sido uma preocupação principalmente de cientistas sociais: os economistas, geógrafos, antropólogos, urbanistas, entre outros. O uso do solo é a forma como as características biofísicas do solo são manipuladas e alteradas em função do uso que o Homem pretende dar ao solo, quer seja para produções agrícolas, pecuárias, zonas urbanas, recreio ou para extração e processamento de materiais (Meyer e Turner, 1996).

De acordo com Lambin et al. (2001), o que determina a mudança no uso e ocupação do solo é a resposta da população às condições econômicas, mediadas por fatores institucionais e o desenvolvimento de novas tecnologias. Os mercados e as políticas, cada vez mais influenciados pelas forças globais, criam oportunidades e restrições para novos usos do solo.

2.5 Modelagem dinâmica do uso e ocupação do solo

O uso de modelos espaciais de mudanças de uso e cobertura do solo possibilita estimar quanto, quando e onde as mudanças poderão ocorrer, ou seja, as possíveis trajetórias de uso e demandas de ocupação do espaço em um futuro próximo. Sendo assim, modelos de simulação proporcionam a avaliação dos impactos ambientais, sociais e econômicos, e isso possibilita as suas mitigações. Essas ferramentas são extremamente importantes, pois fornecem suporte às decisões no desenvolvimento de políticas públicas (Soler, 2010). Dessa forma, a modelagem das mudanças do uso do solo pode ajudar a prever possíveis cenários problemáticos, e assim subsidiar planos e ações que mitiguem os possíveis efeitos acarretados ao meio ambiente das alterações.

Nessa perspectiva, a modelagem de predição das mudanças no uso e ocupação do solo, através de modelos LUCC, tem se tornado uma importante contribuição para a sociedade, possibilitando a simulação de fenômenos dinâmicos espaciais, como: expansão urbana, processos de ocupação, entre outros.

O propósito da modelagem dinâmica com modelos LUCC é simular as mudanças espaço-temporais nos atributos do meio ambiente, atreladas a um território geográfico, permitindo o entendimento dos mecanismos que determinam a mudança e, assim, avaliar como um sistema evolui diante de um conjunto de variáveis definidas pelo modelador (Benedetti, 2010).

Modelos LUCC focam no estudo da relação natureza-sociedade através da representação das dinâmicas de uso do solo, com o objetivo de estimar, avaliar e descrever os diferentes cenários que possam vir a ocorrer no futuro (Briassoulis, 2000). Por meio do uso de modelos computacionais, cenários hipotéticos e alternativos podem ser elaborados para o estudo da evolução da distribuição espacial do uso e cobertura do solo (Verburg et al., 2006).

A simulação de cenários futuros deve ser precedida de uma análise multitemporal de pelo menos dois mapas de uso e ocupação do solo para identificação dos indicadores de mudanças e exploração das transições que a área de estudo vem sofrendo.

Recentemente, muitos modelos espaciais de mudança de uso do solo foram desenvolvidos devido aos avanços dos sensores remotos e do SIG, inclusive muitos modelos LUCC atualmente podem ser encontrados integrados a um SIG, facilitando a aplicação e as análises das transformações do ambiente (Erdogan et al., 2011). A Tabela 2 apresenta alguns dos principais modelos utilizados na modelagem LUCC.

Tabela 2 – Exemplos de modelos LUCC.

Nome do modelo	Autor (es)	Descrição
<i>Land-Use Change Analysis System</i> (LUCAS)	Berry et al. (1994)	Ferramenta multidisciplinar de modelagem da cobertura do solo utilizada para examinar a relação das atividades humanas com as mudanças e suas consequências para sustentabilidade.
CLUE-S	Veldkamp e Fresco (1996)	Modelo desenvolvido para simular uso e cobertura do solo em escala regional utilizando relações empiricamente quantificadas entre as mudanças e seus fatores determinantes.
DINAMICA EGO	Soares Filho (1998)	Plataforma de modelagem voltada para implementação de modelos ambientais espacialmente explícitos de diversas áreas.
<i>Patuxent</i> <i>Landscape Model</i>	Voinov et al. (1999)	Utilizado para simular os processos ecológicos fundamentais na escala da bacia hidrográfica, em interação com um componente socioeconômico que prevê os padrões de uso do solo.
<i>Land Transformation Model</i> (LTM)	Pijanowski et al. (2002)	Baseado na arquitetura do ArcGIS, que permite criar cenários de mudanças no uso e cobertura do solo a partir de dados multitemporais relacionados à mudança.
TerraME	Carneiro (2006)	Ambiente de programação para a modelagem espacial dinâmica. Suporta autômatos celulares, modelos baseados em agentes e modelos de rede que funcionam em espaços celulares 2D.
<i>Land Change Modeler</i> (LCM)	Eastman et al. (2006)	Permite análise, modelagem e simulação das mudanças da cobertura do solo para o futuro e suas consequências para biodiversidade, além de outras aplicações.

(Fonte: Adaptado de Luiz, 2014).

Nesta pesquisa, foi utilizado o modelo LCM para modelagem dinâmica de cenários futuros de mudança de uso do solo. Diversas pesquisas se destacam na literatura aplicando a modelagem com o LCM, seja para analisar as mudanças ocorridas a partir de dois mapas de uso e ocupação do solo ou mesmo para modelagem de cenários futuros, principalmente para bacias hidrográficas.

Dentre os estudos, destacam-se as pesquisas de Deus (2013), que aplicou o LCM para a bacia do Rio Acre, com o objetivo de construir cenários de uso e cobertura do solo para o planejamento ambiental na Amazônia e analisar os cenários pretéritos, atual e futuros. O autor utilizou o LCM na modelagem de cenários futuros com base em Cadeias de Markov e Redes Neurais Artificiais. No estudo, foram identificadas cinco áreas prioritárias, com ritmo de mudança acelerado e elencado um prognóstico do desmatamento na área de estudo enfatizando que os resultados obtidos podem ser utilizados para subsidiar a tomada de decisão baseada em informações antecipadas.

Zanata (2014) também utilizou o LCM para avaliar as mudanças no uso do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Bonito, em São Paulo, para os anos de 1962 e 2010. Os resultados desse estudo mostraram o surgimento de duas classes de uso, a lavoura permanente com plantio de laranjas e a silvicultura com plantio de eucaliptos.

Pirolí (2014) aplicou o LCM para avaliar as mudanças no uso do solo da microbacia do córrego Água da Veada e os impactos dessas mudanças na infiltração. Foram utilizadas fotografias aéreas de 1972 e imagem do satélite Quickbird de 2006. Foi observado aumento da área urbana em substituição das áreas de pecuária e campestre, principalmente na cabeceira da microbacia, trazendo como consequência a diminuição da infiltração e a concentração superficial da água, potencializando processos erosivos e de assoreamento.

Luiz (2014) realizou a modelagem da cobertura do solo para o ano de 2035 usando o LCM na bacia do Rio Piracicaba com o objetivo de analisar a influência do reflorestamento com eucalipto na transformação da paisagem e suas consequências para conservação, nos municípios da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço, utilizando o LCM e métricas de paisagem. Os resultados da simulação apontaram para uma tendência de que as áreas de floresta fiquem cada vez mais isoladas e menores, ao passo que as áreas de reflorestamento ficarão cada vez mais conectadas entre si e mostrou a importância de conciliar crescimento econômico e conservação do ambiente.

Mishra et al. (2014) analisaram com o LCM o crescimento presente e futuro da cidade de Muzaffarpur e Bihar na Índia. Os autores utilizaram imagens de satélite Landsat de 1988 e 2010 e realizaram a modelagem para os anos de 2025 e 2035. Os resultados do estudo mostraram aumento das classes área construída e agricultura para os anos de 1988 e 2010, e uma previsão de aumento para as classes agricultura e área construída em 2025 e 2035. Foi obtido acurácia de 72,28% usando a previsão de mudança com a metodologia de Rede Neural *Multi- Layer Perceptron* (RNMLP).

Cheng e Ding (2016) aplicaram o LCM para os Estados Unidos analisando as mudanças no uso do solo para os anos de 2001 e 2010 e a previsão do uso e ocupação do solo para 2050, utilizando diversas variáveis que influenciam as transições, como elevação, estradas, culturas cultivadas, dentre outras. Os autores destacaram a importância da modelagem como subsídio ao planejamento e o modelo LCM como promissor para estudos ambientais diversos.

Khawaldah (2016) analisou as mudanças no uso e ocupação do solo em Amman, na Jordânia, dos anos de 1984 e 2014 e previu a cobertura do solo para o ano de 2030 usando o módulo LCM integrado ao Idrisi TerrSet, especificamente com base em Cadeias de Markov e Redes Neurais Artificiais. Os resultados indicaram que a área urbana expandiu de 147% no período de 1984 a 2014 e prevê-se uma expansão de 43,9% para 2030 em relação a 2014.

3 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Rio Tapacurá é uma sub-bacia do Rio Capibaribe, e possui uma área de drenagem de aproximadamente 470 km². Essa bacia está localizada na zona de transição entre a Zona da Mata e o Agreste, no Estado de Pernambuco, mais precisamente entre as latitudes 7° 58' 0" S e 8° 13' 0" S e as longitudes 35° 5' 0" O e 35° 30' 0" O (Braga, 2001). A bacia do Rio Tapacurá abrange os municípios de Vitória de Santo Antão, Pombos, São Lourenço da Mata, Gravatá, Moreno e Chã Grande (Figura 1).

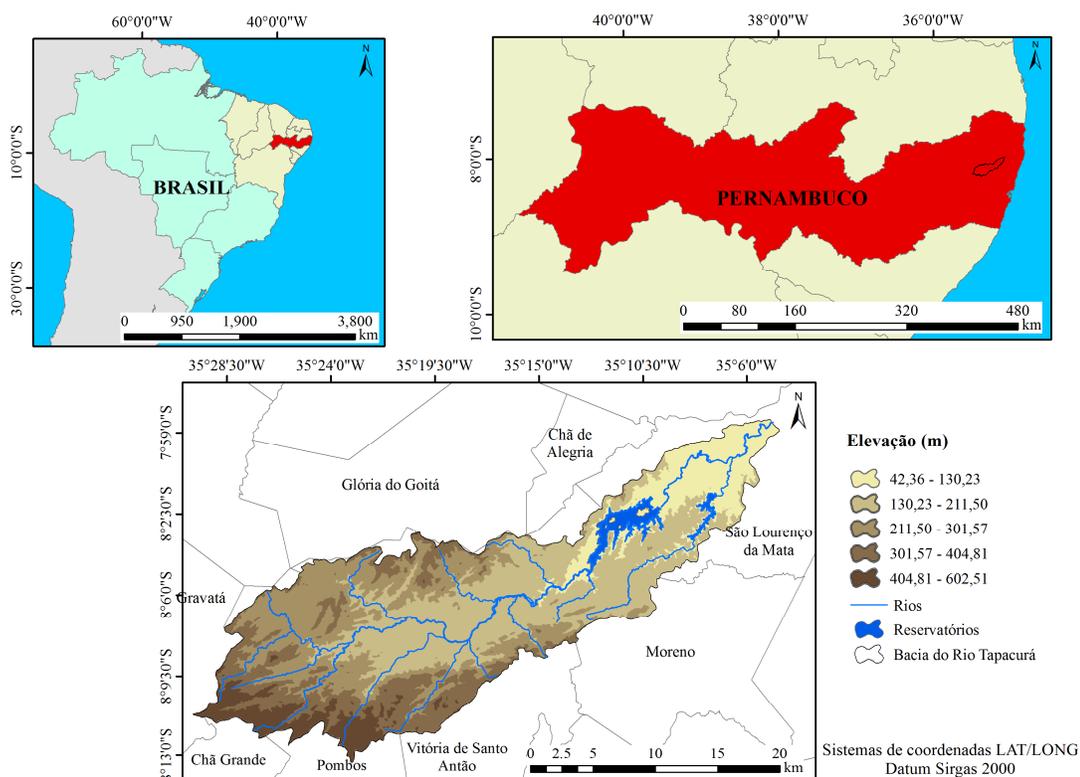


Figura 1 – Localização geográfica da bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco.

Os municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos são os mais importantes para a bacia do Rio Tapacurá, por ocuparem um maior percentual de área da bacia, respectivamente com 38,6% e 31,2%. O Rio Tapacurá possui comprimento de 72,6 km, considerando os meandros do seu percurso desde a nascente, no município de Gravatá, até a desembocadura no Rio Capibaribe, no município de São Lourenço da Mata, do qual é o principal afluente (Dutra, 2005).

Na margem direita da bacia do Rio Tapacurá estão as sub-bacias: (a) Pororoca; (b) Itapessirica; (c) Água Azul; (d) Miringaba; (e) Natuba; (f) Bacia das Pacas; (g) Bento

Velho; (h) Tamata Mirim e (i) Várzea do Una. E pela margem esquerda encontram-se as sub-bacias: (a) Jurubeba; (b) Gameleira, (c) Bacia do Meio e (d) Riacho Tapacurá (Braga, 2001) (Figura 2).

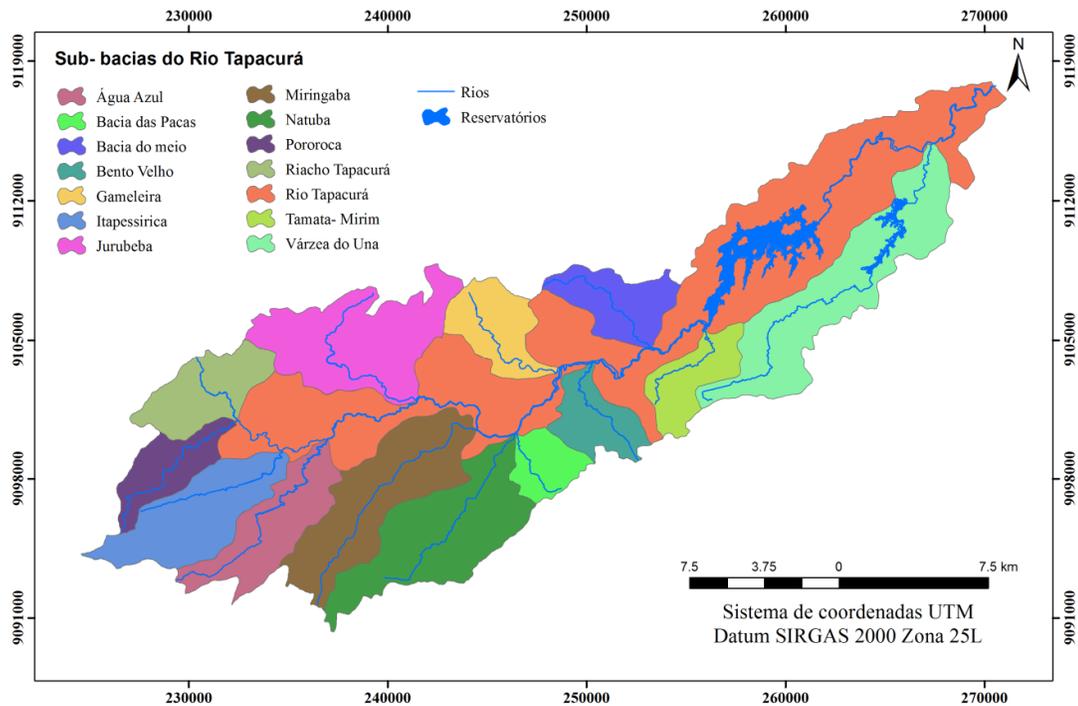


Figura 2 – Localização das sub-bacias do Rio Tapacurá.

3.1 Reservatórios existentes na bacia do Rio Tapacurá

A Bacia do Rio Tapacurá possui uma importância estratégica para o Estado de Pernambuco, pois na referida bacia situam-se os reservatórios Tapacurá e o reservatório Várzea do Una (Figura 2), que são indispensáveis para o abastecimento humano e industrial da RMR.

O reservatório Tapacurá foi construído na década de 1970, no curso do rio de mesmo nome, com as finalidades de abastecimento para população da RMR e para o controle de enchentes no Rio Capibaribe, evitando assim inundações na cidade do Recife. O reservatório Tapacurá atende as cidades de Camaragibe, Jaboatão dos Guararapes, Recife e São Lourenço da Mata, contribuindo com aproximadamente 40% do volume distribuído na região metropolitana e possui capacidade máxima de acumulação de 94,2 milhões de m³ (Santos, 2015).

Quanto à qualidade ambiental da água do reservatório Tapacurá, esta sofre deterioração por altas cargas de poluentes inseridas no Rio Tapacurá, bem como poluição por fontes difusas, ainda não identificadas, que atingem o reservatório diretamente. As principais atividades, responsáveis pela poluição da água são a agricultura, pecuária e cultivo de cana-de-açúcar (Gunkel et al., 2003).

Com a finalidade de auxiliar o abastecimento humano e industrial da RMR, em 2003, foi construído o reservatório Várzea do Una no curso do rio de mesmo nome, localizada em São Lourenço da Mata. Esse reservatório possui capacidade de acumulação de 11,6 milhões de m³ e contribui com aproximadamente 5% do volume distribuído para a RMR (Compesa, 2016).

3.2 Clima

De acordo com a classificação climática de Köeppen, a região da bacia Tapacurá é do tipo As', com clima quente e úmido do tipo tropical. A bacia se estende de Oeste, no começo da região Agreste, com precipitação anual de 800 mm, até a zona da mata, a leste, com valores de precipitação anual até 1.650 mm (Silva et al., 2012).

O período chuvoso da bacia ocorre entre os meses de março a julho, com temperatura média mensal oscilando entre 23 e 27 °C, enquanto a umidade relativa do ar, durante os meses de maio a agosto é superior a 75% (Duarte, 2009; Oliveira et al., 2012).

3.3 Tipos de Solos e Relevô

Os solos predominantes na bacia do Rio Tapacurá, segundo a nova classificação de solos proposta pela Embrapa (2013), são Gleissolos, Neossolos Litólicos, Planossolos, Neossolos Flúvicos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Regolíticos, Latossolos e Argissolos.

A Tabela 3 mostra o percentual de abrangência para cada tipo de solos existentes na bacia do Rio Tapacurá e o grupo hidrológico com base na Classificação Hidrológica dos Solos Brasileiros, proposta por Sartori et al. (2005). Verifica-se que os Argissolos são os solos predominantes da bacia, ocupando cerca de 68,18% da área, seguido dos Neossolos Litólicos, Gleissolos, Planossolos, Neossolos Flúvicos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Regolíticos e Latossolos Vermelhos.

Quanto ao grupo hidrológico, na bacia do Rio Tapacurá, encontram-se disseminados os solos pertencentes ao grupo hidrológico C, abrangendo 73,76% da área da

bacia. O grupo C compreende os solos contendo baixa taxa de infiltração quando completamente molhados, principalmente com camadas que dificultam o movimento da água através das camadas superiores para as inferiores, ou com textura moderadamente fina e baixa taxa de infiltração, com taxa mínima de infiltração de 1,27–3,81 mm/h (Castro, 2013).

Tabela 3 – Tipos de solos, área de abrangência e grupo hidrológico dos solos existentes na bacia do Rio Tapacurá.

Tipos de solo	Área (km²)	(%)	Grupo Hidrológico
Neossolos Flúvicos	20,48	4,36	C
Latosolos Vermelhos	4,20	0,89	A
Luvissolos Crômicos	6,66	1,42	D
Neossolos Regolíticos	5,71	1,22	C
Gleissolos	43,46	9,25	D
Planossolos	25,50	5,43	D
Argissolos	320,45	68,18	C
Neossolos Litólicos	43,51	9,26	D

O relevo da bacia é constituído, em sua maior parte, por colinas e cristas. As colinas predominam na parte oriental da bacia, próximo à confluência do Rio Tapacurá com o Rio Capibaribe e chegam até o leste do município de Pombos. Na parte ocidental da bacia a partir do distanciamento da calha do Rio Tapacurá, tanto para o norte como para o sul a altitude dos topos eleva-se gradualmente, enquanto que as colinas vão cedendo lugar aos relevos mais contínuos e orientados, constituindo as cristas (Braga, 2001).

3.4 Usos do solo

Os principais usos e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá concentram-se nas atividades agrícolas e pecuárias, com presença de área urbana, granjas e chácaras, localizadas na porção central da bacia. Na bacia há ainda a presença de lavouras de subsistência, cultivando milho, feijão, macaxeira e batata doce; algumas frutas, como: manga, jaca, goiaba, mamão, caju, jambo, abacate e pinha, destinados ao autoconsumo; uma ou mais culturas comerciais, como: abacaxi, limão, laranja, banana, mandioca, maracujá, inhame e graviola; e algumas hortaliças, como: alface, coentro, cebolinha, pimentão, quiabo, maxixe, berinjela, pepino, chuchu, hortelã, manjericão e arruda, para venda e autoconsumo (Braga, 2001).

A atividade pecuária, segundo Braga (2001), é predominante bovina, com associação de búfalos, cavalos ou avicultura de corte em algumas fazendas, essa atividade ocupa parcela expressiva dos municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos. A pecuária está, em sua maior parte, localizada em áreas de relevo que varia de ondulado a montanhoso, recursos hídricos escassos, solos pouco profundos ou extremamente rasos e com extensos afloramentos rochosos.

A cobertura florestal existente na bacia é representada por remanescentes da Mata Atlântica e vegetação capoeira. De acordo com Silva (2015), a cobertura vegetal nativa da bacia do Rio Tapacurá tem sido suprimida ao longo dos anos com a ação de queimadas e desmatamentos realizados para a expansão agrícola e pecuária na bacia.

A área urbana da bacia do Rio Tapacurá é constituída basicamente pelas cidades de Vitória de Santo Antão e Pombos. A cidade de Vitória de Santo Antão é a nona maior cidade de Pernambuco, com aproximadamente 371 km², 123.930 habitantes e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) igual a 0,663. Destaca-se como centro comercial e de prestação de serviços microrregional, além de contar com um parque industrial relativamente importante na produção de bebidas, produtos cerâmicos e alimentícios (Braga, 2001). Enquanto que a cidade de Pombos tem aproximadamente 207 km², 23.057 habitantes e IDH igual a 0,641. O comércio é considerado local e de pequeno porte, entretanto sofre grande influência das atividades rurais, em especial da cultura de abacaxi e horticultura (Oliveira, 2012).

Segundo Gunkel et al. (2003), a região urbana inserida na bacia, composta pelas cidades de Vitória de Santo Antão e Pombos, encontram-se fontes pontuais de poluição intensa onde esgotos insuficientemente tratados são lançados no Rio Tapacurá, além de despejos orgânicos da indústria de cana-de-açúcar e mandioca.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 3 mostra os procedimentos metodológicos gerais empregados para o desenvolvimento deste estudo. Inicialmente são apresentados o material e métodos utilizados no mapeamento do uso e ocupação do solo em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015). Em seguida, ainda na mesma figura são apresentados os dados utilizados para a modelagem da predição do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá para t_4 (2035), com o LCM, além da modelagem das perdas de solo e deposição de sedimentos, utilizando o WaTEM/SEDEM.

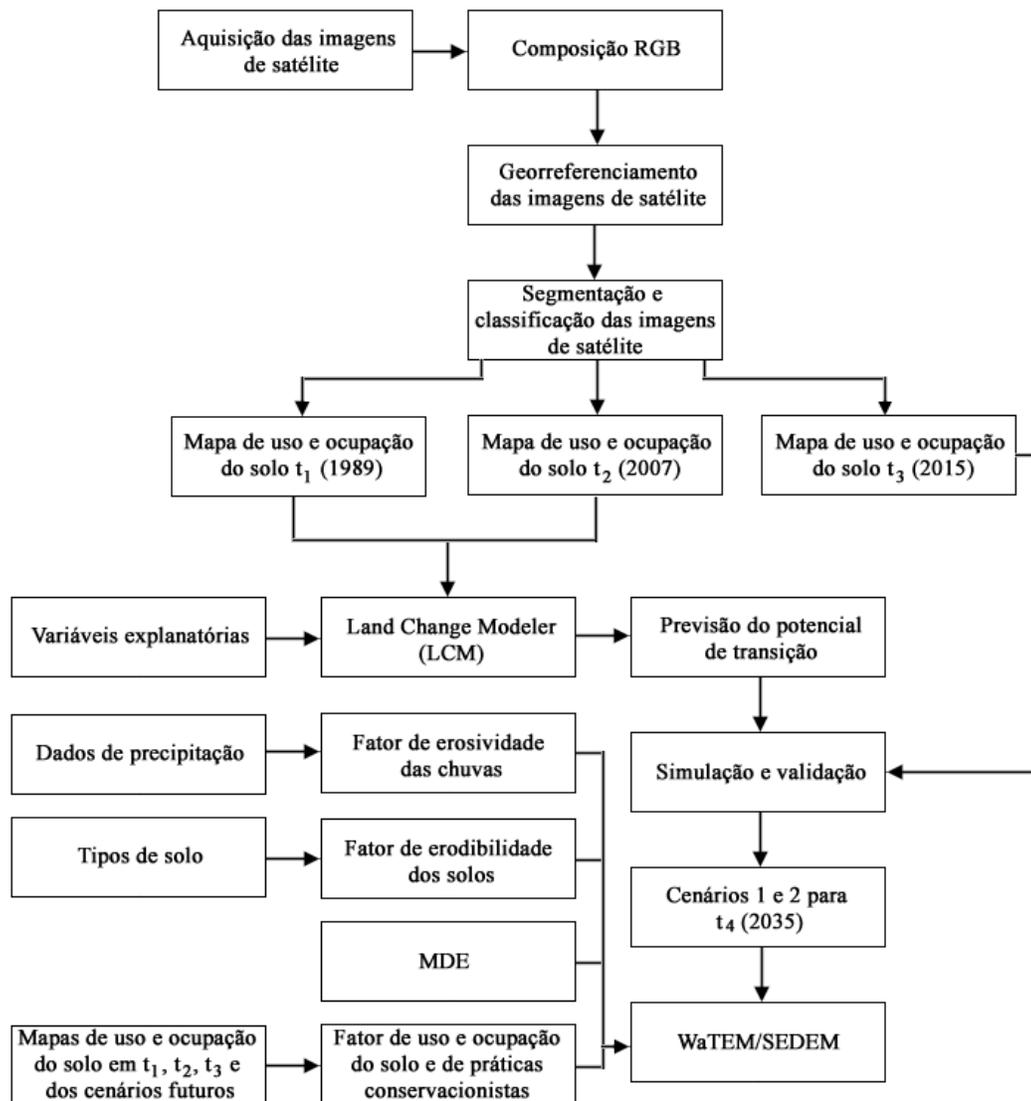


Figura 3 – Procedimentos metodológicos utilizados na predição do uso do solo e para a modelagem das perdas de solo e deposição de sedimentos.

4.1 Mapeamento do uso e ocupação do solo

4.1.1 Obtenção e processamento digital de imagens

Para a análise das mudanças do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá para os anos de 1989, 2007 e 2015, foram utilizadas duas imagens, com resolução espacial de 30 m, do sensor TM a bordo do Landsat- 5, da órbita 214 e ponto 66, de julho de 1989 e agosto de 2007 obtidas através do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Para o ano de 2015, devido à indisponibilidade de imagens Landsat sem presença de nuvens no limite da bacia, utilizou-se uma imagem de alta resolução espacial, do sensor Quickbird, referente ao ano de 2015, com resolução espacial de 1 m, obtida através do *software* Google Earth (Google, 2015).

A escolha das imagens de satélite foi determinada pela distribuição das nuvens em cada imagem, pois a significativa presença de nuvens dificulta a identificação dos elementos nas imagens. Dessa forma, foram escolhidas as imagens sem presença de nuvens ou com ocorrência irrelevante que não prejudicasse a identificação dos elementos na bacia, para o período analisado.

Para a melhor identificação dos elementos espaciais nas imagens do Landsat, a composição colorida utilizada foi 5(R) 4(G) 3(B). Para o ano de 2015, não foi necessário realizar composição colorida, em razão da imagem do Google Earth já apresentar composição própria dos canais coloridos.

Em seguida, as imagens foram georreferenciadas em ambiente SIG, utilizando o *software* ArcGis versão 10.1[®]. A partir da carta topográfica de Vitória de Santo Antão (SC.25-V-A-II), na escala 1:100.000, foram escolhidos 10 pontos de controle distribuídos espacialmente na bacia, ou seja, elementos reconhecidos tanto na carta topográfica quanto nas imagens de satélite. As imagens georreferenciadas foram exportadas para posteriormente serem realizados os processos de segmentação e classificação de imagens.

4.1.2 Segmentação e classificação de imagens no mapeamento da cobertura do solo

Os processos de segmentação e classificação de imagens foram executados através do *software* SPRING versão 5.3, desenvolvido pelo Departamento de Processamento de Imagens do INPE.

A segmentação da imagem foi realizada pelo método do algoritmo segmentação por crescimento de regiões. Segundo Corte et al. (2008) este algoritmo parte de um “*pixel*-

semente” e, posteriormente agrupa os *pixels* adjacentes que possuem características similares e que satisfazem os critérios de similaridade e de área. O primeiro critério é o limiar, abaixo do qual duas regiões são consideradas similares e então agrupadas. O segundo é o valor da área mínima, dado em número de *pixels*, para que uma região seja individualizada.

Foram testados os valores de similaridade e área de: (a) 15 e 20 *pixels*; (b) 20 e 30 *pixels*; (c) 30 e 30 *pixels*; (d) 10 e 15 *pixels* e (e) 13 e 20 *pixels*. Com base no critério visual dos polígonos gerados na fase da segmentação da imagem, a combinação de similaridade e área que melhor representou as regiões, sobretudo de água (reservatórios) e urbana na área de estudo, foi a similaridade de 15 e 20, e 13 e 20 *pixels* para os anos de 1989 e 2007, respectivamente, e de 30 e 30 *pixels* para o ano de 2015.

Em seguida, iniciou-se a classificação não supervisionada da imagem. Esse método permite que os *pixels* de uma imagem sejam alocados em classes definidas pelo especialista, não necessitando que o usuário identifique *pixels* amostrais. Assim, as classes temáticas serão definidas estatisticamente com intervalos de classes com amplitudes iguais, com base nos menores e maiores valores dos *pixels* da imagem. O classificador utilizado foi o ISOSEG com um limiar de aceitação de 99%. A classificação não supervisionada resultou em sete classes temáticas de uso e ocupação do solo, para o período analisado, que foram então definidas de acordo os tipos de uso do solo existentes na bacia: (a) vegetação arbustiva; (b) água; (c) área urbana; (d) cana-de-açúcar; (e) agricultura; (f) pecuária e (g) mata.

A classe vegetação arbustiva, neste estudo, corresponde à vegetação com porte de até 1,5 m, basicamente composta por vegetação do tipo capoeira, e herbácea. As áreas classificadas como agricultura, referem-se às atividades com cultivo de milho, feijão, macaxeira e batata-doce; algumas frutas, como manga, jaca, goiaba, mamão, caju, jambo, abacate e pinha, uma ou mais culturas comerciais, como abacaxi, limão, laranja, banana, mandioca, maracujá, inhame e graviola; e algumas hortaliças, como alface, coentro, cebolinha, pimentão, quiabo, maxixe, berinjela, pepino, chuchu, hortelã, manjeriço e arruda.

A classe denominada área urbana, identificada na classificação das imagens, corresponde ao aglomerado urbano das cidades de Vitória de Santo Antão e Pombos, além da BR-232 que ligam essas duas cidades.

4.2 Predição da mudança do uso e ocupação do solo pelo *Land Change Modeler* (LCM)

O LCM foi desenvolvido pela *Clark Labs*, com o apoio da comissão do Centro Andes de Conservação da Biodiversidade e Conservação Internacional (*Center Andes Biodiversity Conservation of Conservation International*). Esse método foi apresentado em 2006 e integrado ao *software* IDRISI versão Andes, com o objetivo de auxiliar análises de mudanças de cobertura do solo com projeções de cenários futuros (Deus, 2013).

De acordo com Luiz (2014), o LCM em sua versão atual é acoplado ao IDRISI TerrSet, sendo o resultado da adaptação do *The Land Change Modeler for Ecological Sustainability*. Atualmente, o LCM também pode ser incorporado, como módulo adicional, ao *software* ArcGIS.

Dessa forma, para a simulação dos cenários de uso e ocupação do solo para o ano de 2035, na bacia do Rio Tapacurá, foi utilizado o LCM integrado ao IDRISI TerrSet. O LCM, no IDRISI TerrSet, é composto por cinco tarefas principais: (a) Análise de mudanças; (b) Potenciais de transição; (c) Previsão de mudança; (d) Planejamento e (e) Projeto de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD, sigla do inglês *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*).

Neste trabalho, foram utilizadas as seguintes opções para a predição dos cenários de uso e ocupação do solo para o ano de 2035: (a) Análise de Mudanças, (b) Potenciais de Transição e (c) Predição de mudança, que segundo Eastman (2016) correspondem:

1. **Análise de Mudanças:** Analisa a mudança da cobertura do solo em t_1 e t_2 ;
2. **Potenciais de Transição:** Modelagem dos potenciais de transições da cobertura do solo;
3. **Previsão de mudança:** Predição da mudança da cobertura do solo.

Na Figura 4, tem-se a metodologia utilizada na predição do uso e ocupação do solo para t_4 (2035) para a bacia do Rio Tapacurá usando o LCM. A metodologia utilizada, na predição do uso do solo, foi composta basicamente pelas etapas de previsão do potencial de transição e simulação e validação, em que os principais dados de entrada foram: (a) mapa de uso e ocupação do solo em t_1 (1989), (b) uso do solo em t_2 (2007), (c) variáveis explanatórias e (d) mapa da cobertura do solo em t_3 (2015), sendo este último mapa usado na etapa de validação da simulação para t_3 (2015).

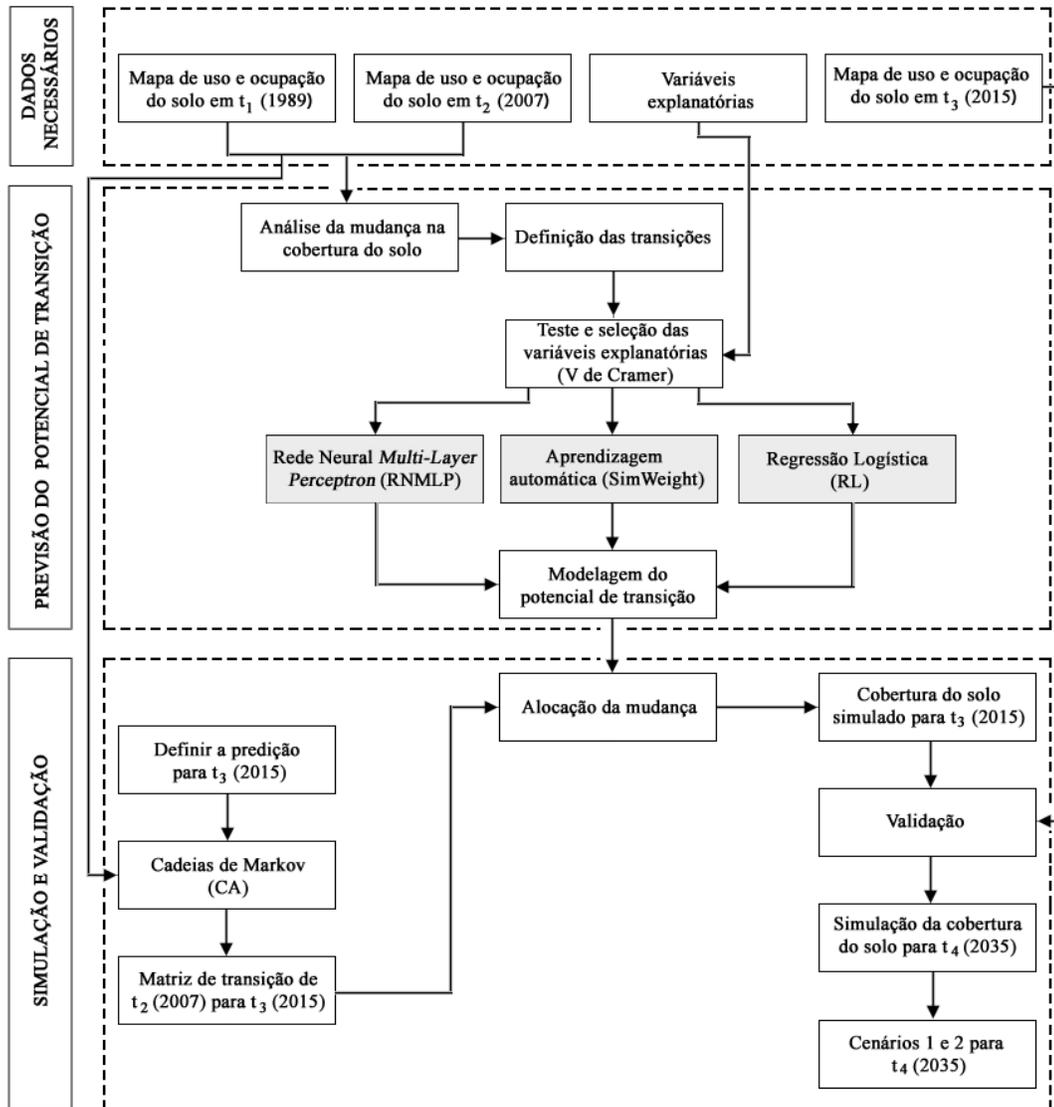


Figura 4 – Metodologia para predição do uso e ocupação do solo para t₄ (2035) para a bacia do Rio Tapacurá usando o LCM do Idrisi TerrSet. (Fonte: Adaptado de Luiz, 2014).

4.2.1 Previsão do potencial de transição

A etapa de previsão do potencial de transição foi composta pela: (a) análise da mudança na cobertura do solo, (b) definição das transições, e (c) teste e seleção das variáveis explanatórias. Após a seleção das variáveis explanatórias através do teste de V de Cramer, foram testadas três metodologias para a modelagem do potencial de transição para t₃ (2015): (a) RNMLP, (b) Algoritmo de Aprendizagem baseado em Instâncias Ponderadas por Similaridade (*Similarity-Weighted Instance-Based Machine Learning Algorithm-SimWeight*), e (c) Regressão Logística (RL).

4.2.1.1 Análise da mudança na cobertura do solo dos anos 1989 e 2007 usando o LCM

A análise das mudanças na cobertura do solo pelo LCM foi realizada com base nos mapas de uso e ocupação do solo para os tempos t_1 (1989) e t_2 (2007). Assim, foram gerados o gráfico de perdas e ganhos por categoria de uso e ocupação do solo e o mapa das áreas de mudanças e persistência. Esses mapas serviram como subsídio para a definição das transições, isto é, para definição das mudanças de uma determinada classe para outra.

A partir do gráfico de perdas e ganhos, foi possível identificar a diminuição ou aumento de área de cada classe de uso e ocupação do solo. O mapa de mudança e persistência apontou as áreas que mudaram de uma classe para outra, e as áreas que não sofreram mudanças no uso e ocupação do solo.

4.2.1.2 Definição das transições

As transições no LCM foram definidas com base nas mudanças observadas no uso e ocupação do solo em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015). Dessa maneira, para modelagem do potencial de transição, foram escolhidas as seguintes transições:

- (a) Vegetação arbustiva para pecuária;
- (b) Vegetação arbustiva para agricultura;
- (c) Vegetação arbustiva para área urbana e
- (d) Vegetação arbustiva para cana-de-açúcar.

Essas transições foram escolhidas, em razão da diminuição das áreas ocupadas pela classe de vegetação arbustiva para expansão de áreas destinadas à pecuária, agricultura, área urbana e cana-de-açúcar, identificadas ao longo dos anos (t_1 , t_2 e t_3).

4.2.1.3 Teste e seleção das variáveis explanatórias

A seleção das variáveis explanatórias foi baseada no teste V de Cramer, disponibilizado pelo LCM, para avaliar as variáveis que mais influenciam no processo de mudança no uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá.

O teste V de Cramer é uma análise estatística não paramétrica, ou seja, é aplicável independente da distribuição das variáveis. Essa análise é utilizada para medir a força de associação entre variáveis (Liebertrau, 1983; Sampaio, 2014; Luiz, 2014). Por meio desse teste, foi possível verificar a associação das variáveis explanatórias com as transições definidas. Esse teste é obtido pela Eq. 1 (Liebertrau, 1983):

$$V = \sqrt{\frac{\chi^2}{n(q-1)}} \quad (\text{Eq. 1})$$

em que: χ^2 = coeficiente Qui-quadrado (Eq. 2):

$$\chi^2 = \frac{(O - E)^2}{2} \quad (\text{Eq. 2})$$

sendo: V = índice V de Cramer; n = tamanho da amostra; q = menor valor das linhas e colunas da imagem da cobertura do solo; O = frequência observada para uma categoria e E = frequência esperada na categoria correspondente.

O V de Cramer varia entre 0 e 1 e quanto mais próximo de 1, maior é a associação entre a variável explanatória e a transição definida. Se o valor do V de Cramer das variáveis for maior que 0,15, demonstra que a variável é significativa para a modelagem e deve ser adicionada na etapa de previsão do potencial de transição (Sampaio, 2014; Hamdy et al., 2017 e Amorim, 2015). Dessa forma, apenas as variáveis explanatórias com valores de V de Cramer superiores a 0,15 foram utilizadas na modelagem da predição do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá.

As variáveis explanatórias correspondem aos fatores que podem influenciar na mudança do uso do solo na bacia, por exemplo: altitude, distância de cursos d'água, distância de rodovias, distância de núcleos urbanos, tipos de solo, declividade, dentre outras. Segundo Sangermano et al. (2012), as principais variáveis que influenciam na tendência das mudanças são (a) a distância de rodovias, (c) cursos de água, (c) áreas urbanas, (d) declives, e (e) modelo digital do terreno.

Baseada nas mudanças do uso e ocupação do solo na bacia e no conhecimento da área de estudo, foram testadas as seguintes variáveis explanatórias: (a) distância de rodovias; (b) distância de cursos d'água e reservatórios; (c) distância de áreas urbanas; (d)

declividade; e (e) altitude. A Figura 5 apresenta as variáveis explanatórias de distâncias testadas neste estudo.

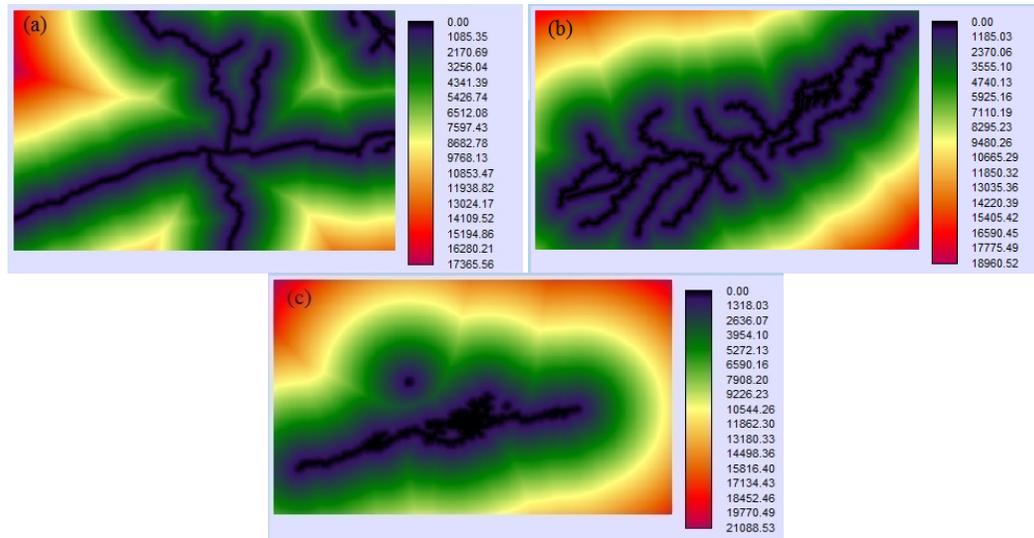


Figura 5 – Variáveis explanatórias de distâncias testadas na previsão do potencial de transição: (a) distância de rodovias; (b) distância de cursos d’água e reservatórios; (c) distância de áreas urbanas.

A variável distância de rodovias foi obtida mediante o *shapefile* do sistema viário do Estado de Pernambuco, disponível no banco de dados da Fundação do Patrimônio Histórico e Artístico de Pernambuco (FUNDARPE, 2016), disponível em: <http://www.mapacultural.pe.gov.br/inicial/shapefile.htm>.

Em seguida, foi calculada a distância da rede viária, através do comando *DISTANCE* do IDRISI TerrSet, dando origem a uma nova imagem, em que o valor armazenado em cada célula é a menor distância entre ela e a feição mais próxima. O mesmo procedimento foi realizado para as variáveis de distância de cursos d’água e reservatórios e distância de áreas urbanas.

Para a obtenção das variáveis de declividade e altitude, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE), com resolução espacial de 30 m, adquirido junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Valeriano, 2005; Valeriano et al., 2009), disponível em <http://www.dsr.inpe.br/topodata>. A Figura 6 apresenta as variáveis declividade e altitude, também testadas na etapa de previsão do potencial de transição.

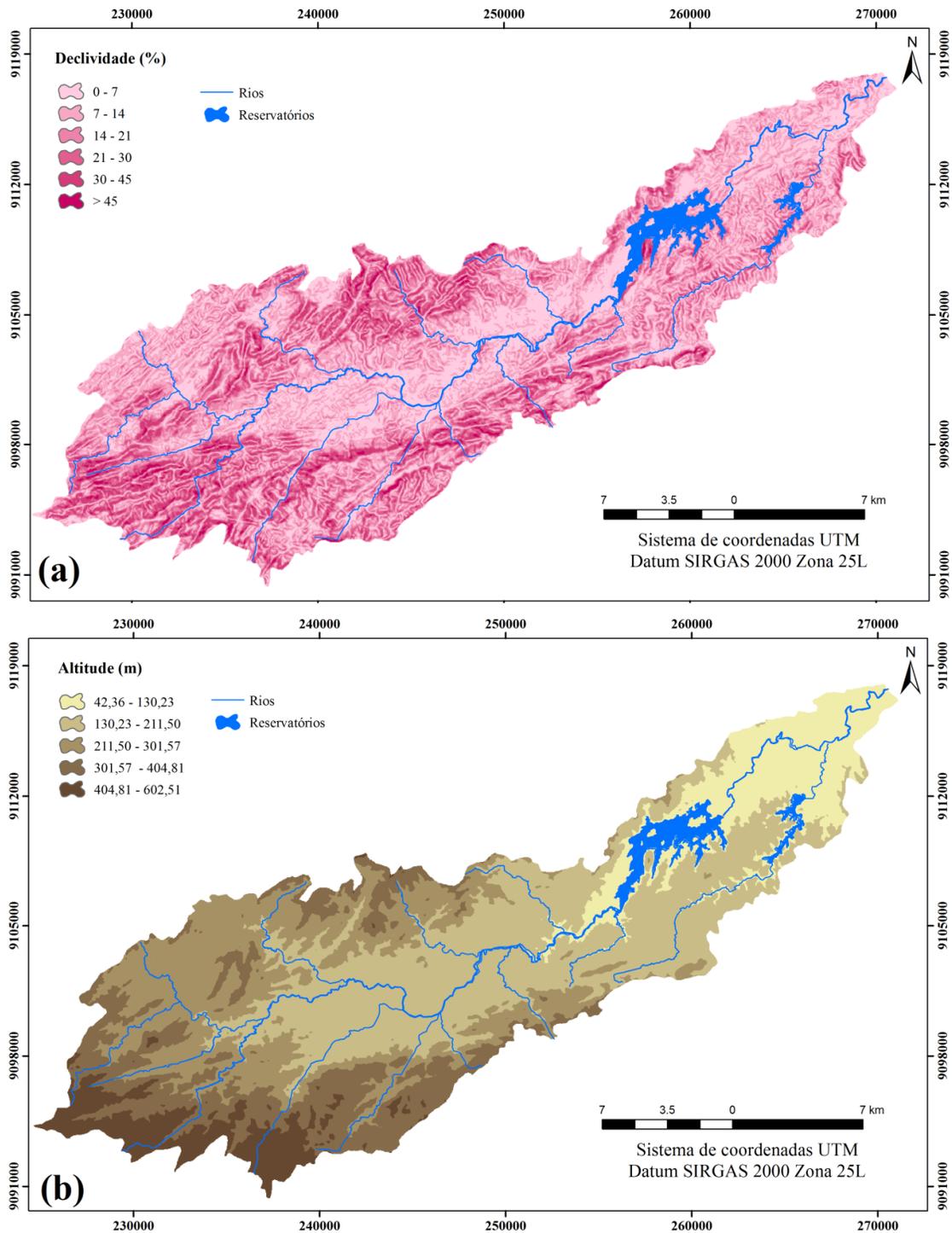


Figura 6 – Variáveis explanatórias: (a) declividade e (b) altitude, testadas na etapa de previsão do potencial de transição.

4.2.1.4 Modelagem do potencial de transição usando RNMLP

A modelagem do potencial de transição, no LCM, com base em uma RNMLP permite definir até nove transições. Dessa forma, foram consideradas na modelagem com base em uma RNMLP todas as transições observadas e descritas no item 4.2.1.2.

Neste estudo, foi utilizada a configuração padrão recomendada por Mishra et al. (2014) e Eastman (2016), com número de iterações igual a 10.000, pois foi observado que a curva de erro diminuiu e ficou estável utilizando esse número de iterações. Após a execução da RNMLP, o método forneceu uma acurácia que depende da iteração entre as variáveis explanatórias e as transições consideradas. Dessa forma, foram realizados vários testes para obtenção de uma acurácia maior que 80%, segundo recomendação de Sampaio (2014) e Barreto et al. (2011), para a modelagem da predição futura do uso e ocupação do solo.

Segundo Haykin, (2001), a RNMLP é baseada em redes neurais artificiais, que de maneira genérica são modelos matemáticos que tentam imitar o funcionamento das estruturas de redes neurais biológicas, incorporando a capacidade de adquirir conhecimento por meio de um processo de aprendizagem. Essa técnica estabelece múltiplas ligações entre as variáveis e as demais camadas de entrada do modelo, através de uma rede de neurônios artificiais.

Ainda de acordo com Haykin, (2001), as RNMLP, de múltiplas camadas, se diferem das redes neurais simples pelo número de camadas intermediárias entre as camadas de entrada e saída. Na camada de entrada, não há nenhum tipo de processamento, mas sim, apenas a propagação das informações de entrada para a camada seguinte. Nas camadas intermediárias, que são camadas ocultas, atuam os neurônios ocultos que são capazes de intervir na rede neural, adicionando uma ou mais camadas ocultas, aumentando assim o poder de solução da rede. Nessa etapa acontecem os processamentos, que são transmitidos por meio de conexões entre as camadas de entrada e saída. Cada conexão tem um peso específico. Na camada de saída, as informações das camadas ocultas são recebidas, e são geradas as saídas.

No caso do LCM, a RNMLP é treinada por um algoritmo do tipo *backpropagation* (retro-propagação). Esse algoritmo treina a rede através da aprendizagem por correção dos erros. A partir de uma saída, o erro é calculado, e então são retro-propagados na rede. Durante essa etapa, os pesos nas camadas ocultas são reajustados e novos valores são

apresentados a rede. Isso acontece até que o número de iterações definidas pelo usuário seja alcançado, ou que a acurácia da resposta do modelo atinja 100% (LUIZ, 2014).

4.2.1.5 Modelagem do potencial de transição usando o algoritmo SimWeight

SimWeight é um algoritmo de aprendizado de máquina baseado em instâncias ponderadas por similaridade, desenvolvido com base na lógica do procedimento K-Vizinho mais próximo (Fix e Hodges, 1989).

Ao avaliar cada *pixel*, o algoritmo SimWeight extrai os K-Vizinho mais próximo (mudança ou persistência) e, em seguida, calcula a distância no espaço variável de cada local desconhecido para as instâncias de mudança que se enquadram no intervalo de K-Vizinho mais próximo, representado por k (Figura 7) (Sangermano et al., 2010).

Na Figura 7 os triângulos representam a mudança, os diamantes a persistência, e o quadrado sólido o *pixel* a ser avaliado (com potencial de transição desconhecido). O círculo representa k = 9, com seis amostras para a mudança e três para persistência e cada seta significa a distância no espaço variável.

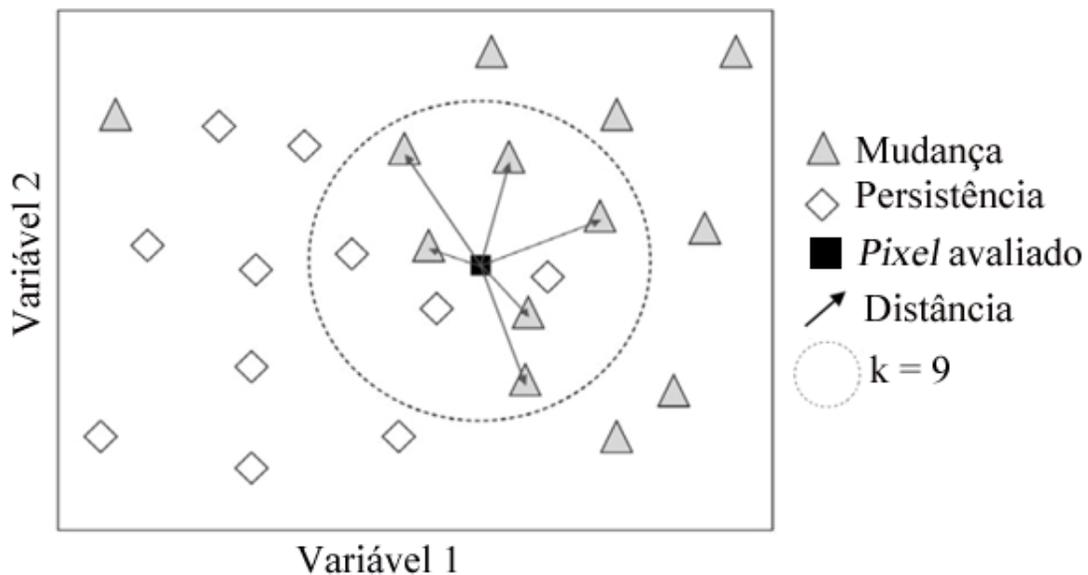


Figura 7 – Representação do SimWeight no espaço variável produzido por duas variáveis.

Fonte: Bununu et al. (2015).

Em seguida, para cada *pixel* é calculada a associação de classe:

$$M = \sum_{i=1}^c \left(\frac{1.0 - \frac{1}{1 + e^{1/d_i}}}{k} \right) \quad c \leq k \quad (\text{Eq. 3})$$

sendo: M = associação de classe; k = número de *pixels* mais próximos (mudança e persistência); c = número de *pixels* de mudança dentro do K-Vizinho mais próximo e d = distância para o instante de mudança i .

Para a modelagem do potencial de transição com o algoritmo SimWeight no LCM, além dos mapas de cobertura do solo em t_1 e t_2 , e as variáveis explanatórias, são necessários dois parâmetros: (a) o tamanho da amostra e (b) k , que determina o grau de generalidade dos resultados, e representa a quantidade de *pixels* próximo ao *pixel* analisado (representado pelo círculo, na figura 7).

Segundo Bununu et al. (2015), o tamanho da amostra entre 1000 e 2000 *pixels* e k igual a 100 é considerado adequado, valores fora da faixa entre 1000 e 2000 *pixels* do tamanho da amostra e k diferente de 100, de acordo com os autores, geralmente não melhoram a precisão da modelagem.

Dessa forma, neste estudo, o tamanho da amostra foi ajustado em 1000 *pixels* por classe (mudança e persistência) de 457464 células que transitaram e 196099 células que persistiram, entre 1989 e 2007, e k foi definido igual a 100.

O método SimWeight de previsão do potencial de transição, no LCM, só permite a definição de apenas uma transição. Então, neste estudo, para a modelagem com o SimWeight não foram consideradas todas as transições descritas no item 4.2.1.2, sendo considerada somente a transição: vegetação arbustiva para agricultura, uma vez que foi a principal transição definida, devido à maior mudança da classe de vegetação arbustiva para agricultura durante os anos de 1989, 2007 e 2015.

4.2.1.6 Modelagem do potencial de transição usando RL

O método de RL no LCM opera os potenciais de transição, a partir de amostras dos mapas de mudanças cujo tamanho é ajustável pelo usuário. Dessa forma, foi utilizada a configuração padrão do tamanho da amostra de 10%, considerada satisfatória após os

testes realizados por Lima et al. (2013) e Eastman (2016). Segundo esses autores, esse tamanho de amostra apresentou um menor tempo de processamento e foram considerados eficazes nos resultados obtidos.

A análise de regressão logística no LCM é do tipo binomial ($Y = 0$ ou $Y = 1$). De acordo com Kuhn (2005), este é o caso de transições de uso do solo, quando um uso do solo possui duas alternativas no momento da transição: permanecer com seu uso atual ou transformar-se em outro uso. A regressão logística binomial descreve a probabilidade de Y (variável dependente) assumir valor 1, dado o conjunto de variáveis independentes (X):

$$P(Y = 1 / X) = \frac{\exp(\sum BX)}{1 + \exp(\sum BX)} \quad (\text{Eq. 4})$$

em que: P = probabilidade de Y assumir valor 1; X = conjunto de variáveis independentes ($x_1, x_2, x_3, \dots, x_k$) e B = conjunto dos coeficientes estimados para o ajuste ($b_0, b_1, b_2, b_3, \dots, b_k$).

Para a modelagem do potencial de transição usando RL, assim como no método SimWeight, foi definida apenas uma transição: vegetação arbustiva para agricultura, devido à limitação da modelagem por RL em considerar somente uma transição para a predição de cenários futuros.

Assim sendo, neste estudo, a variável dependente corresponde à variação da expansão das áreas de agricultura e as variáveis independentes correspondem às variáveis explanatórias.

4.2.2 Simulação e validação

4.2.2.1 Cadeias de Markov

A partir da modelagem do potencial de transição, foi especificado o tempo t_3 , ou seja, o ano com o uso do solo previsto. Para tanto, a probabilidade de mudança foi modelada através da Cadeia de Markov (CM) disponível na modelagem com o LCM.

A CM no LCM descreve a probabilidade de mudança da cobertura do solo a partir de um período para outro, através do desenvolvimento de uma matriz de probabilidade de transição de t_2 para t_3 . As probabilidades podem ser precisas por categoria, mas não há

conhecimento da distribuição espacial das ocorrências dentro de cada classe de cobertura do solo (Eastman, 2003).

As cadeias de Markov, segundo Pedrosa e Câmara (2007), traçam processos estocásticos demonstrados na seguinte expressão:

$$\Pi(t+1) = p^n \times \Pi(t) \quad (\text{Eq. 5})$$

no qual: $\Pi(t)$ = é o estado do sistema no tempo t ; $\Pi(t+1)$ = é o estado do sistema após o intervalo $(t+1)$ e p^n = representa os estados possíveis de acontecer, demonstrado através de matriz de possibilidade de transição.

4.2.2.2 Validação no LCM e índice Kappa para a avaliação do desempenho da simulação do uso e ocupação do solo em t_3 (2015)

Após a matriz de transição utilizando a CM, foi obtido o mapa de cobertura do solo simulado para t_3 (2015). Em seguida, foi realizada a validação no LCM para cada mapa simulado com RNMLP, SimWeight e RL.

Para a validação no LCM foram necessários: (a) o mapa de uso e ocupação do solo em t_2 (2007); (b) o mapa de uso e ocupação simulado para t_3 (2015) e (c) o mapa de uso e ocupação do solo classificado para t_3 (2015). A validação com LCM resultou na espacialização:

- (a) Das áreas com acerto da previsão (alterou);
- (b) Das áreas com erro da previsão;
- (c) Das áreas com acerto da previsão (não alterou), ou seja, das áreas que não apresentaram mudanças no uso do solo.

Além da validação com o LCM, foi utilizado o índice Kappa para avaliação do desempenho da simulação do uso e ocupação do solo em t_3 com RNMLP, SimWeight e RL. O índice Kappa pode ser obtido pela seguinte equação (Cohen, 1960):

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}} \quad (\text{Eq. 6})$$

onde: I = índice Kappa; x_{ii} = o valor na linha i e coluna i ; x_{i+} = a soma da linha i ; x_{+i} = a soma da coluna i da matriz; n = número total de observações e c = número total de classes.

O índice Kappa pode ser definido como uma medida de associação usada para testar o grau de concordância (confiabilidade e precisão) entre dois conjuntos de dados. O Kappa é utilizado principalmente para comparação entre dados espaciais observados e simulados. Quando existe total concordância $K = 1$ e $K = 0$ corresponde a coincidência aleatória de mudança “falta de acordo” (Kotz e Johnson, 1983).

4.2.2.3 Simulação da cobertura do solo para t_4 (2035)

A simulação da cobertura do solo para t_4 (2035) foi realizada após a previsão do potencial de transição e escolha do método da modelagem do potencial de transição, que apresentou o melhor desempenho na predição para t_3 (2015). Dessa forma, foram simulados dois cenários para 2035:

- (a) **Cenário 1:** Esse cenário simulado com o LCM foi baseado nas tendências identificadas na bacia em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015), ou seja, na mudança da classe de vegetação arbustiva por áreas de pecuária, agricultura, área urbana e cana-de-açúcar. Uma vez que a modelagem com o LCM considera, para predição futura, usos do solo preexistentes.
- (b) **Cenário 2:** Esse cenário simulado com o LCM também foi determinado baseado nas tendências identificadas na bacia em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015), entretanto, para esse cenário foi considerada a intensificação da classe pecuária e expansão da classe de área urbana. Visto que as classes de pecuária e área urbana mostraram considerável expansão entre os anos de 1989 e 2015, e dessa forma essas classes podem ser consideradas promissoras para futura expansão.

4.3 Perdas e deposição de sedimentos usando o modelo WaTEM/SEDEM

O modelo WaTEM/SEDEM é um modelo distribuído utilizado para estimar a perda de solo média anual e a deposição de sedimentos (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001). Esse modelo foi desenvolvido pelo grupo de pesquisa de Geografia Física e Regional (K.U.Leuven), da Bélgica. O WaTEM/SEDEM calcula a perda de solo média anual a partir da equação da RUSLE, proposta por Renard et al. (1997):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (\text{Eq. 7})$$

em que: A = perda de solo média anual (t/ha·ano); R = fator de erosividade da chuva ou o potencial de erosão causado pela chuva (MJ·mm/ha·h·ano); K = fator de erodibilidade do solo que varia de acordo com os tipos de solos (t·h/MJ·mm); LS = fator topográfico, isto é, o conjunto de comprimento de rampa e grau de declividade (adimensional); C = fator do uso e ocupação do solo (adimensional), sendo a relação dos diferentes tipos de uso e manejo da terra e a intensidade das perdas de solo; P = fator de práticas conservacionistas do solo, a relação entre determinada prática conservacionista e as perdas de solo (adimensional).

Após a estimativa das perdas de solo, o modelo calcula a capacidade de transporte anual (T_c) de sedimentos para cada *pixel*, que representa a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportado. A estimativa da capacidade de transporte para o modelo é indispensável para a obtenção da deposição de sedimentos. Dessa maneira, para o cálculo da capacidade de transporte de sedimentos anual, o WaTEM/SEDEM utiliza a seguinte equação:

$$T_c = ktc \times R \times K \times (LS - 4,12 \times s^{0,8}) \quad (\text{Eq. 8})$$

sendo: T_c = capacidade de transporte (t/ha·ano); ktc = coeficiente de capacidade de transporte (adimensional); R , K e LS = são os mesmos fatores da RUSLE e s = declividade local (m/m).

Para esse estudo, foi utilizado o valor de coeficiente de capacidade de transporte baixo como sendo igual a 75 m e alto igual a 250 m, como sugerido por Van Rompaey et al. (2003), para regiões que não possuem valores calibrados do ktc . Esses valores são frutos de estudos anteriores realizados por esses autores, para bacias hidrográficas da Bélgica,

que mostraram resultados relativamente estáveis para o coeficiente de capacidade de transporte, em torno de 75 e 250 m.

4.3.1 Dados de entrada para o WaTEM/SEDEM

Para a modelagem com o WaTEM/SEDEM foram necessários, em formato matricial, os seguintes dados de entrada: (a) Modelo Digital de Elevação (MDE), (b) mapas dos tipos de solos, (c) mapa de uso e ocupação do solo com os valores dos fatores K e C da RUSLE, (d) o mapa de parcelas que diferencia as áreas de floresta, pastagens, campos agrícolas, área urbana e rios, (e) mapa da rede de drenagem e reservatórios da bacia e (f) o valor médio do fator R da RUSLE.

4.3.1.1 Determinação da erosividade das chuvas (Fator R)

O fator de erosividade das chuvas da RUSLE (fator R) foi estimado com base na equação proposta por Leprun (1981), recomendada para as condições da região nordeste do Brasil, e aplicada nos estudos de Xavier et al. (2015) em uma bacia hidrográfica do litoral nordestino (Eq. 9):

$$R = 0,13 \times (M_p^{1,24}) \quad (\text{Eq. 9})$$

em que: R = fator de erosividade da chuva (MJ·mm/ha·h·ano) e M_p = precipitação média anual (mm).

Para a seleção da série histórica de precipitação e dos postos pluviométricos, foram considerados dois critérios: (a) série histórica que contemplassem o período de análise das mudanças do uso do solo na bacia, isto é, 1989 a 2015 e (b) que possuísse o menor número de falhas em sua série. Com base nesses critérios, foram selecionados sete postos pluviométricos, de responsabilidade da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC): (a) Chã de Alegria, (b) Glória do Goitá, (c) Gravatá, (d) Paudalho, (e) Pombos, (f) São Lourenço da Mata, (g) IPA e um de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA), (h) Vitória de Santo Antão.

Para esse estudo, foi utilizada uma série histórica de precipitação do período entre 1968 e 2015. A Figura 8 apresenta a espacialização dos postos pluviométricos utilizados no

estudo. A Tabela 4 apresenta a descrição e as falhas nos dados de precipitação dos postos pluviométricos.

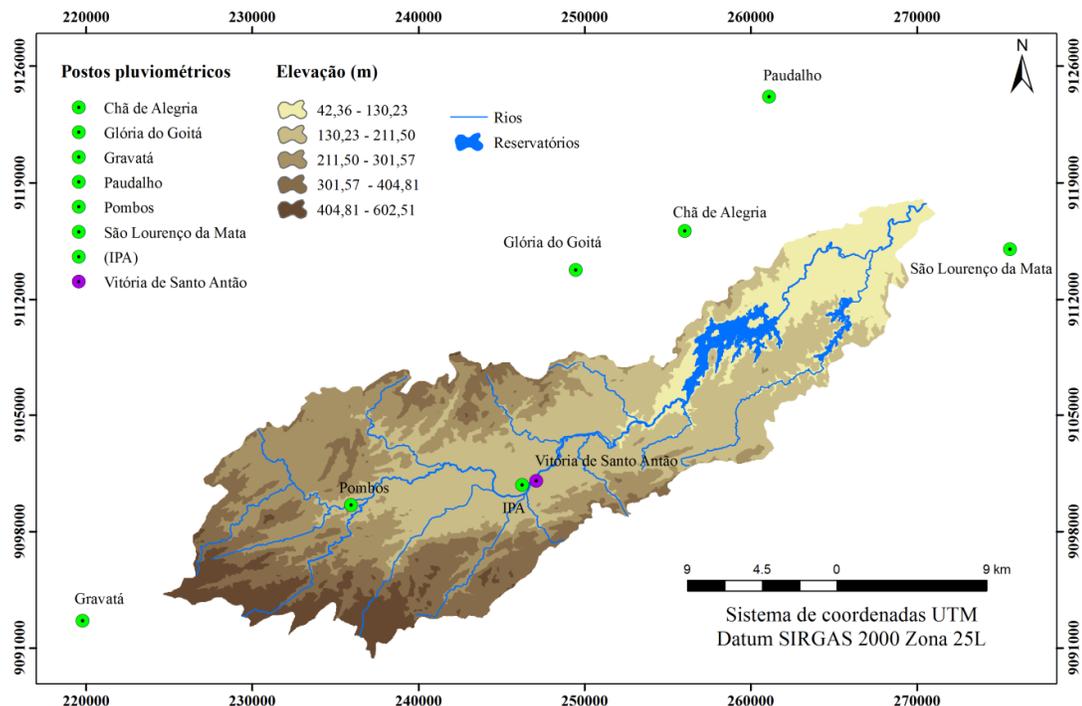


Figura 8 – Localização dos postos pluviométricos na bacia do Rio Tapacurá.

Tabela 4 – Descrição e falhas dos postos pluviométricos para o período analisado.

Posto pluviométrico	Código	Latitude	Longitude	Número de falhas (dias)	% de falhas
Chã de Alegria	522	-7.9989	-35.2111	4368	25,44
Glória do Goitá	136	-8.0111	-35.2728	2591	15,09
Gravatá	58	-8.2006	-35.5431	4935	28,75
Paudalho	98	-7.9181	-35.1672	4313	25,12
Pombos	127	-8.1386	-35.3961	2536	14,77
São Lourenço da Mata	129	-8.0010	-35.0357	5111	29,77
IPA	26	-8.1286	-35.3028	628	3,66
Vitória de Santo Antão	835068	-8,1136	-35,2839	186	1,08

O preenchimento de falhas mensais dos postos pluviométricos foi realizado pelo método da ponderação regional, bastante utilizado para o preenchimento de séries mensais e anuais. Nesse método, a falha de um posto é preenchida por meio de uma ponderação com base nos dados de pelo menos três postos vizinhos, de regiões climatológicas semelhantes e que possuem uma série de dados de precipitação de pelo menos 10 anos:

$$P_x = \frac{1}{3} \left(\frac{M_x}{M_A} P_A + \frac{M_x}{M_B} P_B + \frac{M_x}{M_C} P_C \right) \quad (\text{Eq. 10})$$

em que: P_x = precipitação com falha para ser corrigida; M_x = média aritmética do posto a ser corrigido; M_A , M_B e M_C = média aritmética dos postos A, B e C, respectivamente; P_A , P_B e P_C = precipitação mensal dos postos A, B e C, respectivamente.

Após o preenchimento das falhas e o cálculo da erosividade das chuvas na bacia, os resultados da erosividade foram interpolados pelo método da Ponderação do Inverso da Distância (IDW). Essa técnica foi utilizada com o propósito de analisar a variabilidade espacial da erosividade das chuvas na bacia. De acordo com Costa e Silva (2012), esse método de interpolação se baseia no princípio de que quanto mais próximo estiver um ponto do outro, maior deverá ser a correlação entre seus valores. Para a classificação da erosividade na bacia do Rio Tapacurá foi utilizada a classificação proposta por Carvalho (2008), que relaciona intervalos de erosividade com classes de fragilidade à erosão (Tabela 5).

Tabela 5 – Classe de interpretação do índice de erosividade anual

Intervalo de Erosividade (MJ·mm/ha·h·ano)	Classes de erosividade
$R \leq 2452$	Baixa
$2452 < R \leq 4905$	Média
$4905 < R \leq 7357$	Média–forte
$7357 < R \leq 9810$	Forte
$R > 9810$	Muito forte

Fonte: Carvalho (2008).

Em seguida, o resultado da erosividade média anual da bacia foi analisado com base na classificação das zonas, a partir das classes de erosividade das chuvas, proposta por Leprun (1981) e aplicada por Xavier et al. (2015) para uma bacia hidrográfica do nordeste do Brasil (Tabela 6).

Tabela 6 – Classificação das zonas do nordeste do Brasil a partir da erosividade das chuvas

R < 230	Sertão mais seco
230 < R < 340	Sertão seco
340 < R < 500	Sertão úmido, Agreste e Brejo
500 < R < 730	Agreste úmido, zona pré- amazônica e Mata interior
730 < R < 1000	Mata litoral úmida
R > 1000	Mata litoral muito úmida

Fonte: Leprun (1981).

4.3.1.2 Erodibilidade dos solos (Fator K)

O fator de erodibilidade do solo (Fator K) foi obtido a partir das unidades pedológicas da área de estudo adquirida junto a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999). Em seguida, para cada tipo de solo, foi associado um valor do fator K, baseado nas características de textura do solo da bacia do Rio Tapacurá, disponíveis na literatura. Os valores de erodibilidade utilizados neste estudo foram obtidos nos trabalhos de Chagas (2011), Bertoni e Lombardi (2012), Silva et al. (2012) e Prado (2013). A Tabela 7 mostra os valores de erodibilidade dos solos utilizados para cada tipo de solo na bacia.

Tabela 7 – Valores do fator K para os solos da bacia do Rio Tapacurá

Tipos de solo	Erodibilidade (t·h/MJ·mm)
Neossolos Flúvicos	0,048 ⁽¹⁾
Latossolos Vermelhos	0,004 ⁽²⁾
Luvissolos Crômicos	0,019 ⁽³⁾
Neossolos Regolíticos	0,108 ⁽¹⁾
Gleissolos	0,001 ⁽⁴⁾
Planossolos	0,009 ⁽³⁾
Argissolos	0,067 ⁽¹⁾
Neossolos Litólicos	0,043 ⁽¹⁾

Fonte: ⁽¹⁾ Chagas (2011); ⁽²⁾ Bertoni e Lombardi (2012); ⁽³⁾ Silva et al. (2012) e ⁽⁴⁾ Prado (2013).

4.3.1.3 Fator Topográfico (LS)

Para a determinação do fator LS, foi utilizado o MDE da bacia, com resolução espacial de 30 m, o mesmo que foi utilizado para modelagem com o LCM. Esse modelo de

elevação foi escolhido por se mostrar eficaz na representação do fator topográfico em bacias da região nordeste, como apresentado nos trabalhos de Silva et al. (2007) e Silva et al. (2012).

O modelo WaTEM/SEDEM trabalha com uma abordagem 2D do fator topográfico, utilizando o MDE para determinar os efeitos da topografia sobre as perdas de solo. Dessa maneira, foram implantadas no WaTEM/SEDEM as equações propostas por: (a) Wischmeier e Smith (1965), (b) McCool et al. (1987), (c) Govers (1991) e (d) Nearing (1997), para calcular o fator LS. Para esse estudo, o fator LS foi estimado pela equação sugerida por Nearing (1997), por ser a equação mais recente disponível pelo modelo e também ser a mais utilizada quando realizada a modelagem da erosão com o WaTEM/SEDEM (Bezak et al., 2015; Shi et al., 2012):

$$LS = -1,5 + 17 / [1 + \exp(2,3 - 6,1 \cdot \sin \theta)] \quad (\text{Eq.11})$$

em que: LS = fator topográfico e θ = ângulo de inclinação.

4.3.1.4 Fatores de uso e ocupação do solo (C) e práticas conservacionistas do solo (P)

O fator C da RUSLE foi adquirido a partir da associação entre as classes de uso e ocupação do solo identificadas na área de estudo e os valores do fator C existentes na literatura.

Neste estudo foram adotados os seguintes valores do fator C: (a) vegetação arbustiva = 0,013; (b) água = 0; (c) área urbana = 0,001; (d) cana-de-açúcar = 0,307; (e) agricultura = 0,428; (f) pecuária = 0,038 e (g) mata = 0,001. Para as classes temáticas denominadas Vegetação arbustiva, Água e Área urbana, os valores do fator CP foram obtidos nos estudos realizados por Silva et al. (2012). Para as classes de cana-de-açúcar e mata, os valores do fator C foram estimados com base no trabalho de Aragão et al. (2013), e para as classes agricultura e pecuária, o fator C foi determinado de acordo com o trabalho de Lino (2010).

Para o fator P, foi considerado que não existe a adoção de práticas conservacionistas de controle à erosão dos solos na bacia, uma vez que é comum a prática de plantio morro abaixo em que o valor do fator P é igual a 1. Segundo Costa et al. (2007), o fator P igual a 1 (valor máximo) representa a não existência de práticas conservacionistas, condição mais crítica no processo de erosão.

4.3.1.5 Mapa de parcelas, de rede de drenagem e reservatórios

O mapa de parcelas foi obtido a partir da reclassificação das classes temáticas de uso e ocupação do solo na bacia, recomendado pelo modelo WaTEM/SEDEM. Esse mapa diferencia as áreas de floresta, pastagens, campos agrícolas, área urbana e rios através de valores sugeridos pelo modelo. Dessa forma, neste estudo foram utilizados os seguintes valores de reclassificação dos usos e ocupação do solo para essa bacia (adimensional): (a) vegetação arbustiva = 6.000; (b) água = -1; (c) área urbana = -2; (d) cana-de-açúcar = 2.500; (e) agricultura = 4.000; (f) pecuária = 20.000 e (g) mata = 10.000.

Os mapas de localização da rede de drenagem e dos reservatórios da bacia correspondem aos mesmos arquivos *shapefiles* utilizados no cálculo de distâncias para o LCM.

Para identificar as áreas mais susceptíveis à erosão dos solos, foi utilizada a classificação de Irvem et al. (2007), que relaciona classes de risco à erosão a partir das perdas de solo. Dessa forma, os resultados espacializados obtidos com o WaTEM/SEDEM foram classificados segundo a faixa de variação de valores de erosão sugeridas por Irvem et al. (2007) (Tabela 8).

Tabela 8 – Perdas de solo e classes de risco de erosão

Perda de solo (t/ha·ano)	Classes de Risco à Erosão
0 – 5	Muito baixo
5 – 10	Baixo
10 – 50	Moderado
50 – 100	Severo
> 100	Muito severo

Fonte: Adaptado de Irvem et al. (2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Mudanças no uso e ocupação do solo para os anos de 1989, 2007 e 2015

A Figura 9 mostra a espacialização das classes temáticas de uso e ocupação do solo, que foram identificadas a partir da classificação não supervisionada das imagens de satélites para o ano de 1989, na bacia do Rio Tapacurá. Nesse ano, a maior parte da bacia era ocupada por vegetação arbustiva (83,02%), por pecuária (7,78%) e agricultura (3,43%). A classe mata ocupava 13,02 km², ocorrendo principalmente em áreas próximas ao reservatório Tapacurá, e em alguns pontos isolados nas porções nordeste e sudoeste da bacia. As classes cana-de-açúcar e área urbana foram aquelas que ocupavam a menor área, com apenas 0,25% e 0,95% da área da bacia, respectivamente.

Foi observado ainda que na classificação de 1989, a bacia possuía apenas um reservatório de abastecimento d'água, mais especificamente, o reservatório Tapacurá, localizado no município de São Lourenço da Mata e por pequenos corpos d'água identificados na imagem de satélite. A classe água em 1989 correspondia a 1,79%.

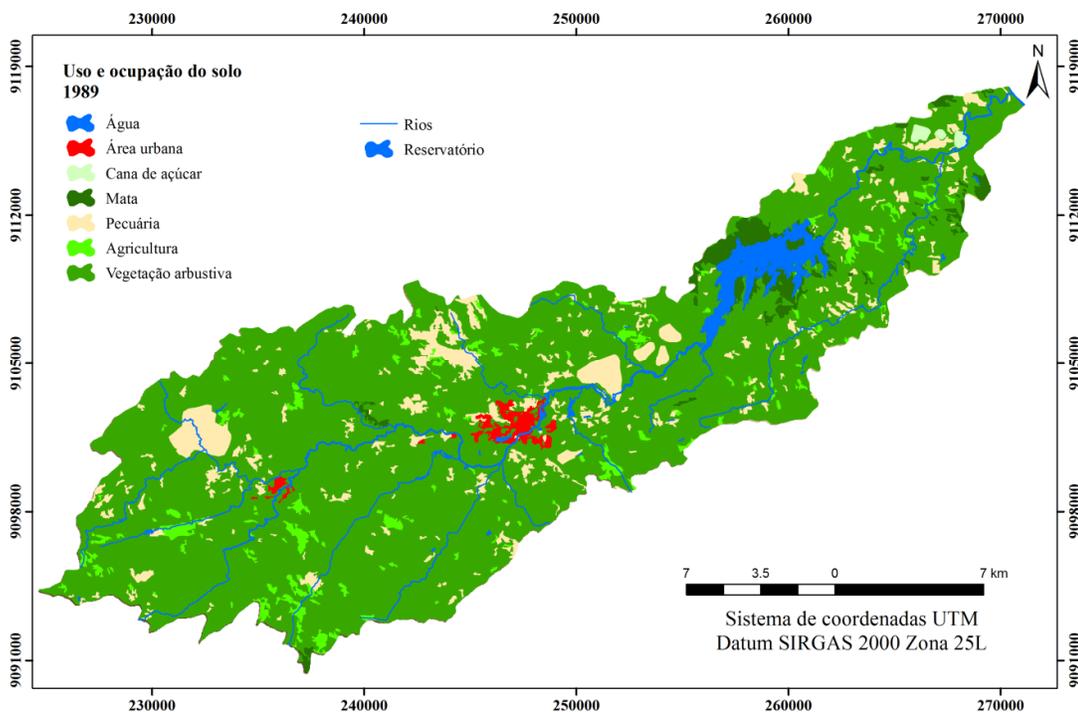


Figura 9 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t₁ (1989).

A Figura 10 mostra o mapa de uso e ocupação do solo da bacia do Rio Tapacurá para o ano de 2007. Observou-se que as classes de vegetação arbustiva, agricultura e pecuária continuaram sendo aqueles usos com maiores percentuais na bacia, com 18,30, 45,41 e 16,99%, respectivamente. Todavia, foi verificado que a vegetação arbustiva apresentou redução para os anos de 1989 e 2007 de 390,19 km² para 86,01 km². Esse resultado deveu-se ao fato da expansão e, sobretudo da intensificação da monocultura de cana-de-açúcar, juntamente com o crescimento das áreas de cultivo de milho, feijão, abacaxi, dentre outros, que correspondem à classe denominada de agricultura.

A classe água apresentou um acréscimo de 2,19 km², comparando-se com o ano de 2007. Esse resultado deveu-se a expansão do sistema de abastecimento de água da RMR, com a construção do reservatório Várzea do Una.

Como esperado, observou-se ainda que as maiores alterações ocorridas para os anos de 1989 e 2007 foram em locais com baixas altitudes, sendo essas áreas mais susceptíveis as ações antrópicas, principalmente para atividades agropecuárias. Contrariamente, nas áreas com maiores altitudes, a classe vegetação arbustiva continuou prevalecendo, principalmente na porção sudoeste da bacia.

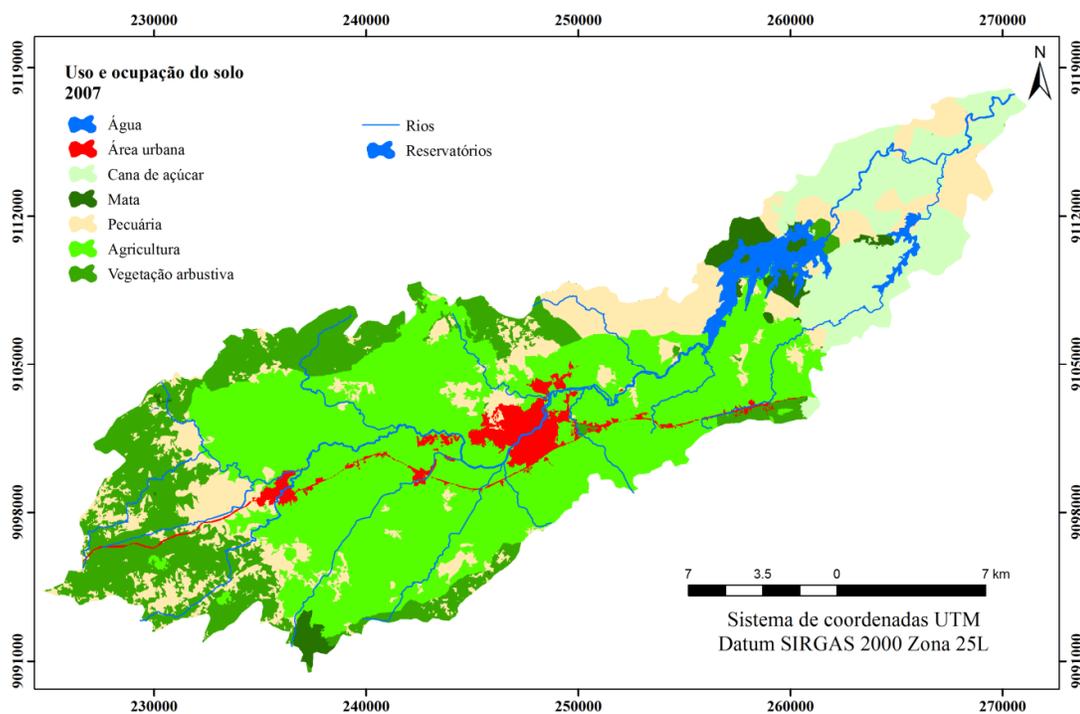


Figura 10 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t₂ (2007).

No que tange a evolução da classe área urbana, pode-se notar que esta aumentou de 0,95% para 3,32%, devido principalmente ao acréscimo do aglomerado urbano dos municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos.

A Figura 11 mostra o mapa temático do uso e ocupação da bacia do Rio Tapacurá obtido para t_3 (2015). Para esse ano, a classe vegetação arbustiva apresentou uma área total de 27,06 km², isto é, uma redução de aproximadamente 77%, comparando-se ao ano de 1989. Essa classe ocupava áreas somente na porção sudoeste da bacia. A classe mata apresentou uma redução de 3,17 km² para os anos de 1989 e 2015.

Verificou-se em 2015 o predomínio das classes de cana-de-açúcar (55,90 km²), agricultura (263,21 km²) e pecuária (87,50 km²). Observou-se também, um aumento da classe de área urbana em 11,42 km², quando comparado com o mapa do ano de 1989. Na porção leste e com declividades mais baixas na bacia, houve uma concentração de atividades agrícolas, especialmente com a presença da cana-de-açúcar, com 11,89% da área total da bacia. As áreas ocupadas pela classe agricultura em 2015 apresentaram crescimento de 52,57% em comparação com o ano de 1989. A classe água mostrou aumento de 2,18 km² com relação ao ano de 1989.

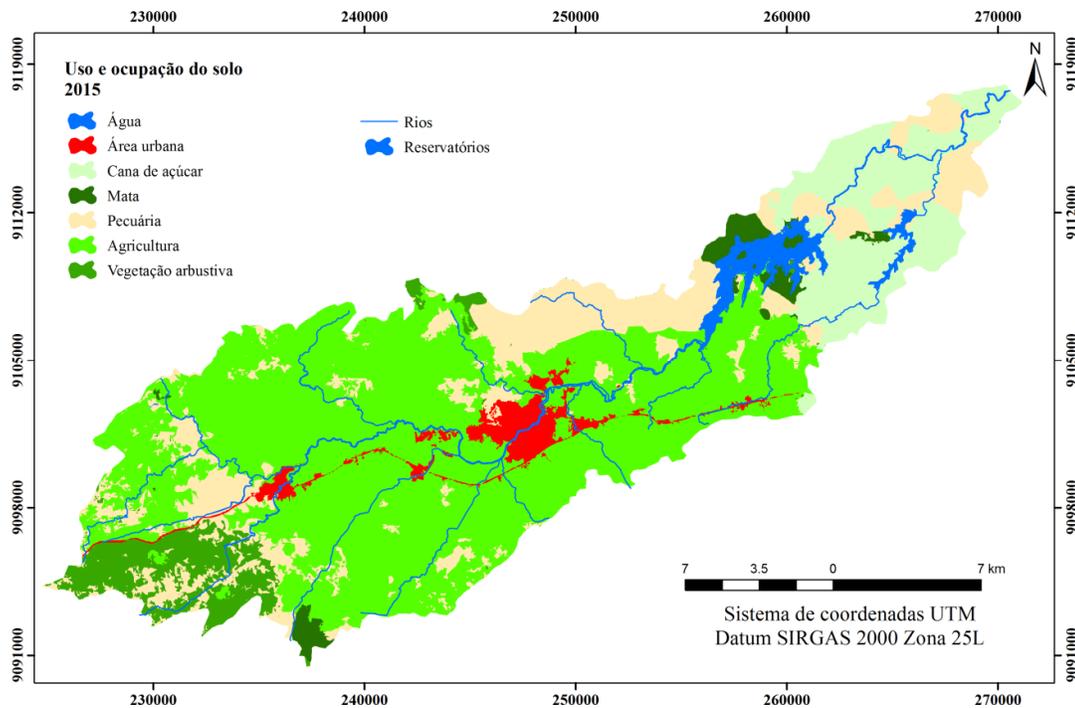


Figura 11 – Mapa do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá em t_3 (2015).

O mapeamento do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá mostrou que as áreas ocupadas por vegetação arbustiva, cada vez mais foram substituídas pelas classes agricultura, cana-de-açúcar e pecuária entre os anos analisados. Comparando-se os anos de 1989 e 2015 foi identificado também o aumento de aproximadamente 2,5% da classe de área urbana. Na Tabela 9, podem ser visualizados os resultados das áreas ocupadas de cada classe temática para os anos de 1989, 2007 e 2015 na bacia do Rio Tapacurá.

Tabela 9 – Área de abrangência das classes de uso e ocupação do solo para os anos de 1989, 2007 e 2015 na bacia do Rio Tapacurá.

Uso e ocupação do solo	1989		2007		2015	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Água	8,41	1,79	10,60	2,26	10,59	2,25
Área urbana	4,47	0,95	15,59	3,32	15,89	3,38
Cana-de-açúcar	1,19	0,25	54,66	11,63	55,90	11,89
Mata	13,02	2,77	9,85	2,10	9,85	2,10
Pecuária	36,58	7,78	79,87	16,99	87,50	18,62
Agricultura	16,14	3,43	213,42	45,41	263,21	56,00
Vegetação arbustiva	390,19	83,02	86,01	18,30	27,06	5,76
Total	470	100	470	100	470	100

5.2 Modelagem dos cenários futuros de uso e ocupação do solo para t₄ (2035) na bacia do Rio Tapacurá

5.2.1 Análise das mudanças no uso e ocupação do solo em t₁ (1989) e t₂ (2007) usando o LCM

Com base nos mapas de uso e ocupação do solo em t₁ (1989) e t₂ (2007), foram gerados com o LCM: (a) o gráfico de perdas e ganhos para cada classe de cobertura do solo e (b) o mapa com as áreas de mudança e persistência, que serviram de auxílio para a definição das transições.

A Figura 12 apresenta as perdas e ganhos por categoria de uso e ocupação do solo em 1989 e 2007, para a bacia do Rio Tapacurá. Observou-se que a perda de área ocupada mais significativa ocorreu para a classe de vegetação arbustiva. Já os maiores ganhos de área ocupada foram obtidos para as classes de agricultura, pecuária e cana-de-açúcar. Como esperado, a classe de área urbana apresentou apenas ganho de área ocupada.

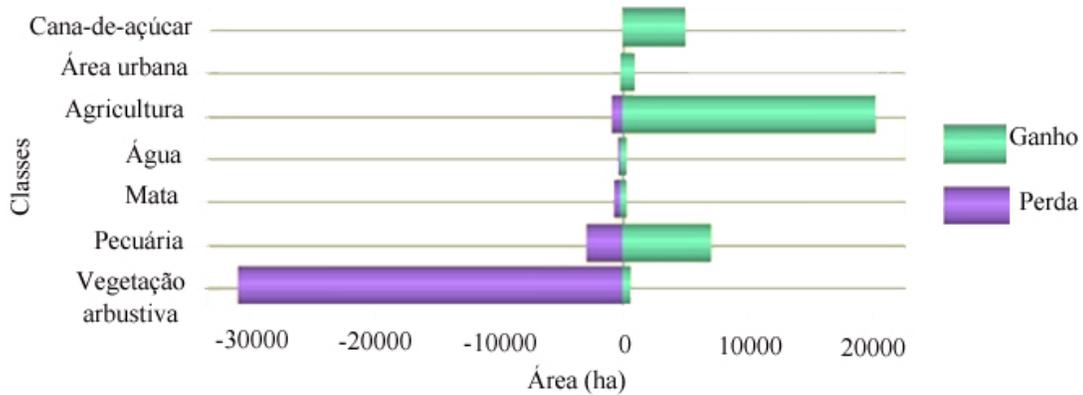


Figura 12 – Ganho e perda em hectares por categoria de uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá.

A Figura 13 apresenta o mapa de persistência para cada classe de uso e ocupação do solo e as áreas que apresentaram mudanças de classe na bacia do Rio Tapacurá, observadas para os anos de 1989 e 2007, sendo as áreas em laranja os locais que mostraram mudanças no uso do solo, enquanto que as outras cores do mapa representam as classes que continuaram sendo ocupadas pela mesma classe temática de cobertura do solo apresentada em 1989.

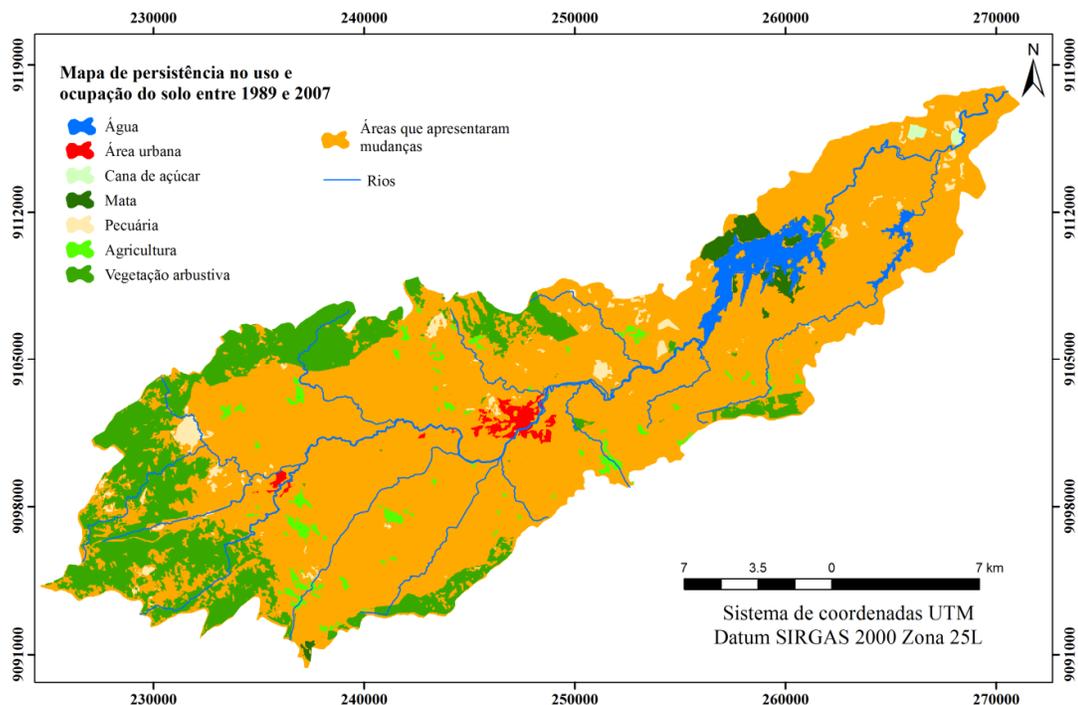


Figura 13 – Mapa de persistência e áreas de mudanças no uso e ocupação do solo para os anos de 1989 e 2007 na bacia do Rio Tapacurá.

Como pode ser verificada na Figura 13, a classe vegetação arbustiva continuou sendo ocupada na porção oeste da bacia, principalmente nas áreas com maiores declividades. Já as áreas que apresentaram mudanças no uso e ocupação do solo ocorreram principalmente na porção central da bacia e próximas ao exutório (nas declividades mais baixas).

A partir da análise das mudanças no uso do solo, verificou-se que próximo ao exutório da bacia, aproximadamente 9% da área ocupada pela classe vegetação arbustiva foi substituída pela de classe cana-de-açúcar.

Observou-se que 38% das áreas ocupadas por vegetação arbustiva foram substituídas pela classe agricultura em 2007. Essa substituição foi identificada principalmente ao longo da porção central da bacia. Pode-se destacar que essa transição foi responsável pelas maiores mudanças no uso e ocupação do solo na bacia em 1989 e 2007.

Com relação à classe área urbana, cerca de 2% da área ocupada por vegetação arbustiva foi alterada, em razão do aumento da área urbana na porção central e oeste da bacia em 2007, devido ao crescimento do aglomerado urbano dos municípios de Vitória de Santo Antão e Pombos para os anos de 1989 e 2007.

5.2.2 Variáveis explanatórias selecionadas após o teste V de Cramer

A Tabela 10 mostra as variáveis explanatórias testadas e o resultado do teste de V de Cramer. Verificou-se que as variáveis explanatórias de: (a) distância de rodovias, (b) altitude e (c) distâncias de áreas urbanas apresentaram valores do teste de V de Cramer maiores que 0,15, sendo as variáveis de distâncias de áreas urbanas e altitude as mais significativas de acordo com o teste. Esse resultado indicou, segundo Eastman (2016), a forte relação, principalmente da elevação do terreno sobre as mudanças no uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá, sendo as áreas com menores altitudes mais propícias as alterações por atividades de pecuária e cultivo na bacia.

A variável de distâncias de áreas urbanas apresentou o maior valor no teste V de Cramer (0,4112). Este resultado mostra que quanto mais próxima da área urbana, maior é a possibilidade de uma área vizinha ser substituída pela classe de área urbana.

A variável distância de cursos d'água e reservatórios apresentou um dos menores valores para esse teste. Logo, a variável de distância de cursos d'água e reservatórios não mostrou ser uma variável significativa para a modelagem da previsão do uso e ocupação do solo na bacia.

Tabela 10 – Resultados do teste V de Cramer para as variáveis explanatórias.

Variável explanatória	Resultado do teste V de Cramer
Distância de rodovias	0,2108
Distância de cursos d'água e reservatórios	0,1195
Distância de áreas urbanas	0,4112
Declividade	0,1081
Altitude	0,3645

Após a previsão do potencial de transição com base em uma RNMLP, que foi simulado a partir das iterações entre as variáveis explanatórias selecionadas de: (a) distância de rodovias; (b) altitude e (c) distâncias de áreas urbanas, o melhor resultado do treinamento através da metodologia de RNMLP foi de 84,22%, com 10.000 iterações. Para Sampaio (2014) e Barreto et al. (2011), esse resultado mostra significativa relação entre as transições definidas e as variáveis explanatórias, ou seja, representa um resultado satisfatório.

5.2.3 Matriz de probabilidade de transição para t_2 (2007) e t_3 (2015)

A Tabela 11 apresenta a matriz de probabilidade de transição do uso e ocupação do solo para t_2 (2007) e t_3 (2015) obtida pela CM. Na matriz de transição, as linhas correspondem às categorias de uso e ocupação do solo em t_2 (2007) e as colunas ao período t_3 (2015). Os resultados da diagonal, destacados na cor cinza, representam os percentuais de persistência, enquanto que os demais resultados correspondem aos percentuais de mudança de uma categoria de cobertura do solo para outra.

A matriz de transição por CM mostrou que para um período de oito anos, as classes de área urbana, cana-de-açúcar e água apresentaram maiores probabilidades para persistência de classe, com 99,30%, 87,39% e 84,89%, respectivamente. Enquanto que, a classe mata apresentou 61,08% de probabilidade para persistência e as classes vegetação arbustiva e pecuária mostraram as menores tendências para permanecerem com mesma classe de cobertura do solo (23,94% e 26,93%, respectivamente).

Foi observado a partir da matriz de transição que, apesar das mudanças na bacia do Rio Tapacurá de áreas destinadas a práticas de cultivo e pecuária, observadas em 1989 e 2007, a maioria das classes de uso e ocupação do solo apresentaram percentuais maiores que 50% para persistência, exceto para as classes vegetação arbustiva e pecuária.

Cerca de 50% das áreas ocupadas pela classe vegetação arbustiva apresentaram tendência a serem substituídas pela classe agricultura, enquanto que 16,82% mostraram tendência a ser convertidos para classe de pecuária e 6,43% para cana-de-açúcar. Esse resultado obtido por CM comprovou a significativa probabilidade para t_3 (2015) das áreas ocupadas por vegetação arbustiva serem alteradas para práticas agrícolas e pecuárias, quando comparado com as outras classes de cobertura do solo.

Notou-se que a classe pecuária apresentou 57,19% de probabilidade de ser alterada para agricultura. Esse resultado pode estar relacionado às alterações no uso e ocupação da bacia em t_1 (1989) e t_2 (2007), em que algumas áreas ocupadas por pecuária foram alteradas para agricultura (próxima à área urbana de Vitória de Santo Antão), à medida que em outras porções da bacia ocorreram aumento das duas classes (agricultura e pecuária).

As maiores probabilidades de mudanças da classe pecuária ocorreram para as classes mata (23,56%) e cana-de-açúcar (12,44%).

Tabela 11 – Matriz de probabilidade de transição das categorias de uso e ocupação do solo para t_2 (2007) e t_3 (2015) na bacia do Rio Tapacurá

2015 2007	Vegetação arbustiva	Pecuária	Mata	Água	Agricultura	Área urbana	Cana-de- açúcar
Vegetação arbustiva	0,2394	0,1682	0	0,0054	0,5075	0,0152	0,0643
Pecuária	0,0356	0,2693	0	0	0,5719	0,0411	0,0821
Mata	0,0029	0,2356	0,6108	0,1005	0	0	0,0501
Água	0,0123	0,0066	0,0343	0,8489	0,0757	0,0173	0,0049
Agricultura	0,2479	0,1237	0,0546	0	0,5242	0	0,0496
Área urbana	0	0,0018	0	0,0001	0,0051	0,9930	0
Cana-de- açúcar	0	0,1244	0,0015	0,0002	0	0	0,8739

5.2.4 Validação da simulação do uso e ocupação do solo em t_3 (2015) com o LCM

A Figura 14 mostra os mapas de uso e ocupação do solo simulados para t_3 (2015) usando: (a) RNMLP, (b) o algoritmo SimWeight e (c) RL. Foi verificado que o uso do solo estimado, baseado em RNMLP, foi satisfatório, principalmente quando observadas as áreas em que a classe vegetação arbustiva foram substituídas pela classe agricultura, comparando-se com o mapa classificado (Figura 11).

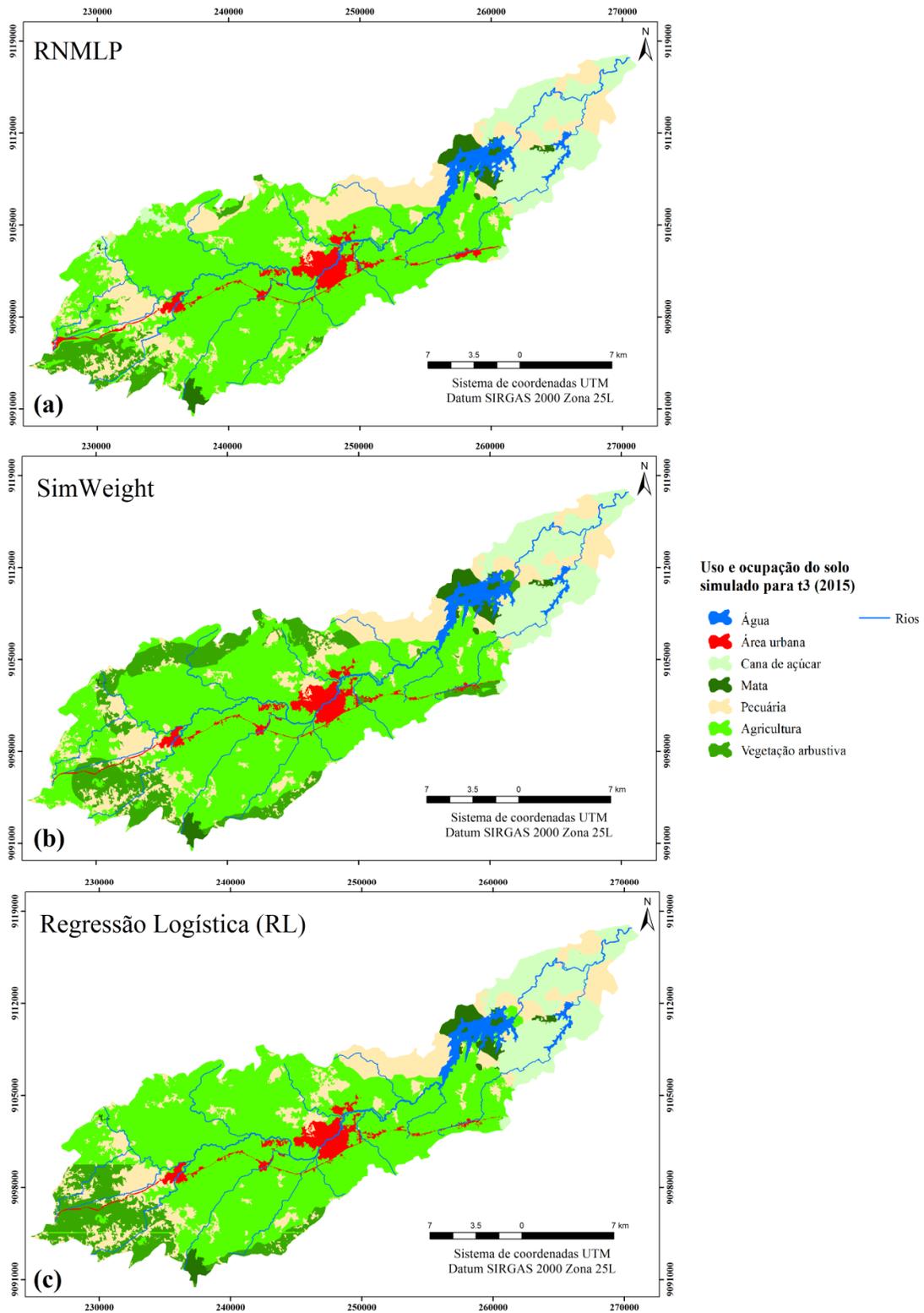


Figura 14 – Mapas de uso e ocupação do solo simulados para t₃ (2015) através: (a) RNMLP, (b) SimWeight e (c) RL.

Nas áreas próximas ao reservatório Tapacurá, também foi observado uma similaridade entre os mapas simulado (Figura 14-a) através da RNMLP e o classificado (Figura 11). Baseado nessa comparação pode-se destacar a mudança da classe vegetação arbustiva para a de cana-de-açúcar, além da expansão da classe pecuária. Com relação à classe área urbana, o mapa simulado apresentou uma expansão dessa classe, mais especificamente na porção central da bacia de maneira satisfatória.

Em contrapartida, foi observado que o mapa simulado com RNMLP apresentou expansão da classe área urbana também nas porções leste e oeste da bacia, de maneira não satisfatória quando comparado com o mapa classificado (Figura 11).

Quanto ao mapa simulado para t_3 (2015) usando o algoritmo SimWeight (Figura 14-b), verificou-se que nas áreas com declividades mais baixas, o mapa simulado apresentou a mesma configuração do mapa classificado para t_2 (2007) (Figura 11), no qual a área que deveria sofrer substituição da classe vegetação arbustiva para cana-de-açúcar não foi simulada pelo SimWeight.

Notou-se ainda, que no mapa simulado com o SimWeight, (Figura 14-b) a porção oeste da bacia apresentou alteração da classe vegetação arbustiva para agricultura, como verificado no mapa classificado (Figura 11), em contrapartida, foram observadas de maneira insatisfatória a persistência da classe vegetação arbustiva, principalmente na porção noroeste da bacia. Esse resultado deveu-se, sobretudo à limitação do método de simulação com o SimWeight, no qual é permitida apenas uma transição.

Em relação ao mapa simulado para t_3 (2015) usando o método de RL (Figura 14-c), observou-se que próximo ao Reservatório Tapacurá foi constatado alteração da classe vegetação arbustiva para agricultura, bem como na porção noroeste e norte da bacia. A classe área urbana não foi simulada satisfatoriamente com o método de RL, uma vez que não foi apresentado aumento dessa classe, sobretudo na porção central da bacia, como verificado no mapa classificado para 2015 (Figura 11).

A limitação da expansão das classes área urbana, cana-de-açúcar e pecuária obtidas com o método de RL, deveu-se à restrição do método RL em simular a cobertura do solo apenas com uma transição na etapa de previsão do potencial de transição, que no caso foi construído apenas com a transição de vegetação arbustiva para agricultura.

A Figura 15 apresenta a espacialização da validação realizada pelo LCM da cobertura do solo simulado para t_3 (2015) usando: (a) RNMLP, (b) o algoritmo SimWeight e (c) RL.

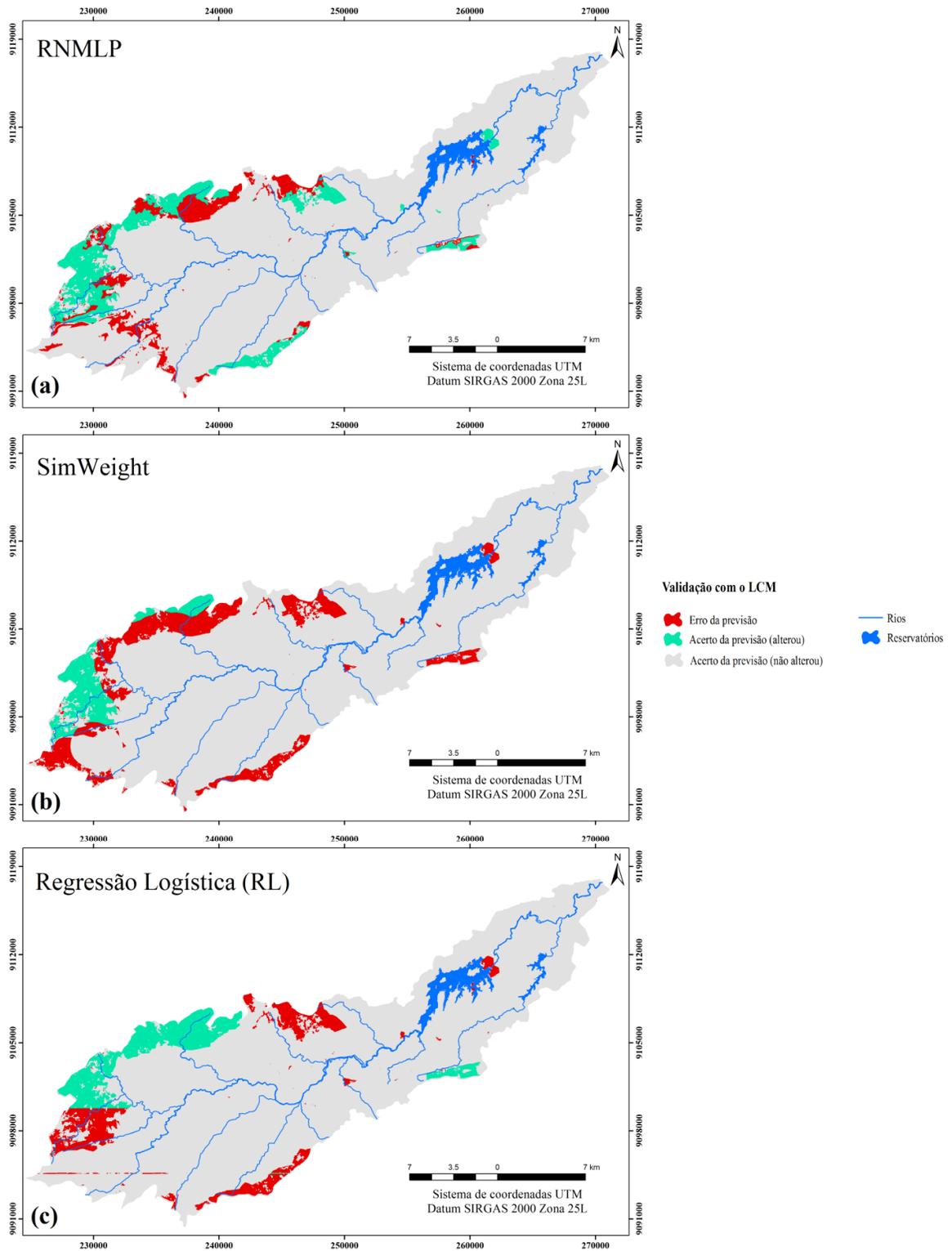


Figura 15 – Validação da cobertura do solo simulado para t_3 (2015) (a) RNMLP; (b) SimWeight e (c) RL.

A Tabela 12 mostra o resultado da validação com o LCM, com a quantificação (km²) das áreas que apresentaram erro e acerto da previsão, para as três metodologias utilizadas de predição do uso e ocupação do solo. Verificou-se que a simulação do uso e ocupação do solo usando a metodologia de RNMLP apresentou melhores resultados, com acerto da previsão de 442,80 km², e o menor erro na previsão de 27,20 km², quando comparado com os métodos SimWeight e RL. A simulação com o SimWeight apresentou acerto da previsão de 424,74 km². Em contrapartida, o método SimWeight mostrou maior erro na previsão (45,26 km²).

Tabela 12 – Áreas de Erros e acertos da previsão após a validação com LCM.

Validação com LCM	Métodos		
	RNMLP (km ²)	SimWeight (km ²)	RL (km ²)
Erro da previsão: cor vermelha	27,20	45,26	29,34
Acerto da previsão (alterou): cor verde	40,63	20,57	32,48
Acerto da previsão (não alterou): cor cinza	402,17	404,17	408,18

O método RL resultou um acerto da previsão de 440,66 km². Esse método mostrou resultados de simulação de uso do solo semelhantes ao método de RNMLP, no entanto a porção oeste da bacia não mostrou resultados satisfatórios com o método RL, pois nessa porção foram encontrados maiores erros da previsão usando RL (Figura 15). Dessa maneira, a etapa de validação com LCM mostrou melhor desempenho na simulação da previsão para t₃ (2015) usando a metodologia baseada em RNMLP.

Para analisar a eficiência desses métodos, o índice Kappa foi aplicado. Os resultados com esse índice mostraram um melhor desempenho com a simulação baseada em uma RNMLP, apresentando valor do índice Kappa igual a 0,98. Logo, a simulação para t₄ (2035) do uso e ocupação do solo para a bacia do Rio Tapacurá foi realizada baseada na metodologia de RNMLP, devido ao melhor desempenho demonstrado.

Para o método de simulação do uso do solo usando o algoritmo SimWeight foi obtido um valor do índice Kappa igual a 0,95 e 0,97 para o método de RL. Dessa forma, o índice Kappa mostrou resultados excelentes para a simulação com os três métodos testados.

Esses altos valores do índice Kappa deveram-se principalmente aos mapas classificados para 2007 e 2015, em que foram identificadas poucas alterações no uso do solo durante esse período e, portanto, as transições definidas, ocorreram apenas nas áreas

ocupadas pela classe de vegetação arbustiva, pois foi a classe que mostrou maiores mudanças para os anos analisados (1989, 2007 e 2015), resultando em elevados valores do Kappa, uma vez que o modelo LCM simula o uso do solo futuro com base, principalmente no mapa referente ao tempo t_2 (2007), utilizado na modelagem.

5.2.5 Cenários de uso e ocupação do solo simulado para t_4 (2035)

A Figura 16 mostra a projeção do potencial de transição de uso e ocupação do solo, para t_4 (2035) baseado em RNMLP, indicando o potencial para mudança da área de estudo. A maior parte da bacia apresentou baixo potencial para mudança (0–0,255), esse resultado foi observado ao longo da porção central da bacia e nas porções em que as mudanças no uso do solo foram intensas para os anos de 1989 e 2007, e também por causa das transições consideradas na modelagem, descritas no item 4.2.1.2.

As áreas ocupadas pela classe de vegetação arbustiva apresentaram significativa propensão a transições de classes de cobertura do solo. Esse resultado foi observado, sobretudo próximo ao Reservatório Tapacurá.

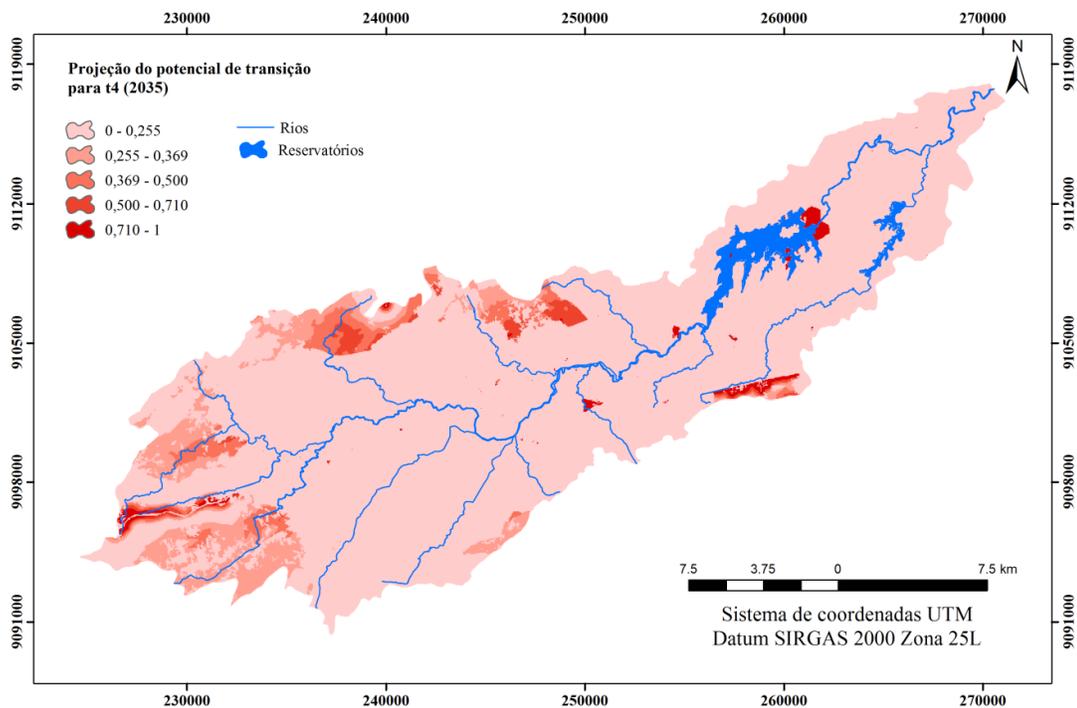


Figura 16 – Projeção do potencial de transição para t_4 (2035) na bacia do Rio Tapacurá.

Na Figura 16, observou-se ainda que as áreas adjacentes à classe de área urbana, em alguns pontos na porção central, leste e oeste da bacia, mostraram elevado potencial para mudança (0,710–1). Esse resultado demonstrou a significativa tendência das variáveis explanatórias de distância de rodovias e de distância de áreas urbanas em influenciar as regiões próximas à classe área urbana na bacia.

5.2.5.1 Cenário 1 – Continuidade das transições

A Figura 17 mostra o cenário 1 simulado para t_4 (2035). Esse cenário se caracterizou pela continuidade das transições observadas na bacia durante 1989 e 2015. Em que as principais mudanças identificadas na bacia foram a substituição das áreas ocupadas pela classe vegetação arbustiva por áreas de cultivo (agricultura e cana-de-açúcar), área urbana e pecuária.

Em 20 anos, para o cenário 1, a classe de cobertura com maior possibilidade para expansão é a cana-de-açúcar, com expansão de aproximadamente 10,49 km², quando comparado ao ano de 2015.

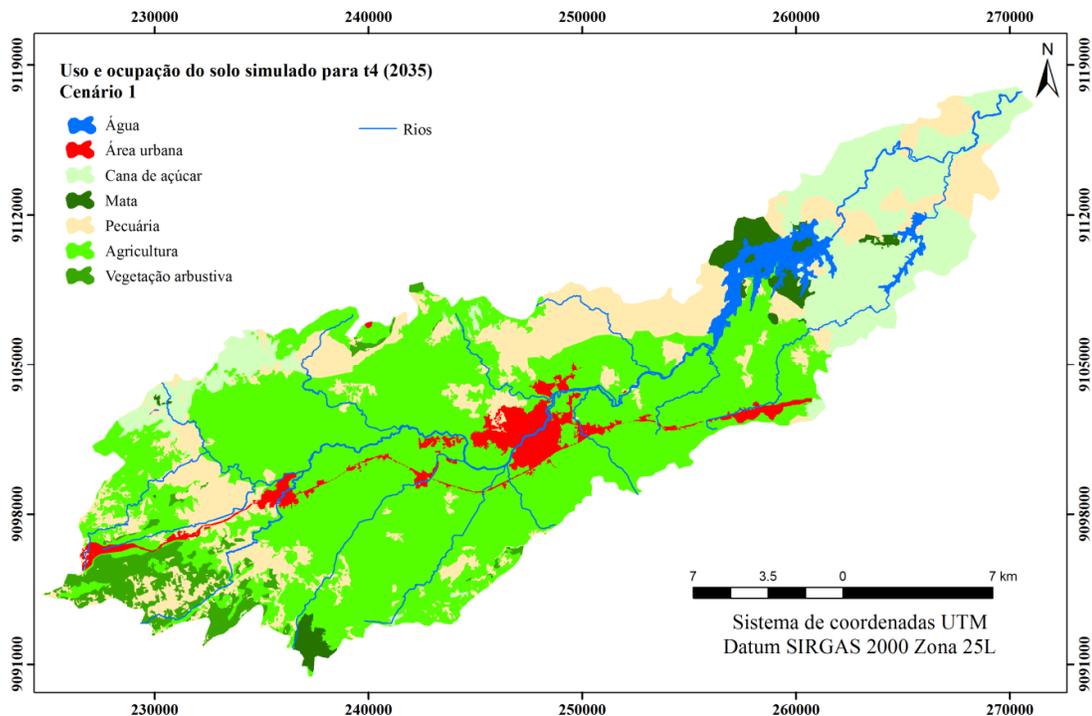


Figura 17 – Mapa de uso e ocupação do solo simulado para t_4 (2035): Cenário 1: Continuidade das transições.

De acordo com a predição realizada para t_4 (2035), o cenário de continuidade das transições mostrou significativas alterações para a porção oeste da bacia, uma vez que era a região com maior área ocupada por vegetação arbustiva em 2015. Para a classe área urbana, foi previsto um aumento de 3,56 km² com relação ao ano de 2015, observado principalmente nas porções central, leste e oeste da bacia, sendo consideradas as áreas mais vulneráveis à ocorrência de mudanças para a classe de área urbana.

Para a classe pecuária, foi previsto aumento de 1,61%, que corresponde a um crescimento de 7,58 km², quando comparado ao ano de 2015, em detrimento da diminuição das áreas de vegetação arbustiva e agricultura de 2,05% e 2,55%, representando uma variação de -35,55% e -4,56%, respectivamente. Com relação às classes água (10,59 km²) e mata (9,85 km²), não foi previsto variação, comparando-se com o ano de 2015.

5.2.5.2 Cenário 2 – Continuidade das transições e intensificação da classe pecuária e expansão da área urbana

A Figura 18 mostra o segundo cenário simulado para t_4 (2035). Esse cenário 2 também foi simulado baseado em uma RNMLP e na continuidade das transições observadas na bacia para os anos de 1989, 2007 e 2015, mas com ressalva para intensificação da classe pecuária e expansão da classe de área urbana.

Para o cenário 2, foi previsto diminuição de 11,02 km² (2,34%) da classe de vegetação arbustiva, com relação ao ano de 2015, além da redução de 1,94% da classe de agricultura.

A classe pecuária mostrou maior variação de área ocupada com relação a 2015 (cerca de 15%), seguida da área urbana (13,97%) e cana-de-açúcar (7,92%). O aumento da classe pecuária foi prevista para as porções sudoeste e norte, e da classe área urbana nas regiões central, leste e oeste, e a de cana-de-açúcar na porção noroeste da bacia.

Comparando com o cenário 1, notou-se que mesmo com a intensificação da classe área urbana para o cenário 2, esta classe mostrou área ocupada um pouco menor do que o cenário 1, com diferença de aproximadamente 1 km². Esse resultado demonstrou que a área urbana na bacia não apresenta significativa probabilidade para expansão para t_4 (2035).

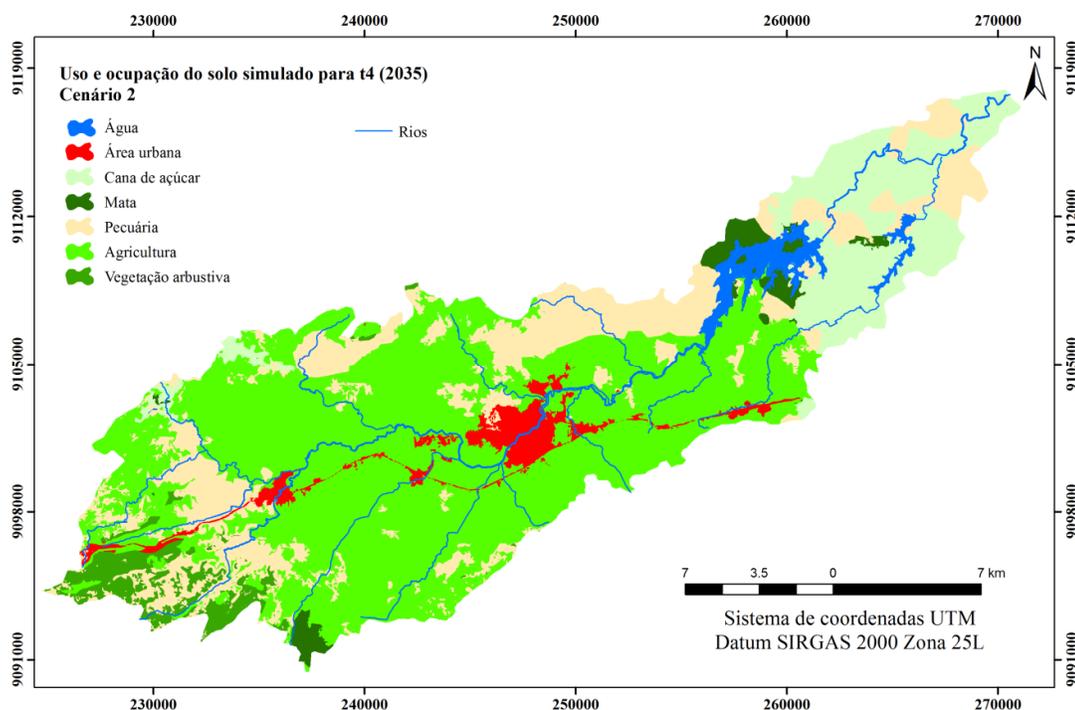


Figura 18 – Mapa de uso e ocupação do solo simulado para t_4 (2035): Cenário 2: Continuidade e intensificação da atividade pecuária e expansão de áreas urbanas.

Na Tabela 13 são apresentadas as áreas totais de ocupação de cada cobertura do uso do solo na bacia do Rio Tapacurá para 2015 e para os outros dois cenários simulados. Observou-se que para as classes água e mata não foram previstas modificações, enquanto que as classes de área urbana, cana-de-açúcar, pecuária, agricultura e vegetação arbustiva mostraram previsão para mudanças no uso do solo, para os dois cenários simulados.

Tabela 13 – Área de abrangência das classes de uso e ocupação do solo em 2015 e para os cenários simulados previsto t_4 (2035) na bacia do Rio Tapacurá

Uso e ocupação do solo	Área total em 2015 (km ²)	%	Cenário 1		Cenário 2	
			Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Água	10,59	2,25	10,59	2,25	10,59	2,25
Área urbana	15,89	3,38	19,45	4,14	18,11	3,85
Cana-de-açúcar	55,90	11,89	66,39	14,13	60,33	12,84
Mata	9,85	2,10	9,85	2,10	9,85	2,10
Pecuária	87,50	18,62	95,08	20,23	100,98	21,49
Agricultura	263,21	56,00	251,20	53,45	254,10	54,06
Vegetação arbustiva	27,06	5,76	17,44	3,71	16,04	3,41
Total	470	100	470	100	470	100

5.3 Estimativa das perdas de solo e deposição de sedimentos utilizando o WaTEM/SEDEM

5.3.1 Variabilidade espacial da erosividade das chuvas para a bacia do Rio Tapacurá

A Figura 19 mostra a espacialização do fator de erosividade (fator R) da RUSLE na bacia do Rio Tapacurá. Os resultados de erosividade variaram entre 437 e 991 MJ·mm/ha·h·ano, com valor médio de 686 MJ·mm/ha·h·ano. Dessa maneira, segundo a classificação das zonas a partir dos intervalos de erosividade das chuvas, proposta por Leprun (1981), para a região nordeste do Brasil, o valor médio obtido para a bacia do Rio Tapacurá corresponde à zona Agreste úmido, pertencente à classe de variação entre 500 e 730 MJ·mm/ha·h·ano.

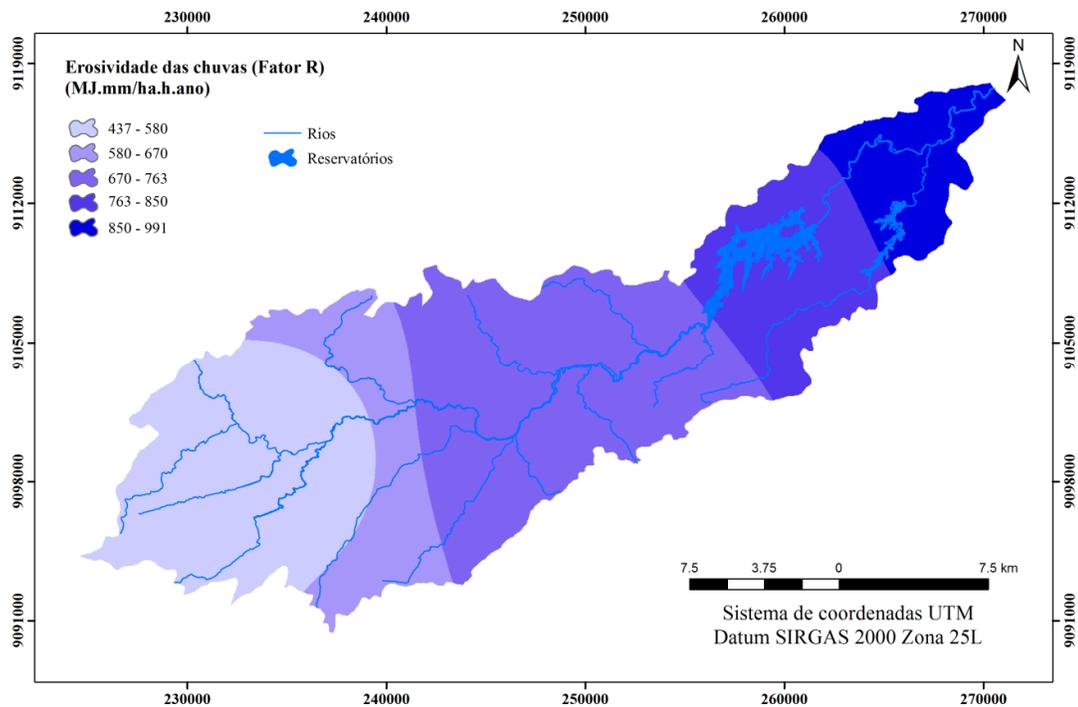


Figura 19 – Mapa de erosividade das chuvas para a bacia do Rio Tapacurá.

Os maiores valores de erosividade foram obtidos na parte leste da bacia, próximos ao exutório, onde há maior concentração das chuvas na bacia, sobretudo pela maior proximidade em relação ao oceano. Em contrapartida, os menores valores do fator R foram

registrados na porção oeste da bacia, especificamente na região do posto pluviométrico Pombos, caracterizado por apresentar os menores valores de precipitação na bacia.

Baseado na classificação proposta por Carvalho (2008), os valores de erosividade na bacia foram considerados baixos. Dessa forma, a capacidade de provocar erosão, devido às condições de chuva, foi avaliada como baixa para a bacia do Rio Tapacurá.

5.3.2 Fator de erodibilidade dos solos para a bacia do Rio Tapacurá

A Figura 20 apresenta os tipos de solos e a distribuição espacial do fator K para cada tipo de solo identificado na bacia do Rio Tapacurá. Os valores do fator K variaram entre 0,001 e 0,108 t·h/MJ·mm, valores referentes aos solos do tipo Gleissolos e Neossolos regolíticos, respectivamente.

Os solos do tipo Gleissolos foram encontrados próximos ao reservatório Tapacurá, e na porção mais baixa da bacia. Segundo a Embrapa (2013), os Gleissolos são caracterizados por serem solos que oscilam de mal a muito mal drenados, formados em terrenos baixos, e que possuem características que resultam da influência do excesso de umidade permanente ou temporário, devido ao lençol freático elevado ou mesmo à superfície, durante um determinado período do ano. A textura mais comum varia de média a muito argilosa com predomínio de textura argilosa ou muito argilosa.

Os solos do tipo Neossolos regolíticos foram identificados na porção mais elevada da bacia. De acordo com a Embrapa (2013), esses solos apresentam 4% ou mais de minerais primários alteráveis na fração areia total e/ou cascalho.

Os solos do tipo Argissolos apresentaram um dos maiores valores do fator K (0,067 t·h/MJ·mm), esse resultado demonstrou elevada susceptibilidade desse tipo de solo a erosão na bacia. Com 320,45 km² de área ocupada, esse solo sofre maior interferência da ação antrópica na bacia por atividades de pecuária e cultivo, favorecendo a perda de solo e o transporte de sedimentos devido ao elevado valor do fator K e as atividades ocupadas por esse tipo de solo, ao longo dos anos analisados nesse estudo.

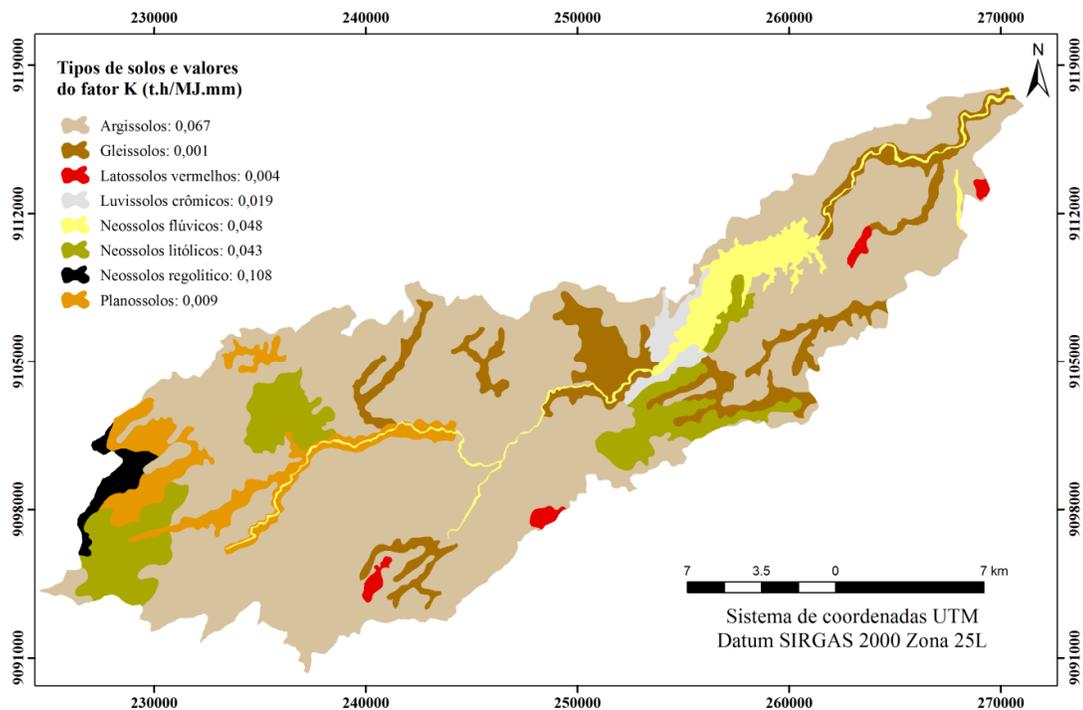


Figura 20 – Distribuição espacial do fator de erodibilidade dos solos para a bacia do Rio Tapacurá.

5.3.3 Fator topográfico para a bacia do Rio Tapacurá

A Figura 21 mostra o resultado do fator topográfico (LS) obtido através do modelo WaTEM/SEDEM para a bacia do Rio Tapacurá. Os valores do fator LS na bacia variaram entre 0 e 15,68, com valor médio igual a 2,15. A classe de maior ocorrência compreendeu os valores de LS entre 0 e 1,23, abrangendo cerca de 40% da área da bacia. Os resultados mostraram que apenas 4% da área da bacia apresentaram alto potencial a erosão dos solos devido ao fator topográfico, com valores de LS variando entre 6,70 e 15,68.

Como esperado, verificou-se que os maiores valores do fator LS foram encontrados nas maiores elevações da bacia, localizadas nas encostas mais íngremes, mais precisamente na porção sudoeste e noroeste da bacia. Essa porção abrange áreas com solos do tipo Argissolos, Gleissolos e algumas áreas com Neossolos litólicos.

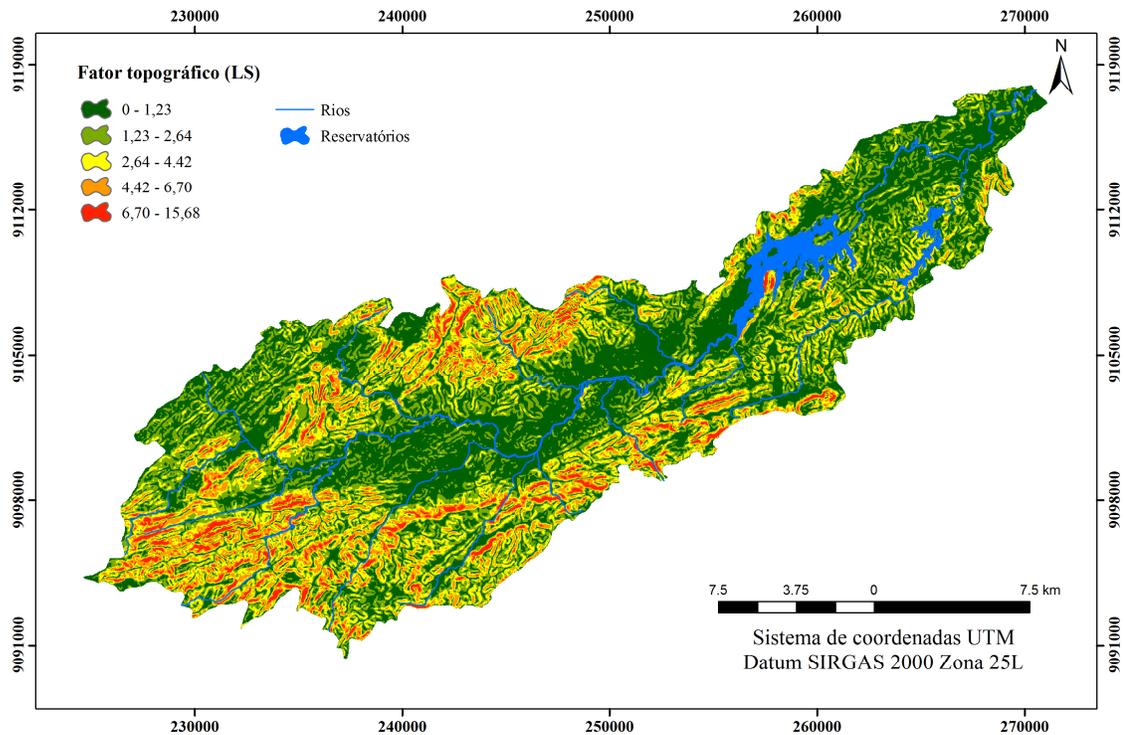


Figura 21 – Mapa do Fator topográfico (LS) para a bacia do Rio Tapacurá.

5.3.4 Fator de uso e ocupação do solo e práticas conservacionistas do solo

Os valores do fator CP na área de estudo variaram entre 0 e 0,428. Observou-se que as áreas com o uso do solo do tipo agricultura resultaram nas regiões mais propensas às perdas de solo na bacia, uma vez que apresentou o maior valor do fator CP, igual a 0,428.

As áreas mais antropizadas na bacia, com as classes temáticas de uso e ocupação do solo: (a) agricultura, (b) cana-de-açúcar e (c) pecuária, foram as regiões mais susceptíveis a erosão dos solos, com resultados do fator CP mais elevados para a área de estudo. Esses tipos de usos foram encontrados, sobretudo na porção central e mais baixa da bacia (em 2007, 2015 e nos cenários para 2035), com declividade média de aproximadamente 8% na porção central e 1% próximo ao exutório da bacia.

O baixo valor do fator CP para a classe de área urbana pode ser explicado devido à condição que esse tipo de uso é levado em consideração quando são realizadas estimativas para o fator C da RUSLE, como por exemplo: presença de asfaltos e telhados, que devido à alta impermeabilização dos solos das áreas destinadas a urbanização, são regiões menos predispostas às perdas de solo, mesmo com os altos valores de escoamento superficial.

5.3.5 Estimativa das perdas de solo e deposição de sedimentos para os cenários de uso e ocupação do solo

5.3.5.1 Evolução das perdas de solo e deposição de sedimentos em 1989, 2007 e 2015

A Figura 22 apresenta a espacialização da estimativa das perdas de solo e deposição de sedimentos para a bacia do Rio Tapacurá em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015), como resultado da modelagem da erosão com o WaTEM/SEDEM.

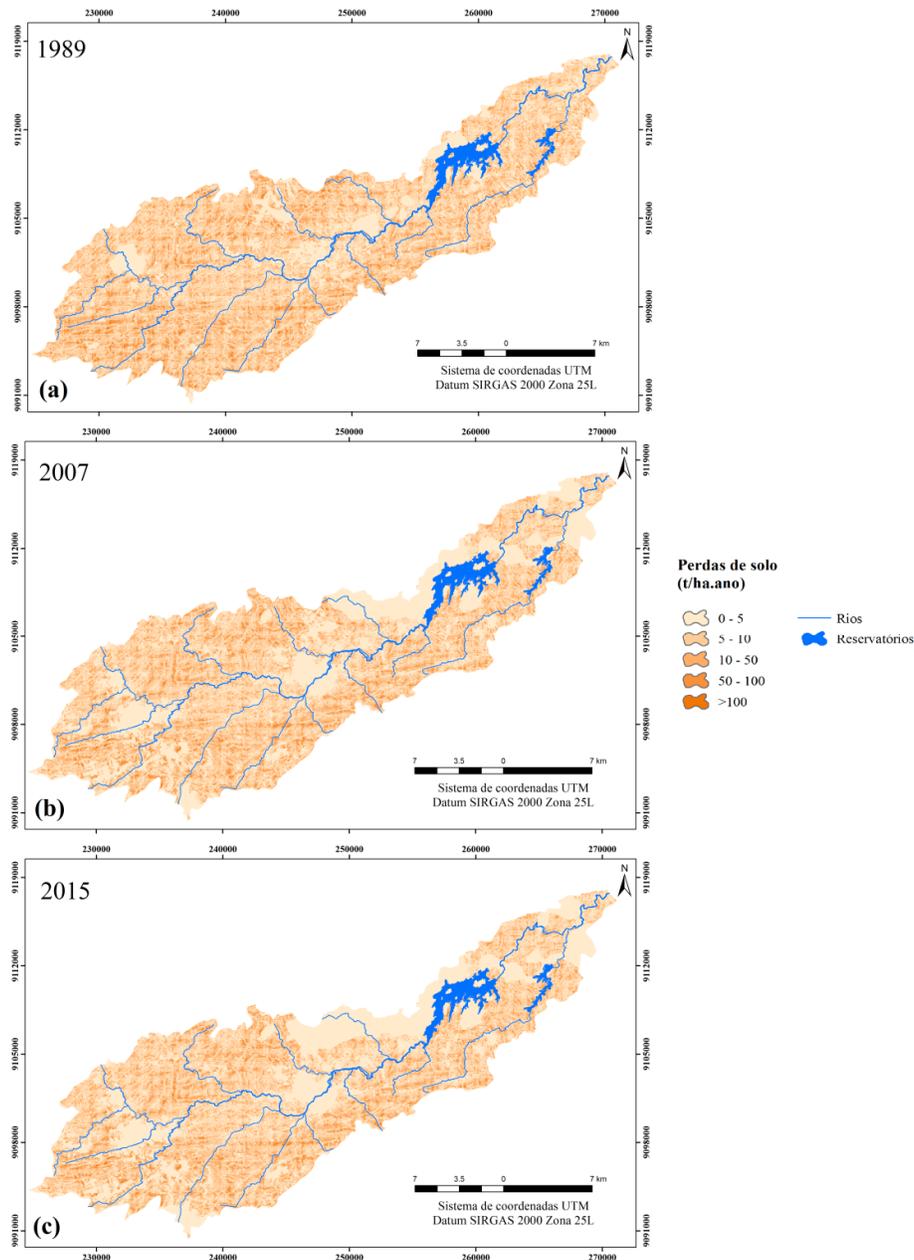


Figura 22 – Espacialização das perdas de solo para: (a) t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015).

Os resultados foram distribuídos em cinco classes que variaram entre 0 e 5 e valores maiores que 100 t/ha·ano, de acordo com a classificação realizada por Irvem et al. (2007). Foi observado que as maiores perdas de solo (>100 t/ha·ano) ocorreram nas áreas com maiores declividades e, conseqüentemente, com os maiores valores do fator LS da RUSLE, sobretudo, nas porções sul e oeste da bacia. Essas porções, em grande maioria, foram encontrados solos do tipo Argissolos, que mostraram alta erodibilidade dos solos, devido a um dos maiores valores do fator K da RUSLE para a bacia.

Para os anos de 2007 e 2015, as menores perdas de solo foram obtidas em sua maioria nas porções central e leste da bacia. Foi verificado que as menores perdas de solo foram localizadas nas áreas ocupadas pelas classes de área urbana, pecuária, água e mata, com valores do fator CP iguais a 0,001, 0,038, 0 e 0,001, respectivamente.

A Tabela 14 apresenta os valores de perda de solo média por classe de uso e ocupação do solo na bacia. Para o ano de 1989, a classe agricultura apresentou maiores perdas de solo na bacia, seguida das classes de vegetação arbustiva e cana-de-açúcar. No entanto, as menores perdas de solo se deram para as classes de mata (2,77 t/ha·ano), área urbana (2,83 t/ha·ano) e pecuária (3,83 t/ha·ano).

Tabela 14 – Valores de perda de solo média por uso e ocupação do solo em 1989, 2007 e 2015 na bacia do Rio Tapacurá

Uso e ocupação do solo	Perda de solo média estimada (t/ha·ano)		
	1989	2007	2015
Área urbana	2,83	2,70	2,42
Cana-de-açúcar	14,22	22,34	22,35
Mata	2,77	2,74	2,74
Pecuária	3,83	4,00	3,80
Agricultura	38,57	30,16	30,17
Vegetação arbustiva	29,84	35,96	45,69

Para os anos de 2007 e 2015, a estimativa das perdas de solo mostrou maiores valores para as classes de vegetação arbustiva, agricultura e cana-de-açúcar. E as menores perdas foram obtidas para as classes de mata (2,74 t/ha·ano para os anos de 2007 e 2015), área urbana (2,70 e 2,42 t/ha·ano para 2007 e 2015, respectivamente) e pecuária (4,00 t/ha·ano em 2007 e 3,80 t/ha·ano em 2015).

Verificou-se que, para os três anos (1989, 2007 e 2015), as classes de mata, área urbana e pecuária apresentaram valores de perdas de solo que não variaram

significativamente, sendo as classes de mata e área urbana, os usos que mostraram menores valores do fator CP na bacia, com CP igual a 0,001. A Figura 23 mostra a estimativa da deposição de sedimentos para a bacia do Rio Tapacurá em t_1 (1989), t_2 (2007) e t_3 (2015).

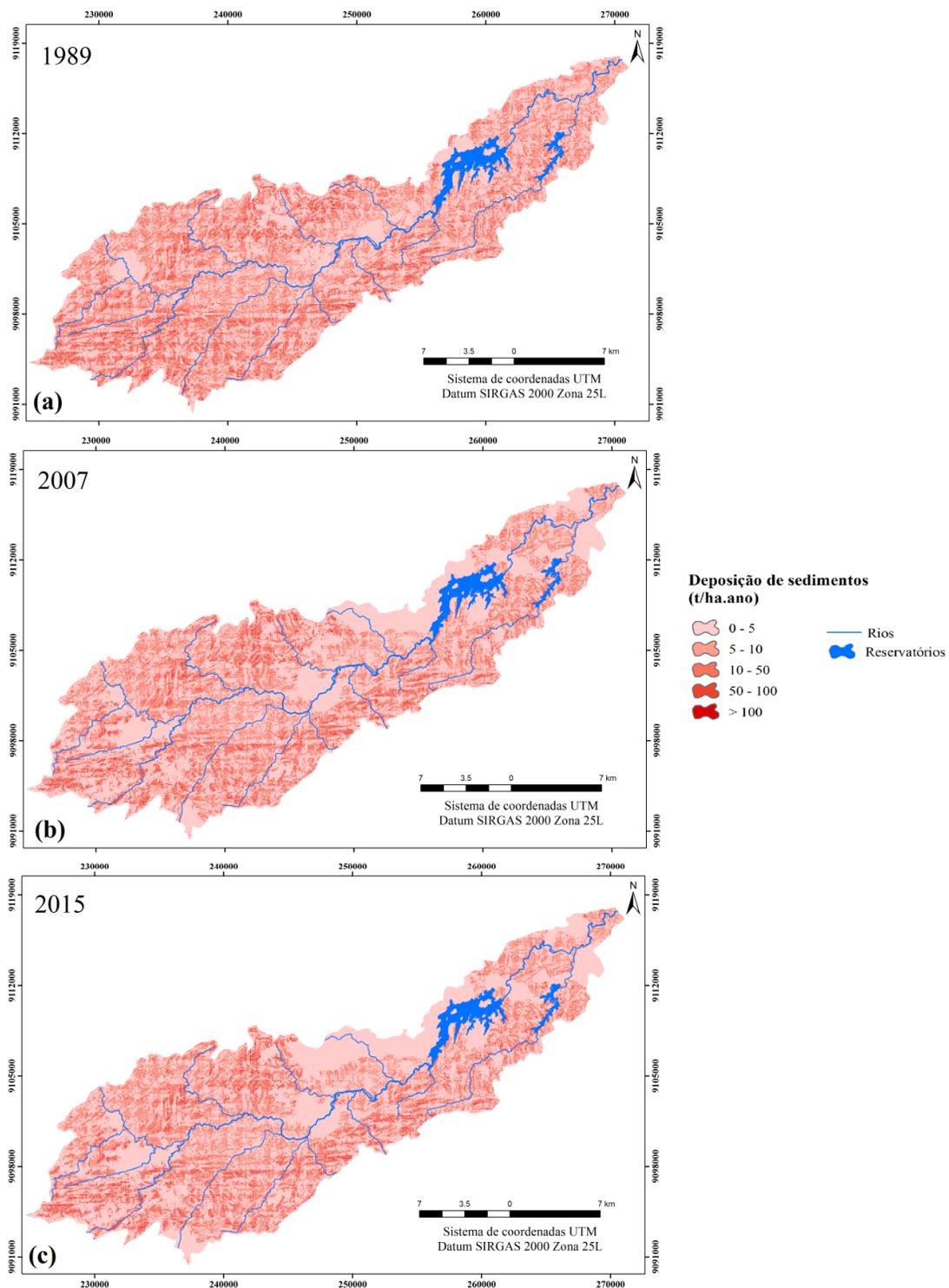


Figura 23 – Espacialização da deposição de sedimentos para: (a) t_1 (1989), (b) t_2 (2007) e (c) t_3 (2015).

Verificou-se que os maiores valores de deposição de sedimentos, entre 50 e maiores que 100 t/ha·ano, ocorreram na porção sul e oeste da bacia, principalmente próximas das regiões com as maiores perdas de solo. Essa estimativa para a deposição de sedimentos pode está relacionada ao valor da capacidade de transporte estimado pelo modelo WaTEM/SEDEM para a bacia do Rio Tapacurá, uma vez que quanto menor a capacidade de transporte de sedimentos, a deposição pode acontecer bem próximo as áreas que ocorreram perdas de solo.

De acordo com Carvalho (2008), nem toda quantidade de sedimentos erodido em uma bacia atinge o seu exutório, parte desse material se deposita ainda na superfície, bem como pode depositar nas margens de rios e nos canais, atingindo o exutório da bacia, apenas parte do que foi erodido.

A Figura 24 mostra, por meio do processo de *buffer*, a quantidade de material erodido que chega a 50 m da área de influência, no entorno os rios na bacia hidrográfica do Rio Tapacurá. Verificou-se que para os anos de 1989, 2007 e 2015 não foi identificado alta variabilidade espacial da deposição de sedimentos ao longo dos rios. As maiores deposições de sedimentos foram obtidas para as sub-bacias: (a) Itapessirica, (b) Água Azul e (c) Bacia das Pacas, na porção oeste da bacia, que possuem maiores declividades, perdas de solo e deposição de sedimentos.

No trecho de rio entre as sub-bacias Gameleira e Bacia do Meio, especificamente no Rio Tapacurá, foram encontrados valores significativos de deposição de sedimentos, entre 50 e maiores que 100 t/ha·ano, como pode ser observado nas Figuras 24-a, b e c destacadas. Esse resultado pode está relacionado à mudança brusca de declividades, propiciando a deposição de sedimentos

De acordo com Santos et al. (2013), esse comportamento ocorre porque a deposição de sedimentos é promovida, principalmente, pela redução brusca das declividades, uma vez que essa configuração é capaz de promover a diminuição da competência ou capacidade fluvial, formando uma região de depósito.

Observaram-se ainda altos valores de deposição de sedimentos próximos aos reservatórios encontrados na bacia: Reservatório Tapacurá (para os três anos) e Várzea do Una (para os anos de 2007 e 2015), evidenciando que as regiões próximas aos reservatórios apresentam alta susceptibilidade à deposição de sedimentos por causa das baixas declividades e dos sedimentos transportados a montante.

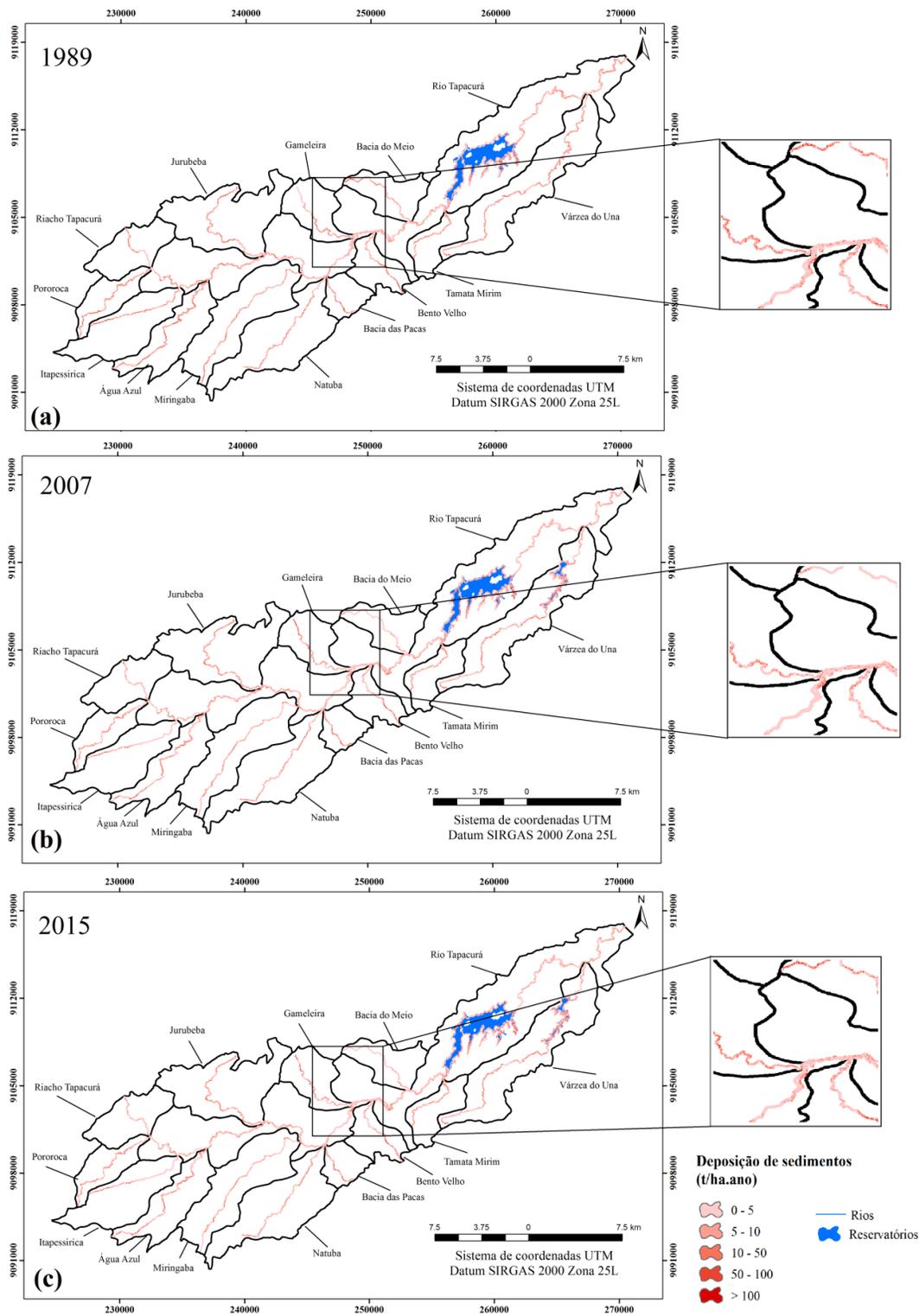


Figura 24 – Deposição de sedimentos por cada trecho de rio, com buffer de 50 m para: (a) t_1 (1989), (b) t_2 (2007) e (c) t_3 (2015).

5.3.5.2 Perdas de solo e deposição de sedimentos em cenários futuros

As Figuras 25 e 26 mostram os resultados obtidos, de perdas de solo e deposição de sedimentos, com a aplicação do WaTEM/SEDEM para os cenários de uso do solo simulados para t_4 (2035). Percebeu-se que as maiores perdas de solos e deposição de sedimentos (>100 t/ha-ano) foram previstas para os locais com maior variabilidade para o fator LS e alta erodibilidade dos solos, com declividades em torno de 35 a 45%. Dessa forma, os resultados obtidos mostraram que os fatores LS, e de erodibilidade dos solos são os fatores naturais mais relevantes para as perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia do Rio Tapacurá, levando em consideração os dois cenários simulados de uso do solo.

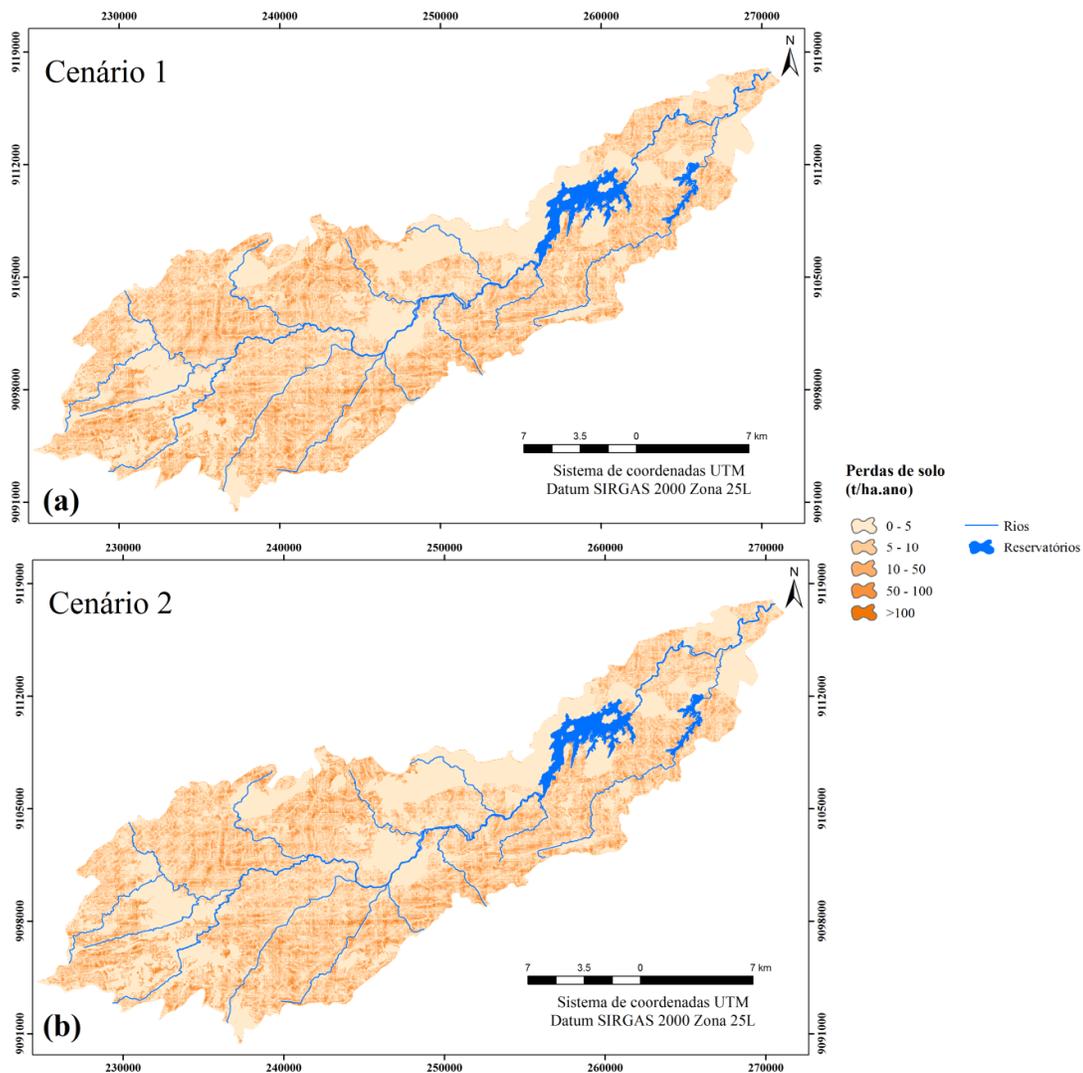


Figura 25 – Espacialização das perdas de solo para t_4 (2035): (a) Cenário 1 e (b) Cenário 2.

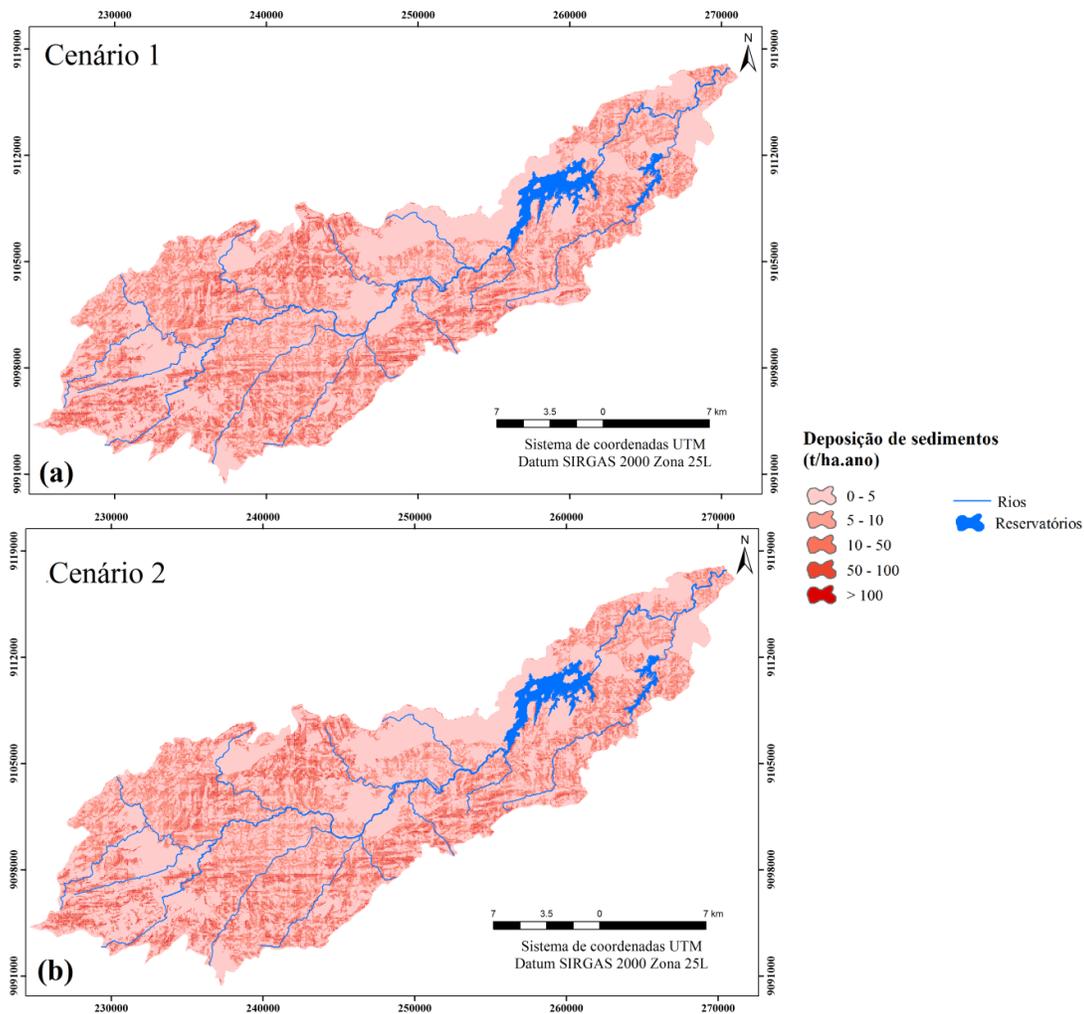


Figura 26 – Espacialização da deposição de sedimentos para t_4 (2035): (a) Cenário 1 e (b) Cenário 2.

Assim como para os anos de 1989, 2007 e 2015, os cenários futuros de uso do solo para t_4 (2035) também mostraram que as sub-bacias Itapessirica, Água Azul e Bacias das Pacas apresentaram áreas mais susceptíveis aos processos erosivos na bacia, com perdas de solo e deposição de sedimentos estimados em torno de 47, 43 e 40 t/ha.ano, respectivamente, considerado como moderado grau de risco a erosão, segundo a classificação de Irvem et al. (2007). Assim sendo, essas sub-bacias podem ser consideradas como áreas prioritárias para a implementação de práticas conservacionistas do solo na bacia de forma a reduzir a susceptibilidade à erosão dos solos, principalmente por serem áreas com altos valores do fator LS e áreas de vertentes com alto potencial natural a erosão dos solos na bacia.

Quanto à variabilidade espacial dos processos erosivos na bacia, verificou-se que os dois cenários para t_4 (2035) não apresentaram significativas diferenças, apenas na porção noroeste e oeste da bacia, que mostraram valores de perdas de solo e deposição de sedimentos mais elevados para o cenário 1 de continuidade das transições. Esse resultado se explica pela modelagem da cobertura do solo, no qual o cenário 2 diferenciou-se do cenário 1 devido à intensificação das atividades pecuárias e expansão das áreas urbanas que mostraram menores perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia.

A Figura 27 mostra, por meio do processo de *buffer*, a quantidade de material erodido que chega a 50 m da área de influência, no entorno dos rios na bacia hidrográfica do Rio Tapacurá para os cenários de uso do solo simulados. Os maiores valores de deposição de sedimentos foram obtidos para o cenário 1 de continuidade das transições. Esse resultado pode ser explicado por causa das maiores áreas ocupadas pela classe pecuária encontradas para o cenário 2, que apresentou menores perdas de solo e deposição de sedimentos.

O rio Várzea do Una, onde se encontra o reservatório de mesmo nome, também mostrou alguns trechos com *pixels* elevados de deposição de sedimentos para os dois cenários simulados. Este resultado pode estar relacionado às baixas declividades e à interferência antrópica em que a porção central da bacia está sujeita, favorecendo a deposição de sedimentos nas declividades mais baixas. Essa característica foi observada no trecho de rio entre as sub-bacias Gameleira e Bacia do Meio, especificamente no Rio Tapacurá, como pode ser observada nas Figuras 27-a, b e c destacadas.

A Tabela 15 apresenta a distribuição das perdas de solo média para cada cenário de uso do solo simulado para a bacia do Rio Tapacurá. Notou-se que para todos os cenários simulados de uso e ocupação do solo, a classe vegetação arbustiva apresentou maior susceptibilidade às perdas de solo. Esse resultado se explica devido aos altos valores do fator topográfico em que essa classe está sujeita, encontrados nesse estudo em áreas com alta declividade média (> 35%).

A classe agricultura mostrou, para os dois cenários de uso do solo, ser o principal uso previsto para a bacia, caracterizado por práticas de cultivo diversas, e maior susceptibilidade à erosão, com perdas de solo em torno de 30 t/ha·ano, podendo ser considerada como a classe de uso do solo, relativa às ações antrópicas, que mais contribui para os processos erosivos na bacia com risco de erosão considerado moderado, de acordo com a classificação de Irvem et al. (2007). Essa elevada contribuição para os processos erosivos esteve representada no valor mais alto do fator CP da RUSLE (0,428).

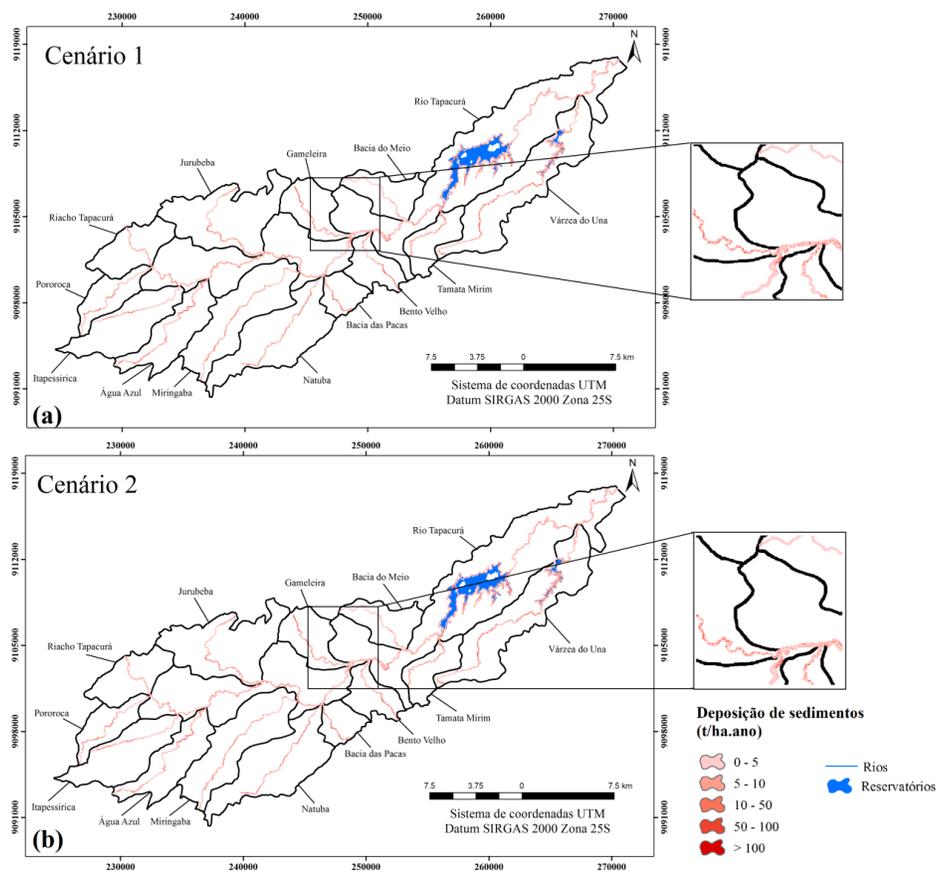


Figura 27 – Deposição de sedimentos por cada trecho de rio, com buffer de 50 m para t_4 (2035): (a) Cenário 1, (b) Cenário 2.

Tabela 15 – Valores de perda de solo média por uso e ocupação do solo para os cenários futuros na bacia do Rio Tapacurá.

Uso e ocupação do solo	Perda de solo média estimada (t/ha.ano)	
	Cenário 1 2035	Cenário 2 2035
Área urbana	3,11	3,30
Cana-de-açúcar	22,73	22,43
Mata	3,04	3,04
Pecuária	4,80	5,07
Agricultura	31,30	31,03
Vegetação arbustiva	46,55	46,70

A classe pecuária mostrou susceptibilidade à erosão muito baixa para os cenários simulados de uso do solo, e também para os anos de 1989, 2007 e 2015. Esse resultado pode está relacionado às condições da atividade pecuária que o modelo WaTEM/SEDEM considera na modelagem, desenvolvido para as condições existentes em regiões de clima temperado.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

O estudo identificou considerável modificação quanto ao uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá, para os anos de 1989, 2007 e 2015, sendo a maior parte das áreas ocupadas por vegetação arbustiva, substituídas por atividades de agricultura, cana-de-açúcar e pecuária. Comparando-se os anos de 1989 e 2015, foi identificado também o aumento da área urbana de aproximadamente 2,5% da área da bacia. Além do aumento do sistema de abastecimento de água da região, com a construção do reservatório Várzea do Una.

A simulação de cenários de uso e ocupação do solo para 2035 na bacia do Rio Tapacurá apontou para cenários de intensificação das transições observadas para os anos de 1989, 2007 e 2015, no qual foi previsto que os principais usos do solo serão para atividades agropecuárias, com intensificação das classes de agricultura, pecuária, área urbana e cana-de-açúcar, no entanto, para os dois cenários simulados uma das classes mais representativas é a agricultura.

Para os anos de 1989, 2007 e 2015, bem como para os dois cenários simulados, verificou-se que as sub-bacias Itapessirica, Água Azul e Bacias das Pacas apresentaram áreas mais susceptíveis aos processos erosivos na bacia, com perdas de solo e deposição de sedimentos estimados em torno de 47, 43 e 40 t/ha·ano, respectivamente, considerado como moderado grau de risco à erosão, segundo a classificação de Irvem et al. (2007).

As maiores perdas de solos e deposição de sedimentos (>100 t/ha·ano) foram encontradas nos locais com maior variabilidade para o fator LS e alta erodibilidade dos solos, com declividades em torno de 35 a 45% para todos os anos e cenários estudados. Dessa forma, os resultados obtidos mostraram que o fator LS juntamente com a erodibilidade dos solos são os fatores naturais mais relevantes para as perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia.

A classe agricultura mostrou em t_2 (2007) e t_3 (2015), bem como para os cenários futuros, maior susceptibilidade à erosão, com perdas de solo em torno de 30 t/ha·ano, podendo ser considerada como a classe de uso do solo, relativa às ações antrópicas, que mais contribui para os processos erosivos na bacia com risco de erosão considerado moderado, de acordo com a classificação de Irvem et al. (2007).

6.2 Recomendações

A partir dos resultados obtidos nesse estudo, algumas recomendações foram elencadas para a realização de estudos subsequentes e intervenções que busquem o melhor planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos na bacia do Rio Tapacurá.

Com relação à modelagem da predição das mudanças no uso e ocupação do solo na bacia do Rio Tapacurá usando o LCM, pode-se destacar:

- Utilizar imagens de satélite de alta resolução espacial, e medições em campo que mostre principalmente as perdas de vegetação na bacia;
- Recomenda-se que sejam testadas outras variáveis explanatórias a partir do teste V de Cramer que possam está associadas às mudanças no uso do solo da bacia, como: variáveis econômicas e sociais, uma vez que são complexas as relações do processo de mudança do uso e ocupação do solo, além da inserção de projetos de infraestrutura previsto para alterações futuras no uso do solo da área de estudo, se houver.

No que tange à modelagem das perdas de solo e deposição de sedimentos na bacia do Rio Tapacurá e medidas preventivas de controle dos processos erosivos na bacia, destacam-se:

- Ampliação e manutenção da rede pluviométrica na bacia, para que se possa analisar com mais detalhes o fator de erosividade das chuvas no processo de erosão dos solos na bacia;
- Recomenda-se que principalmente as sub-bacias Itapessirica Água Azul e Bacias das Pacas sejam consideradas áreas prioritárias para a implementação de práticas conservacionistas do solo na bacia de forma a reduzir a susceptibilidade à erosão dos solos, principalmente por serem áreas com altos valores do fator LS e áreas de vertentes com alto potencial natural à erosão dos solos na bacia, inclusive realizar um maior controle quanto aos usos do solo nessas sub-bacias;
- Sugere-se que estudos subsequentes sejam realizados com relação à calibração do coeficiente de capacidade de transporte de sedimentos para a bacia;
- Implantação de políticas ambientais que visem à conservação dos recursos hídricos na bacia, principalmente por esta servir de abastecimento público e sofrer fortes pressões antrópicas. Dentre as políticas ambientais, destaca-se a implantação de Programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) na bacia que proporcionem o controle dos processos erosivos e do uso e ocupação do solo, através de projetos e ações que reduzam a erosão e o assoreamento na bacia do Rio Tapacurá.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALATORRE, L.C.; BEGUERIA, S.; GARCIA-RUIZ J.M. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. **Journal of Hydrology**. Vol. 391, p.111–125, 2010.

ALATORRE, L.C.; BEGUERIA, S.; LANA-RENAULT, N.; NAVAS, A.; GARCIA-RUIZ, J.M. Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model. **Hydrology and Earth System Sciences**. Vol. 16, p. 1321–1334, 2012.

AMORIM, J.A.F. **Análise e modelação da mudança da ocupação e uso do solo: Caso de estudo da bacia hidrográfica do rio Vez**. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental e Ordenamento do território)- Instituto Politécnico de Viana do Castelo- Escola Superior Agrária, Ponte de Lima, 129 f., 2015.

AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M.A.S.; AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; FIGUEIREDO, E.E.; SRINIVASAN, V.S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. Vol. 37, p. 1091-1102, 2013.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 2005.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**. Vol. 34, nº 1, p. 73-89, 1998.

BAGATINI, T., COGO, N.P., GILLES, L., PORTELA, J.C., PORTZ, G., QUEIROZ, H.T. Perdas de solo e água por erosão hídrica após mudança no tipo de uso da terra, em dois métodos de preparo do solo e dois tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 35, p. 999-1011, 2011.

BARRETO, P.; BRANDÃO JR. A.; MARTINS, H.; SILVA, D.; SOUZA JR.; C.; SALES, M.; FEITOSA, T. **Risco de desmatamento associado à hidrelétrica de Belo Monte**. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. Bélem (PA): Editora IMAZON, p. 98, 2011.

BENEDETTI, A.C.P. **Modelagem dinâmica para simulação de mudanças na cobertura florestal das serras do sudeste e campanha meridional do Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)- Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 2010.

BERRY, M. W.; FLAMM, R. O.; HAZEN, B. C.; MACLNTYRE, R. L. The land-use change analysis system (LUCAS) for evaluating landscape management decisions. **Association for Computing Machinery**. University of Tennessee, Knoxville, 1994.

- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Editora Ícone, 8ª edição, p. 355, 2012.
- BEZAK, N.; RUSJAN, S.; PETAN, S.; SODNIK, J.; MIKOS, M. Estimation of soil loss by the WaTEM/SEDEM model using an automatic parameter estimation procedure. **Environmental Earth Sciences**. Vol. 74, p. 5245- 5261, 2015.
- BRAGA, R.A.P. **Gestão ambiental da Bacia do Rio Tapacurá: plano de ação**. Recife: Ed. Universitária da Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, p. 101, 2001.
- BRIASSOULIS, H. **Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches**. Virginia: Editora: Regional Research Institute da West Virginia University, 2000.
- BUNUNU, Y.A.; LUDIN, A.N.M.; HOSNI, N. Integration of Markov Chain Analysis and Similarity-Weighted Instance-Based Machine Learning Algorithm (SimWeight) to Simulate Urban Expansion. **International Journal of Urban Sciences**. Johor Bahru, Malaysia, p. 12-25, 2015.
- CARNEIRO, T. G. S. **Nested-CA: a foundation for multiscale modeling of land use and land change**. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 109 f., 2006.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2ª edição, 2008.
- CASTRO, K.B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do Cerrado intensamente monitorada**. Dissertação (Mestrado em Geociências)- Universidade de Brasília, Brasília, 122 f., 2013.
- CHAGAS, C. S. **Zoneamento Agroecológico do município de Dois Irmãos do Buriti – MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. p. 63, 2011.
- CHENG, S.; DING, N. **Land Change Modeler Application: Summer Internship with Clark Labs**. Bélgica: Editora International Development, Community and Environment (IDCE). p. 57, 2016.
- COHEN, J. A. Coeficient of Agreement for Nominal Scales. Educational and Psychological Measurement. **Sage journals**. Vol. XX, nº 1, p. 37-46, 1960.
- COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. **Subsistema Várzea Una**. Recife: Compesa. Disponível em: www.compesa.com.br/arquivos/saneamento/varzeana.pdf. 2016. Acesso em 07/12/2016.
- CORTE, A.P.D.; DLUGOSZ, F.L.; CENTENO, J.A.S. Testes de limiares para a segmentação de imagens spot-5 visando a detecção de plantios florestais. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**. Vol. 6, nº 2, p. 249-257, 2008.

COSTA, C. A. G. COSTA, A.C.; TEIXEIRA, A.S.; LEÃO, A. O. Uso do SRTM para delimitação automática e caracterização fisiográfica de uma meso-bacia hidrográfica. **Anais...** Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Jaboticabal. v. 1. p. 1-36, 2007.

COSTA, S.G.F.; SILVA, R.M. Potencial natural e antrópico de erosão na bacia experimental do Riacho Guaraíra. **Revista Cadernos do Logepa**, vol. 7, nº 1, p. 72-91, 2012.

DE VENTRE, J.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; VAN ROMPAEY, A.; GOVERS, G. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. **Global and Planetary Change**, vol. 60, p. 393–415, 2008.

DESJARDINS, M.R.; ADHIKARI, B.; SPERLICH, S. Some notes on the economic assessment of land degradation. **Land Degradation & Development**, vol. 22, nº 2, p. 285-298, 2011.

DEUS, L.A.B. **Espaço e tempo como subsídios à construção de cenários de uso e cobertura da terra para o planejamento ambiental na Amazônia: o caso da bacia do Rio Acre**. Tese (Doutorado em Planejamento Energético)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 400 f., 2013.

DUARTE, C.C. **Análise dos impactos das mudanças climáticas no escoamento superficial da bacia hidrográfica do Rio Tapacurá- PE, a partir da utilização de um modelo de balanço hídrico mensal semi-distribuído**. Dissertação (Mestrado em Geografia)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 125 f., 2009.

DUTRA, M.T.D. **Uso dos recursos hídricos e florestais e sua relação com as áreas de preservação permanente na bacia do Riacho Gameleira, aflrente do Tapacurá- PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 107 f., 2005.

EASTMAN J. R. **Guide to GIS and Image Processing**. Worcester, MA: Editora: Clark Labs da Clark University, 2003.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Andes: Guide to GIS and image processing**. Worcester, MA: Editora: Clark Labs da Clark University, 2006.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva: Guide to GIS and Image Processing**. Worcester, MA: Editora: Clark Labs da Clark University, p. 327, 2011.

EASTMAN, J. R. **Manual IDRISI TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling System**. Worcester, MA: Editora: Clark Labs da Clark University, p. 393, 2016.

ELWELL, H.A.; STOCKING, M.A. Developing a simple yet practical method of soil-loss estimation. **Tropical Agriculture**. Vol. 59, p. 43-47, 1981.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Rio de Janeiro: Editora EMBRAPA, 3ª edição, 2013.

EMBRAPA –Empresa Brasileira de Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Editora EMBRAPA, 1999.

ERDOGAN, N.; NURLU, E.; ERDEM.U. Modelling land use changes in Karaburun by using CLUE-s. **A|Z ITU Journal of the Faculty of Architecture**. Vol: 8 n° 2, 2011.

FARINASSO, M. **Avaliação qualitativa do potencial erosivo em grandes áreas por meio da EUPS-Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias de SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba PI - MA**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Ciências Humanas, Universidade de Brasília, Brasília, 105 f., 2005.

FENG, X.; WANG, Y.; CHEN, L.; FU, B.; BAI, G. Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau. **Geomorphology**. Vol. 118, p. 239–248, 2010.

FERNANDEZ, M. R. Controle de sedimentos em bacias hidrográficas de distribuição de reservatórios. **Anais... VII Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia, Poços de Caldas**. São Paulo: ABGE, 1993.

FERREIRA, C. O Mundo (Im) Perfeito dos modelos de erosão. **Revista da Faculdade de Letras – Geografia** – Universidade do Porto. Vol. 2, p. 51-82, 2013.

FIX, E.; J. L. HODGES. Discriminatory analysis Nonparametric discrimination: consistency properties. **International Statistical Review**. Vol. 57, n° 3, p. 238-247, 1989.

FLANAGAN, D. C.; LIVINGSTON, S. J. **Water Erosion Prediction Project (WEPP) Version 95.7: User summary**. NSERL Report n° 11, National Soil Erosion Research Laboratory. p.131, 1995.

FLAUZINO, B.K. **Degradação do solo pela erosão hídrica e capacidade de uso em sub-bacia hidrográfica piloto no sul de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Ciências em meio ambiente e recursos hídricos)- Universidade Federal de Itajubá, Itajubá/MG, 105 f., 2012.

FUNDARPE – Fundação do Patrimônio Histórico e Artístico de Pernambuco. **Mapa cultural**. Disponível em: <http://www.mapacultural.pe.gov.br/inicial/shapefile.htm>. Acesso em: 08/08/2016.

GOOGLE. Google Earth. **Google Inc.**, 2015. Disponível em: <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 14/ 02/ 2016.

GOVERS, G. Rill erosion on arable land in Central Belgium: rates, controls and predictability. **Catena**. Vol. 18, p. 133- 155, 1991.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Degradação ambiental**. In: CUNHA, S. B. Geomorfologia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, p. 337-379, 1996.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. D. C. O. **Degradação dos solos no Brasil**. Rio de Janeiro: Editora: Bertrand Brasil, 2014.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. D. C. O. Geomorfologia do Cotidiano - A degradação dos solos. **Revista Geonorte**. Vol. 4, nº Especial, p. 116-135, junho 2012.

GUNKEL, G.; RUETER, K.; CASALLAS, J.; SOBRAL, M.C. Estudos da limnologia do reservatório Tapacurá em Pernambuco: problemas da gestão de reservatórios no semi-árido Brasileiro. **Anais... XV Símpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Curitiba, Brasil, 2003.

HAMDY, O.; ZHAO, S.; SALHEEN, M.A.; EID, Y.Y. Analyses the Driving Forces for Urban Growth by Using IDRISI Selva Models Abouelreesh- Aswan as a Case Study. **International Journal of Engineering and Technology**. Vol. 9, nº 3, 2017.

HAYKIN, S. **Redes neurais**. Porto Alegre: Bookman, 2ª edição, p. 900, 2001.

HENRIQUE, F.M. **Análise morfopedológicas aplicadas á compreensão dos processos erosivos hídricos em vertentes no município de Pilões – PB**. Dissertação (mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN. 2012.

HOUGHTON, P. D.; CHARMAN, P. E. V. **Glossary of terms used in soil conservation**. New South Wales: Soil Conservation Service, 1986.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**. Vol. 336, p. 30- 37, 2007.

JORDAN, G.; VAN ROMPAEY A.; SZILASSI, P.; CSILLAG, G.; MANNAERTS C.; WOLDAI, T. Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary). **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Vol. 108, p.119–133, 2005.

KESSTRA, S.D.; VAN DAM, O.; VERSTRAETEN, G.; VAN HUISSTEDEN J. Changing sediment dynamics due to natural reforestation in the Dragonja catchment, SW Slovenia. **Catena**. Vol. 78, p. 60–71, 2009.

KHAWALDAH, H.A. A Prediction of Future Land Use/Land Cover in Amman Area Using GIS Based Markov Model and Remote Sensing. **Journal of Geographic Information System**. Vol. 8, p. 412-427, 2016.

KINNELL, P. L. A. Event soil loss, runoff and the universal soil loss equation family of models: A review. **Journal of Hidrology**. Vol. 385, p. 384-397, 2010.

KOTZ S.; JOHNSON N.L. **Encyclopedia of statistical sciences**. New York: John Wiley& Sons; v.4, p.352-4, 1983.

KUHN, C. **Uma análise sistêmica das transformações de uso do solo como suporte à decisão para o planejamento de Unidades de Conservação. Estudo de caso: Parque Nacional do Superagui – PR**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 166 f., 2005.

LAMBIN, E.F.; TURNER, B.L.; GEIST, H.J.; AGBOLA, S.B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J.W.; COOMES, O.T., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P.S.

The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change**. Vol. 11, p. 261- 269, 2001.

LEPRUN, J.C. **A erosão, a conservação e o manejo do solo no Nordeste Brasileiro**. Recife: Ministério do Interior. SUDENE, Brasil, 1981.

LIEBERTRAU, A.M. **Measures of association**. Newbury Park, CA: Sage Publications. Quantitative, 1983.

LIMA, E.R.V. Erosão do solo: fatores condicionantes e modelagem matemática. **Revista Cadernos do Logepa**. Vol. 1, nº 1, 2003.

LIMA, T.C.; GUILLEN-LIMA, C.M.; OLIVEIRA, M.S.; SOARES-FILHO, B. Dinâmica ego e Land Change Modeler para simulação de desmatamento na Amazonia brasileira: análise comparativa. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, INPE, 2013.

LINO, J.S. **Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010.

LOBATO, F.A.O.; ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C.M.; SANTOS, J.C.N.; LOPES, J.F.B. Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas. **Revista Agroambiente**. Vol. 3, nº 2, p. 65-71, 2009.

LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**. Porto Alegre: Editora Bookman, 3ª edição, 2013.

LOPES, V. L. **A numerical model of watershed erosion and sediment yield**. Tucson: University of Arizona, 148 p., 1987.

LUIZ, C.H.P. **Modelagem da cobertura da terra e análise da influência do reflorestamento na transformação da paisagem: Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço**. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais)- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 141 f., 2014.

MARINHO FILHO, G.M.; ANDRADE, R.S.; JÚNIOR, J.C.Z.; FILHO, L.N.L.M. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**. Vol. 6, nº 2, p. 35- 47, 2012.

MAS, J. F.; KOLB, M.; PAEGELOW, M.; OLMEDO, M.C.; HOUET, T. Modelling Land use / cover changes: a comparison of conceptual approaches and softwares. **Environmental Modelling and Software**. Vol. 51, p. 94–111, 2014.

MCCOOL, D.K.; BROWN L.C.; FOSTER G.R.. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **ASABE**. Vol. 30, 1987.

- MELO, H.A.; CUNHA, J.B.L.; NÓBREGA, R.L.B.; RUFINO, I.A.A.; GALVÃO, C.O. Modelos Hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica (SIG): Integração possível. **Anais... IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, Salvador: ABRH, 2008.
- MEYER, W.B., TURNER, B.L.I. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. **Geo Journal**. Vol. 39, 1996.
- MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**. Vol. 348, p.546-563, 2008.
- MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; CASSOL, E.A. **Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica**. Orgs, Prado, R. B.; Turetta, A.P.D.; Andrade, A. G. Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças climáticas. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p.105-121, 2010.
- MISHRA, V.N.; RAI, P.K.; MOHAN, K. Prediction of land use changes based on land changemodeller (LCM) using remote sensing: a case study of Muzaffarpur (Bihar), Índia. **Journal of the Geographical**. Institute Jovan Cvijic, SASA. Vol. 64, p. 111-127, 2014.
- MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E.; FOLLY, A.J.V. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide. **Earth Surface Processes and Landforms**. Vol. 23, p. 527- 544, 1992.
- NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A process based soil erosion model for USDA \pm Water Erosion Prediction Project Technology. **ASABE**. Vol. 32, nº 5, p. 1587-1593, 1989.
- NEARING, M.A. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. **Soil Science Society of America Journal**. Vol. 61, 917-919, 1997.
- NUNES, J.P.; VIEIRA, G.N.; SEIXAS, J. **A Physically Based, Spatially Distributed Runoff and Erosion Model for Extreme Rainfall Events**. Watershed Models. p. 291 - 313, 2005.
- OLIVEIRA, L.F.C.; MARTINEZ, M.A.; PRUSKI, F.F.; GRIEBELER, N.P.; OLIVEIRA, G.C. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**. Vol. 25, nº 1, p. 126-236, 2005.
- OLIVEIRA, L.M.M. **Estimativa da evapotranspiração real por sensoriamento remoto na bacia do Rio Tapacurá – PE**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 156 f., 2012.
- OLIVEIRA, T.K. Sistemas Integrados na Amazônia Brasileira: Experiências Demonstrativas e Resultados de Pesquisa. **Anais... Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável SAF's**. Campo Grande, 2013.

PEDROSA, B.M.; CÂMARA, G. **Modelagem dinâmica e sistemas de informações geográficas**. Org: MEIRELLES, M.S.P.; CÂMARA, G. e ALMEIDA, C.M. Geomática: Modelos e aplicações ambientais. Brasília, Embrapa, p. 235-280, 2007.

PIJANOWSKI, B. C.; SHELLITO, B.; PITHADIA, S.; ALEXANDRIDIS, K. Forecasting and assessing the impact of urban sprawl in coastal watersheds along eastern Lake Michigan. **Lakes Reservoirs: Research and Management**. Vol. 7, p. 271-285, 2002.

PIROLI, E.L. Geoprocessamento aplicado ao estudo da evolução do uso da terra e seus impactos sobre a infiltração de água em microbacias hidrográficas. **Anais... XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA**, Campo Grande/ MS, 2014.

PRADO, H. **Pedologia Fácil: aplicações em solos tropicais**. Piracicaba: Edição do autor. 4ª edição, p. 284, 2013.

PRUSKI, F. F. **Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo**. Livro Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Viçosa – MG: Editora UFV. Cap. 1, p.13-23, 2009.

PRUSKI, F. F.; AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; GRIEBELER, N. P.; SILVA, J. M. A. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p. 240, 2006.

REICHERT, J.M.; CABEDA, M.S. Salpico de partículas e escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 16, 1992.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: Editora USDA Agricultural Handbook, nº. 703, p. 404, 1997.

RENNÓ, C.D.; SOARES, J.V. **Modelos Hidrológicos para Gestão Ambiental**. São José dos Campos: Editora Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. p. 210p, 2000.

RICKSON, R. J. **Management of Sediment Production and Prevention in River Catchments: a Matter of Scale**. Org. OWENS, P. N.; COLLINS, A. J. Soil Erosion and Redistribution in River Catchments. Wallingford: Editora CAB International, 2006.

SABOYA, R.C.C. **Identificação de Solos e Paisagem do Assentamento Vale Verde, Gurupi, TO, para fins de Aptidão agrícola**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 227. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.

SAMPAIO, D.M. **Modelagem da cobertura do solo urbano no Vetor Norte da RMBH e projeções de cenários futuros considerando as novas infraestruturas viárias previstas**. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 103 f., 2014.

SANGERMANO, F., TOLEDANO, J., EASTMAN, J.R. Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity. **Landscape Ecology**. Vol. 27, p. 571–584, 2012.

SANGERMANO, F.; EASTMAN, J.R.; ZHU, H. Similarity Weighted Instance-based Learning for the Generation of Transition Potentials in Land Use Change Modeling. Blackwell Publishing Ltd. **Transactions in GIS**. Vol. 14, p. 569- 580, 2010.

SANTOS, C.A.G.; PAIVA, F.M.L.; SILVA, R.M. Modelagem hidrossedimentológica e efeito de escala: O caso da bacia experimental de São João do Cariri. **Anais...VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, Gravatá: ABRH, pp. 1-19, 2006.

SANTOS, J.Y.G. **Implicações das mudanças do clima e uso do solo nos processos hidrossedimentológicos da bacia do rio Tapacurá**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 210 f., 2015.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Vol. 10, p. 5-18, 2005.

SHI, Z.H.; AI, L.; FANG, N.F.; ZHU, H.D. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. **Journal of Hydrology**. Vol. 438, p. 156–167, 2012.

SILVA, G. A. F. **Mapeamento geotécnico e análise dos processos erosivos na bacia do córrego Tuncun, São Pedro – SP, Escala 1:10000**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Departamento de Geotecnia, São Carlos, 158 f., 2003.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards**. Vol. 63, nº 3, p. 576-592, 2012.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, L. P.; SILVA, J. F. C. B. C. Soil loss prediction in Guaraíra river experimental basin, Paraíba, Brazil based on two erosion simulation models. **Revista Ambiente e Água**. Vol. 2, p. 19-33, 2007.

SILVA, R.M. **Análise da perda de solos na Bacia do Rio Tapacurá mediante previsão climática e modelos de erosão**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 133f., 2010.

SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 12, nº 5, p. 520-526, 2008.

SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, V.C.L.; MEDEIROS, I.C.; MOREIRA, M.; REAL, J.C. Efeitos de cenários de uso do solo na vazão e produção de sedimentos na bacia do Rio Cobres, Portugal. **Revista Geociências**. Vol. 35, nº 4, p. 609-622, 2016.

SIMONS, D. B.; SENTÜRK, F. **Sediment transport technology**. Fort Collins: Water Resources Publications, p. 897, 1992.

SOARES FILHO, B. S.; RODRIGUES, H.; FOLLADOR, M. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. **Environmental Modelling Software**. Vol. 43, p. 80–87, 2013.

SOARES FILHO, B. S. **Análise de paisagem: fragmentação e mudanças**. Belo Horizonte: Departamento de Cartografia. Centro de Sensoriamento Remoto. Instituto de Geociências – UFMG, p. 90, 1998.

SOLER, L.S. Modelagem espacial de uso da terra utilizando o CLUE-S. Conceito e aplicações para estudos de dinâmica de uso da terra. Material de apoio. 49 p., 2010.

STRAUME, K. The social construction of a land cover map and its implications for Geographical Information Systems (GIS) as a management tool. **Land Use Policy**. Vol. 39, p. 44- 53, 2014.

SZILASSI, P.; JORDAN, G.; VAN ROMPAEY, A.; CSILLAG, G. Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary. **Catena**. Vol. 68, p. 96–108, 2006.

TUCCI, C. E. M. **Modelos determinísticos**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Org. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, p. 211-324, 1987.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Org. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, p. 668, 1998.

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o Projeto TOPODATA. **Anais...** XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia. p. 1-8, 2005.

VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F.; ALBUQUERQUE, P. C. G. Topodata: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfométricos locais em cobertura nacional. **Anais...** XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal. p. 1-8, 2009.

VALLE JÚNIOR, R.F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do Rio Uberaba**. Tese (Doutorado em Agronomia- Produção vegetal)- Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal- SP, 233f., 2008.

VAN OOST K, GOVERS G, DESMET P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**. Vol. 15, p. 577–589, 2000.

VAN ROMPAEY, A., KRASA, J., DOSTAL, T., GOVERS, G. Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period. **Hydrobiologia**. Vol. 494, p. 169–176, 2003.

VAN ROMPAEY, A.; BAZZOFFI, P.; JONES, R.J.A.; MONTANARELLA, L. Modelling sediment yields in Italian catchments. **Geomorphology**. Vol. 65, p. 157–169, 2005.

VAN ROMPAEY, A.J.J., VERSTRAETEN, G., VAN OOST, K., GOVERS, G., POESEN, J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. **Earth Surface Processes and Landforms**. Vol. 26, p. 1221–1236, 2001.

VELDKAMP, A.; FRESCO, L. O. CLUE: A conceptual model to study the conversion of land-use and its effects. **Ecological Modelling**. Vol. 85, nº 2, p. 253-270, 1996.

VERBURG, P. H., KOK, K., PONTIUS, R. G., VELDKAMP, A. Modeling land-use and land-cover change. Org: LAMBIN, E.F., GEIST, H.J. Land-use and landcover change: local processes and global impacts, Berlin. **Springer**, p. 117 – 135, 2006.

VERBURG, P.H., VAN DE STEEG, J., VELDKAMP, A., WILLEMEN, L. From land cover change to land function dynamics: a major challenge to improve land characterization. **Journal of Environmental Management**. Vol. 90, 2009.

VERSTRAETEN, G.; PROSSER, I.P. Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale. **Geomorphology**. Vol. 98, p. 199–212, 2008.

VERSTRAETEN, G.; PROSSER, I.P.; FOGARTY, P. Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia. **Journal of Hydrology**. Vol. 334, p. 440–454, 2007.

VIEIRO, A.C.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.. Estimativa da produção de sedimentos em uma pequena bacia rural através do modelo WaTEM/SEDEM. **Anais... VIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimento**, Campo Grande, 2009.

VITORIANO, B. **Modelos y métodos de simulación estocástica. Aplicación en La valoración de opciones financieras**. Madrid: Editorial Universidad Complutense de Madrid. Departamento de estadística e Investigación operativa I, 2012.

VOINOV, A.; COSTANZA, R.; WAINGER, L.; BAUMAS, R.; VILLA, F.; MAXWELL, T.; VOINOV, H. Patuxent landscape model: integrated ecological economic modeling of a watershed. **Environmental Modelling and Software**. Vol. 14, p. 473–491, 1999.

WADT, P.G.S.; PEREIRA, J.E.S.; GONÇALVES, R.C.; SOUZA, C.B.C.; ALVES, L.S. **Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas**. Acre: Editora EMBRAPA. Documentos, 90, 2003.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: Editora Agriculture handbook. USDA, 1965.

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. **Kineros, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and user manual**. Tucson: U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 130p, 1990.

XAVIER, A. P. C.; SILVA, R. M. ; SILVA, A. M. ; SANTOS, C. A. G. . Mapping soil erosion vulnerability using remote sensing and GIS: a case study of Mamuaba watershed, Paraíba State. **Revista Brasileira de Cartografia**. Vol. 67, p. 26, 2015.

ZANATA, J.M. **Mudanças no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão Bonito, municípios de Avaré e Itatinga- SP.** Dissertação (Mestrado em Geografia)- Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 123 f., 2014.