

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

RODRIGO JOSÉ PISANI

MODELAGEM ESPACIAL DINÂMICA PARA O MONITORAMENTO
DO APORTE DE SEDIMENTOS NA SUB-BACIA DO RIO
CAPIVARA, MUNICÍPIO DE BOTUCATU-SP

Tese apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente.

Orientadora: Dra. Paulina Setti Riedel

Rio Claro – SP
2013

RODRIGO JOSE PISANI

MODELAGEM ESPACIAL DINÂMICA PARA O MONITORAMENTO
DO APORTE DE SEDIMENTOS NA SUB-BACIA DO RIO
CAPIVARA, MUNICÍPIO DE BOTUCATU-SP

Tese apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente.

Resultado: **APROVADO**

Comissão Examinadora:

Profa. Dra. Paulina Setti Riedel (IGCE/UNESP)

Profa. Dra. Cláudia Maria de Almeida (OBT/INPE)

Prof. Dr. João Osvaldo Rodrigues Nunes (FCT/UNESP)

Prof. Dr. Sérgio dos Anjos Ferreira Pinto (IGCE/UNESP)

Prof. Dr. Paulo Milton Barbosa Landim (IGCE/UNESP)

Rio Claro, 26 novembro de 2013

Agradecimentos

A Deus, pelo dom da vida que é a maior escola pela qual passamos. Meus pais e meu irmão pelo exemplo de vida que me deram desde sempre. Minha sempre amada Dandan pelo companheirismo, paciência, eterno amor, por me mostrar que a vida a dois pode ser um ensinamento divino para nos tornar melhores, estando perto ou longe. Aos professores João Osvaldo Rodrigues Nunes e Maria Cristina Perusi, meus pais científicos na minha trajetória acadêmica. Aos professores Sérgio Campos e Zacarias Xavier de Barros, primeiros incentivadores na caminhada da Pós Graduação. Um agradecimento especial à professora Célia Regina Lopes Zimback pela valiosa experiência compartilhada e a todos do Gepag pela amizade adquirida ao longo desses anos. Ao professor Paulo Milton Barbosa Landim e meu grande amigo Domenico por me mostrarem a possibilidade do ingresso no PPG de Geociências e Meio Ambiente de Rio Claro. A minha querida orientadora professora Paulina, pela forma doce e ao mesmo tempo firme com que ajudou a conduzir meu trabalho de maneira flexível num ambiente onde tantas coisas novas eu aprendi. Enorme gratidão à professora Cláudia Maria de Almeida do OBT/INPE pelos valiosos auxílios e sugestões dados ao meu trabalho e ao professor Sérgio dos Anjos, DEPLAN/IGCE – UNESP Rio Claro por aparar e lapidar as arestas da tese. A todos do Laboratório de Geoinformática, especialmente o Mateus, Thaís, Marcelo, Mara, Silvia, Alessandra, Camila, Natalia, Efigênia, Cristina à vocês meu muito obrigado por tudo. Ao professor Ricardo Sturaro pela amizade compartilhada nesses anos, pelo exemplo de pessoa, professor e profissional. Um agradecimento todo especial a Darlene que tanto me ajudou, sobretudo nos momentos de correria dos trabalhos, que Deus ilumine você e toda sua família. Ao meu amigo Julio Cesar Demarchi, grande parceiro, tantas vezes em que quebramos a cabeça para elucidar várias questões dos nossos trabalhos e, com persistência, resolvemos os problemas, sempre um ajudando o outro, sempre com grandes aprendizados, nos restando, na verdade, apenas mais perguntas! grande amigo! esse trabalho também é seu! Para fechar deixo meu agradecimento à querida Rosangela da secretaria da Pós, pela amizade fraternal e integral solicitude, por estar sempre conosco quando nós alunos precisamos. Dizem que quando passamos pela vida levamos sempre algo das pessoas e deixamos um pouco de nós. A todos vocês e também aos companheiros Paulo Giovani, Patrick Thomaz e Jheyne digo muito obrigado por

tudo e do que precisarem de mim estarei sempre à disposição. Aos meus amigos Beto, Negão, Ruiz, Léo e ao João que me proporcionou uma vasta experiência nos trabalhos acadêmicos e pelos 25 anos de amizade verdadeira, abraço apertado pra negada! Ao companheiro Carlos Alberto Vieira (o Kaká) que, pelas ondas dos 1.540 kHz, AM, proporcionou ótima companhia com seu programa “A tarde é nossa”, com grandes clássicos da música antiga de melhor qualidade, enquanto eu elaborava meu enorme banco de dados no SIG, deixando com certeza a tarde mais prazerosa. Valeu Kaká!

“Eis o meu segredo: só se vê bem com o coração. O essencial é invisível aos olhos. Os homens esqueceram essa verdade, mas tu não a deves esquecer. Tu te tornas eternamente responsável por aquilo que cativas”

Antoine de Saint-Exupéry

RESUMO

A erosão hídrica se constitui como um dos principais problemas em relação à conservação dos recursos hídricos, em que milhões de toneladas de solos são perdidos todos os anos. Sem dúvida, é dispendioso e impraticável monitorar esses fenômenos em toda a sub-bacia hidrográfica, daí a necessidade de se elaborar mecanismos de predição para esses eventos com o uso de modelagem. Existem várias abordagens metodológicas com o intuito de modelar o potencial erosivo de uma determinada região, dentre os quais se destacam aqueles que estudam e avaliam diversas variáveis da paisagem, de maneira integrada, como as rochas, os solos, o relevo, a drenagem, entre outros. Por essa razão, é crescente a busca por modelos que auxiliem no monitoramento de fenômenos erosivos e que possam auxiliar também na elaboração de estratégias para a conservação dos solos e dos recursos hídricos, visando ao planejamento regional e local. Esta pesquisa teve como objetivo elaborar uma modelagem espacial dinâmica para a predição e o monitoramento dos processos de aporte de sedimentos, potencial natural e antrópico de erosão e risco de erosão, a partir da Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (MEUPS), na sub-bacia do Rio Capivara, município de Botucatu-SP, a partir da abordagem de autômatos celulares, utilizando-se para isso do *software* Dinamica EGO, desenvolvido pela Universidade Federal de Minas Gerais. Também foram utilizadas as imagens orbitais Landsat 5 para análise do uso e cobertura da terra nos períodos de 1988, 1997 e 2007, cartas topográficas na escala de 1:10.000 do IGC (Instituto Geográfico Cartográfico de São Paulo) e dos *softwares* Envi 4.7, ArcGIS 10, e Spring 5.1. Dentre os resultados alcançados, destacam-se a elaboração dos mapas de mudança de uso e cobertura da terra e de erosão nos anos de 1988, 1997 e 2007 com cenários prospectivos para 2017, nos quais notou-se uma tendência de decréscimo da classe pastagem, que deu lugar principalmente à classe silvicultura após 1997 e que pode superar a classe mata nativa com os mapas simulados até 2017. Foi observado também um aumento nos valores dos volumes potenciais dos mapas de erosão de forma mais concentrada principalmente nas regiões de drenagem (cabeceiras) e nas regiões de Cuesta da sub-bacia associados principalmente à diminuição de mata nativa nessas regiões. Já nas regiões de jusante, onde predominam os Neossolos Quartzarênicos, houve uma

tendência de diminuição dos valores associados aos cenários de erosão, principalmente pela substituição da pastagem por silvicultura e citricultura ao longo de todo o período analisado, inclusive com as projeções (1988 – 2017). Isso mostra de maneira clara que as mudanças no uso e cobertura da terra influem de maneira direta na produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica, podendo, a partir da metodologia proposta nesse trabalho, ser modelada e simulada por meio de cenários probabilísticos, dando subsídios ao monitoramento do assoreamento de rios e reservatórios e ao planejamento regional.

PALAVRAS CHAVE: MAPAS PROSPECTIVOS DE EROÇÃO, MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL, MEUPS.

ABSTRACT

The hydric erosion is considered as one of the most serious problems for hydric resources conservation, in which millions of tons of soil are lost every year. In fact, it is very expensive and unfeasible to monitor this phenomenon over large watersheds. Hence the need for predictions mechanisms making of such events with the aid of modeling. There are several methodological approaches with the objective of modeling the erosive potential of a given region, among which there are those that analyze and evaluate several landscapes variables based on an integrated approach, i. e., considering lithology, relief, drainage among others. In this way, there is an increasing models able to monitor erosive phenomena and which could further used soils for, and hydric resources conservation, this subsiding to elaborate strategies for regional and local planning. The objective of this research was to elaborate a spatial dynamic modeling for monitoring and predicting silting-up processes based on the Modified Universal Soil Loss Equation (MEUPS) in the Capivara river watershed, located in the municipality of Botucatu, São Paulo State using a Cellular Automata approach, in the Dinamica EGO plataforma, developed by the Federal University of Minas Gerais. The model was driven by orbital Landsat 5 imagery meant for the analyses of land use and land cover in 1988, 1997, and 2007, topographic maps issued by IGC (The Cartographic and Geographic Institute) at a 1:10,000 scale, the software ENVI 4.7, ArcGIS 10 and Spring 5.1. Among the reached results, we shed light over land use and land cover and erosion maps, made for 1988, 1997 and 2007, years with prospective scenarios for 2017, which was noticed too an decrease in the grassland class, replaced by forestry after 1997 and can be bigger than bushes class with the simulated maps until 2017. It was noticed also a increasing of values in potential volumes of erosion overall in areas of drainage and Cuesta related with a decrease in bushes class in this regions. Taking in to account the downstream regions, where predominate sandy soil, it was noticed a decreasing of values related to erosion scenarios, overall by the substitution of grassland class by forestry and citrus along the time analyzed, including the projections (1988 – 2017). It shows clearly that land use and land cover changes influence directly in sediment yield in a watershed and it can be modeled and simulated with probabilistic scenarios, anticipating in this way, diagnosis of land use

planning, based on a preventive and systematic approach with actions that respect individual characteristics of the concerned regions.

KEY WORDS: EROSION PROSPECTIVE MAPS, SPATIAL DYNAMIC MODELING, MUSLE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Esquematisação dos processos erosivos	24
Figura 2	Nomograma de erodibilidade	38
Figura 3	Arquitetura básica do Dinamica EGO	52
Figura 4	Jogo da Vida de John Conway	53
Figura 5	Síntese da modelagem e simulação no Dinamica EGO para o presente estudo.....	54
Figura 6	Localização da área de estudo	58
Figura 7	Mapa das unidades de litológicas	59
Figura 8	Latosolos Vermelhos Distroféricos presentes na área de estudo em regiões de lavoura de cana-de-açúcar.....	61
Figura 9	Mancha de Latossolo Vermelho Distroférico com alto teor de argila	61
Figura 10	Latosolos Vermelhos Distróficos presentes na área de estudo. Fazenda Experimental Lageado, FCA/UNESP- Botucatu.....	62
Figura 11	Neossolos Litólicos presentes na área de estudo.....	63
Figura 12	Neossolos Litólicos em regiões de corte de estrada.....	64
Figura 13	Neossolos Quartzarênicos em áreas de nascentes com elevado teor de degradação.....	65
Figura 14	Neossolos Quartzarênicos em outras áreas de nascentes degradadas.....	66
Figura 15	Gleissolos Háplicos na sub-bacia do Rio Capivara.....	67
Figura 16	Perfil de Argissolo Vermelho Amarelo na área de estudo.....	68
Figura 17	Mapa das Unidades de solos.....	69
Figura 18	Mapa hipsométrico da área de estudo.....	70
Figura 19	Unidades de relevo presentes na sub-bacia do Rio Capivara.....	72
Figura 20	Frentes de Cuesta característica na área de estudo.....	73
Figura 21	Áreas com pastagens degradadas na área de estudo onde predominam os Neossolos Quartzarênicos na Depressão Periférica.....	74
Figura 22	Expansão das áreas urbanas de Botucatu nas regiões de reverso da Cuesta.....	77
Figura 23	Variáveis utilizadas para calibração do modelo nos períodos 1988 – 1997 e 1997 – 2007.....	92
Figura 24	Mapa de uso e cobertura da terra por interpretação visual nos anos de 1988, 1997 e 2007.....	98

Figura 25	Evolução da paisagem na área de estudo nos anos 1988 – 2007...	100
Figura 26	Mapa de declividade de área de estudo.....	101
Figura 27	Mapa do fator topográfico (LS) elaborado para a área de estudo....	103
Figura 28	Mapas do fator declividade (S).....	104
Figura 29	Mapas elaborado para o fator comprimento de rampa L (ou extensão de vertentes).....	105
Figura 30	Mapa do fator de erodibilidade (K) relacionado com o mapa de solos.....	106
Figura 31	Mapas do fator de uso e manejo (C) extraído a partir dos mapas de uso e cobertura da terra.....	107
Figura 32	Mapa com os valores do fator práticas conservacionistas (P).....	108
Figura 33	Mapas com valores do escoamento superficial (Fator Q) e vazão de pico (Fator qp) nos anos estudados.....	109
Figura 34	Mapas do potencial natural (PNE) e antrópico (CP) de erosão.....	111
Figura 35	Mapas de risco antrópico de erosão (RE) e estimativa do aporte de sedimentos (Y) para 1988,1997 e 2007.....	113
Figura 36	Paisagem simulada para o ano de 1997.....	122
Figura 37	Resultado da validação do modelo a partir do índice da similaridade <i>fuzzy</i> para a simulação da paisagem em 1997.....	123
Figura 38	Paisagem simulada para o ano de 2007.....	133
Figura 39	Resultado da validação do modelo a partir do índice de similaridade <i>fuzzy</i> para a simulação da paisagem em 2007.....	134
Figura 40	Mapas com os cenários prospectivos de mudança de uso e cobertura da terra e fator de uso e manejo (C), a partir de 2007 para 2017.....	135
Figura 41	Resultado da simulação para a evolução da paisagem entre os anos de 2007 e 2017.....	136
Figura 42	Evolução temporal da paisagem na sub-bacia do Rio Capivara no período de 29 anos com simulação de cenários prospectivos de 2007 a 2017.....	137
Figura 43	Cenários prospectivos para o fator Q (volume do escoamento superficial) de 2008 para 2017.....	138
Figura 44	Cenários prospectivos para o fator qp (vazão de pico) de 2008 para 2017.....	139
Figura 45	Cenários prospectivos para o aporte de sedimentos de 2008 para 2017 na sub-bacia do Rio Capivara.....	142

Figura 46	Cenários prospectivos para o potencial natural à erosão na sub-bacia do Rio Capivara.....	144
Figura 47	Cenários prospectivos para o potencial antrópico de erosão na sub-bacia do Rio Capivara.....	146
Figura 48	Cenários prospectivos para o risco de erosão na sub-bacia do Rio Capivara	148

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Grupos hidrológicos dos solos do estado de São Paulo.....	41
Tabela 2	Cartas do IGC utilizados para obtenção do MDE	78
Tabela 3	Características das imagens Landsat 5 TM utilizadas	79
Tabela 4	Valores de Erodibilidade (K) para os solos da área de estudo	82
Tabela 5	Definição dos valores do fator C para cada classe temática	82
Tabela 6	Definição dos valores do fator P para cada intervalo de classe de declividade.....	83
Tabela 7	Relação entre uso e tipo de solo expressas nos valores de Curva Número (CN), de acordo com cada grupo hidrológico	84
Tabela 8	Valores regionais dos índices de precipitação obtidos para o município de Botucatu (SP)	88
Tabela 9	Evolução do uso e cobertura da terra entre os anos de 1988, 1997 e 2007.....	99
Tabela 10	Classes de declividade na área de estudo.....	102
Tabela 11	Matriz de transição em km ² para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1988 e 1997.....	114
Tabela 12	Matriz de transição anual múltipla em porcentagem para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos 1988 e 1997.....	115
Tabela 13	Matriz de transição global única em porcentagem para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1988 – 1997.....	115
Tabela 14	Variáveis estáticas selecionadas para o período 1988 e 1997 (transições 1-2 a 2-6).....	115
Tabela 15	Variáveis estáticas selecionadas para o período 1988 e 1997 (transições 3-1 a 5-3).....	116
Tabela 16	Testes com os pares de variáveis na transição “mata para área urbana”, utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta	117
Tabela 17	Testes com os pares de variáveis na transição “mata para cana-de-açúcar”, utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta.....	117
Tabela 18	Pesos de evidência na transição “mata para pastagem”, para a variável DEM.....	118
Tabela 19	Pesos de evidência na transição “mata para citricultura”, para a variável distância às drenagens	119
Tabela 20	Pesos de evidência na transição “pastagem para mata”, para a variável solos	120

Tabela 21	Parâmetros utilizados no <i>expander</i> para a simulação no período 1988 – 1997.....	121
Tabela 22	Matriz de transição em km ² para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.....	123
Tabela 23	Matriz de transição anual múltipla em porcentagem para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.....	124
Tabela 24	Matriz de transição global única em porcentagem para mudança de uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.....	125
Tabela 25	Variáveis estáticas selecionadas para o período de 1997 e 2007 (transições 1-2 a 2-5).....	125
Tabela 26	Variáveis estáticas selecionadas para o período de 1997 e 2007 (transições 2-6 a 5-3)	126
Tabela 27	Testes com os pares de variáveis na transição “silvicultura para citricultura” utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta	127
Tabela 28	Testes com os pares de variáveis na transição “mata para área urbana” utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta	127
Tabela 29	Pesos de evidência na transição “mata para pastagem”, para a variável DEM	128
Tabela 30	Pesos de evidência na transição “cana-de-açúcar” para “pastagem”, para a variável distância às drenagens	129
Tabela 31	Pesos de evidência na transição “pastagem para mata”, para a variável solos	130
Tabela 32	Parâmetros utilizados no <i>expander</i> para a simulação 1997 – 2007.	130
Tabela 33	Parâmetros utilizados no <i>patcher</i> para a simulação 1997 – 2007.	131
Tabela 34	Cenários prospectivos de mudança no uso e cobertura da terra entre 2007 e 2017 em km ²	136

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	31
Equação 2	32
Equação 3	34
Equação 4	34
Equação 5	35
Equação 6	35
Equação 7	35
Equação 8	36
Equação 9	40
Equação 10	40
Equação 11	42
Equação 12	42
Equação 13	43
Equação 14	43
Equação 15	43
Equação 16	80
Equação 17	81
Equação 18	83
Equação 19	84
Equação 20	85
Equação 21	86
Equação 22	88
Equação 23	88
Equação 24	88
Equação 25	89
Equação 26	89
Equação 27	90
Equação 28	90
Equação 29	90
Equação 30	90
Equação 31	90
Equação 32	94

Equação 33	94
Equação 34	94
Equação 35	95
Equação 36	95
Equação 37	95
Equação 38	95
Equação 39	97
Equação 40	97

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AC	Autômato Celular
All	Área de Influência Indireta
APA	Área de Proteção Ambiental
CA	Celular Automata (Autômato Celular)
CN	Curva Número
CSR	Centro de Sensoriamento Remoto
DNPM	Departamento Nacional de Pesquisa Mineral
EGO	Environment for Geoprocessing Objects (Ambiente para Objeto Geoprocessáveis)
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ENVI	Environment for Visualizing Images (Ambiente para Visualização de Imagens)
EUPS	Equação Universal de Perdas de Solo
FCA	Faculdade de Ciências Agrônomicas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGC	Instituto Geográfico Cartográfico de São Paulo
IFOV	Instantaneous Field of View
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
JIU	Joint Information Uncertainty
Landsat	Land Remote Sensing Satellite (Satélite de Detecção Remota da Terra)
MDE	Modelo Digital de Elevação
MEUPS	Modificação da Equação Universal de Perdas de Solo
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas
TM	Thematic Mapper (Mapeador Temático)

UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UTM	Universal Transversa de Mercator
U	Incerteza da Informação Conjunta (Joint Information Uncertainty)
USDA-SCS	United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos – Serviço de Conservação do Solo)
V	Coeficiente de Cramer
W ⁺	Peso de Evidência Positivo
W ⁻	Peso de Evidência Negativo
WGS	World Geodetic System (Sistema Geodésico Global)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	OBJETIVOS	22
3	REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1	PROCESSOS EROSIVOS E EROÇÃO HÍDRICA	23
3.2	ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO	28
3.3	MODELAGEM MATEMÁTICA.....	47
3.4	MODELAGEM E SIMULAÇÃO PARA AS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA NO DINAMICA EGO (ENVIRONMENT FOR GEOPROCESSING OBJECTS).....	50
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	57
4.1	LOCALIZAÇÃO	57
4.2	RELEVOS, ROCHAS E SOLOS	59
4.3	VEGETAÇÃO NATIVA.....	74
4.4	USO E COBERTURA DA TERRA.....	76
4.5	CLIMA.....	77
5	MATERIAL E MÉTODOS	78
5.1	CONFECÇÃO DOS MAPAS	78
5.1.1	ELABORAÇÃO DO MDE E DOS MAPAS DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	78
5.2	OBTENÇÃO DOS DADOS DA MEUPS	80
5.2.1	FATOR LS USLE 2D (COMPRIMENTO DE RAMPA E DECLIVIDADE).....	80
5.2.2	FATOR K (ERODIBILIDADE DO SOLO)	81
5.2.3	FATOR C	82
5.2.4	FATOR P	83
5.3	DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (<i>RUNOFF</i>)	84
5.4	ENTRADA DOS DADOS NO DINAMICA EGO (ENVIRONMENT FOR GEOPROCESSING OBJECTS).....	87
5.5	CÁLCULO DAS TAXAS DE TRANSIÇÃO.....	87
5.6	CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	89
5.7	TESTE DE ASSOCIAÇÃO ESPACIAL ENTRE AS VARIÁVEIS.....	93
5.8	TESTES DE VALIDAÇÃO.....	96
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	98
6.1	MAPA DE USO E COBERTURA DA TERRA	98

6.2	CLASSES DE DECLIVIDADE DA ÁREA DE ESTUDO.....	100
6.3	OBTENÇÃO DOS MAPAS RELATIVOS ÀS VARIÁVEIS DA MEUPS	102
6.3.1	FATOR LS	102
6.3.2	FATOR K	105
6.3.3	FATOR C	107
6.3.4	FATOR P	108
6.3.5	FATOR Q E qp	109
6.3.5.1	POTENCIAL NATURAL DE EROSÃO (PNE) E POTENCIAL ANTRÓPICO DE EROSÃO (CP).....	110
6.3.5.2	RISCO ANTRÓPICO DE EROSÃO (RE) E APORTE DE SEDIMENTOS (Y).....	112
6.4	INTEGRAÇÃO DOS DADOS NO DINAMICA EGO	114
6.4.1	MUDANÇA DO USO E COBERTURA NO PERÍODO 1988 - 1997	114
6.4.2	TESTE COM OS PARES DE VARIÁVEIS	116
6.4.3	PESOS DE EVIDÊNCIA NO PERÍODO DE 1988 – 1997.....	118
6.4.4	MUDANÇA DA PAISAGEM NO PERÍODO 1997 – 2007.....	123
6.4.5	SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS PARA O PERÍODO 1997 – 2007.	125
6.4.6	TESTE COM OS PARES DE VARIÁVEIS 1997 – 2007.....	127
6.4.7	PESOS DE EVIDÊNCIA NO PERÍODO 1997 – 2007.....	128
6.5	GERAÇÃO DE CENÁRIOS	134
6.5.1	CENÁRIOS PROSPECTIVOS DE MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA (2007 – 2017).....	134
6.5.2	CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA OS FATORES Q E QP (2008 – 2017) NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA.....	137
6.5.3	CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O APORTE DE SEDIMENTOS DE 2008 PARA 2017 NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA.....	142
6.5.4	CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O POTENCIAL NATURAL A EROSÃO (PNE).....	144
6.5.5	CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O POTENCIAL ANTRÓPICO DE EROSÃO (CP).....	146
6.5.6	CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O RISCO DE EROSÃO NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA.....	148
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	150
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	152

1. INTRODUÇÃO

Vários problemas são decorrentes dos processos erosivos, principalmente aqueles causados pela influência antrópica no meio físico. Pode-se citar como exemplo, o assoreamento de rios e reservatórios, com forte impacto nos recursos hídricos, além da grande perda de solos férteis por erosão laminar.

Um dos grandes problemas existentes em rios e reservatórios vem a ser o aumento do aporte de sedimentos, resultante, principalmente, da erosão laminar nas sub-bacias hidrográficas. No caso dos reservatórios, esse processo ocasiona a diminuição do volume de água e, conseqüentemente, de seu potencial gerador de energia. Considerando que a matriz energética predominante no Brasil é a hidrelétrica, é preciso que os reservatórios sejam monitorados e conservados, para que não haja uma diminuição do seu potencial energético, principalmente em função do aumento das populações e, por consequência, da demanda energética atual.

De acordo com Silva e Mattos (2001), é custoso e inviável monitorar esses processos em toda a sub-bacia hidrográfica, daí a necessidade de se elaborar ferramentas de predição para esses eventos, com o uso da modelagem. A modelagem espacial dinâmica em sistemas ambientais pela primeira vez dispõe de uma base teórica e estrutural, elaborada a partir das novas formas de representação com análise em Sistemas de Informações Geográficas (ALMEIDA, 2007a).

A área estudada compreende a sub-bacia do Rio Capivara, município de Botucatu, região centro-oeste do estado de São Paulo, considerado um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tietê e área de recarga do aquífero Guarany. Além disso, contribui de maneira significativa para o reservatório de Barra Bonita, que data da década de 1960 e é responsável pela geração de grande parte da energia dos municípios da região. Outra razão para a escolha da área é que esta se caracteriza pela presença de erosões hídricas laminares e pela diversificação da ocupação das terras destacando-se atividades como a pecuária leiteira, o plantio de eucalipto, cana-de-açúcar, e mais recentemente, a expansão da citricultura na sub-bacia. Ressalta-se também a importância da conservação dos remanescentes de mata nativa onde se localiza a APA (Área de Proteção Ambiental) estadual do Corumbataí, Botucatu e Tejupá, nas regiões de Cuesta. E finalmente, atenta-se para

a produção de grande quantidade de sedimentos para o reservatório em períodos de chuva intensa.

Para o presente trabalho, foi realizada uma análise das mudanças de uso da terra entre os anos de 1988, 1997 e 2007, com a geração de cenários prospectivos para 2017 a partir da modelagem e simulação, em que se verificou a influência da mudança da paisagem para a produção de sedimentos na sub-bacia por erosão hídrica laminar e, conseqüentemente, para o reservatório de Barra Bonita, a partir da análise das variáveis da Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (MEUPS), a qual prevê, entre outros resultados, o aporte de sedimentos de maneira espacializada e quantificada na sub-bacia para um dado evento de chuva intensa. É importante ressaltar também que a MEUPS apresenta, dentre as principais vantagens, seus parâmetros devidamente calibrados para a realidade brasileira e pode ser trabalhada tanto para erosões laminares quanto para erosões lineares.

Com esta finalidade, esta pesquisa possibilita a criação de novas metodologias de análise de maneira mais objetiva e dinâmica, integrada a um Sistema de Informação Geográfica, podendo ser utilizada em outras sub-bacias, sobretudo aquelas que são afluentes de reservatórios, possibilitando desta maneira uma análise criteriosa quanto à produção de sedimentos ocasionados por erosão hídrica laminar. Além disso, permite uma fácil interpretação por profissionais de áreas distintas, como: Engenheiros Ambientais, Agrônomos, Civis, Florestais, além de Geógrafos, Geólogos, entre outras diversas áreas ligadas à análise do meio físico.

2. OBJETIVOS

Principal

- Realizar a modelagem espacial dinâmica e simulação com cenários prospectivos, visando à prevenção e monitoramento da erosão laminar na sub-bacia do Rio Capivara município de Botucatu-SP, dando subsídios ao estudo do assoreamento de rios e reservatórios e ao planejamento regional.

Específicos

- Analisar as mudanças multitemporais do uso e cobertura da terra e sua influência nos cenários de eventos erosivos no período de 19 anos (1988, 1997 e 2007);
- Elaborar cenários futuros (prospectivos) de mudança de uso e cobertura da terra para 2017 por autômatos celulares e pesos de evidência, utilizando o programa Dinamica EGO e da Equação Universal de Perdas de Solos Modificada – MEUPS para eventos erosivos (aporte de sedimentos, escoamento superficial, potencial natural e antrópico de erosão e risco de erosão).

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 PROCESSOS EROSIVOS E EROSÃO HÍDRICA

Zachar (1982) ressalta que a principal causa da degradação dos solos vem a ser a erosão. Esta consiste nos processos de desprendimento e arraste de suas partículas, causados pela ação eólica e da água. Dentre as formas de erosão, a hídrica é, em grande parte do nosso planeta, a mais importante. Esta é causada pela chuva e pelo escoamento superficial, sendo afetada por um grande número de agentes naturais e antrópicos.

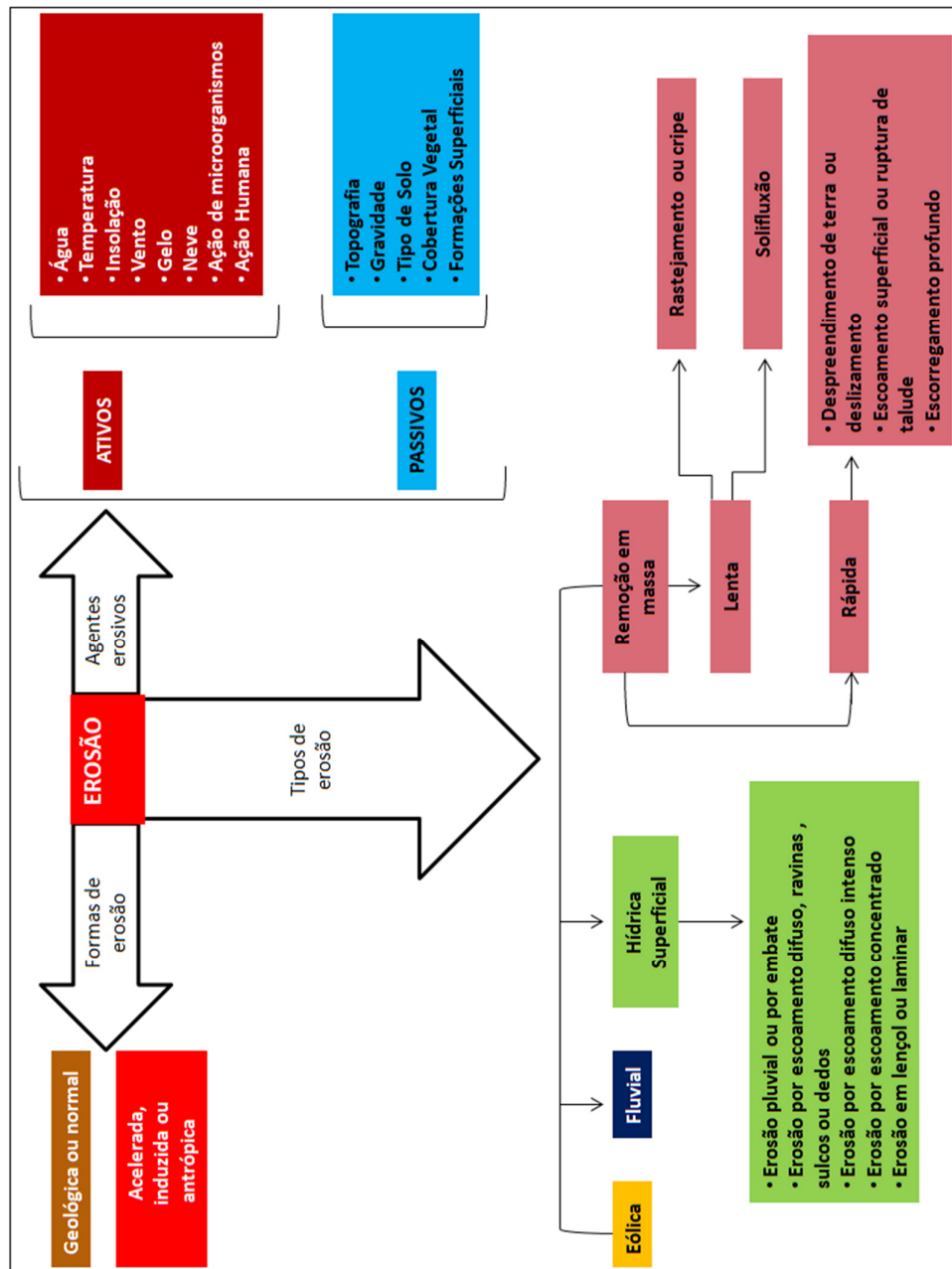
Ainda de acordo com o mesmo autor, a erosão geológica ou natural é verificada somente com o decorrer de longos períodos de atividade, que se manifesta como uma ocorrência natural dos processos de modificação da crosta terrestre. São longos processos que modelam a superfície terrestre e são considerados benéficos, pois formam colinas suaves, planícies extensas e vales férteis. Entretanto, na medida em que o homem interfere neste processo destruindo as barreiras naturais, ele acelera o processo erosivo latente, permitindo desta forma que os agentes atmosféricos removam em poucos anos camadas de solos que a natureza levou séculos a formar.

A mesma consideração é feita por Silva et al. (2004), ao afirmarem que apesar dos processos erosivos acontecerem de forma natural no meio físico, a ação do homem constitui o principal fator de deflagração dos processos erosivos acelerados, antecipando um processo natural latente.

Para a agricultura, a erosão do solo constitui a grande causa da degradação acelerada dos solos. As enxurradas, provenientes das águas de chuva que não ficaram retidas sobre a superfície, ou não se infiltraram, levam partículas de solo em suspensão e elementos nutritivos essenciais em dissolução (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

De acordo com Carvalho (1994), é possível categorizar os processos erosivos a partir das suas diferentes formas, tipos e agentes (Figura 1).

Figura 1. Esquemática dos processos erosivos.



Fonte: Carvalho (1994).

A erosão causada pelas águas pluviais (erosão hídrica) ocorre sobre grande parte da superfície terrestre, se destacando como um dos maiores responsáveis pela modelagem do relevo. Esta é especialmente atuante nas regiões tropicais, onde o índice pluviométrico é alto em períodos concentrados do ano (GUERRA, 1999).

A erosão hídrica pode ser expressa como a relação entre a erosividade da chuva (fator ativo), ou seja, o potencial da chuva de causar erosão, e a erodibilidade

do solo (fator passivo), que por sua vez é a suscetibilidade do solo à erosão, tendo as águas pluviais, um papel de agente ativo no processo (SILVA et al., 2004).

Ainda de acordo com o mesmo autor, a erosão hídrica pode ocorrer de diferentes maneiras. Dentre elas, podem-se destacar duas: I) a primeira é a erosão linear, a qual ocorre de maneira localizada, sendo possível sua visualização a partir do surgimento de ravinas e voçorocas; II) a segunda vem a ser erosão laminar, que acontece a partir da retirada gradativa de camadas dos solos pelo escoamento superficial, diminuindo sobremaneira sua capacidade produtiva.

A diferenciação entre erosão linear e laminar pode ser entendida também pelo tipo de escoamento superficial a partir das considerações de Smith e Wischmeier (1962), ao afirmarem que o deflúvio ou escoamento superficial pode ocorrer sob duas formas: deflúvio concentrado e o deflúvio laminar ou difuso. O deflúvio concentrado, representado pelas enxurradas, é o responsável pela erosão linear ou em sulcos e, dependendo da natureza do solo, também pela formação de voçorocas. Já o deflúvio laminar ou difuso em conjunto com a ação do impacto direto da chuva sob o solo (*RainDrop*) são os responsáveis pela erosão laminar ou em lençol, que retiram gradativamente os horizontes superficiais dos solos.

É importante lembrar que todas podem ocorrer ao mesmo tempo e em intensidades variadas, sendo que a erosão hídrica mais comum é a laminar, que ocorre em grandes áreas com pouca vegetação, pastagens degradadas e áreas com presença de solos expostos. Esta é imperceptível na maioria das vezes, pois remove uma camada fina e relativamente uniforme do solo pela precipitação pluvial e pelo escoamento superficial.

De acordo com Santos et al., (2004), as erosões lineares dizem respeito à remoção do solo por meio de sulcos e canais, nos quais se concentram o escoamento superficial da água. Este tipo de erosão é qualificado pela frequência e profundidade dos sulcos.

Quanto à frequência, os sulcos podem ser:

- Ocasionais: quando as distâncias entre os sulcos são superiores a 30 m.

- Frequentes: quando as distâncias entre os sulcos são inferiores a 30 m, ocupando porém menos de 75 % da área do terreno.
- Muito frequentes: quando os sulcos ocupam mais de 75 % e a distância entre eles é menor do que 30 m.

Quanto à profundidade, os sulcos podem ser:

- Superficiais: podem ser cruzados por máquinas agrícolas, sendo desfeitos pelas práticas normais de preparo do solo.
- Rasos: apresentam comumente profundidade menor do que a largura e podem ser cruzados por máquinas agrícolas, não sendo, porém, desfeitos pelas práticas normais de preparo do solo.
- Profundos: apresentam profundidades de até 2 m, sendo esta, em geral, maior do que a largura, não podendo ser cruzados por máquinas agrícolas.
- Voçorocas: considerada como um caso extremo da erosão linear, evidenciado pela formação de cortes profundos e muito profundos. Em geral, formam-se nas linhas naturais da drenagem quando retirada a vegetação primária, em sulcos onde o escoamento da água foi intensificado por práticas agrícolas inadequadas, nas entrelinhas do cultivo, em ruas ou em locais onde houve rompimento dos terraços artificiais. Esse tipo de erosão não pode ser resolvido por prática de cultivo simples. A profundidade máxima é controlada pela presença de camadas impermeáveis no solo, pela natureza e estratificação do material de origem e pelo nível de base da drenagem geral.

De acordo com Paiva Netto (1947), de uma forma geral, a erosão linear se forma pela infiltração das águas das chuvas que promovem o deslocamento lento das frações finas do solo para camadas profundas, onde se acumulam dando origem a um horizonte iluvial impermeável, que impede a descida da água de infiltração. Esta passa a descolar-se horizontalmente, formando um lençol d'água devido à pequena inclinação do horizonte impermeável; o escoamento de água

freática processa-se em direção quase horizontal, propiciando a erosão subterrânea (*piping*), sob a forma de solapamento.

Em relação à erosão laminar, segundo Horton (1945), esta ocorre gradualmente e é de difícil mensuração, porém sempre se espalha sobre grandes áreas, podendo abranger cerca de dois terços ou mais das encostas, em uma bacia de drenagem, durante um pico de evento chuvoso. Morgan (1995) considerou a erosão laminar como uma das principais responsáveis pela maior parte da produção de sedimento em uma bacia hidrográfica. Guerra (1999) sugere ainda que, embora a maior parte dos sedimentos erodidos nas encostas de uma bacia hidrográfica através de sulcos, ravinas e voçorocas possam ser transportados para os rios, esses sedimentos foram produzidos principalmente por erosão laminar.

O lençol de água que cobre a superfície do solo durante um evento chuvoso raramente se apresenta com profundidade uniforme e, em geral, ocorre sem a presença de canais definidos. Essa forma de escoamento ocorre, quase sempre, sob condições de chuva prolongada, quando a capacidade de armazenamento de água no solo e nas depressões e irregularidades satura. Dessa forma, a capacidade de infiltração é excedida, e começa a ocorrer o escoamento. O fluxo de água que provoca a erosão em lençol (ou laminar) é minimizada pela cobertura vegetal, fazendo com que o fluxo de água contorne essas irregularidades (GUERRA; CUNHA 1998). Ainda, segundo os mesmos autores, quanto maior a turbulência do fluxo de água, maior a capacidade erosiva gerada por esse fluxo. De acordo com Hjuström (1935), o fator primordial nas relações hidráulicas, que provoca a erosão laminar é a velocidade do fluxo. Devido à resistência do próprio solo, a velocidade do fluxo deve ultrapassar um limite antes que a erosão venha a ocorrer.

Young e Wiesna (1973) afirmaram que a interação do *splash* (impacto das gotas de chuva na superfície seguido de espalhamento), causado pelas gotas de chuva, com o escoamento em lençol, pode provocar mais erosão do que cada processo atuando isoladamente. Isso se dá porque as partículas de solo são colocadas em suspensão pelo *splash* e são mais facilmente transportadas pelo escoamento em lençol.

Sem dúvida, existe uma grande correlação entre erosão e transporte de sedimentos, sendo este delineamento da relação de causa e efeito, conforme ilustra Carvalho (1994):

“[...] O destacamento e o transporte do sedimento dependem da forma, tamanho, peso da partícula e das forças exercidas pela ação do escoamento. O sedimento é transportado pelo curso d'água tanto em suspensão quanto no leito, com partículas que rolam ou deslizam, ou mesmo em trocas com partículas que saltam e voltam ao leito. Com o solo são carregados também pesticidas, metais pesados e nutrientes que podem poluir a água, aumentando o custo em seu tratamento”.

“[...] Os sedimentos erodidos vão formar depósitos indesejáveis em outros locais. O processo de deposição ocorre quando a força do escoamento reduz até a condição de não poder continuar a deslocar a partícula. O depósito de sedimentos pode ocorrer não apenas próximo ao local de erosão, mas também distante. Esses depósitos podem ser em locais planos, em canais, planícies de inundação, reservatórios, deltas, estuários ou no oceano”.

“[...] A construção de uma barragem e a formação de um reservatório perturba as condições naturais de um curso d'água. Em relação ao aspecto sedimentológico, o reservatório torna-se um meio natural de retenção do sedimento afluente devido à redução de velocidade da corrente. A compactação do sedimento ocorre quando há um assoreamento, estando o depósito sujeito por muito tempo ao peso da água e ao seu próprio peso. O sedimento compactado é de difícil remoção, passando a ser um impedimento para o desassoreamento”.

Nesta pesquisa, a ênfase foi dada às erosões laminares, as quais são predominantes na área de estudo.

3.2 ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO

Ressalta-se a grande importância de se modelar a produção de sedimentos em uma sub-bacia hidrográfica, a fim de se estabelecer mecanismos de prevenção de processos erosivos, principalmente aqueles causados pela influência antrópica. Existem, nesse sentido, diversos métodos de predição de perdas de solo, implementados em diferentes plataformas, e dentre os principais, podem ser citados os seguintes:

O primeiro método de estimativa de perdas de solo por erosão hídrica pode ser ilustrado por meio do modelo da Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (Universal Soil Loss Equation – USLE) em 1954 pelo Agricultural Research Service, EUA que foi melhorado e sistematizado por Wischmeier e Smith (1978), e

originalmente publicado no Brasil por Bertoni e Lombardi Neto (1985, 1993). De acordo com os mesmos autores, o modelo EUPS tem como objetivo indicar a estimativa da erosão laminar do solo no médio e longo prazos, podendo dar subsídios ao planejamento de práticas conservacionistas visando minimizar a perda de solos em níveis aceitáveis. Este modelo porém apresenta como principais desvantagens o fato de não predizer a perda de solos dado um evento irregular de chuva intensa que contribui sobremaneira para a intensificação da erosão, além de não trabalhar com eventos de erosão linear como ravinas e voçorocas (ALCÂNTARA e SOUZA, 2010; ARAÚJO et al., 2010; DEMARCHI, 2012).

O modelo ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation – Simulação de Resposta para Fonte de Área Difusa no Ambiente de Bacia Hidrográfica*) foi apresentado por Beasley et al. (1980), sendo um modelo distribuído sobre a erosão elaborado para simular o comportamento hidrológico de sub-bacias de drenagem, tendo a agricultura como principal categoria de uso da terra durante e imediatamente após um evento de precipitação. Uma característica significativa do modelo ANSWERS é que considera as perdas na transmissão do escoamento e facilmente se interliga com o procedimento matricial dos sistemas de informação geográfica e dados do sensoriamento remoto (DE ROO, 1996).

O modelo AGNPS (*Agricultural Non Point Source Pollution Model – Modelo de Fonte Difusa Para a Poluição na Agricultura*) foi delineado por Young et al. (1989) e constitui um modelo distribuído em rede, com parâmetros para cada célula. O AGNPS simula um único evento de precipitação em bacias da grande porte, e os principais produtos do modelo são o transporte de sedimentos e a qualidade das águas, incluindo a demanda de nitrogênio, fósforo e oxigênio.

O modelo KINEROS (*Kinematic Runoff and Erosion Model – Modelo de Erosão e do Escoamento Superficial Cinemático*) foi apresentado por Woolhiser et al. (1990) e utiliza o modelo de infiltração de Smith\ Parlange com a aproximação da onda cinemática para processar o fluxo superficial, além das funções de erosão e transporte. A estrutura lógica corresponde às cascatas do escoamento superficial, transbordando em áreas planas e contribuindo para o influxo lateral dos canais. A bacia de drenagem é representada por uma cadeia de planos e canais. O usuário do

modelo KINEROS pode transformar a bacia de drenagem desejada em uma rede equivalente composta de superfícies de escoamento ou planos, interceptando canais fluviais (ou condutos no caso da drenagem em áreas urbanas) e lagoas ou armazenadores do fluxo. Cada um desses elementos é orientado, permitindo que seja estabelecido um fluxo unidimensional e que cada unidade corresponda a um elemento da rede.

O modelo EUROSEM (*European Soil Erosion Model – Modelo de Erosão do Solo Europeu*), desenvolvido no Silsoe College na Universidade de Cranfield em 1998, Inglaterra, analisa eventos únicos, com base em processos, com a finalidade de prever a erosão do solo pela água em parcelas de campo e pequenas sub-bacias (MORGAN et al. 1998). As equações estão ligadas com as do modelo KINEROS, que providenciam as bases para a geração do escoamento. As equações utilizadas para descrever os processos de erosão são provenientes de várias fontes, substituindo o tipo de Equação da EUPS. O modelo introduz a erosão em ravinas na escala da sub-bacia hidrográfica, mas para a focalização na escala da sub-bacia possui potencial inferior ao do modelo KINEROS.

O modelo LISEM (*Limburg Soil Erosion Model – Modelo de Erosão do Solo de Limburg*) foi desenvolvido pelo Departamento de Geografia Física da Universidade de Utrecht e pela Divisão de Física do Solo do Winard Staring Centre, em Wageningen, Holanda. Constitui um modelo da hidrologia e erosão dos solos, em bases físicas, para ser utilizado com objetivos para o planejamento e conservação. O modelo encontra-se incorporado no procedimento matricial dos Sistemas de Informação Geográfica, sendo inteiramente expresso em termos da estrutura de comando do SIG. Essa incorporação facilita a aplicação na escala de bacias de grandes dimensões, melhora a interface com o usuário e propicia a utilização de dados gerados pelo sensoriamento remoto.

O modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project – Projeto de Predição da Erosão Hídrica*) foi um modelo desenvolvido por Flanagan e Nearing (1995) em parceria com a USDA (United States Department of Agriculture – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) e trabalha a partir da abordagem das teorias de infiltração, fitotecnia, hidráulica e mecânica de erosão. Este modelo foi proposto para a escala da sub-bacia hidrográfica (LANE et al., 1992), representando um exemplo

da nova geração de modelagem sobre erosão dos solos, podendo ser rodado como modelo de simulação contínua e sobre a base de precipitação individualizada. O modelo ainda inclui a geração de precipitação estocástica de erosão, escoamento superficial, percolação, entre outros fatores (CHAVES, 1991). Na mesma linha ainda, existem os modelos SHETRAN (BATHURST et al., 1995) para sub-bacias de grande porte e os modelos WESP e KINEROS 2 (SANTOS, 1997) para áreas menores.

Já o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool – Ferramenta de Avaliação do Solo e da Água*) consiste, segundo Neitsch et al. (2002) em um modelo matemático de parâmetro distribuído, ou seja, quando as variáveis e os parâmetros do modelo dependem do espaço e do tempo, visando prever o impacto das práticas de uso e manejo do solo em relação à água, produção de sedimentos e produção química agrícola em sub-bacias hidrográficas em condições de manejo por longos períodos de tempo. Este também foi desenvolvido na USDA e seu *software* é gratuito.

A REUPS (Equação Universal de Perdas de Solo Revisada) foi desenvolvida em 1997, a partir da EUPS, por Renard (1997). Uma das diferenças é que no fator Erosividade das chuvas, a EUPS calcula valores de EI (intensidade da energia cinética das gotas de chuva) com base em valores médios de longos períodos podendo ser vários anos, enquanto a REUPS calcula com base em valores anuais distribuídos em 24 períodos.

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) e a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (REUPS) são expressas pela relação (WISCHMEIER; SMITH, 1978; RENARD et al., 1997):

$$A = R.K.L.S.C.P \quad . \quad (1)$$

Em que:

- **A** representa a perda média anual de solo por erosão por unidade de área e de tempo, expressa em $\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$;
- **R** é o fator erosividade da chuva, expresso em $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$;
- **K** é o fator erodibilidade do solo, expresso em $\text{ton.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$, que representa a intensidade de erosão por unidade de índice de erosividade da

chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações convencionais normais em parcela experimental;

- **L** é o fator comprimento de rampa, adimensional, que representa a relação de perda de solo entre um comprimento de rampa qualquer e uma rampa de 22,1 metros de comprimento para o mesmo solo e grau de declive;
- **S** é o fator declividade, adimensional, sendo a relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9 % para o mesmo solo e comprimento de rampa;
- **C** é o fator de uso e manejo do solo, adimensional, expresso pela relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado em determinadas condições e as perdas correspondentes de um terreno continuamente mantido com solo preparado e sem qualquer tipo de cobertura vegetal;
- **P** é o fator de práticas conservacionistas, adimensional, definido como a relação entre as perdas de solo de uma área cultivada com determinada prática além das perdas ao se cultivar morro abaixo.

A MEUPS (*Equação Universal de Perdas de Solo Modificada*) foi desenvolvida a partir da EUPS contendo os mesmos fatores desta, com exceção do fator R (erosividade das chuvas), que foi substituído por fatores que abordam os processos hidrológicos na sub-bacia, o que faltava na EUPS. De acordo com Chaves (1991), a MEUPS difere das demais (EUPS e REUPS) por prever o aporte de sedimentos oriundos de pequenas e médias bacias hidrográficas, para um determinado exutório da bacia em um determinado evento extremo de chuva intensa (CHAVES, 1991). Este pode ser um talvegue, um córrego ou um reservatório, simulando de maneira satisfatória os processos hidrológicos na bacia estudada. Sua grande vantagem é que possui parâmetros já calibrados para a realidade brasileira, inclusive para o estado de São Paulo. Além disso pode ser trabalhada também com ravinas e voçorocas (erosões lineares).

De acordo com Lombardi Neto et al., (1994), esta pode ser indicada da seguinte maneira:

$$Y = [89,6 (Q \cdot qp)^{0.56}] \cdot K \cdot [0.00984 (L^{0.63} \cdot S^{1.18})] \cdot C \cdot P \quad (2)$$

Em que:

- **Y**: fornecimento de sedimentos para uma determinada chuva (toneladas);
- **Q**: volume de escoamento superficial (m^3);
- **qp**: vazão pico do escoamento superficial (m^3/s);
- **K**: erodibilidade do solo (t/ha);
- **L**: extensão de vertente (m);
- **S**: declividade (m/m = %);
- **C**: uso da terra / cobertura vegetal/manejo (adimensional);
- **P**: práticas de conservação (adimensional).

O fator LS representa a taxa de perda de solo em um dado comprimento de rampa e declividade em relação à perda de solo de uma encosta com comprimento de 22,1 m e declividade de 9 %, em que as demais condições são invariáveis. Os valores LS não são absolutos, mas referidos como 1,0 em terrenos com declive de 9 % e rampa de 22,1 m de comprimento (RENARD et al., 1997).

Segundo Silva et al. (2004), dentre os fatores topográficos, a declividade (S) de um terreno é um dos mais importantes no condicionamento da gênese e evolução do processo erosivo.

Bertoni e Lombardi Neto (2005) afirmaram que existe uma associação direta entre a intensidade de erosão hídrica e o comprimento do declive. Ainda de acordo com os mesmos autores, estes dois elementos, analisados e determinados distintamente, podem ser representados tanto na EUPS quanto na MEUPS como fatores L e S, respectivamente. Para Valentin (2008), é comum a obtenção dessas variáveis por meio de geoprocessamento, onde a integração da declividade com o comprimento de rampa gera uma única variável conhecida como LS (fator topográfico). Embora seja um dos fatores mais importantes da EUPS, é o que apresenta maiores dificuldades na sua obtenção. Além disso, os fatores comprimento de rampa (L) e declividade do terreno (S) afetam sobremaneira a taxa de perdas de solo por erosão hídrica, pois, à medida que o caminho percorrido aumenta, não somente as águas se tornam mais volumosas, como também a

velocidade de escoamento aumenta progressivamente e o aumento da energia resultante se traduz em erosão.

A Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (MEUPS) utiliza os algoritmos de determinação dos fatores comprimento de rampa (L) e declividade (S) propostos por McCool et al. (1989).

De acordo com o mesmo autor, o fator comprimento de rampa é determinado a partir da seguinte Equação:

$$L = (\lambda/\lambda_u)^m \quad . \quad (3)$$

Em que:

L é o comprimento de rampa (adimensional);

λ é a projeção horizontal do comprimento de rampa, em metros;

λ_u é o comprimento da parcela padrão adotada pela EUPS/MEUPS, equivalente a 22,1 m;

m é o expoente do comprimento de rampa.

De acordo com Farinasso et al, (2006), para o cálculo do fator L da Equação de Wischmeier e Smith (1978) se recomenda o uso de:

- m = 0,5 para declividades superiores a 5 %;
- m = 4 para o intervalo de declividade entre 3 e 5 %;
- m = 0,3 para o intervalo de 1 a 3 % de declividade;
- m = 0,2 para declividade < 1 %.

McCool et al. (1989), entretanto, sugerem a determinação do expoente m a partir da Equação, que considera a relação entre erosão em sulcos e erosão em entressulcos (Equação 4):

$$m = \beta/(1 + \beta) \quad . \quad (4)$$

Em que β é a relação de erosão em sulcos e erosão em entressulcos.

Nesse caso, o expoente m aproxima-se de zero quando predominam as erosões entressulcos, e próxima do valor um no momento em que a erosão em sulcos prevalece. Em contextos em que a taxa de erosão entressulcos é semelhante à taxa de erosão em sulcos, m é igual a 0,5.

A seguinte equação desenvolvida por McCool et al. (1989) analisa a associação entre a erosão em sulcos e entressulcos (β) que varia em função da declividade do terreno (Equação 5):

$$\beta = (\text{sen}\theta/0,0896)/(3,0.\text{sen}^{0,8}\theta + 0,56) \quad . \quad (5)$$

Em que θ é a declividade do terreno, em graus.

O programa USLE 2D foi desenvolvido no Grupo de Pesquisa em Geografia Física e Regional da Universidade Católica de Leuven, Bélgica, em 2000, a partir dos trabalhos de Desmet e Govers (1996a) e realiza, a partir de um modelo digital de elevação (MDE) do terreno, o cálculo automático do fator LS que é também utilizado na MEUPS. O USLE 2D utiliza a unidade “área de contribuição” à montante no pixel no lugar do comprimento de rampa convencionalmente utilizado. Este método considera a convergência e/ou divergência do fluxo e possibilita o uso de diferentes algoritmos para cálculo da área de contribuição.

No USLE 2D, o fator L é calculado a partir da Equação 6, desenvolvida por Desmet e Govers (1996a):

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_{i,j}^m \cdot (22,13)^m} \quad , \quad (6)$$

Em que:

$L_{i,j}$ é o fator comprimento de rampa para a coordenada i,j;

$A_{i,j-in}$ é a área de contribuição da entrada do pixel com coordenadas i,j, expressa em m²;

D é o tamanho do pixel, expresso em metros;

m é o expoente do fator L, calculado de acordo com Wischmeier e Smith (1978);

$x_{i,j}$ é o coeficiente do aspecto do pixel com coordenadas i,j, determinado pela seguinte equação:

$$x_{i,j} = (\text{sen}\theta_{i,j} + \text{cos}\theta_{i,j}) \quad . \quad (7)$$

Em que θ é o ângulo da direção do fluxo em relação ao Norte, nas coordenadas i,j .

De acordo com Desmet e Gover (1996b), uma das vantagens da utilização do programa USLE 2D é a possibilidade do uso de três algoritmos de rota do fluxo na determinação do fator L. Esses algoritmos, por sua vez, modelam o comportamento com que o fluxo de água na vertente é transferido para áreas adjacentes em determinado pixel. Os algoritmos de rota do fluxo podem ser divididos em dois tipos: os **algoritmos de fluxo simples** e os **algoritmos de fluxo múltiplo**, que, segundo Desmet e Govers (1996b), apresentam as seguintes características:

- **Algoritmo de fluxo simples – Steepest descent (declínio mais íngreme)** transfere todo o fluxo do pixel fonte a um único pixel-declive abaixo, permitindo apenas fluxo convergente e paralelo. Este algoritmo calcula os gradientes de declive entre uma célula central e as células vizinhas, de menor altitude, em uma matriz 3 x 3 e direciona todo o fluxo a uma célula vizinha correspondente ao maior gradiente de declive. Para produzir um resultado suave, os gradientes de declive são baseados apenas nas diferenças de altitude, não havendo correções para a distância entre dois pixels vizinhos.
- **Algoritmo de fluxo múltiplo – Multiple flow direction (direção de fluxo múltiplo)** divide o fluxo de saída de um pixel entre diversos pixels receptores, acomodando escoamento difuso onde a fração do fluxo transferida a cada pixel encosta abaixo de um pixel central em uma matriz 3 x 3 é proporcional ao produto da distância ponderada da queda e do fator de peso geométrico, que depende da direção do pixel (Equação 8):

$$A_i = A \cdot \frac{\tan\beta_i \cdot L_i}{\sum_{j=1}^k \tan\beta_j \cdot L_j} \quad (8)$$

Em que:

A_i fração do fluxo que drena em direção ao vizinho i (m²);

A área encosta acima disponível para distribuição (m²);

β_i gradiente de altitude em direção ao pixel vizinho i ;

L_i fator de peso geométrico para o fluxo em direção ao vizinho i (0,5 para distâncias cardinais e 0,354 para distâncias diagonais);

Σ somatória de todos os pixels vizinhos encosta abaixo.

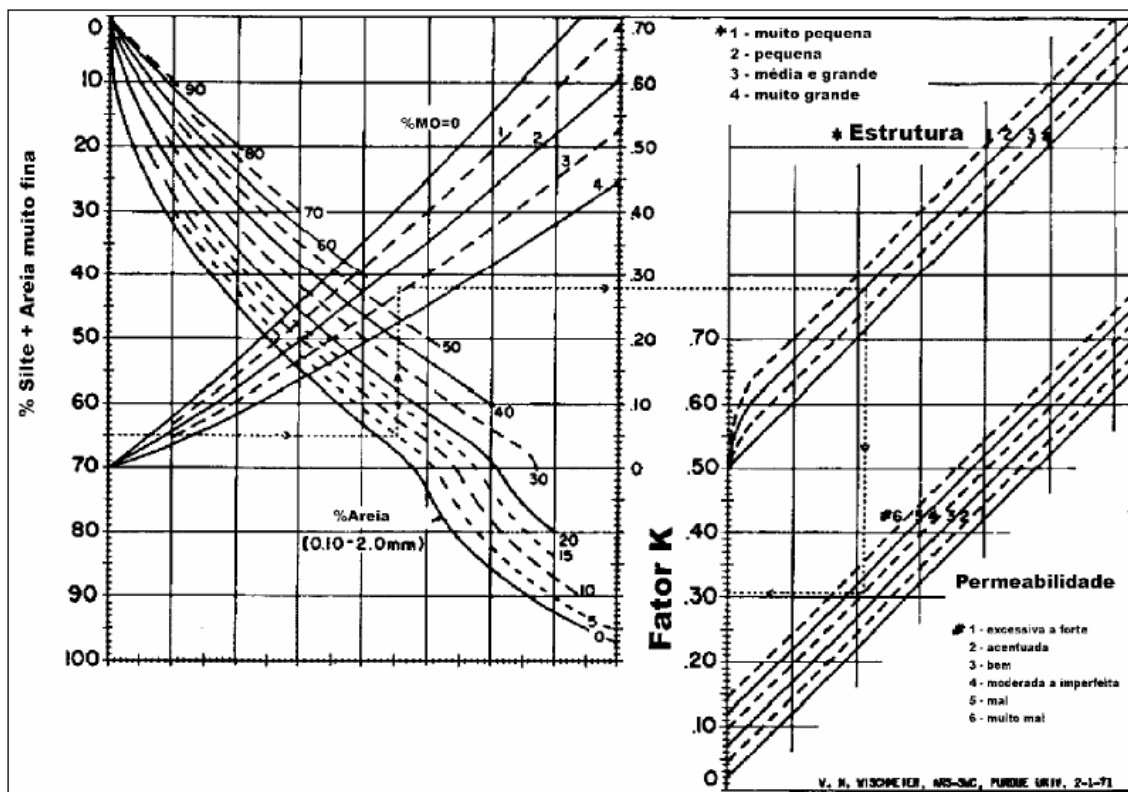
- **Algoritmo de fluxo múltiplo – Flux decomposition (decomposição do fluxo):** algoritmo de fluxo múltiplo, com base na decomposição de um vetor de fluxo, orientado a partir da direção do aspecto do vetor numa matriz 3 x 3 que é resultante da somatória da área da montante a ser distribuída com a área do pixel central. O vetor de fluxo é dividido em dois componentes ordinais, sendo a dimensão de cada componente proporcional ao seno ou cosseno do ângulo do aspecto em relação ao Norte. Como a soma dos dois componentes é maior que a magnitude original, os componentes são normalizados, de modo que a somatória seja equivalente à magnitude do vetor. Este algoritmo distribui o fluxo a apenas dois pixels vizinhos, mas em vertentes de concavidade pronunciada, em que a distribuição do fluxo para dois pixels cardinais é impossível, o algoritmo é alterado para o “steepest descent”, para que todo o fluxo seja direcionado a apenas um pixel vizinho.

De acordo com Wischmeier e Smith (1958), a erodibilidade (fator K) é a propriedade dos solos que representa sua susceptibilidade ou propensão ao fenômeno erosivo, ao passo que o fator erodibilidade do solo é representado pela relação entre a perda de solo e a erosividade da chuva, no momento em que tais dados são obtidos individualmente para cada chuva. Ainda de acordo com os mesmos autores, tais quantificações são realizadas nas condições de parcela padrão, que é a unidade fundamental de pesquisa de erosão, preconizada pela Equação Universal de Perda de Solo. De acordo com Foster (1980), estas medidas equivalem a uma parcela experimental de 22,1 metros de comprimento, 9 % de declividade, mantida em alqueive (preparada para o plantio no sentido do declive, arada durante a primavera para impedir o crescimento vegetativo e a formação de crostas superficiais, mas mantida descoberta) por dois anos (DISSMEYER; FOSTER, 1980) e são intrínsecas ao solo (CARVALHO, 1994; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Wishmeier e Smith (1978) estimaram o fator de erodibilidade (K) dos solos do Meio-Oeste dos Estados Unidos por meio de dados de textura média, baixa agregação e teor de silte menor que 70 %, a partir do nomograma de Wischmeier et

al. (1971). Este nomograma (Figura 2) adota como variáveis os teores de silte modificado (silte + areia muito fina), argila, matéria orgânica, estrutura do solo e permeabilidade do perfil.

Figura 2. Nomograma de erodibilidade



Fonte: Wischmeier et al. (1971).

Entretanto, como afirmaram Renard et al. (1997), este método não estimou corretamente a erodibilidade de solos com diferentes padrões de texturas e agregação das partículas, propondo, por este motivo, outras diferentes equações para a determinação do fator K da EUPS, sendo as seguintes:

- equação desenvolvida para solos vulcânicos do Haváí;
- equação para solos do Meio-Oeste dos Estados Unidos considerando, entre outros fatores, o teor do mineral montmorilonita (argila);
- equação para solos argilosos do Meio-Oeste dos Estados Unidos, utilizando como variável os teores de óxidos de ferro e de alumínio;
- equação para estimativa do fator K em solos cujas propriedades não foram determinadas, utilizando apenas o diâmetro médio geométrico dos agregados.

Lombardi Neto e Bertoni (1975) analisaram 66 perfis de dois agrupamentos de solos do estado de São Paulo (solos com horizonte B textural e com horizonte B latossólico), nos horizontes superficiais e subsuperficiais, e determinaram a relação de erosão e erodibilidade por meio do método proposto por Middleton (1931), com algumas modificações. Nesse caso, foi estabelecida a relação de dispersão (teor de argila natural / teor de argila dispersa), a relação argila dispersa / umidade equivalente, e a relação de erosão entre a relação de dispersão e a relação argila dispersa / umidade equivalente. Os resultados evidenciaram que os solos com horizonte B textural (como os Argissolos, por exemplo) são mais suscetíveis à erosão que os solos com horizonte B latossólico, tanto nos horizontes superficiais como nos de subsuperfície (grande maioria dos Latossolos).

No entanto, por esta metodologia ser demorada, possuir custo elevado e dificuldade de implantação, diversos pesquisadores propuseram métodos mais acessíveis de estimativa da erodibilidade que utilizam valores de propriedades conhecidas dos solos, como realizaram Bertoni e Lombardi Neto (1975) para solos do estado de São Paulo, e Denardin (1990), relacionando perfis de solos brasileiros e norte-americanos.

De acordo com Wischmeier e Smith (1978), o fator C, que equivale aos parâmetros de uso e manejo do solo, vem a ser a relação entre as perdas de solo de um terreno com certo tipo de cobertura e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto. Em relação ao fator P (práticas conservacionistas), este vem a ser a relação entre as perdas de solo esperadas de um terreno que foi cultivado, adotando-se determinada prática conservacionista, e as perdas quando se planta no sentido do declive (morro abaixo).

Segundo Schiavetti e Camargo, (2002), no fator C, quanto maior for a densidade da cobertura vegetal, maior será a sua importância na redução da remoção de sedimentos no processo de escoamento superficial e, por consequência, da própria conservação do solo. Ainda segundo os mesmos autores, nota-se que o tipo e a porcentagem de cobertura vegetal influenciam diretamente na redução dos efeitos erosivos naturais, podendo reduzir a energia cinética da chuva e minimizar seu impacto sobre o solo e, conseqüentemente, reduzir a formação de crostas sobre a sua superfície.

De acordo com Silva et al. (2010), o fator P vem a ser a relação entre a intensidade de perdas de terra com determinada prática conservacionista e aquelas

quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). Ainda de acordo com os mesmos autores, as práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais são: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternâncias de capinas.

Em relação aos valores de escoamento superficial (*runoff*), de acordo com Pereira (2010), estes são os últimos a serem obtidos na equação, pois sua aquisição depende indiretamente de informações como comprimento de rampa (fator L), declividade, uso e cobertura da terra, manejo e tipo de solo.

Segundo Williams (1975), sua obtenção é possível por meio da determinação dos fatores Q e qp a partir da seguinte equação:

$$Runoff = 89,6 * (Q * qp)^{0,56} \quad . \quad (9)$$

O fator Q vem a ser o volume de escoamento superficial, (*Q runoff*) obtido por meio do método proposto por USDA-SCS, (1973), como indicado em Williams (1975), Chaves (1991) e Lombardi Neto et al. (1994), por meio da Equação 10.

$$Q_{ij} = \frac{(Im - 0,2Sa)^2}{(Im + 0,08Sa)} \quad . \quad (10)$$

Em que:

Q_{ij} : volume do escoamento superficial em uma célula com coordenadas (*i, j*), para um determinado evento chuvoso (mm);

Im: quantidade máxima do volume de precipitação em 1 hora (mm);

Sa: parâmetro de retenção da água pelas características de superfície do terreno.

O parâmetro de retenção (Sa), de acordo com Genovez, (1993), varia em função de:

- relação entre solo, uso, manejo e declividade;
- tempo, em função do conteúdo de água no solo. Desta forma, este parâmetro é derivado do índice Curva Número (Curve Number - CN), elaborado pelo USDA-SCS (Soil Conservation Service, 1973), cujos valores variam de 0 a 100, correspondendo inicialmente a uma cobertura permeável até uma

cobertura totalmente impermeável de acordo com as classes hidrológicas de cada solo, categorizadas de A (muito arenoso, alto potencial de infiltração e baixo escoamento) a D (extremamente argiloso com baixo potencial de infiltração e alta taxa de escoamento), de acordo com a USDA-SCS (1973).

Com o objetivo de adaptar os valores hidrológicos citados para a realidade brasileira, Setzer e Porto (1979) propuseram cinco classes hidrológicas para os solos do estado de São Paulo. Posteriormente, Lombardi Neto et al. (1989) propuseram uma classificação com quatro grupos de solos para a composição dos parâmetros CN para as condições de umidade antecedente. Esta é semelhante às proposições norte-americanas, porém com o acréscimo de alguns solos arenosos no grupo D e alguns solos argilosos no grupo A, conforme ilustrado na Tabela 1:

Tabela 1. Grupos hidrológicos dos solos do estado de São Paulo.

Grupo A	Incluem solos com alta taxa de infiltração, mesmo quando completamente molhados e com alto grau de resistência e de tolerância a erosão. Normalmente, são profundos ou muito profundos, porosos, com baixo gradiente textural, menor que 1,20, argilosa ou mesmo muito argilosa, desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil, resultando em solos bem drenados ou excessivamente drenados.
Grupo B	Compreendem os solos com moderada taxa de infiltração, mesmo quando completamente molhados ou com alta taxa de infiltração, mas com moderada resistência e tolerância à erosão. São normalmente profundos, com relação textural entre 1,20 e 1,50.
Grupo C	Enquadram-se os solos com baixa taxa de infiltração mesmo quando completamente molhados, com baixa resistência e tolerância à erosão. São normalmente profundos ou moderadamente profundos, com relação textural maior que 1,5, comumente apresentando relação textural abrupta.
Grupo D	Possuem solos com taxa de infiltração muito baixa, mesmo quando completamente molhados, e grau de resistência à erosão muito baixo. São normalmente rasos e/ou permeáveis, ou então, com mudança textural abrupta aliada à argila de alta atividade, ou ainda, com camada de impedimento à infiltração de água.

Fonte: Lombardi Neto et al. (1989).

O fator qp (vazão de pico) vem a ser a vazão máxima que ocorre com um dado evento de chuva (HARTWIG, 2009). Configura-se como um indicador da força erosiva das chuvas intensas e é usado no cálculo da perda de sedimentos (GENOVEZ, 1993). Foi elaborado pelo USDA-SCS (1973) com a seguinte Equação (11):

$$qp = 0,0028 * A * \frac{Q}{Tc} \quad . \quad (11)$$

Em que:

qp_{ij} : vazão de Pico, que é derivada de um hidrograma triangular hipotético (m^3/s);

Q: volume do escoamento superficial (mm);

A: área da sub-bacia (ha) (área do pixel);

Tc : tempo de concentração da sub-bacia (horas).

A obtenção do Tc pode ser feita, de acordo com Genovez (1993), por meio da seguinte formulação:

$$Tc = \frac{L^{0,8} \left(\frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7}}{1900 * S} \quad . \quad (12)$$

Em que:

Tc_{ij} : tempo de concentração da sub-bacia (horas);

L_{ij} : extensão de vertente (metros);

CN: valores do índice Curva Número (adimensional);

S: declividade (%)

O tempo de concentração representa o tempo que a água precipitada na parte superior de cada pixel levará para chegar à saída deste mesmo pixel e começar a contribuir para o pixel seguinte (AQUINO et al., 2008).

Com a integração dos dados obtidos anteriormente, é possível a geração de diferentes cenários referentes à erosão da sub-bacia a partir das seguintes premissas:

- **Potencial Natural de Erosão (PNE):** Segundo Araujo Junior (1997), é entendida como a perda de solo provocada principalmente pelos fatores naturais condicionantes da erosão. Seu cálculo é feito a partir da multiplicação do *Runoff* pelos fatores naturais K (relativo à erodibilidade do solo) e LS (fator relativo ao comprimento de rampa, obtido no USLE 2D), de acordo com as formulações de Bertoni e Lombardi Neto (1985) (Equação 13):

$$PNE = (Runoff) * K * (LS) \quad . \quad (13)$$

- **Potencial Antrópico de Erosão (CP):** Refere-se diretamente à influência do uso e cobertura da terra como condicionante do processo erosivo a partir da multiplicação do *Runoff* pelos fatores C (uso e manejo) e P (práticas conservacionistas), em função do fator topográfico (LS). De acordo com Pinto (1991), o cálculo é feito a partir da seguinte Equação:

$$CP = (Runoff) * C * P * LS \quad . \quad (14)$$

- **Risco de Erosão (RE):** Segundo Hartwig (2009), é utilizado para se verificar o grau de influência dos fatores antrópicos sobre os naturais, sendo que se o fator antrópico for maior em relação ao natural, se verifica então o risco de erosão e aporte de sedimentos nas regiões analisadas. Em termos quantitativos, tem-se o valor de equilíbrio em 1, sendo que na presença de valores maiores que 1 no mapa, há indicativo de risco de erosão, enquanto regiões com valores menores que 1 indicam baixo risco ao processo erosivo, como mostra a equação 15:

$$RE = \frac{CP}{PNE} \quad . \quad (15)$$

Em que:

RE: risco de erosão;

CP: potencial antrópico de erosão;

PNE: potencial natural de erosão.

Os modelos preditivos para estimativa da perda de solo podem viabilizar a realização de simulação de cenários e possibilitar a indicação de valiosos prognósticos. Estes representam também importantes ferramentas que podem viabilizar e agilizar a integração de dados relativos às diferentes variáveis envolvidas na análise da temática de interesse (PINTO, 1991, 1995; OLIVEIRA, 2004).

Araujo Junior (1997) visou em seu trabalho avaliar a produção de sedimentos a partir de dois modelos preditivos de erosão do solo: EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e MEUPS (WILLIAMS, 1975) para os anos de 1988 e 1994. A área de estudo localiza-se nas proximidades do reservatório de Barra Bonita e Santa Maria da Serra, SP. Verificou-se que nos cenários gerados pelos dois modelos, a expectativa maior de erosão foi observada no primeiro período, em função principalmente de uma maior influência antrópica na área de estudo nesse período.

Branco (1998), no seu trabalho, objetivou avaliar, a partir de medições de descarga sólida, a produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do arroio Vacacaí-Mirim, Rio Grande do Sul, em eventos chuvosos e compará-los com os resultados obtidos pela Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MEUPS). Os dados observados permitiram um bom ajuste da curva-chave de sedimentos e apresentaram uma concordância com resultados da MEUPS com parâmetros ajustados para a área de estudo.

Pinto et al. (2004) objetivaram caracterizar indicadores da erosão do solo (potencial natural e predisposição aos riscos erosivos), por meio da MEUPS, a partir de quatro classes de risco associados ao uso agrícola das terras, em uma sub-bacia hidrográfica de pequeno porte a partir da análise de dois cenários: 1980 e 2000, em que, com os cenários obtidos, observou-se um grande aumento de áreas restritivas

com significativo potencial de erosão, principalmente em função do aumento de áreas agrícolas.

Zhang et al. (2009) realizaram um interessante trabalho de integração de ferramentas que aplicam a MEUPS em ambiente SIG, para o monitoramento de riscos de erosão, produção de sedimentos por hectare, análise de áreas críticas, além da manipulação dos parâmetros de curva-número, tendo como área experimental a sub-bacia da Black Hawk County, Iowa, EUA. Uma das constatações da pesquisa foi a correlação positiva entre as áreas com maior risco de erosão e os maiores índices de comprimento de rampa na sub-bacia estudada.

Barreto Neto (2004) analisou o escoamento superficial e as perdas de solo correlacionadas por mudanças no uso e ocupação da terra. As perdas de solo foram estimadas pela MEUPS (Equação Universal de Perda de Solo Modificada), em que foi dada maior ênfase para a modelagem hidrológica, permitindo, desta maneira, o norteamo de ações imediatas a partir de diferentes mapas de restrições de uso e manejo na sub-bacia hidrográfica do Rio Quilombo, região do Vale do Ribeira, estado de São Paulo.

Sadeghi (2004) aplicou o modelo preditivo MEUPS, com adaptações, para a sub-bacia Amameh, Iran. Segundo o autor, os resultados para as estimativas de produção de sedimentos se mostraram satisfatórios em relação aos parâmetros originais da Equação.

De acordo com Pereira (2010), o modelo MEUPS prevê analiticamente as variáveis que condicionam e catalisam o processo erosivo para um determinado evento chuvoso. No entanto, para cada variável considerada no modelo, há inúmeros métodos de extração, que variam de acordo com o interesse, escala e exatidão cartográfica pretendida, além da documentação cartográfica disponível.

Medeiros et al. (2010) analisaram o potencial das concentrações e fluxos de sedimentos em suspensão em três períodos hidrológicos distintos com eventos extremos de secas e cheias na região do baixo curso do Rio São Francisco na região de divisa dos estados de Sergipe e Alagoas. Um dos resultados foi que, nos últimos 30 anos, houve um grande aumento no volume de aporte de sedimentos,

além do potencial de escoamento de água ter diminuído drasticamente, concomitante com a mudança do uso do solo no entorno da área de estudo.

Visando estimar o aporte de sedimentos ocasionado por erosão hídrica na sub-bacia do Monjolo Grande, município de Ipeúna-SP, Pereira (2010) utilizou-se do modelo preditivo da MEUPS para modelagem e análise dos dados, considerando a fragmentação da sub-bacia em unidades produtivas. Entre os resultados alcançados, destaca-se um aumento de áreas de risco de erosão, em função do aparecimento de áreas de solo exposto na sub-bacia estudada.

Silva et al. (2011) ressaltaram a importância do uso da MEUPS como modelo preditivo. Neste trabalho, o objetivo foi o de calibrar os fatores Q e qp da MEUPS para as condições da sub-bacia do ribeirão Pipiripau, na região nordeste do Distrito Federal, usando dados hidrossedimentológicos locais, bem como validar a Equação obtida com uma série de dados diferentes dos usados na calibração. Um dos resultados obtidos foi que, com o conhecimento do índice pluviométrico anual, o modelo passa a ter mais acurácia para os dados de vazão, melhorando consideravelmente os resultados para a área estudada.

Carvalho Neto (2011) utilizou o modelo hidrossedimentológico – SWAT, para análise da produção de sedimentos em três sub-bacias hidrográficas na região central do estado da Paraíba, tendo como base a MEUPS. Entre os cenários simulados, verificou-se que a situação da silvicultura com a espécie algaroba protegeria a sub-bacia melhor do que a caatinga. Além disso, constatou-se que a cultura do milho é a que menos protege o solo em relação ao risco de erosão.

A fim de avaliar uma metodologia para simular a produção de sedimentos em distintos cenários de uso e ocupação do solo, Macedo et al. (2012) utilizaram de forma combinada a MEUPS e uma modelagem hidrológica. De acordo com os autores, a modelagem utilizada apresentou bom desempenho para fins de planejamento do uso e ocupação do solo, ao verificarem que o aumento da vegetação proporcionou melhores efeitos para diminuir as perdas de solo e o escoamento superficial direto na sub-bacia estudada. Além disso, verificou-se também que o aumento da duração da precipitação e do período de retorno aumentam o escoamento superficial direto em termos de volume do hidrograma e da vazão de pico, que, por sua vez, provocam aumento da produção de sedimento.

A presente pesquisa utilizou o modelo MEUPS, justamente por seus parâmetros já estarem ajustados para a realidade da área de estudo, ou seja, para o interior do estado de São Paulo.

3.3 Modelagem matemática

De acordo com Câmara e Monteiro (2003), o emprego de modelos matemáticos em estudos ambientais gera importantes contribuições científicas ao planejamento ordenado de uma área, uma vez que ajudam a entender o impacto das mudanças no uso e cobertura da terra e a prever alterações futuras nos ecossistemas.

Conforme afirmou Odum (1988), um modelo pode ser definido como qualquer representação física ou abstrata da estrutura e função dos sistemas reais. Conhecendo-se as relações entre os componentes do modelo, utilizam-se de diferentes linguagens (lógica, gráfica, matemática, icônica) para descrever um sistema real. Nesse sentido, esses sistemas permitem enunciar de maneira formal como a dinâmica dos componentes de um ecossistema se relacionam, por isso a matemática é útil nesta representação. Entretanto, deve-se estar atento para o fato de que um sistema matemático é uma representação abstrata e imperfeita do mundo real.

Ainda nesse sentido, no mundo real os processos ambientais são, tipicamente, tridimensionais, dependentes do tempo e complexos. Comportamentos não lineares, componentes estocásticos e retroalimentações em múltiplas escalas de tempo e de espaço podem ser incluídos nessa escala de análise. No modelo matemático de um processo, as propriedades ambientais são tratadas como variáveis do modelo, enquanto que suas inter-relações são representadas por operações aritméticas ou lógicas (STEYAERT, 1993).

De acordo com Christofolletti (1999), Paiva et al. (2003), Rennó; Soares (2010), os modelos podem ser classificados quanto a diferentes fatores:

Pelo tipo de variável: estocásticos ou determinísticos.

- Estocástico: a partir do comportamento aleatório de, no mínimo, uma das variáveis. Será estocástico partindo-se da premissa de que a chance de ocorrência das variáveis é levada em consideração e o conceito de probabilidade é incorporado durante a confecção do modelo.
- Determinístico: tem como principal característica a premissa de que os conceitos de probabilidade não são considerados durante a elaboração do modelo e a probabilidade de ocorrência das variáveis não é considerada, sendo realizada por outras leis, que não levam em conta análises probabilísticas.

Quanto ao tipo de relações entre variáveis: empíricos ou baseados em processos.

- Empírico: classifica-se um modelo em empírico por suas relações serem embasadas em observações. São modelos simples e úteis no dia a dia, porém limitados ao não se permitir a realização de simulações de mudanças em condições específicas (para os quais o modelo não previu), como grandes eventos pluviais e mudança de uso do solo.
- Baseados em processos: os modelos baseados em processos são mais complexos que os empíricos, na busca de descrever diferentes processos que estão envolvidos em determinado fenômeno. Estes podem ser subdivididos em modelos conceituais e físicos. Os conceituais fazem uso de equações empíricas, porém descrevem o sistema a partir das leis da física. Os modelos físicos têm como base as principais equações diferenciais do sistema físico na representação dos processos, e seus parâmetros possuem um significado físico e, por isso, podem ser simulados a partir de medidas reais.

Quanto à forma de representação dos dados: em contínuos ou discretos.

- Contínuo: considera a continuidade dos fenômenos que são contínuos no tempo (não discreto).

- Discreto: quando as mudanças de estado ocorrem em intervalos discretos ou categorizados, de tempo ou passo, ao longo dos quais o modelo será executado. Tem como base a análise dos fenômenos estudados, a disponibilidade dos dados e a precisão dos resultados esperados.

Quanto à existência de relações espaciais: em pontuais e distribuídos.

- Pontuais: também chamados de concentrados ou agregados, estes modelos levam em conta que todas as variáveis de entrada e de saída são representativas de toda área estudada, ou seja, não possuem relação espacial.
- Distribuídos: têm como principal característica a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo. Estas possuem relação espacial.

Quanto à existência de relação temporal: em estáticos ou dinâmicos.

- Estático: é considerado estático o modelo que não possui uma dimensão temporal explícita, ou seja, quando um conjunto de dados de entrada produz um resultado em um único passo ou tempo.
- Dinâmico: As variáveis podem possuir uma relação espacial e temporal explícitas com entradas e saídas que variam ao longo do tempo (WEGENER et al., 1986). São consideradas ferramentas poderosas para análise de mudança da paisagem, tendo sido utilizadas amplamente nos últimos anos.

Soares Filho et al. (2003) afirmaram que os modelos que consideram os processos da natureza resultante de interações espaço temporais com suas relações complexas entre os diversos elementos que os compõem, analisando mecanismos causais e processos de desenvolvimento dos sistemas ambientais, têm recebido cada vez mais atenção por parte dos pesquisadores e têm se tornado uma promissora ferramenta de análise.

De acordo com Almeida et al. (2007b), a elaboração de mapas estáticos de uso do solo não mais atende à necessidade de gestores locais, pois é necessário

que se permitam simulações de diferentes cenários futuros da dinâmica do uso da terra em ambiente computacional. Ainda de acordo com a mesma autora, pela primeira vez, dispõe-se atualmente de uma teoria estatística de estrutura e dinâmica espacial consistente com as principais correntes de análise científica, construídas a partir das novas formas de representação em Sistemas de Informações Geográficas com foco em análise exploratória de dados, parametrização e calibração espacial e em prognósticos e controle.

Os modelos espaciais dinâmicos têm como característica principal a facilidade com que são utilizados na descrição da dimensão espacial, bem como o fato de tentarem abordar o sistema como um todo. São utilizados principalmente para a modelagem espaço-temporal de processos, a exemplo de modelos de simulação física, ambiental e de mudanças de uso e cobertura da terra (ALMEIDA et al, 2007b). Ou como afirmou Burrough (1998), estes modelos podem ser definidos como representações matemáticas de processos ou fenômenos do mundo real, em que o estado de uma dada localização espacial se transforma em vista das alterações nas suas variáveis explicativas.

Gonçalves et al. (2007) ressaltaram que a modelagem espacial dinâmica é usada, entre outras finalidades, para o entendimento das alterações do uso e cobertura da terra, possibilitando, ainda, a realização de simulações de mudanças da paisagem como potencial ferramenta para antecipar prováveis tendências passíveis de ocorrer em uma região.

3.4 Modelagem e simulação para as mudanças de uso e cobertura da terra no Dinamica EGO (Environment for Geoprocessing Objects)

Os modelos de transição que utilizam equações diferenciais são considerados, segundo Soares Filho (1998), como modelos determinísticos, sendo também conhecidos como modelos de processos. Ainda de acordo com o mesmo autor, no tempo e no espaço, a evolução de um sistema pode ser completamente prevista, desde que seja conhecido um conjunto de condições iniciais nos modelos determinísticos de mudança, pois, nesse caso, cada célula ou grupo de células - manchas - contém um submodelo distribucional da paisagem.

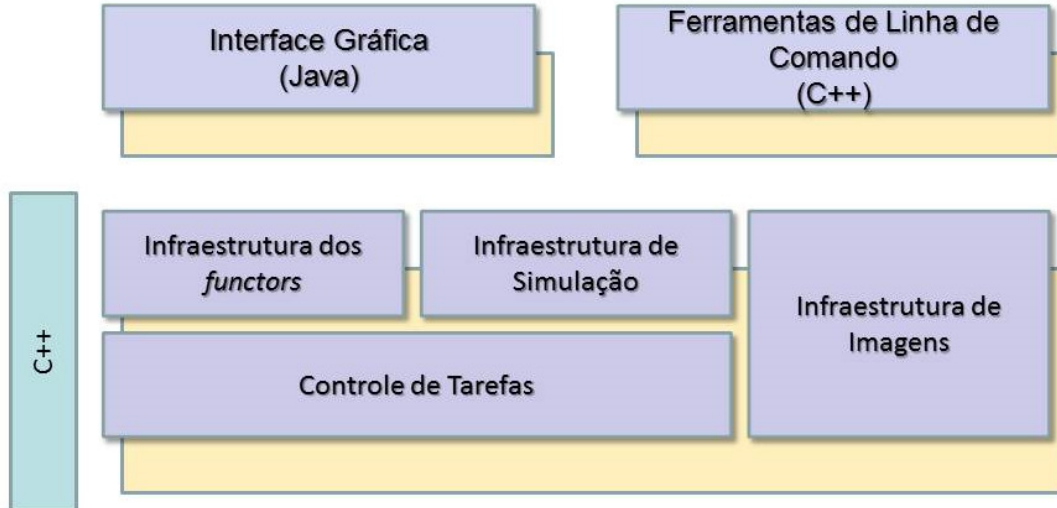
De acordo com Rodrigues et al. (2007), o ambiente de modelagem do Dinamica tem como principais vantagens: simplicidade, flexibilidade e desempenho, aliando velocidade e recursos computacionais de maneira otimizada. Um exemplo disso é a maneira como é feita a alocação de memória, permitindo o fluxo contínuo de dados e o uso de processamento em paralelo, um recurso não presente na maioria dos *softwares* convencionais.

De acordo com Valentin (2008), a elaboração dos modelos de simulação dinâmicos espaciais tem como base os modelos matemáticos, que se utilizam de sistemas de equações na construção do modelo. Esses, por sua vez, podem ser classificados como modelos determinísticos e modelos estocástico-probabilísticos (estatísticos).

Os operadores responsáveis pela realização das tarefas são chamados de funtores (*functors*). Cada *functor* é responsável pela execução de uma tarefa específica, incluindo operadores de álgebra cartográfica, tais como cálculo de mapa de custo, sorteio de pontos mais prováveis para a ocorrência de um determinado fenômeno, cálculo de caminho de menor custo e cálculo de mapas usando-se de expressões lógicas e aritméticas (SOARES-FILHO et al., 2009).

Em suma, o Dinamica é um modelo com base na teoria de autômatos celulares, implementado através de algoritmos aleatórios de alocação do uso do solo, e a natureza de sua interface gráfica baseia-se na teoria de grafos direcionados (VALENTIN, 2008). Na Figura 3 observa-se a estrutura da linha de comando do Dinamica, também conhecida como *Console Launcher*:

Figura 3. Arquitetura básica do Dinamica EGO.



Fonte: Rodrigues (2011).

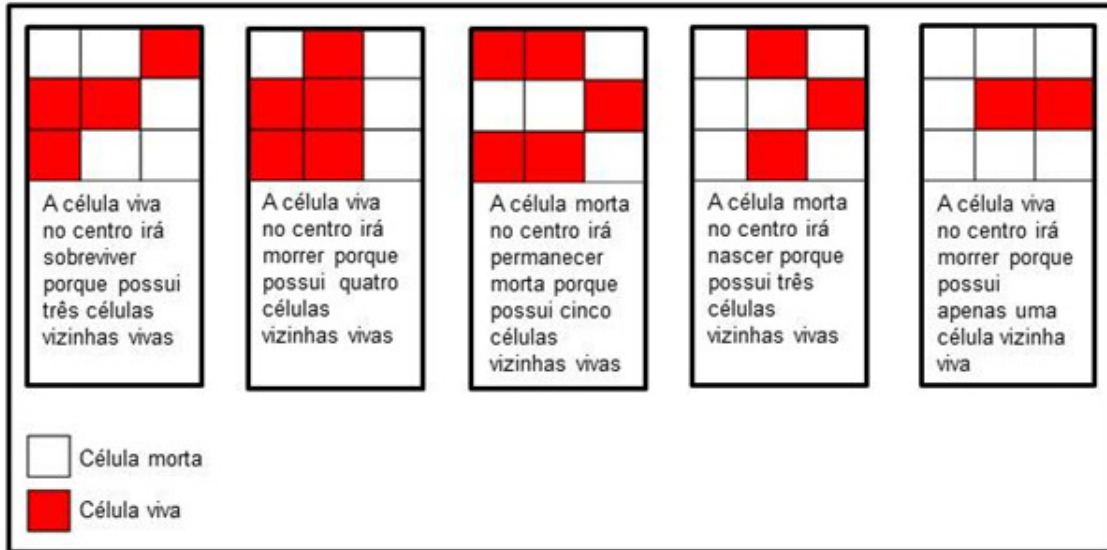
O Dinamica utiliza como regra local para o autômato celular dois algoritmos denominados *expander* e *patcher*. O primeiro processo é dedicado exclusivamente para a expansão ou contração de manchas anteriores de um determinado uso do solo ou classe de uso e cobertura da terra, e o segundo processo é destinado a gerar novas manchas por meio de um mecanismo de “semeadura” (SOARES-FILHO et al., 2002).

Os modelos de autômatos celulares (AC), considerados como uma categoria de modelos dinâmicos espaciais, correspondem a mecanismos compostos por conjuntos de células que imprimem determinados movimentos, assemelhando-se a seres animados (SIRAKOULIS et al., 2000; SOARES-FILHO et al., 2003). Ainda de acordo com os mesmos autores, via de regra, o funcionamento de autômatos celulares consiste em um arranjo n-dimensional de células, onde o estado de cada célula depende diretamente de seu estado prévio e de um conjunto de regras de transição, a partir de relações de vizinhança contígua (em geral, vizinhança de Moore), sendo todas as células atualizadas simultaneamente a passos discretos de tempo. O algoritmo que faz as células interagirem localmente é conhecido como regra local do autômato celular.

Outro exemplo, segundo Gardner (1970), é o “Jogo da Vida” (*Game of Life*) ou simplesmente *Life*. É talvez o mais conhecido exemplo de AC e foi elaborado pelo matemático John Horton Conway, em 1970 (Figura 4). O processo evolui em uma grade de células com simetria quadrada, bidimensionais. O estado das células

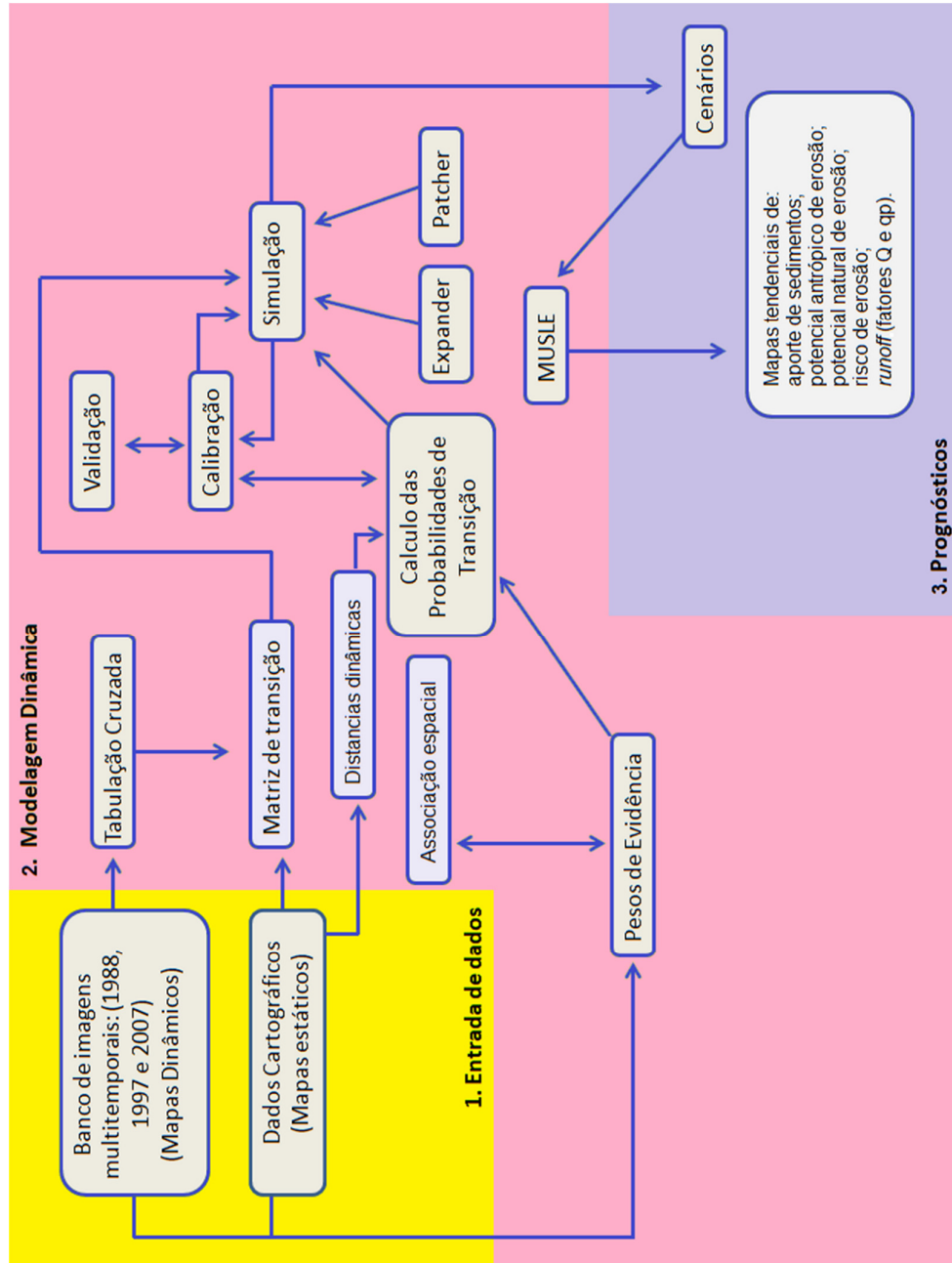
nesse jogo são dois: vivo ou morto. O destino de cada célula depende diretamente do seu estado atual e do estado das células do entorno. As regras que determinam o nascimento, a sobrevivência ou a morte de cada célula são chamadas de leis genéticas de Conway. A Figura 5 ilustra a síntese da modelagem e simulação no Dinamica EGO para o presente estudo.

Figura 4. Jogo da Vida de John Conway.



Fonte: Gardner, (1970); Straatman (2001), adaptado por Delaneze (2011).

Figura 5. Síntese da modelagem e simulação no Dinamica EGO para o presente estudo.



Para que a modelagem de mudança de uso e cobertura da terra possa se associar de maneira mais dinâmica e precisa às informações referentes aos mapas de predição dos fenômenos erosivos em um banco de dados integrado, algumas ferramentas são relevantes para tal, podendo-se destacar a grande utilidade dos Sistemas de Informação Geográfica, pois, segundo Ehlers (2002), a integração existente nele permite o armazenamento e gerenciamento eficiente dos dados como parte do conjunto total das geoinformações disponíveis e registradas.

A fim de realizar a modelagem espacial dinâmica para transição de classes de uso da terra e para a geração de possíveis cenários de suscetibilidade à erosão no alto curso da sub-bacia do Rio Descoberto, entre o Distrito Federal e Goiás, Valentin (2008) considerou, entre outros fatores, a análise de séries multitemporais de imagens orbitais e fotografias aéreas. Além disso, foi considerada também a elaboração de fatores topográficos (LS) para a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) na determinação da direção e acúmulo do fluxo de sedimentos na área de estudo.

Com o objetivo de avaliar as mudanças de cobertura da terra em faixas de duto viárias nos municípios de Duque de Caxias, Belford Roxo e Nova Iguaçu, a partir de cenários preditivos no médio prazo (10 anos), Delaneze (2011) utilizou-se do ambiente de modelagem dinâmica espacial do programa Dinamica EGO, que utiliza autômatos celulares e o método de pesos de evidência a partir da categorização dos mapas de variáveis contínuas na etapa de calibração do modelo. A validação se deu pelo método de similaridade *fuzzy*, a partir do método de decaimento exponencial. Entre os resultados alcançados, destacam-se os cenários prospectivos para o ano de 2020 apontando, entre outros fatores, uma tendência de crescimento dos bairros periféricos próximos à região do Arco Metropolitano do Rio de Janeiro e uma diminuição crescente das áreas de vegetação natural.

Maeda et al. (2011) realizaram a modelagem espacial dinâmica utilizando o Dinamica EGO verificando a associação entre as variáveis de uso do solo e precipitação para simular eventos futuros de potencial de erosão utilizando a REUPS (Equação Universal de Perdas de Solo Revisada) em Monte Taita, entre as regiões do Kenya e Tanzânia. Entre os resultados obtidos, destacam-se os mapas de mudança de uso e cobertura da terra obtidos entre 1987 e 2003 com simulação para

cenários futuros para 30 anos (2030), demonstrando o alto índice de correlação com a precipitação, possibilitando maior precisão na elaboração de cenários de potencial de erosão.

Nesse sentido, a presente pesquisa realizou uma associação entre mudanças do uso e cobertura da terra por meio de modelagem espacial dinâmica com a MEUPS (Equação Universal de Perdas de Solo Modificada), a qual prevê, diferentemente da EUPS e REUPS, como já mencionado, o aporte de sedimentos de uma bacia de médio porte para um determinado exutório, no caso, o reservatório de Barra Bonita, dado um evento de chuva intensa. Com isso, foi também possível simular: o risco de erosão, potencial natural a erosão, potencial antrópico de erosão, pico de vazão, volume de vazão e *runnof* (escoamento superficial), ampliando nesse sentido o horizonte de análise na abordagem de estudos relacionados à produção de sedimentos no âmbito de sub-bacia hidrográfica, tendo como área de estudo a sub-bacia do Rio Capivara, Botucatu-SP.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 LOCALIZAÇÃO

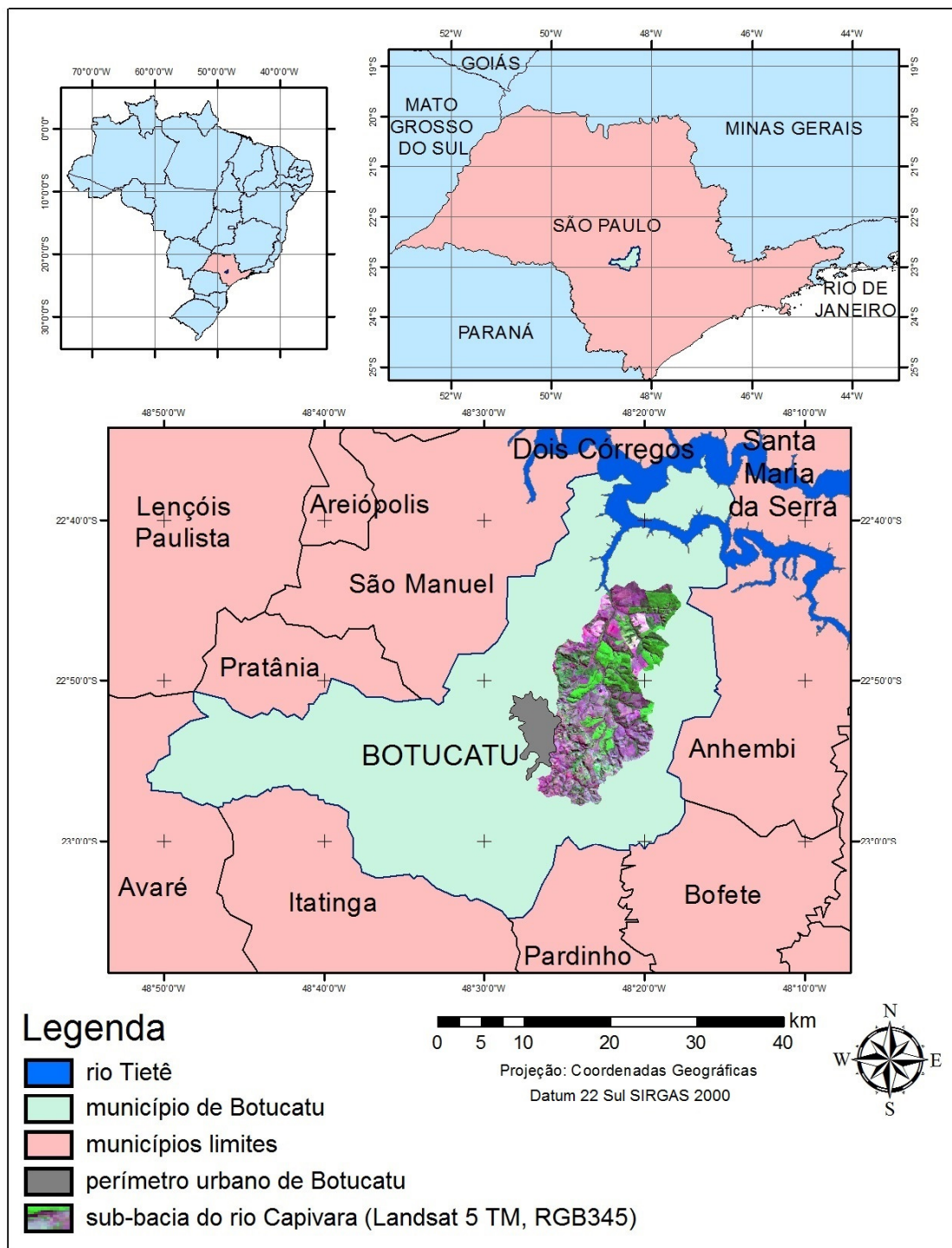
O presente trabalho foi realizado na sub-bacia do Rio Capivara, localizada no município de Botucatu (SP), região centro-oeste paulista, distante 220 km da capital São Paulo. A sub-bacia está situada entre as coordenadas planas UTM 758000; 7486000 (leste) e 779645; 7456286 (sul), datum SIRGAS 2000, e possui uma área total de 222,18 km².

O Rio Capivara é um afluente da margem esquerda da bacia do Rio Tietê, e sua sub-bacia foi selecionada por apresentar atributos naturais que merecem atenção, tais como seu relevo, constituído pela morfologia de Cuesta, pela fragilidade de seus solos, além da importância de seu manancial, com aptidão potencial de abastecimento de água para a região, e pertencer a uma importante área de recarga do aquífero Guarany.

Na área de estudo, predominam as erosões hídricas laminares, sendo essa também uma das justificativas para a escolha da área de estudo. Em decorrência dessas observações, nota-se que, cada vez mais, perdem-se grandes áreas em termos de solos cultiváveis, além do grande acréscimo de sedimentos para a drenagem da sub-bacia, e por consequência, ao reservatório de Barra Bonita-SP.

A Figura 6 apresenta a área de estudo compreendida no município de Botucatu-SP.

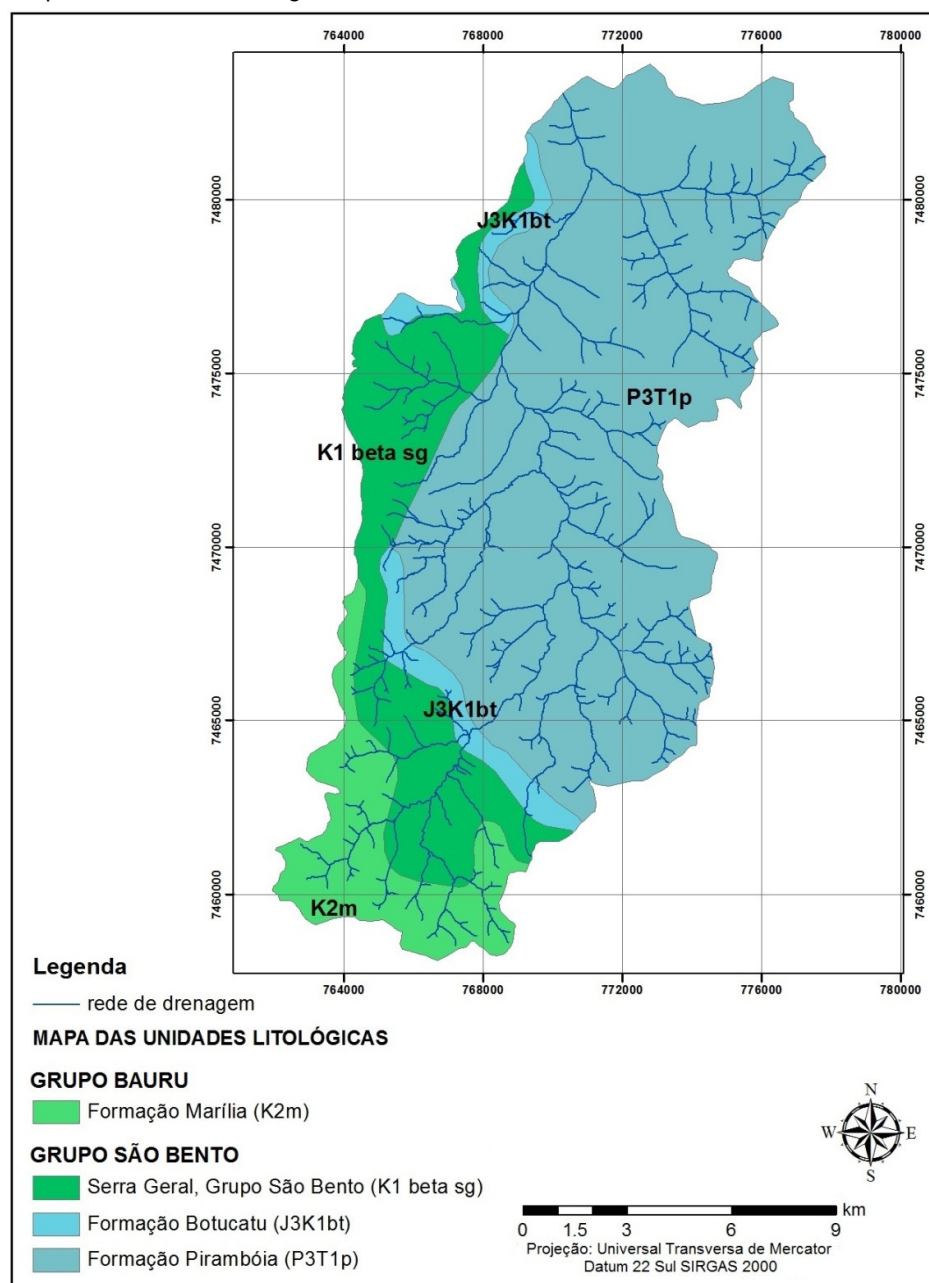
Figura 6. Localização da área de estudo.



4.2 RELEVOS, ROCHAS E SOLOS

Em relação à geologia da área de estudo, esta é constituída de arenitos do Grupo Bauru, Formação Marília, e também pelo Grupo São Bento, constituído de rochas eruptivas básicas da Formação Serra Geral e arenitos das Formações Botucatu e Pirambóia (VILAS BOAS, 1991). A Figura 7 ilustra o mapa das unidades litológicas da área de estudo.

Figura 7. Mapa das unidades litológicas.



Fonte: Perrota et al. (2005).

Segundo Carvalho (1981), na Depressão Periférica, os terrenos estão assentados sobre materiais de Formação Botucatu e Pirambóia. A frente da Cuesta exhibe sucessões de arenito Botucatu e basalto, da formação Serra Geral, cujo topo já revela uma presença relativamente pronunciada com materiais de alteração do arenito Marília. No Reverso da Cuesta, os terrenos, por sua vez, estão predominantemente assentados sobre a formação Marília, com solos de textura bastante arenosa, que aflora em alguns lugares.

Os solos da região, mapeados por Piroli (2002), foram classificados em: Latossolo Vermelho Distrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Distroférrico, Neossolo Litólico Eutrófico, Neossolo Quartzarênico Órtico Distrófico, Gleissolo Háptico Tb Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

Segundo Lepsch (1977), os Latossolos possuem a coloração vermelha, alaranjada ou amarelada, são muito profundos (mais de dois metros de profundidade), friáveis, bastante porosos, de textura variável e com pequena diferenciação entre os horizontes.

Os Latossolos Vermelhos Distroférricos podem ser caracterizados como solos profundos com grande espessura do seu manto de intemperismo (ou regolito), com aproximadamente 2 a 9 m, com boa permeabilidade, friabilidade e distribuição de textura de maneira gradual entre seus horizontes ao longo de todo seu perfil. Predominam em relevos planos e suave ondulados. O termo Distroférrico confere aos Latossolos Vermelhos a característica de teor de Fe_2O_2 superior a 18 % e saturação por bases na maior parte do horizonte B inferior a 50 %. Em geral, são solos pobres em muitos aspectos no que concerne às variáveis de fertilidade aparente, CTC (capacidade de troca catiônica), V % (saturação por bases), Ph (teor de acidez) e soma de bases. Necessitam então de cuidados especiais em relação ao manejo e conservação para práticas de agricultura, levando-se em consideração também a variável topográfica, a qual determina as devidas classes de capacidade de uso do solo (OLIVEIRA et al., 1999).

Na Figura 8 e 9 é possível visualizar os Latossolos Vermelhos distroférricos, presentes nas regiões à NE da área de estudo ocupadas em grande parte por lavouras de cana-de-açúcar e fragmentos de mata nativa.

Figura 8. Latossolos Vermelhos Distroféricos presentes na área de estudo em regiões de lavoura de cana-de-açúcar.



Figura 9. Mancha de Latossolo Vermelho Distroférico com alto teor de argila.



Para Oliveira (1992), os Latossolos Vermelhos Distróficos são solos minerais não hidromórficos, muito profundos, com diferenciação modesta entre os horizontes, formados a partir de material de origem diversa, o que lhes confere certa variabilidade nas características morfológicas, especialmente textura e consistência, além de influir nas propriedades químicas. A textura varia desde média até muito argilosa, e são característicos de relevo plano e suave ondulado, o que favorece sua utilização agrícola. Na Figura 10 são apresentadas áreas a oeste da sub-bacia, onde se localizam grande parte dos Latossolos Vermelhos Distróficos, presentes na Fazenda Experimental Lageado, (Campus da FCA/UNESP – Botucatu).

Figura 10. Latossolos Vermelhos Distróficos presentes na área de estudo. Fazenda Experimental Lageado, FCA/UNESP – Botucatu.



Ainda de acordo com o mesmo autor, os Latossolos Vermelho-Amarelo Distróficos são solos minerais não hidromórficos, com boa diferenciação entre os horizontes, profundos ou muito profundos, normalmente porosos, mesmo aqueles com elevado teor de argila; apresentam-se em relevo plano, suave ondulado ou ondulado, diferenciando-se dos demais pelo seu alto teor de acidez e baixo teor de Fe_2O_3 (inferior a 11 %).

Os Neossolos Litólicos Eutróficos são solos minerais não hidromórficos, rudimentares, pouco evoluídos, rasos, com horizonte A diretamente sobre a rocha coerente e dura, ou cascalheira espessa. Esses solos apresentam grande diversificação morfológica, sendo também bastante heterogêneos no que concerne aos atributos químicos, físicos e mineralógicos. A pequena espessura desses solos e a presença frequente de cascalhos, pedras e matacões, aliadas normalmente ao relevo acidentado e ao embasamento litológico das áreas de sua ocorrência, fazem com que sua utilização agrícola seja muito restrita. Na área de estudo da presente pesquisa estes solos são observados principalmente nas regiões de frente de Cuesta, conforme ilustram as Figuras 11 e 12.

Figura 11. Neossolos Litólicos presentes na área de estudo.



Figura 12. Neossolos Litólicos presentes em regiões de corte de estrada.



Neossolos Quartzarênicos Órticos Distróficos são solos minerais, casualmente orgânicos na superfície, geralmente profundos; os perfis são de extrema simplicidade; as frações de areia grossa e areia fina desses solos são constituídas essencialmente de quartzo, sendo visualmente ausentes os minerais primários facilmente intemperizáveis. Devido à grande quantidade de areia, esses solos, especialmente aqueles cuja areia grossa predomina sobre a fina, apresentam séria limitação em relação à capacidade de armazenamento de água disponível, com altas restrições ao uso agrícola.

Os Neossolos Quartzarênicos são solos com sequência de horizontes A-C, sem contato lítico dentro de 50 cm de profundidade, apresentando textura areia ou areia franca nos horizontes até, no mínimo, a profundidade de 150 cm a partir da superfície do solo ou até um contato lítico. São essencialmente quartzosos, tendo nas frações areia grossa e areia fina 95% ou mais de quartzo, calcedônia e opala e, praticamente, ausência de minerais primários alteráveis (menos resistentes ao intemperismo). Os Neossolos Quartzarênicos são, em geral, essencialmente areno-quartzosos, podendo ser considerado também produto de intemperização de arenitos eólicos da Formação Botucatu. Isso determina que sejam virtualmente

desprovidos de minerais primários intemperizáveis, que apresentem atividade coloidal muito baixa, além de baixa capacidade de retenção de nutrientes e de água. Devido à baixa adesão e coesão, apresentam elevada erodibilidade; são, contudo, solos muito profundos em geral. Sua pobreza de nutrientes torna imprescindível a aplicação de insumos para que sejam possíveis produções satisfatórias. Seu baixo poder tampão, entretanto, demanda que as aplicações de insumos sejam efetuadas parceladamente de forma a minimizar as perdas e evitar saturação do complexo sortivo. Em consequência da textura grosseira, são muito porosos e com elevada permeabilidade. Tal atributo, juntamente com a baixa capacidade adsortiva, caracteriza-os como material pouco adequado para receber efluentes que contenham produtos tóxicos devido à facilidade de contaminação dos aquíferos. Durante o período seco, podem apresentar limitações quanto à trafegabilidade (OLIVEIRA et al., 1999). Nas Figuras 13 e 14, é possível visualizar os Neossolos Quartzarênicos presentes na região de estudo em áreas de Depressão Periférica. É possível notar o alto índice de degradação desses solos em áreas de nascentes dos afluentes do Rio Capivara.

Figura13. Neossolos Quartzarênicos em áreas de nascentes com elevado teor de degradação.



Figura 14. Neossolos Quartzarênicos em outras áreas de nascentes degradadas.



Gleissolos Háplicos Tb Distróficos são solos minerais hidromórficos, mal ou muito mal drenados, com seção superficial de constituição orgânica, desenvolvidos geralmente em terras baixas, vinculadas a excesso de água; a textura pode ser bastante desuniforme ao longo do perfil. Esses solos têm sérias limitações ao uso agrícola, devido à presença de lençol freático elevado e ao risco de inundações ou alagamentos frequentes. A Figura 15 apresenta a área de ocorrência de Gleissolos Háplicos à jusante do Rio Capivara.

Figura 15. Gleissolos Háplicos na sub-bacia do Rio Capivara.



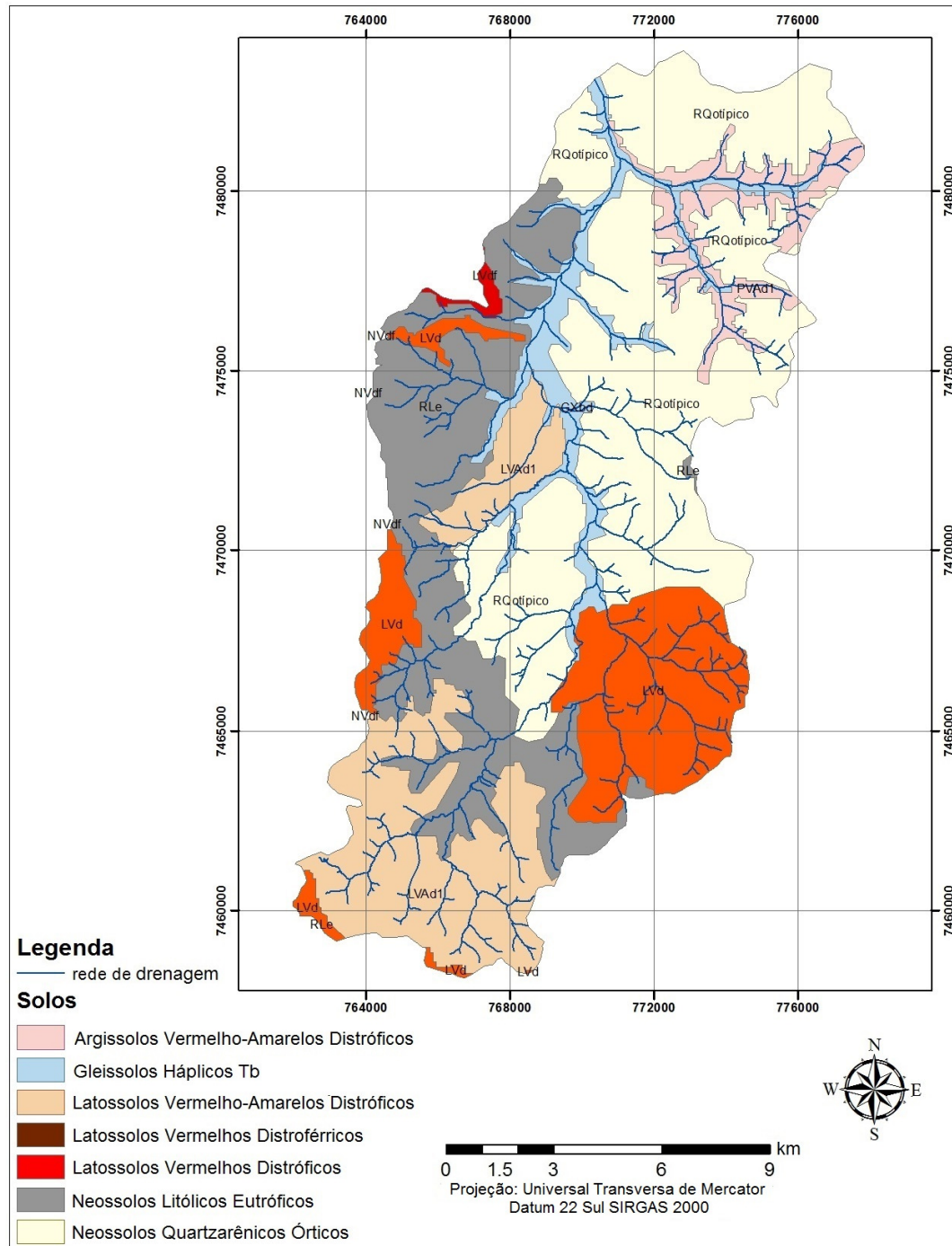
Lepsch (1977) descreveu os Argissolos como bem desenvolvidos, moderadamente ou bem intemperizados, com diferenciação marcante entre os horizontes e texturas variadas, sendo confirmado por Oliveira (1992), que caracteriza os Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos como solos minerais não-hidromórficos, que apresentam um gradiente textural acentuado, porém quando pouco espesso, o horizonte B deve apresentar estrutura em blocos ou prismática, além de possuir as mais variadas profundidades e texturas com a presença ou não de cascalhos, relacionado também à geologia da área estudada. A Figura 16 apresenta um perfil de Argissolo Vermelho Amarelo na área de estudo, localizado em grande parte nas áreas norte e nordeste da sub-bacia.

Figura 16. Perfil de Argissolo Vermelho Amarelo na área de estudo.



A Figura 17 ilustra o mapa de solos da área de estudo.

Figura 17. Mapa das unidades de solos.

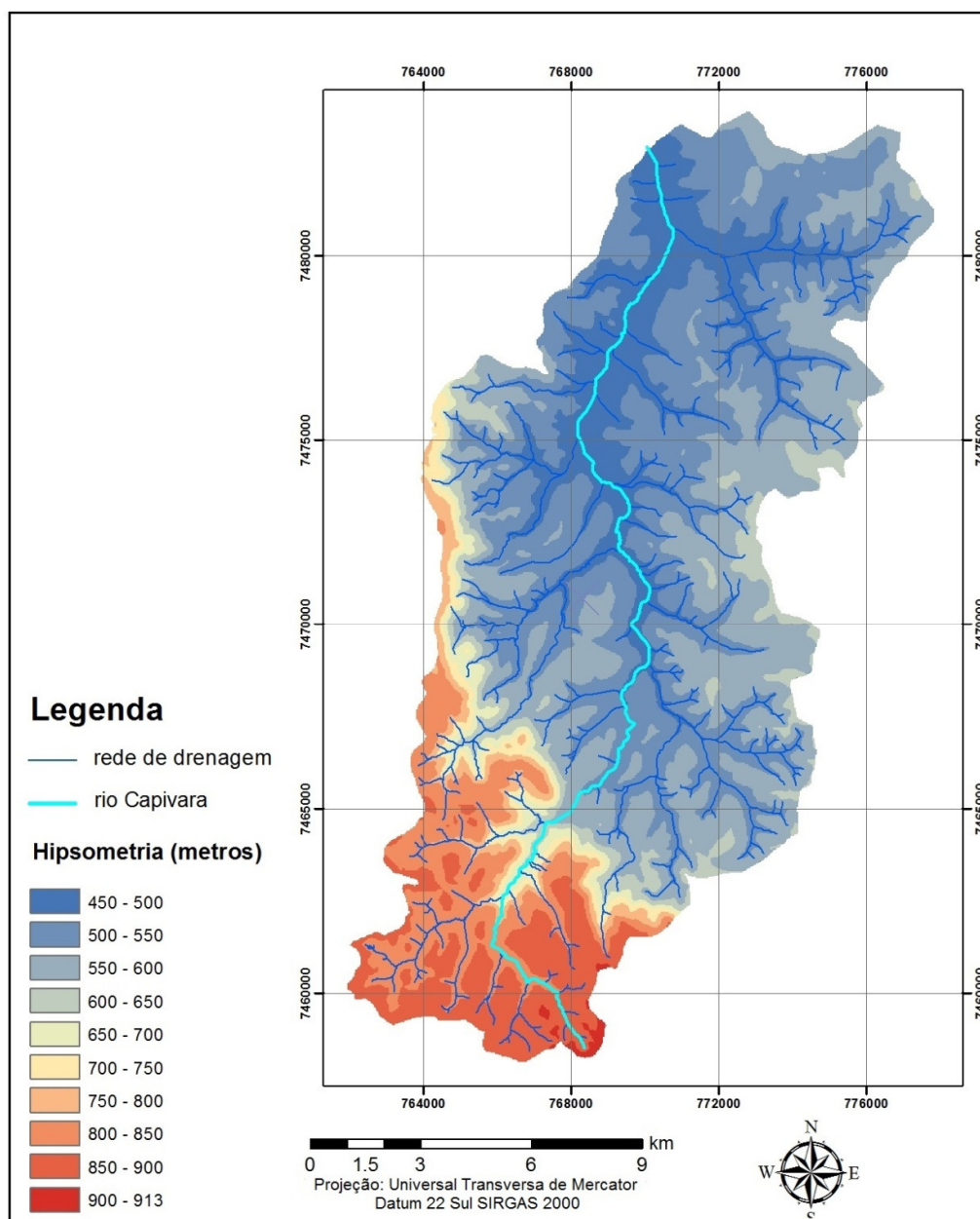


Fonte: Adaptado de Piroli (2002).

A rede de drenagem apresenta córregos de primeira a quinta ordem, a partir das definições de Strahler (1952), mostrando maiores espaçamentos nas regiões de

planalto, de solos mais intemperizados e com maior densidade em relevos mais movimentados, nas regiões de frente de Cuesta principalmente em áreas de solos menos evoluídos. A Figura 18 mostra a rede de drenagem da sub-bacia do Rio Capivara, em mapa hipsométrico.

Figura 18. Mapa hipsométrico da área de estudo.



Segundo Carvalho (1981), a região da sub-bacia do Rio Capivara apresenta um relevo movimentado, cortado por um degrau entre as áreas de maior e menor altitude, caracterizado por apresentar três regiões fisiográficas distintas pertencente

às respectivas unidades tectono-estratigráficas. De acordo com Perrota, (2005) a área de estudo se situa na Bacia Sedimentar do Paraná, na porção do Planalto Centro Ocidental (área SW da sub-bacia do Rio Capivara).

Segundo o IPT (1997), no Planalto Centro Ocidental, predominam formas de relevo denudacionais cujo modelado constitui-se basicamente em colinas amplas e baixas com topos convexos e topos aplainados e tabulares com entalhamentos nos vales inferiores a 20 metros. As dimensões interfluviais médias predominantes estão entre 1750 metros e 3750 metros e as altimetrias variam entre 400 e 600 metros com declividades médias variando entre 2 % e 10 %.

Por apresentar formas de dissecação baixa, vales pouco entalhados com densidade de drenagem baixa, esta unidade apresenta um nível de fragilidade potencial baixo, nos setores aplainados nos topos nas colinas, entretanto face às características texturais dos solos (Latosolos Vermelho-amarelo em maior parte e Argissolos Vermelho-amarelo nas vertentes mais inclinadas), os setores de vertentes pouco mais inclinados são extremamente susceptíveis aos processos erosivos, principalmente quando se desenvolvem escoamentos concentrados.

O Planalto residual de Botucatu localiza-se na parte central do Estado de São Paulo, entre o Planalto Central Ocidental e a Depressão Periférica Paulista. A área de estudo está compreendida nas porções do reverso da Cuesta mais precisamente nas regiões à montante da sub-bacia do Rio Capivara, onde também localiza-se a região central do interflúvio Tietê-Paranapanema. Nessa unidade predominam formas de relevo denudacionais cujo modelado constitui-se basicamente de colinas com topos amplos convexos e tabulares. Apresenta entalhamentos de 20 a 40 metros e dimensão interfluvial variando de 250 metros a 1750 metros. Predominam ainda nessa região altimetrias entre 600 e 900 metros e as vertentes apresentam basicamente declividades entre 10 a 20% (IPT, 1997).

O relevo de Cuesta é uma feição marcante da região resultado do trabalho contínuo de erosão sobre o solo, formando grandes plataformas rochosas que se destacam nos vales suaves ao seu redor. Seu relevo é dessimétrico constituído por uma sucessão alternada de camadas com diferentes resistências ao desgaste e que se inclinam numa direção, formando um declive suave no reverso e um corte abrupto ou íngreme na chamada frente de Cuesta (CARVALHO, 1981). Nota-se na

Figura 19a a presença de uma erosão linear (voçoroca) resultado da falta de vegetação natural em uma área íngreme, característica do relevo de Cuesta, e com sinais evidentes de intenso pastoreio e pisoteio do gado. A Figura 19b ilustra as Frentes de Cuesta na área de estudo.

Figura 19a e b. Frentes de Cuesta característica na área de estudo.

(a)



(b)



Em relação à Depressão Periférica Paulista, predominam formas de relevo denudacionais cujo modelado constitui-se basicamente por colinas de topos convexos e tabulares. Apresenta vales com entalhamentos que variam de menos de

20 metros a 80 metros e dimensões interfluviais de menos de 250 metros a 1750 metros. As altimetrias predominantes estão entre 600 e 700 metros e as declividades das vertentes entre 10 e 20%.

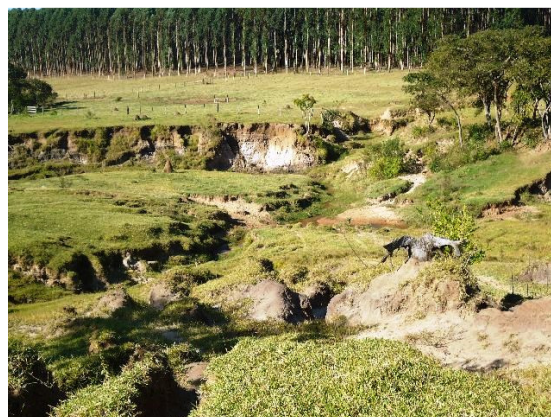
Considerando a dissecação do relevo, esta é considerada média com vales entalhados e densidade média a alta com densidades de drenagem de média a alta, o que, aliado à constituição litológica implica em um nível de fragilidade potencial médio tornando a área fortemente susceptível a intensos processos erosivos nas regiões mais dissecadas, ocorrendo os solos do tipo Neossolos Quartzarênicos desenvolvidos sobre os arenitos friáveis das Formações Pirambóia e Botucatu. Na Figura 20a,b e c é possível notar processos erosivos intensos na área de estudo nas porções da Depressão Periférica:

Figura 20a, b e c. Áreas com pastagens degradadas na área de estudo onde predominam os Neossolos Quartzarênicos na Depressão Periférica.

(a)



(b)

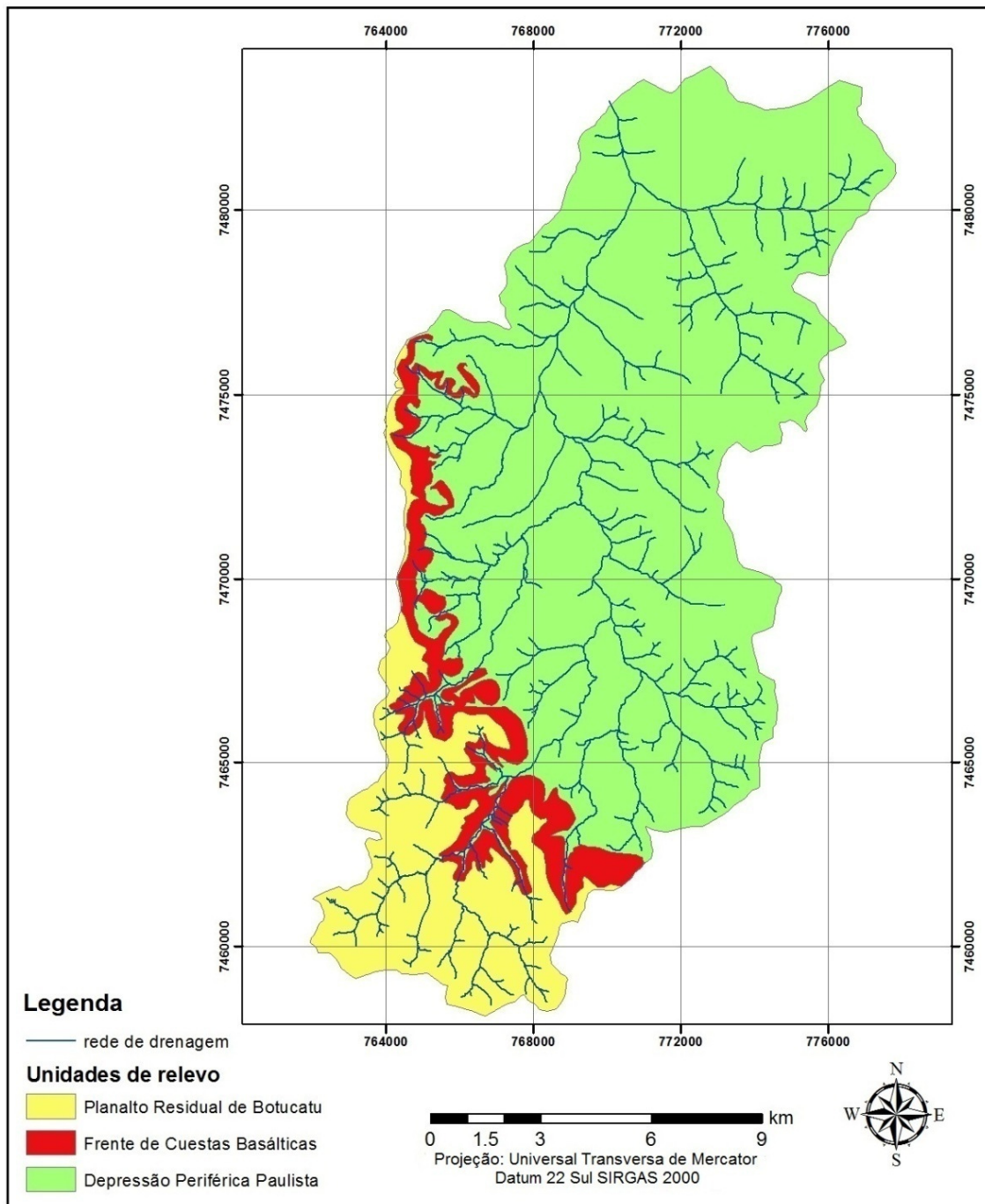


(c)



A Figura 21 mostra as três unidades de relevo na área de estudo:

Figura 21. Unidades de relevo presentes na área de estudo.



4.3 VEGETAÇÃO NATIVA

De acordo com Carrega (2006), a vegetação natural da área de estudo é constituída de três tipos: Floresta Estacional Semidecidual, principalmente na área

denominada Frente da Cuesta; Cerradão, tanto no Reverso da Cuesta como na Depressão Periférica; e Mata ciliar, ao longa da rede de drenagem da região.

A Floresta Estacional Semidecidual do interior do estado de São Paulo é um exemplo claro do processo de degradação e fragmentação de ecossistemas tropicais no mundo. A fragmentação desse ecossistema iniciou-se há várias décadas, e os pequenos e isolados fragmentos que ainda restam sofrem os efeitos da paisagem na qual estão inseridos: incêndios periódicos, caças e agrotóxicos advindos de práticas agrícolas (VIANA, 1995).

Segundo Rodrigues (1999), as formações de Floresta Estacional Semidecidual são caracterizadas por apresentar um dossel não perfeitamente contínuo (irregular), entre 15 e 20 m de altura, com presença de árvores emergentes de até 25 a 30 m. O termo estacional expressa as transformações de aspecto ou comportamento da comunidade, conforme as estações do ano; essas formações têm como característica a deciduidade na estação seca de algumas espécies típicas.

Para Coutinho (1978), o Cerrado inclui os Campos Limpos, os Campos Sujos, os Campos Cerrados, os Cerrados e também os Cerradões, enquanto Gomes et al. (2004) destacaram que o Cerrado localiza-se predominantemente na região do Planalto Central. A área de ocorrência potencial do Cerrado ocupa aproximadamente 22% do território nacional, ou ao redor de dois milhões de quilômetros quadrados. Porém, a área atual é bem menor, pois o Cerrado é o ecossistema que vem sofrendo uma das maiores taxa de devastação no Brasil.

A designação de cerrado é dada no Brasil para uma formação universalmente dita atualmente como savana, que ocorre em todas as terras tropicais do planeta, sob várias modalidades. O que caracteriza essa estrutura é a sua composição sempre de dois estratos peculiares: um estrato ou andar arborescente, de pequenas árvores tortuosas, espaçadas e dotadas de cascas espessas; outro formado de gramíneas e subarbustos (RIZZINI et al., 1991).

Rodrigues (1999) ressaltou que o cerradão apresenta muitos elementos comuns em relação às florestas estacionais semidecíduais, como a ciclagem de nutrientes, a fisionomia, as características de luminosidade, além de muitas espécies

comuns às duas formações, nos vários estratos da vegetação. Ocorre também sobreposição do cerradão com cerrado, devido à ação antrópica ou mesmo às características edáficas.

Segundo Battilani et al. (2005), as matas ciliares, também conhecidas como floresta de galeria ou ripária, destacam-se por ocuparem áreas restritas ao longo dos cursos d'água. Essas formações são fortemente influenciadas por uma série de fatores físicos locais, como as variações edáficas e topográficas, além dos processos de perturbações naturais e antrópicos que são muito frequentes nessas comunidades. As formações ciliares desempenham relevante importância na manutenção da integridade dos ecossistemas locais, representando importantes áreas de preservação de espécies animais e vegetais e conservação dos recursos naturais.

4.4 USO E COBERTURA DA TERRA

De acordo com Campos et al. (2004), o uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Capivara, é composta por mata nativa, com boa parte pertencente a APA Botucatu, Corumbataí e Tejupá, nas áreas de Cuesta, de fundamental importância, segundo Carrega (2006), no controle da erosão e enchentes por regularem de maneira efetiva a recarga do lençol freático. As pastagens, apesar de a maioria se apresentar degradada, compõem a maior área de cobertura vegetal da sub-bacia, com predominância da pecuária leiteira. Destacam-se também as espécies exóticas, sobretudo o eucalipto, pois na área de estudo existem grandes empresas de extração vegetal, como a Duratex S/A e a Eucatex S/A. Como cultura semiperene, localizadas principalmente nas regiões noroeste da área de estudo, encontram-se as plantações de cana-de-açúcar.

Nota-se também a grande expansão ocorrida nos últimos 10 anos da citricultura na sub-bacia, explicada principalmente pela região ainda ter poucos casos do Greening e de Cancro cítrico, uma das principais doenças relacionadas ao citrus.

Nas porções a sudeste da sub-bacia, em regiões de planalto, mais especificamente no divisor de águas da sub-bacia e em parte do reverso da Cuesta, onde se localizam algumas nascentes da rede de drenagem da sub-bacia, estão as áreas urbanas do município de Botucatu (Figura 22), as quais apresentam um

crescimento gradativo, porém constante para as regiões de Cuesta. Estas, embora ocupem uma pequena porção da área de estudo, representam um acréscimo das superfícies impermeabilizadas, contribuindo significativamente para o aumento do escoamento superficial (*runoff*) e para a erosão de uma forma geral.

Figura 22. Expansão das áreas urbanas de Botucatu nas regiões de reverso da Cuesta.



Fonte: www.skyscrapercity.com (2013)

4.5 CLIMA

O clima do município de Botucatu é, segundo a classificação de Koppen, classificado como mesotérmico, com estação mais seca no inverno e identificada como Cwa. De acordo com Martins (1989), a direção do vento predominante é a sudeste (SE), e a temperatura média anual é de 20°C, sendo que a temperatura média dos meses mais quentes é de 23,2°C, e de 16,9°C nos meses mais frios. O índice pluviométrico está entre 1.100 e 1.700 mm anuais, podendo atingir valores superiores a 1.800 mm anuais, ocorrendo uma precipitação média no mês mais chuvoso e mais seco, respectivamente, de 223,4 mm e 37,8 mm (IPT, 1992).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 CONFECÇÃO DOS MAPAS

5.1.1 ELABORAÇÃO DO MDE E DOS MAPAS DE USO E COBERTURA DA TERRA

Para a elaboração do MDE (Modelo Digital de Elevação do Terreno), foram utilizadas as Cartas do IGC (Instituto Geográfico Cartográfico de São Paulo), em escala de 1:10.000, a partir da vetorização das curvas de nível. Foram utilizadas as seguintes folhas (Tabela 2).

Tabela 2. Cartas do IGC utilizadas para a obtenção do MDE.

Folha	Formato	Escala	Ano	Fonte
72/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
72/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
72/079	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
73/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
73/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
73/079	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
74/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
74/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
75/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
75/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
76/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
76/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
77/077	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC
77/078	Digital/Raster	1:10.000	1978	IGC

A vetorização das curvas de nível foi feita por meio do Sistema de Informações Geográficas ArcGIS 10 (ESRI, 2010), a partir das rotinas de elaboração dos arquivos “*feature class*” em um *geodatabase*, no qual cada linha recebe um atributo de altitude com equidistância vertical de 5 m. Posteriormente, foi elaborado o mapa de declividade da sub-bacia por meio de interpolação, a partir do método de Rede Triangular Irregular - TIN (*Triangular Irregular Network*). A partir das

informações das cartas topográficas, foram elaboradas também as redes de drenagens e o limite da sub-bacia.

Para a elaboração dos mapas de uso e cobertura da terra, foram utilizadas três imagens orbitais Landsat 5 TM dos anos de 1988, 1997 e 2007 (Tabela 3). A imagem de 1988 foi obtida por meio do cadastro gratuito de imagens GLCF (*Global Land Cover Facility – Facilidade da Cobertura Global da Terra*) disponível em: <http://glcf.umiacs.umd.edu/research/portal/geocover/>). Já as imagens de 1997 e 2007 foram obtidas a partir do cadastro de imagens gratuitas do INPE (disponíveis em www.inpe.br). É importante ressaltar que todas as imagens foram registradas com base nas Cartas do IGC utilizadas para a pesquisa. O Datum utilizado foi o SIRGAS 2000, fuso 22 sul. Foram consideradas as seguintes classes de uso e cobertura da terra: 1 – Mata nativa; 2 – Pastagem; 3 – Área urbana; 4 – Cana de açúcar; 5 – Silvicultura; 6 – Citricultura.

Tabela 3. Características das imagens Landsat 5 TM utilizadas.

Satélite/Sensor	Data	Órbita/ponto	Resolução	Fonte
Landsat 5/TM	01/07/1988	220/076	30 m	Geocover
Landsat 5/TM	08/06/1997	220/076	30 m	INPE
Landsat 5/TM	20/06/2007	220/076	30 m	INPE

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

A interpretação das imagens para a obtenção dos dados de uso e cobertura da terra foi realizada por meio da técnica de segmentação, no software ENVI EX (RSI, 2009), a partir do módulo *Feature Extraction*, no qual são definidos os limiares de segmentação (*scale level*) e união de segmentos com características parecidas (*merge level*). Para uma melhor interpretação visual e rotulação dos polígonos, as imagens utilizadas foram contrastadas, utilizando-se uma função linear. As bandas utilizadas foram 3 (vermelho), 4 (infravermelho próximo) e 5 (infravermelho médio). Após contrastadas, gerou-se uma composição colorida no ArcGis (função *composite bands*) para ser utilizada como base das interpretações. Realizada esta etapa, os polígonos obtidos foram exportados para o programa ArcGis 10, e foi realizada a interpretação de forma visual por meio da rotulação dos polígonos, que foram

devidamente rotulados com as classes de uso e cobertura, no momento de elaboração da *feature class*.

É importante lembrar que este método é baseado inteiramente na experiência do analista, o qual extrai as informações de uso e cobertura da terra com base nas características das imagens, como: textura, forma, tamanho e padrões, além das informações obtidas no campo. Por essa razão, para este trabalho, optou-se pelo método de interpretação visual, escolhido, entre outras razões, pela própria experiência do analista com a área de estudo.

5.2 OBTENÇÃO DOS DADOS DA MEUPS

5.2.1 FATOR LS USLE 2D (COMPRIMENTO DE RAMPA E DECLIVIDADE)

O USLE 2D, conforme já explicado anteriormente na seção 3.2, possui quatro algoritmos de obtenção do expoente m da Equação 3 e de cálculo do fator S (declividade): Wischmeier e Smith (1978), McCool et al. (1989), Govers (1991) e algoritmo de Nearing (1997). Este trabalho utilizou o algoritmo de Nearing (1997), recomendado para áreas com declives mais acentuados, de acordo com as considerações de Oliveira et al. (2010).

Para entrada do MDE no USLE 2D, utilizou-se da ferramenta *topo to raster* presente no ArcGIS 10, indicada para estudos hidrológicos, considerando em sua análise fatores como a direção de drenagem no contexto de sub-bacias.

Em seguida, utilizou-se da ferramenta *fill* para correção das imperfeições do MDE, com o devido preenchimento das áreas de depressões. Segundo Tarboton (1991), quando uma depressão não corresponde a uma drenagem, mas resulta do processo de interpolação que gerou o MDT, é fundamental que essa depressão seja preenchida para que possa permitir a continuidade do fluxo para jusante. Esta etapa automatizada consiste em soerguer a depressão até o menor valor do terreno circunvizinho, de modo a permitir a manutenção do fluxo à jusante.

Para a determinação do fator S, foi considerada a equação de Desmet e Govers (1996a):

$$S = 0,00654s^2 + 0,0456s + 0,065 \quad . \quad (16)$$

Em que S é a declividade em graus, extraída a partir do arquivo do MDE corrigido (*topo to raster* e *fill*) e obtido a partir do comando Slope no ArcGIS.

Posteriormente, o cálculo da Equação é realizado na calculadora de álgebra de mapas (*raster calculator*) no ArcGIS.

O fator L foi obtido a partir da divisão do fator LS (obtido no USLE 2D) e S no ArcGIS 10, por meio da calculadora de álgebra de mapas (*raster calculator*).

5.2.2 FATOR K (ERODIBILIDADE DO SOLO)

Para a obtenção do fator K, utilizou-se como base o mapa de solos da área de estudo em escala 1:30.000 já apresentado anteriormente na seção 4.4, elaborado por Piroli (2002).

Este trabalho utilizou a metodologia utilizada por Mannigel et al. (2002) na determinação dos fatores K de 25 perfis de solos presentes no estado de São Paulo, com base no atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006) e por meio do método indireto da expressão de Boyoucos (HUDSON, 1982; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005), que utiliza a seguinte Equação:

$$K = ((\% \text{ areia} + \% \text{ silte}) / (\% \text{ argila})) / 100 \quad . \quad (17)$$

Em que o fator K representa o fator erodibilidade do solo de cada sub-horizonte (t.ha.h/ ha.MJ.mm) e % areia, % silte e % argila representaram as porcentagens das respectivas frações para cada sub-horizonte.

A partir destes dados sistematizados juntamente com o mapa de solos da área de estudo, utilizou-se para o presente trabalho os seguintes dados de erodibilidade ou fator K (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de Erodibilidade (K) para os solos da área de estudo.

Unidade de solos		Erodibilidade (K)(t/ha)
PVad1	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	0,0466
GXbd	Gleissolo Haplico Tb	0,0044
LVAd1	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	0,0112
LVdf	Latossolo Vermelho Distroférico	0,0071
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	0,0061
RLe	Neossolo Litólico Eutrófico	0,0490
RQo	Neossolo Quartzarenico Órtico	0,1448

Fonte: Embrapa (1999) e Mannigel et al. (2002).

5.2.3 FATOR C

Os últimos fatores da MEUPS (C e P), assim como o fator K, são custosos e demandam tempo para fornecer resultados satisfatórios. Além disso, são os únicos fatores que consideram a participação antrópica no processo (SILVA et al., 2004).

A Tabela 5 ilustra os valores utilizados para cada parcela de uso e cobertura da terra da área de estudo, seguindo a metodologia utilizada por Donzeli et al. (1992), Fernandez et al. (1996); Silva et al. (2010).

Tabela 5. Definição dos valores do fator C para cada classe temática.

Classes temáticas de uso e cobertura da terra	Valores do fator C
Mata natural	0,0001
Pastagem degradada	0,03
Área urbanizada	0
Cana-de-açúcar	0,05
Silvicultura	0,0158
Citricultura	0,0135

Fonte: Donzeli et al. (1992) e Silva et al. (2010).

5.2.4 FATOR P

Para a área de estudo, optou-se por utilizar o modelo de cálculo dos valores desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978) e ajustado por Bertoni e Lombardi Neto (1985):

$$P = 0,69947 - 0,08991 * s + 0,01184 * s^2 - 0,000335 * s^3 \quad . \quad (18)$$

Em que:

s = Classes de declividade (%).

As classes de declividade foram definidas a partir das propostas metodológicas de EMBRAPA (1999) e Ramalho Filho e Beek (1995), os quais definiram os intervalos das classes, segundo a ocorrência de unidades de relevo e segundo o grau de limitação ao desenvolvimento de culturas agrícolas por suscetibilidade à erosão. Desta forma, apresenta-se a seguir a Tabela 6, com as classes de declividade e os valores obtidos para o fator P.

Tabela 6. Definição dos valores do fator P para cada intervalo de classe de declividade.

Classes de declive (%)	Relevo (EMBRAPA, 1999)	Grau de limitação ao cultivo agrícola (Ramalho Filho e Beek, 1995)	Valores obtidos para o fator P
0 a 3	Plano	Nulo (N)	0,24
3 a 8	Suave ondulado	Ligeiro (L)	0,27
8 a 13	Ondulado	Moderado (M)	0,51
13 a 20	Forte ondulado	Forte (F)	0,57
20 a 45		Muito Forte (MF)	0,62
45 a 100	Montanhoso	Extremamente forte	0,67
> 100	Escarpado		-

Fonte: (EMBRAPA, 1999), Ramalho Filho e Beek, (1995).

5.3 DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (RUNOFF)

Segundo Williams (1975), é possível a determinação do fator Q e qp a partir da Equação 2 apresentada anteriormente na Seção 3.2. De acordo com Pereira (2010), esses parâmetros são os últimos a serem obtidos na equação, pois sua aquisição depende indiretamente de informações como comprimento de rampa (fator L), declividade, uso e cobertura da terra, manejo e tipo de solo.

Em relação ao volume de escoamento superficial, ou fator Q, os mapas relativos às três datas estudadas (Figura 25) foram elaborados a partir dos parâmetros da Equação 13 (Seção 5.2.5), levando-se em consideração as formulações de:

- Sa: parâmetro de retenção da água pelas características de superfície do terreno);
- Im: quantidade máxima do volume de precipitação em 1 hora (mm);
- CN: curva número a partir da relação entre tipo de solo e uso do solo.

O cálculo para obtenção dos valores de Sa (parâmetro de retenção da água pelas características de superfície do terreno) pode ser conferido a partir da Equação 39, assim como a Tabela 7 com os índices de CN, que relacionam as classes de solo obtidas para a área da sub-bacia, com as classes de uso e cobertura da terra extraídas. É importante ressaltar que os valores foram obtidos para cada pixel.

$$Sa = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (19)$$

Tabela 7. Relação entre uso e tipo do solo expressas nos valores de Curva Número (CN), de acordo com cada grupo hidrológico.

Classes de solos e grupos hidrológicos presentes na sub-bacia do Rio Capivara-SP				
Classes de uso cobertura da terra	RQ (A)	LV (B)	PV (C)	Gx (D)
Mata Natural	18	25	58	70
Pastagem	60	66	81	87
Área urbana	100	100	100	100

Tabela 7. Relação entre uso e tipo do solo expressas nos valores de Curva Número (CN), de acordo com cada grupo hidrológico (cont.).

Cana-de-açúcar	50	60	75	83
Silvicultura	25	36	64	75
Citricultura	39	60	73	78

Fonte: Lombardi Neto et al. (1989).

Em relação à intensidade média da precipitação (I_m), de acordo com Genovez (1993), esta vem a ser a máxima média observada em um intervalo de tempo de recorrência, conforme ilustra a Equação 20:

$$I_m = \frac{K(T)^a}{(t+b)^c} \quad (20)$$

Em que:

T: período de retorno (em anos);

t: duração da precipitação (minutos);

K, a, b, c: parâmetros de localidade, conhecidos como Parâmetros da Equação Intensidade.

Esses dados foram obtidos para o município de Botucatu-SP, por meio do programa Pluvio 2.1, elaborado pelo Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa-MG. Para o presente trabalho, utilizou-se como parâmetro o tempo de retorno da chuva de 30 anos e uma chuva intensa de 60 minutos.

Tabela 8. Valores regionais dos índices de precipitação obtidos para o município de Botucatu-SP.

Parâmetros de Equação intensidade, duração e frequência da precipitação	
K	1280,215
a	0,113
b	25
c	0,718

Fonte: Silva et al. (1999).

A vazão de pico (q_p), também entendida como um indicador da força erosiva das chuvas intensas, é usada no cálculo da perda de sedimentos, conforme descrito anteriormente, ocorrendo com um dado evento de chuva.

A obtenção do fator q_p se deu a partir dos valores Q , calculados anteriormente, e do parâmetro T_c (tempo de concentração), obtido a partir da expressão de Genovez (1993) por meio da seguinte formulação:

$$T_c = \frac{L^{0,8} \left(\frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7}}{1900 * S} \quad . \quad (21)$$

Em que:

$T_{c_{ij}}$: tempo de concentração da sub-bacia (horas);

L_{ij} : extensão de vertente (metros);

CN: valores do índice Curva Número (adimensional);

S: declividade (%).

É importante salientar que tanto o fator Q como o q_p foram obtidos com o uso da ferramenta *raster calculator* presentes no ArcGIS para o cálculo das equações, assim como para o cálculo dos valores dos mapas de:

- Aporte de Sedimentos: leva em consideração desde variáveis dinâmicas, como as que analisam a mudança do uso e cobertura da terra (C, P e fator *runoff*), bem como variáveis estáticas (erodibilidade K e LS (topográfico));
- Potencial Natural de Erosão: utiliza a relação dos fatores LS, K e parâmetros do escoamento superficial (*runoff*) da sub-bacia nos anos estudados);
- Potencial Antrópico de Erosão: baseado na relação entre os fatores LS, C e P (Equação 13), resultado da influência dos fatores antrópicos relacionados com o fator topográfico para a área de estudo, nos períodos analisados;
- Risco de Erosão: utilizado para se verificar o grau de influência dos fatores antrópicos sobre os naturais, sendo que se o fator antrópico (valores maiores que zero) for maior em relação ao natural (valores mais próximos a 0), verifica-se então o risco antrópico de erosão da área estudada. Esses foram obtidos a partir da Equação 14.

5.4 ENTRADA DOS DADOS NO DINAMICA EGO (Environment for Geoprocessing Objects)

Os mapas de uso e cobertura da terra elaborados correspondem à série temporal referente a três cenários de uso e cobertura da terra para os anos de 1988, 1997 e 2007. A modelagem da dinâmica do uso e cobertura da terra para a área de estudo foi realizada em dois períodos de simulação: 1988 – 1997 e 1997 – 2007, a partir da construção da matriz de transição múltipla, na qual se buscou identificar as transições anuais de cada classe de cobertura da terra em valores de porcentagem anual de mudança.

Em todos os períodos, as variáveis espaciais utilizadas para calibração do modelo foram: altitude (MDE), declividade (ferramenta *slope* do ArcGIS), distância às rodovias vicinais e drenagens (elaborados por meio do cálculo da distância euclidiana - função *Euclidean distance*) e mapa de solos (Piroli, 2002). Essas variáveis tentam explicar as mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas nos períodos analisados, a partir de diversos testes combinatórios para a calibração do modelo. Nessa etapa, o conhecimento do analista sobre a área de estudo é de fundamental importância para a calibração, de modo que, na etapa final, o mapa simulado fique o mais próximo possível do mapa real. É importante ressaltar que todos os dados foram gerados com resolução espacial de 30 m, para que fossem compatíveis com a resolução das imagens de satélite utilizadas. O sistema de referência adotado foi o SIRGAS 2000, fuso 22 sul.

5.5 CÁLCULO DAS TAXAS DE TRANSIÇÃO

Uma das etapas de simulação realizada nesse trabalho consistiu na elaboração das matrizes de transição da mudança do uso e cobertura da terra nos períodos de 1988 – 1997 e 1997 – 2007. De acordo com Soares Filho et al. (2004), a matriz de transição (Equação 22), vem a ser a distribuição da quantidade de alterações por toda a paisagem e é responsável por fornecer ao algoritmo de simulação a porcentagem de mudança de um estado da paisagem para outro, sendo o primeiro componente da função de mudança. Ainda de acordo com os mesmos autores, essa informação pode ser obtida por meio da tabulação cruzada do mapa de uso e cobertura da terra inicial com outro mapa, desse mesmo tipo, em um

instante de tempo ulterior. No Dinamica EGO, essa matriz é chamada de matriz de transição unitária (Equação 22).

$$\begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ \cdot \\ j \end{bmatrix}_{t=v} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{1.} & P_{1j} \\ P_{21} & P_{22} & P_{2.} & P_{2j} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} & P_{3j} \\ P_{j1} & P_{j2} & P_{j.} & P_{jj} \end{bmatrix}^v * \begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ \cdot \\ j \end{bmatrix}_{t=0} \quad (22)$$

Segundo Soares Filho et al. (2004), a matriz P_{ij} é conhecida como matriz de transição, onde as colunas representam as probabilidades de um determinado estado i permanecer no mesmo estado ou mudar para o estado j durante o intervalo de tempo de $t \rightarrow t + v$, de modo que:

$$\sum_{i=1}^n P_{ij} = 1, i = 1, 2.. n. \quad (23)$$

Sendo o estimador de P_{ij} dado pela Equação 24:

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{\sum_{j=1}^n n_{ij}} \quad (24)$$

Em que: n = número de classes de uso.

Para o presente trabalho, foram inseridos no Dinamica o mapa inicial de 1988 e o mapa final de 1997, e posteriormente, os mapas de 1997 e 2007, com as classes de uso e cobertura (mata, pastagem, citricultura, cana-de-açúcar, silvicultura e área urbana) para a primeira fase da modelagem. Com isso foram geradas as matrizes de transição global e anual múltipla, em porcentagem das mudanças da paisagem, que permitiram, a execução da etapa posterior da modelagem, que foi a calibração.

5.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO

A calibração tem o objetivo de selecionar o melhor conjunto de variáveis de entrada e parâmetros internos do modelo dinâmico, a fim de produzir o melhor ajuste entre os dados levantados e a realidade observada (VALENTIN, 2008).

Segundo Almeida (2007b) capítulo 12, são dois os estágios constituídos na rotina de calibração no Dinamica EGO:

[...] O primeiro estágio trata de uma análise visual comparativa executada entre cada tipo de mudança de uso do solo e as tendências gerais de resultados preliminares de simulação; as dicas fornecidas pelos mapas de transição do uso e de probabilidades de transição; e as informações de diretrizes contidas na sobreposição simultânea de diferentes mapas de variáveis explicativas sobre o mapa real de uso do solo em formato vetorial. Essa comparação objetiva separar aquelas variáveis ou evidências que estão efetivamente contribuindo para explicar os respectivos eventos daquelas que constituem apenas ruído para a modelagem. Em um segundo momento, após a calibração do conjunto de padrões do modelo de simulação, tem-se início a calibração relativa ao ajuste dos parâmetros internos da interface do modelo de simulação do Dinamica EGO, tais como: proporção de transições por contiguidade pela função *Expander* e por difusão pela função *Patcher*; a isometria e o tamanho médio e a variância das manchas a serem geradas pelo *Expander* ou pelo *Patcher* em cada um dos tipos de transição. Atualmente, é possível a vinculação de mapas sobrepostos com o recurso de transformação no Dinamica EGO.

Para o presente trabalho, utilizou-se do método de Pesos de Evidência (BONHAM-CARTER, 1994), o qual se baseia no teorema de probabilidade condicional bayesiana e foi utilizado originalmente na área de prospecção mineral, para avaliar as condições de ocorrência de determinado minério. No caso deste trabalho, foi calculada a probabilidade de mudança de uso e cobertura da terra a partir da influência de um conjunto de variáveis (por exemplo, solos, litologia, declividade, distância às drenagens, entre outros). As Equações 25 e 26 ilustram o cálculo dos Pesos de Evidência:

$$O\{D/B\} = O\{D\} \frac{P\{B \setminus D\}}{P\{B \setminus \bar{D}\}} \quad , \quad (25)$$

$$\log\{D/B\} = \log\{D\} + W^+ \quad , \quad (26)$$

em que: $O\{D\}$ e $O\{D/B\}$ são, respectivamente, as probabilidades de ocorrer o evento D , e ocorrer D a priori dado um padrão espacial B , W^+ é o peso positivo de evidência relativo à ocorrência do evento D para um padrão espacial B (BONHAM-CARTER, 1994). A Equação 27 ilustra a probabilidade a posteriori de uma transição $i \Rightarrow j$, dado um conjunto de dados espaciais (B, C, D, \dots, N):

$$P\{i \Rightarrow j | B \cap C \cap D \dots \cap N\} = \frac{O_{ij} e^{\sum W_{N^+}}}{1 + \sum O_{ij} e^{\sum W_{N^+}}} \quad (27)$$

Em relação ao peso negativo de evidência (W^-), este é calculado de acordo com as Equações 28 e 29.

$$O\{D/\bar{B}\} = O\{D\} \frac{P\{\bar{B} \setminus D\}}{P\{\bar{B} \setminus \bar{D}\}} \quad , \quad (28)$$

$$\log\{D \setminus \bar{B}\} = \log\{D\} + W^- \quad . \quad (29)$$

Para testar a significância da correlação entre a ocorrência das transições, referentes às mudanças de uso e cobertura da terra, a cada um dos intervalos definidos para as variáveis, a medida de contraste foi utilizada entre os valores positivos e negativos dos pesos de evidência calculados pelo Dinamica, cuja fórmula é dada por:

$$C = W^+ - W^- \quad , \quad (30)$$

De acordo com Goodacre et al. (1993), esta medida é considerada estatisticamente significativa, com uma probabilidade de 95% se $|C| > 1,96 s(C)$, sendo que a variância do contraste, $S^2(C)$, é determinada por :

$$S^2(C) = \frac{1}{\text{area}(B \cap D)} + \frac{1}{\text{area}(B \cap \bar{D})} + \frac{1}{\text{area}(\bar{B} \cap D)} + \frac{1}{\text{area}(\bar{B} \cap \bar{D})} \quad (31)$$

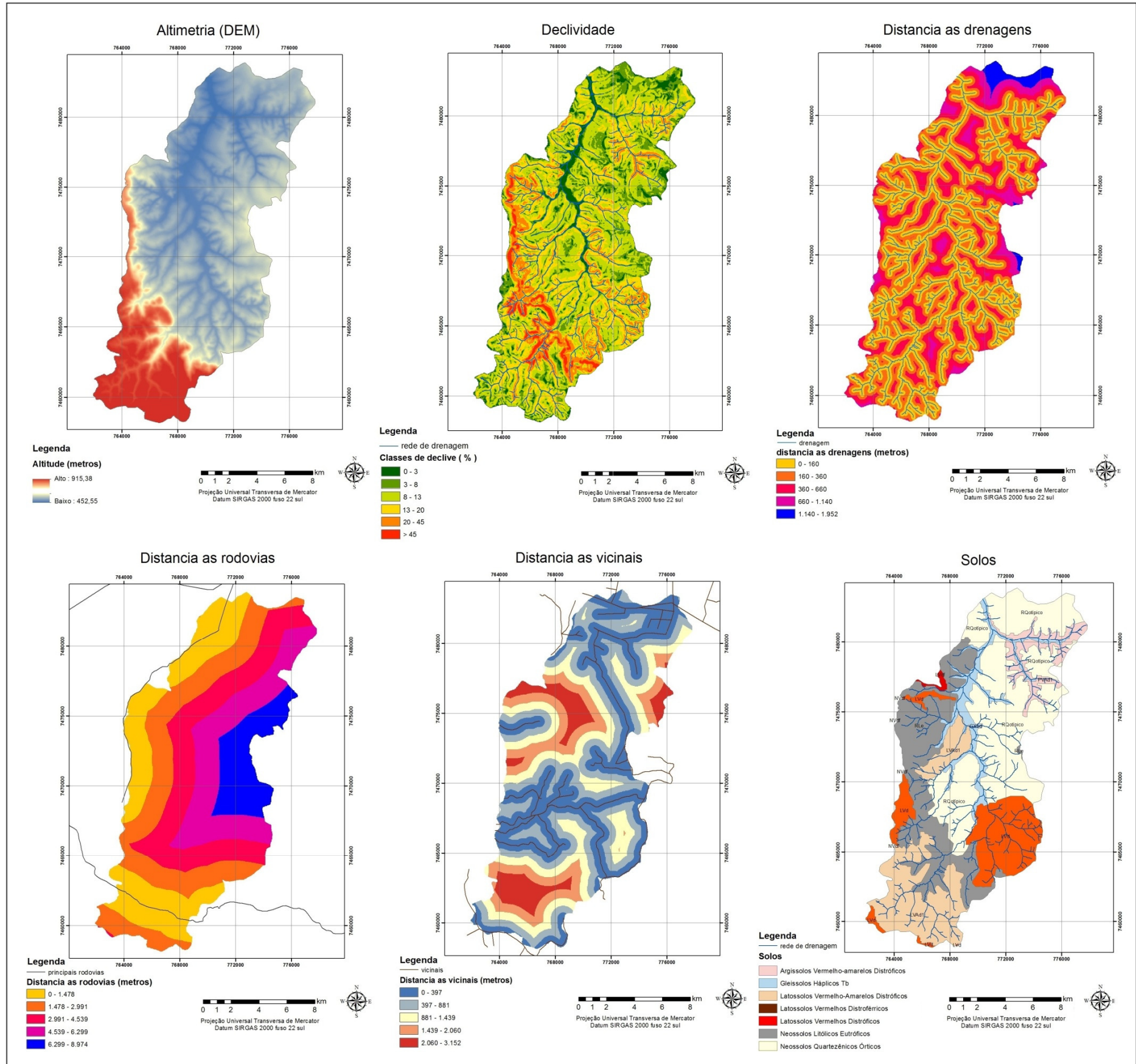
Delaneze (2011) ressalta que os pesos de evidência são aplicados no Dinamica EGO após a categorização dos mapas de variáveis contínuas. Neste processo, a preservação da estrutura dos dados é essencial. Para este objetivo, o Dinamica EGO utiliza um método adaptado de Agterberg e Bonham-Carter (1990) e Goodacre et al. (1993), no qual os intervalos são calculados de acordo com a estrutura dos dados. Posteriormente, são aplicados os intervalos de categorização e, por último, calculados os pesos de evidência. É importante lembrar que os valores positivos são obtidos para variáveis que favorecem determinada transição, ao passo que valores negativos indicam baixa probabilidade de transição, e valores próximos a zero são obtidos para variáveis que não exercem efeito sobre a transição.

No presente trabalho, foram utilizadas as variáveis que mais ajudaram a explicar as mudanças do uso e cobertura da terra na área de estudo, sendo as seguintes:

- Contínuas: altimetria (DEM), declividade, distância euclidiana às drenagens, às principais rodovias e às estradas vicinais;
- Categórica: solos.

Para a calibração, uma das variáveis que mais auxiliou no entendimento das mudanças da paisagem, foi a variável “distância às estradas vicinais”, pois foi a partir da logística do escoamento, tanto da produção de pequenas e médias propriedades, quanto das monoculturas, que se compreendeu a dinâmica das alterações do uso e cobertura da área de estudo. As variáveis utilizadas para a calibração estão ilustradas na Figura 23.

Figura 23. Variáveis utilizadas para calibração do modelo nos períodos 1988 – 1997 e 1997 – 2007.



5.7 TESTE DE ASSOCIAÇÃO ESPACIAL ENTRE AS VARIÁVEIS

No método de pesos de evidência, pressupõe-se que os mapas de variáveis sejam espacialmente independentes, e para tanto, um grupo de testes estatísticos é aplicado para estimar essa condição. De acordo com Bonham-Carter (1994), alguns testes podem ser destacados, como, por exemplo, o índice de Cramer (V), de Incerteza de Informação Conjunta (*Joint Information Uncertainty – U*), medidas de entropia e o qui-quadrado. Em valores de pares de mapas correlacionados que tenham como resultados valores superiores a 0,5, deve ser escolhida uma variável a ser eliminada (a qual tenha menor associação com o fenômeno de mudança) ou pode-se ainda combiná-las como uma única variável (ao se considerar que ambas ajudem a explicar o fenômeno de mudança).

Para a presente pesquisa, foram utilizados os valores dos testes de Cramer e a Incerteza da Informação Conjunta para estimar o grau de dependência entre as variáveis. Esses índices possuem valores variando de zero (0) a um (1), sendo que quanto mais próximos de zero os valores, menor o grau de dependência entre as variáveis. Segundo Bonham-Carter (1994), valores menores do que 0,50 sugerem menos associação do que mais. A variável “litologia” foi retirada do modelo, pois, após realizados os testes de associação espacial com as variáveis, esta apresentou alto índice de associação espacial com as demais variáveis.

É fundamental que nas duas situações se colem valores de áreas resultantes de uma tabulação cruzada entre pares de mapas de variáveis sob análise. Considerando-se a tabela de áreas entre os mapas A e B como matriz T , com elementos T_{ij} , $i = 1, 2, \dots, n$ classes do mapa B (linhas da tabela), e $j = 1, 2, \dots, m$ classes do mapa A (colunas da tabela), os totais marginais de T são definidos como T_i para a soma da i -ésima linha, T_j para a soma da j -ésima coluna, e $T_{..}$ para o somatório de linhas e colunas. No caso de os dois mapas serem independentes entre si, então a área estimada em cada categoria de sobreposição é dada pelo produto entre os totais marginais, dividido pelo somatório total. Portanto, a área esperada T_{ij}^* para a i -ésima linha e j -ésima coluna, de acordo com a Equação 32 é:

$$T_{ij}^* = \frac{T_{i.} T_{.j}}{T_{..}} \quad , \quad (32)$$

A estatística chi-quadrado é definida como:

$$X^2 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \frac{(T_{ij} - T_{ij}^*)^2}{T_{..}} \quad , \quad (33)$$

Ainda de acordo com Bonham-Carter (1994), a expressão $(\text{observado} - \text{esperado})^2/\text{esperado}$ tem um limite menor ou igual a 0 (zero) no momento em que as áreas observadas coincidem com as áreas esperadas e os dois mapas são inteiramente independentes. Quando as áreas observadas tornam-se cada vez mais diferentes das esperadas, o qui-quadrado cresce e possui limites superiores variáveis. O Índice de Cramer (V) é então definido conforme a Equação 34, como:

$$V = \sqrt{\frac{X^2}{T_{..} M}} \quad , \quad (34)$$

em que X^2 é a estatística do qui-quadrado da tabela de contingência relacionando duas variáveis; $T_{..}$ corresponde à soma total dos valores da tabela de contingência; M é o mínimo de $(n-1, m-1)$, sendo n o número de linhas, e m , o número de colunas.

A Incerteza de Informação Conjunta (U) pertence à classe de medidas de entropia que também são baseadas na matriz de tabulação cruzada, mas também pode ser utilizada para a medição de correlações. Na suposição de que os valores T_{ij} sejam transformados em proporções de área, p , dividindo-se cada elemento de área pelo somatório total $T_{..}$. Portanto, $p_{ij} = T_{ij}/T_{..}$, e as proporções marginais são definidas como $p_{i.} = T_{i.}/T_{..}$ e como $p_{.j} = T_{.j}/T_{..}$. As medidas de entropia, ou “estatísticas da informação”, são definidas utilizando-se as proporções de área como estimativas de probabilidades (BONHAM-CARTER, 1994).

A *entropia* de A e de B são definidas como:

$$H(A) = - \sum_{j=1}^m p_{.j} \ln p_{.j} \quad , \quad (35)$$

$$H(B) = - \sum_{i=1}^n p_{i.} \ln p_{i.} \quad , \quad (36)$$

em que \ln é o logaritmo natural. A entropia conjunta da combinação, $H(A,B)$, é:

$$H(A,B) = - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m p_{ij} \ln p_{ij} \quad , \quad (37)$$

Desse modo, a “Incerteza de Informação Conjunta” de A e B, $U(A,B)$, pode ser utilizada como uma medida de associação definida por:

$$U(A,B) = 2 \left[\frac{H(A) + H(B) - H(A,B)}{H(A) + H(B)} \right] \quad , \quad (38)$$

a qual varia entre 0 (zero) e 1 (um). Se dois mapas são completamente independentes, então $H(A,B) = H(A) + H(B)$ e $U(A,B)$ é 0, e quando os dois mapas são completamente dependentes, $H(A) = H(B) = H(A,B) = 1$, e $U(A,B)$ é 1.

De acordo com Soares-Filho et al. (2002), na Dinâmica EGO existem dois mecanismos para a execução do modelo: as funções *expander* e *patcher*, sendo que a primeira é responsável pela expansão ou contração de manchas previamente existentes de certa classe de uso e cobertura da terra, enquanto a função *patcher* destina-se ao aparecimento de novas manchas por meio de um mecanismo de constituição de sementeira. A função *expander* executa mudanças de um estado i para um estado j nas vizinhanças adjacentes de células com estado j , e a função *patcher* executa transições de um estado i para um estado j apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado diferente de j .

No presente trabalho, no primeiro estágio de simulação (1988 – 1997) foi utilizada apenas a função *expander*, pois não houve a formação de novas manchas de classes de uso e cobertura em outros locais, apenas a expansão de manchas em

classes existentes que apareceram no período analisado. Já no segundo período de simulação (1997 – 2007), por serem percebidas as formações de manchas em outros locais da área de estudo, principalmente as classes silvicultura e citricultura, utilizou-se da função *patcher*.

5.8 TESTES DE VALIDAÇÃO

Existem diversos métodos desenvolvidos para validação de similaridade entre mapas baseados na comparação da vizinhança. Entre os métodos existentes, destacam-se Costanza (1989), Pontius (2002), Power *et al.* (2001) e Hagen (2003). De acordo com Batty (1976), os testes de validação podem ser entendidos como mecanismos de análise para se verificar se os modelos refletem ou não a realidade no grau desejado.

Soares Filho *et al.* (2009) afirmaram que os modelos espaciais necessitam de uma comparação dentro de um contexto de vizinhança, uma vez que mapas que não coincidem exatamente podem mostrar padrões espaciais similares dentro de uma determinada vizinhança do *pixel*. Para isso, Hagen (2003) desenvolveu métricas, incluindo o *Kfuzzy*, considerado como equivalente à estatística Kappa, e a similaridade *fuzzy*, que leva em consideração a incerteza da localização de uma categoria dentro da vizinhança de uma célula.

O Dinamica EGO emprega o método de decaimento exponencial e constante, utilizado para esta pesquisa, o qual consiste em uma adaptação do método de Hagen (2003) por Soares-Filho *et al.* (2009) e baseia-se no conceito de “*fuzziness of location*” (dubiedade de localização), no qual a representação de uma célula é influenciada por ela mesma, e, em menor proporção, pelas células vizinhas.

De acordo com Hagen (2003), ao não se considerar a dubiedade da categoria ou estado da célula, o vetor de vizinhança “*fuzzy neighborhood*” pode representar a dubiedade de localização. Nesse método de validação, um vetor *fuzzy* é associado a cada célula no mapa. Esse vetor possui tantos elementos quantos forem as categorias (classes de uso e cobertura da terra) dos mapas, adotando 1 para a categoria = i , e $2^{-d/2}$ para categorias diferentes de i , em que (d) é a distância unitária entre células. Quando a classe não for encontrada na janela de vizinhança, adota-se o valor 0 (zero). O vetor de vizinhança fuzzy (*Vnbhood*) para cada célula é dado por:

$$V_{nbhood} = \begin{pmatrix} \mu_{nbhood\ 1} \\ \mu_{nbhood\ 2} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \mu_{nbhoodC} \end{pmatrix}, \quad (39)$$

$$\mu_{nbhood\ i} = \left| \mu_{nbhood\ i,1} * m_1, \mu_{crisp\ i,2} * m_2, \dots, \mu_{crisp\ i,N} * m_N \right|_{Max}, \quad (40)$$

em que $\mu_{nbhood\ i}$ representa a pertinência para a categoria i dentro de uma vizinhança de R células (normalmente $R=n^2$); $\mu_{crisp\ ij}$ é a pertinência da categoria i para a célula vizinha j , assumindo-se no vetor $crisp$ 1 para i , e 0 para categorias diferentes de i ($i \in C$); m_j é a pertinência baseada em distância da célula vizinha j , em que m refere-se a uma função de decaimento da distância, por exemplo, um decaimento exponencial ($m = 2^{-d/2}$), sendo d a distância unitária entre células, medida de centróide a centróide.

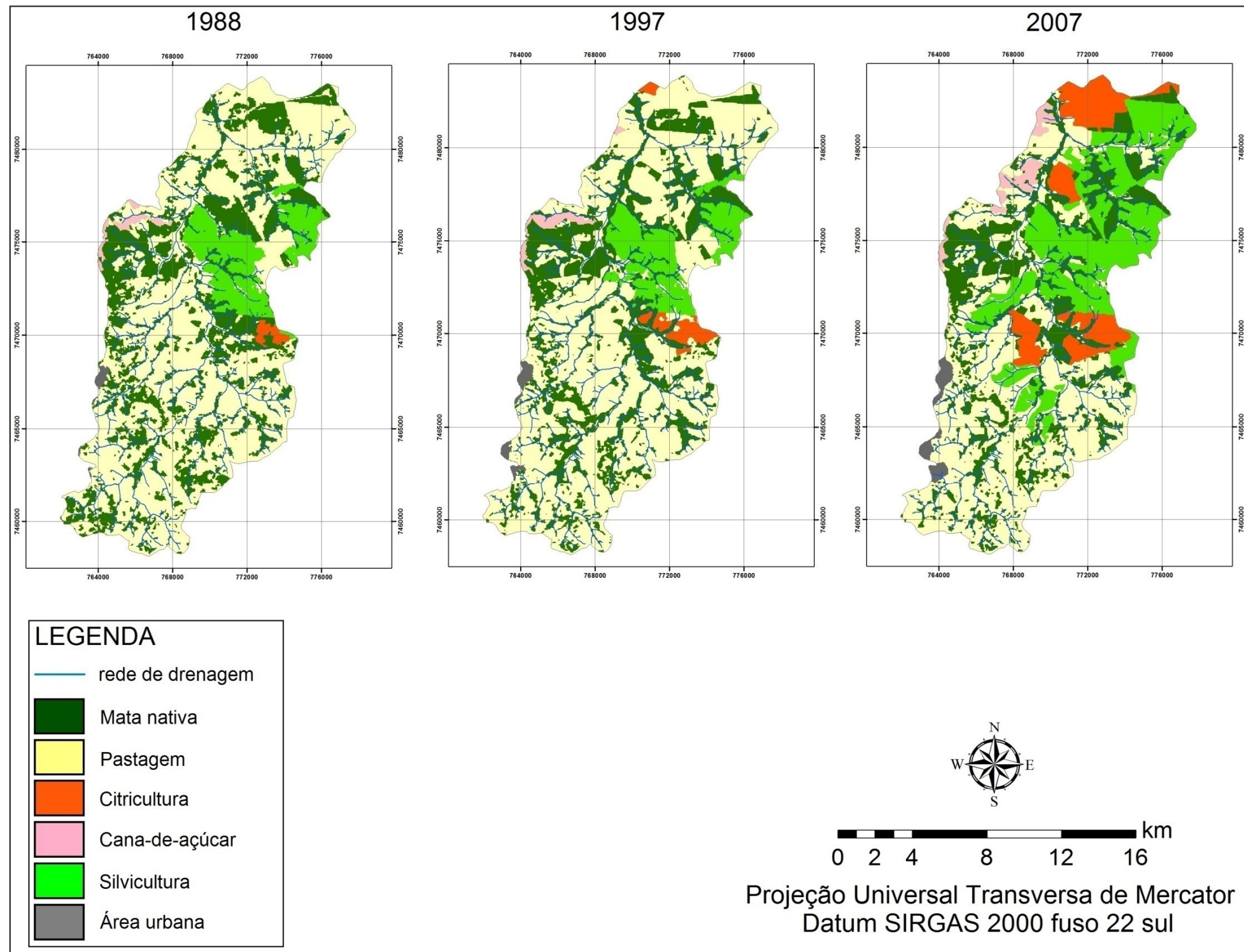
Na presente pesquisa, a validação do modelo foi obtida por meio do índice de similaridade *fuzzy* em que se comparam os mapas finais simulados e reais. Na primeira fase da simulação (1988 – 1997), foi inserido o mapa real (ou mapa de referência) e o simulado de 1997. No segundo período, foi inserido o mapa real e simulado para 2007. Nos dois casos, foram observadas as semelhanças e diferenças entre os mapas, e no caso de resultarem muito diferentes entre si, volta-se à fase de calibração e realizam-se novas simulações, até que estes sejam os mais semelhantes possíveis.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 MAPA DE USO E COBERTURA DA TERRA

A partir das imagens orbitais utilizadas e das técnicas empregadas para a pesquisa, já citadas anteriormente, chegou-se aos seguintes resultados para os mapas de uso e cobertura da terra nos anos de 1988, 1997 e 2007 (Figura 24).

Figura 24. Mapa de uso e cobertura da terra por interpretação visual nos anos de 1988, 1997 e 2007.



A evolução do uso e cobertura da terra nos anos analisados pode ser conferida a partir da Tabela 9.

Tabela 9. Evolução do uso e cobertura da terra entre os anos de 1988, 1997 e 2007.

Área (km ²)			
Classes de uso e cobertura da terra	1988	1997	2007
Mata nativa	66,72	64,93	56,69
Pastagem	132,15	131,50	91,77
Citricultura	1,31	3,37	19,16
Cana-de-açúcar	1,9	2,52	4,64
Silvicultura	19,23	18,58	48,09
Área Urbana	1,02	1,41	1,95

Em relação ao desflorestamento da área, é possível afirmar que nos 19 anos de análise houve uma perda de 10,03 km² de mata nativa. Entretanto, é importante ressaltar que a maior intensidade deste fenômeno se deu entre os anos de 1997 e 2007, com uma perda de 8,24 km² em relação aos 1,79 km² perdidos entre os anos de 1988 e 2007. Um decréscimo considerável também pode ser verificado a partir da classe pastagem, que perdeu aproximadamente 40,38 km² nos últimos 19 anos analisados.

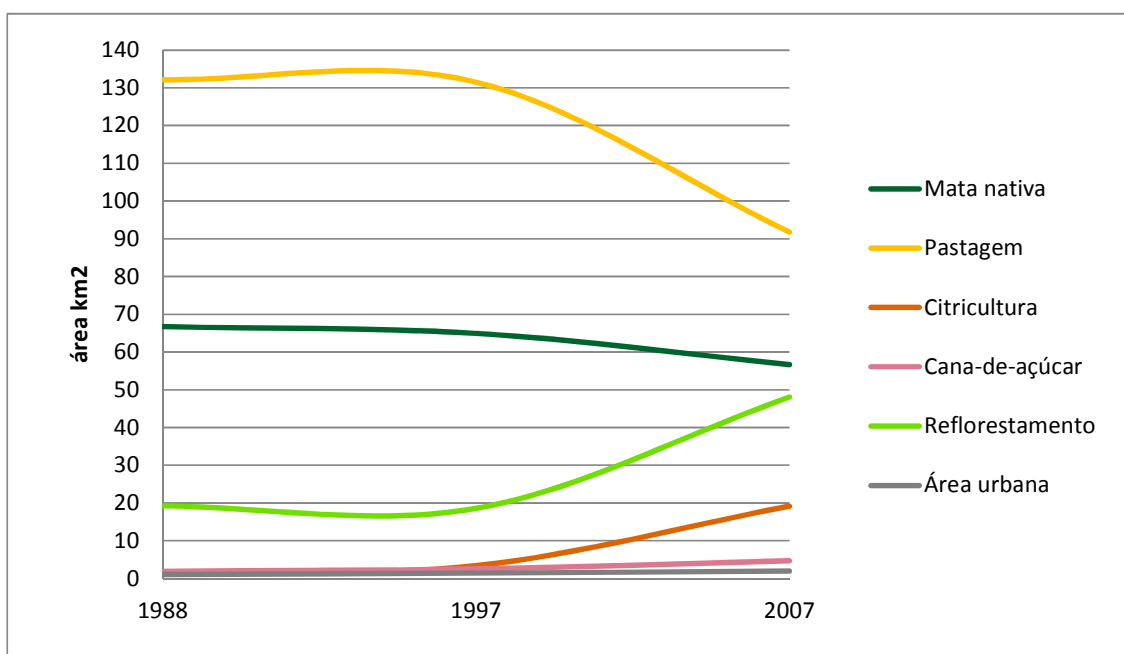
Este fato pode ser explicado em grande parte pelo aumento de área de outras classes de cobertura existentes nos 10 últimos anos analisados, principalmente em relação às classes silvicultura e citricultura, que apresentaram um aumento considerável de área nesse período (29,51 km² para silvicultura e 15,79 km² para citricultura) nas áreas de Depressão Periférica.

Em relação às outras classes (área urbana e cana-de-açúcar), estas tiveram um aumento pouco significativo na área de estudo, sendo que a classe cana-de-açúcar foi a que sofreu a maior expansão, tendo um aumento de 2,74 km² entre 1988 e 2007, e de 2,12 km² nos últimos 10 anos analisados.

Cabe destacar a existência do fenômeno da expansão da citricultura no

interior do estado de São Paulo nos últimos 20 anos, inclusive na área de estudo, com um aumento de área em torno de 13,6 vezes. Além do aumento da rentabilidade econômica, com grande demanda de mercado, essa expansão explica-se também por essas áreas ainda não terem tido registro do Greening e do Cancro Cítrico, as principais doenças relacionadas à citricultura. A Figura 25 mostra, de forma complementar, a evolução do uso e cobertura da terra entre 1988 e 2007 na sub-bacia do Rio Capivara.

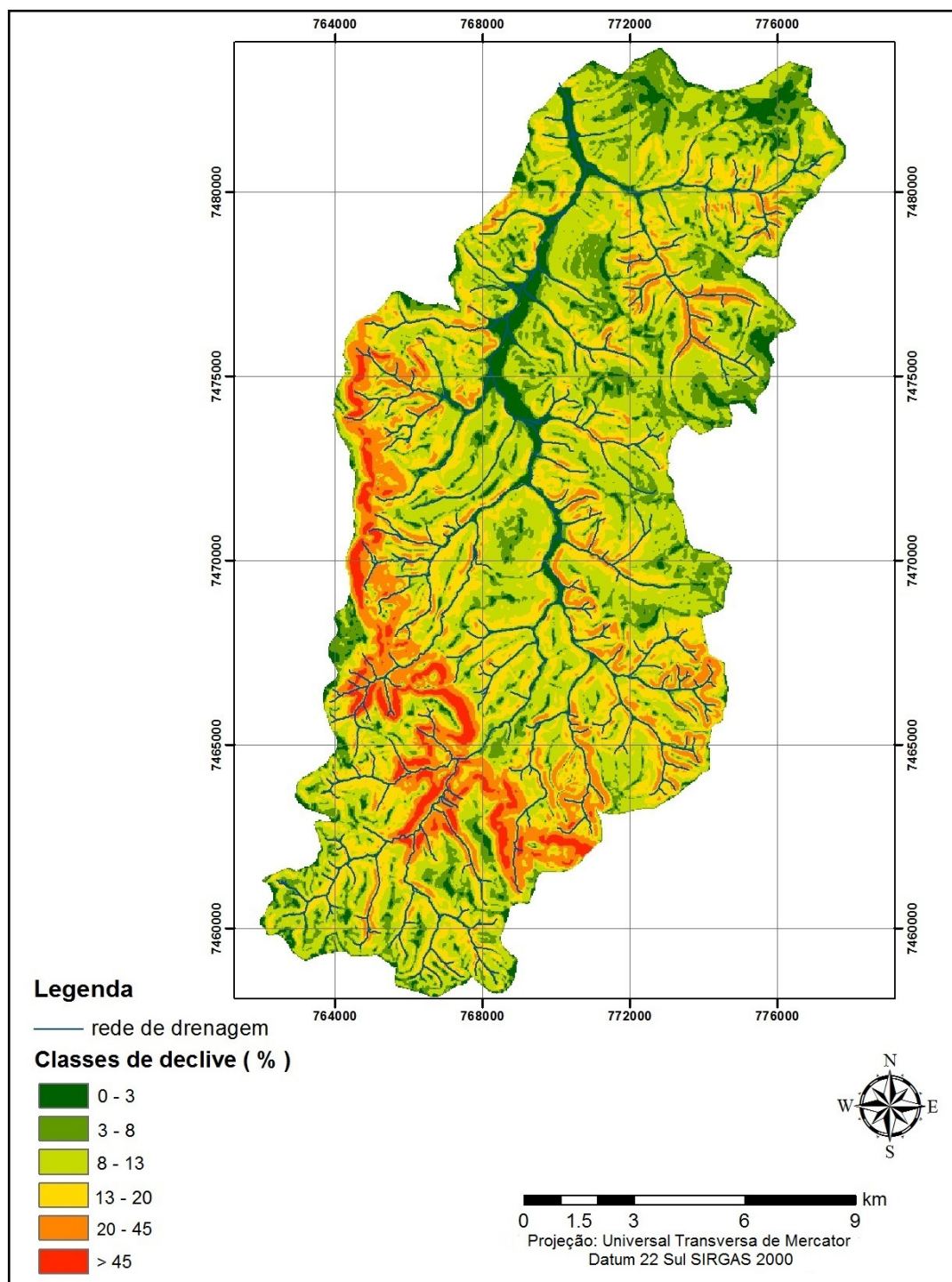
Figura 25. Evolução da paisagem na área de estudo nos anos 1988 – 2007.



6.2 CLASSES DE DECLIVIDADE DA ÁREA DE ESTUDO

Por meio dos métodos descritos anteriormente (método TIN) foi obtido o mapa com as classes de declive para a área de estudo, apresentadas na Figura 26:

Figura 26. Mapa de declividade da área de estudo.



Os valores em hectares referentes a cada classe de declive podem ser visualizados na Tabela 10.

Tabela 10. Classes de declividade na área de estudo.

Intervalo de classes (%)	Tipo de relevo (EMBRAPA, 1999)	Área (hectares)
0 a 3	Plano	1.680
3 a 8	Suave ondulado	6.436
8 a 13	Ondulado	6.745
13 a 20	Fortemente ondulado	4.527
20 a 45		2.698
45 a 100	Montanhoso	296
> 100	Escarpado	-

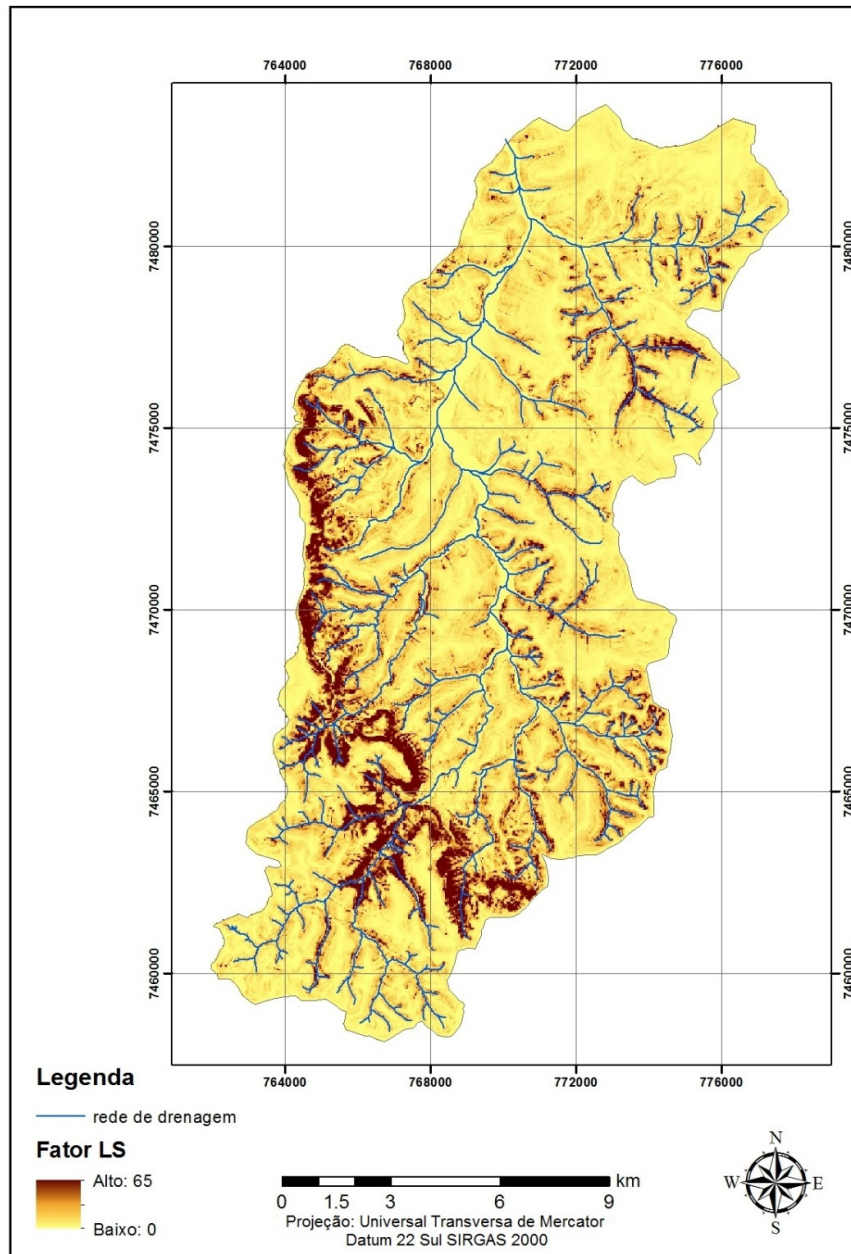
É possível verificar nos dados acima que a classe de relevo predominante na área de estudo é a classe de relevo fortemente ondulado, sendo que os dois intervalos pertencentes a esta classe ocupam uma área de aproximadamente 7.225 ha (32,3 % do total), seguida do domínio ondulado e suave ondulado. Em um primeiro momento, verifica-se então que a área possui susceptibilidade aos processos erosivos pela presença de relevo movimentado.

6.3 OBTENÇÃO DOS MAPAS RELATIVOS ÀS VARIÁVEIS DA MEUPS

6.3.1 FATOR LS

A partir do modelo de elevação digital (DEM), obtido por meio das técnicas já descritas anteriormente, foi elaborado o mapa do fator LS no programa USLE 2D. A Figura 27 ilustra o mapa em questão.

Figura 27. Mapa do fator topográfico (LS) elaborado para a área de estudo.

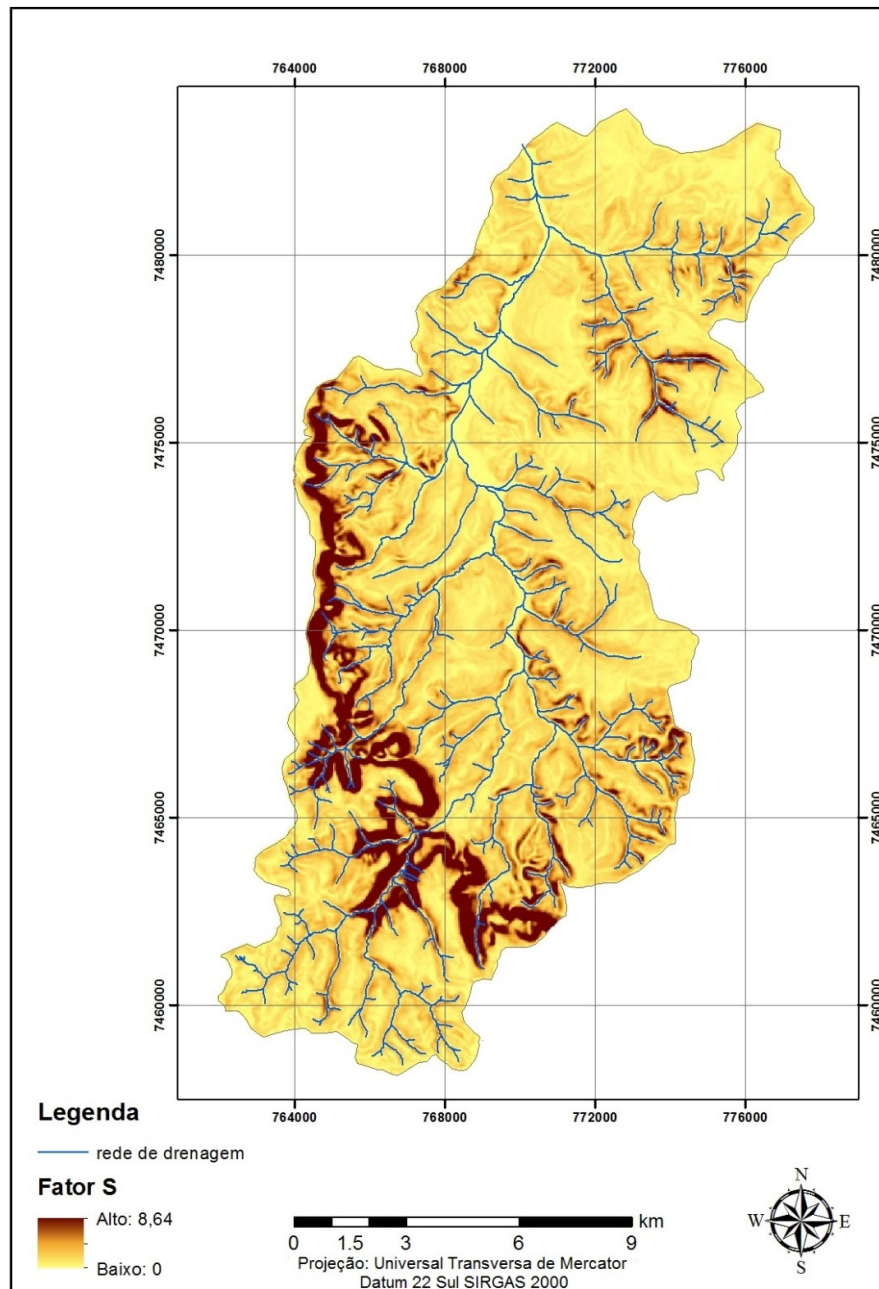


Os algoritmos utilizados para a obtenção dos valores de LS foram o de Nearing (1997) e a rota de fluxo múltiplo (*multiple flow*), sendo que estes foram os que mais se adequaram às características topográficas da área de estudo após a execução de diversos testes comparativos e análise dos dados. É interessante notar que os valores mais altos (em marrom) se encontram de forma delineada nas regiões das frentes de Cuestas, ou seja, nas áreas de relevo mais movimentado da

sub-bacia. Já as áreas em amarelo mais claro (valores mais baixos) se encontram nas áreas de fundo de vales e topo de colinas, e as regiões em tons alaranjados se encontram nas áreas de vertentes com declividade intermediária.

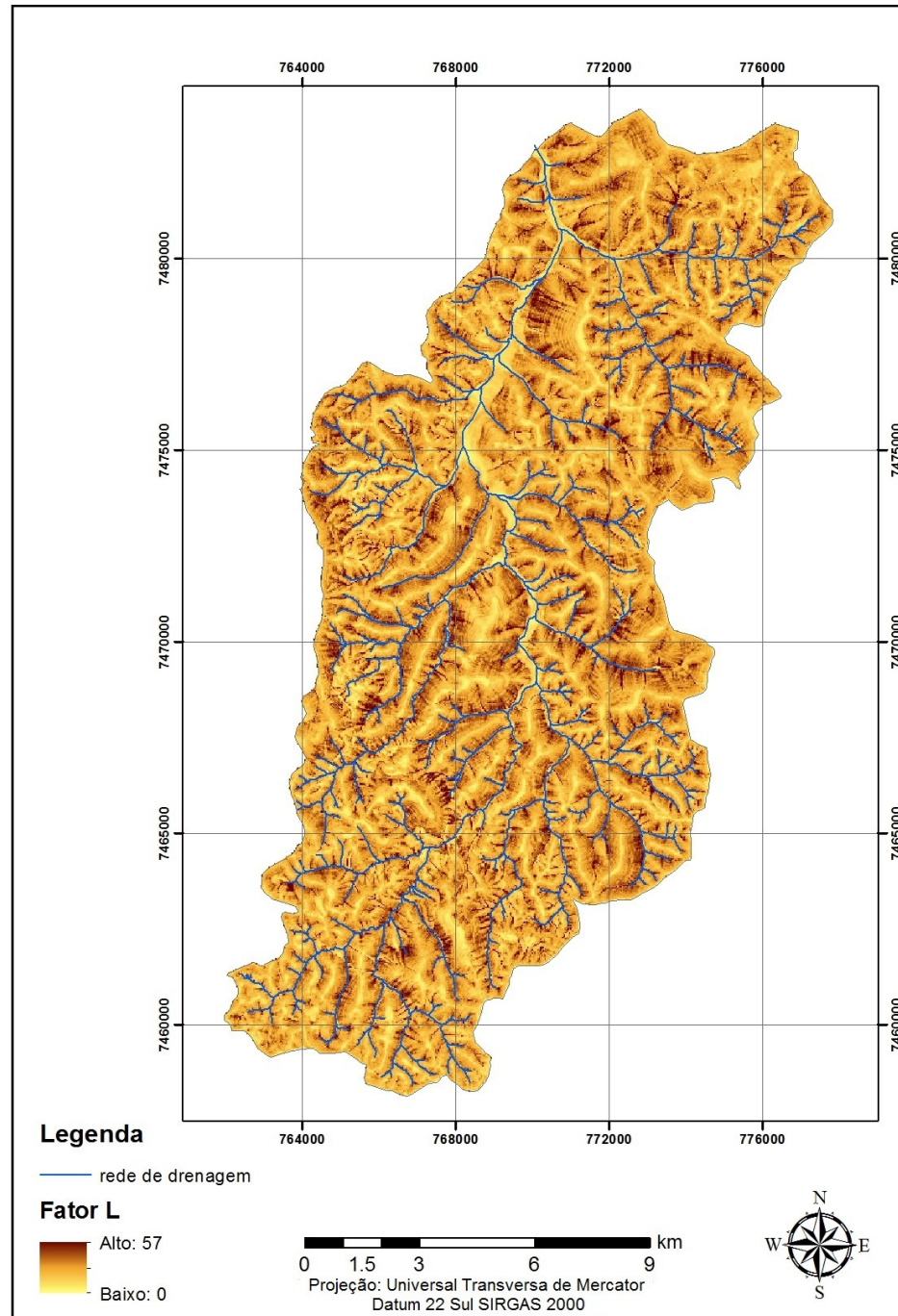
Em relação ao fator S, embora presente no fator LS gerado pelo USLE 2D, optou-se por elaborá-lo de maneira individualizada, a partir da Equação 9 (descrita anteriormente) para posterior utilização na MEUPS, (Figura 28).

Figura 28. Mapa do fator declividade (S).



O fator L foi obtido a partir da divisão do fator LS e S, conforme ilustrado anteriormente, no ArcGIS 10. O mapa em questão pode ser visualizado na Figura 29.

Figura 29. Mapa elaborado para o fator comprimento de rampa L (ou extensão de vertentes).

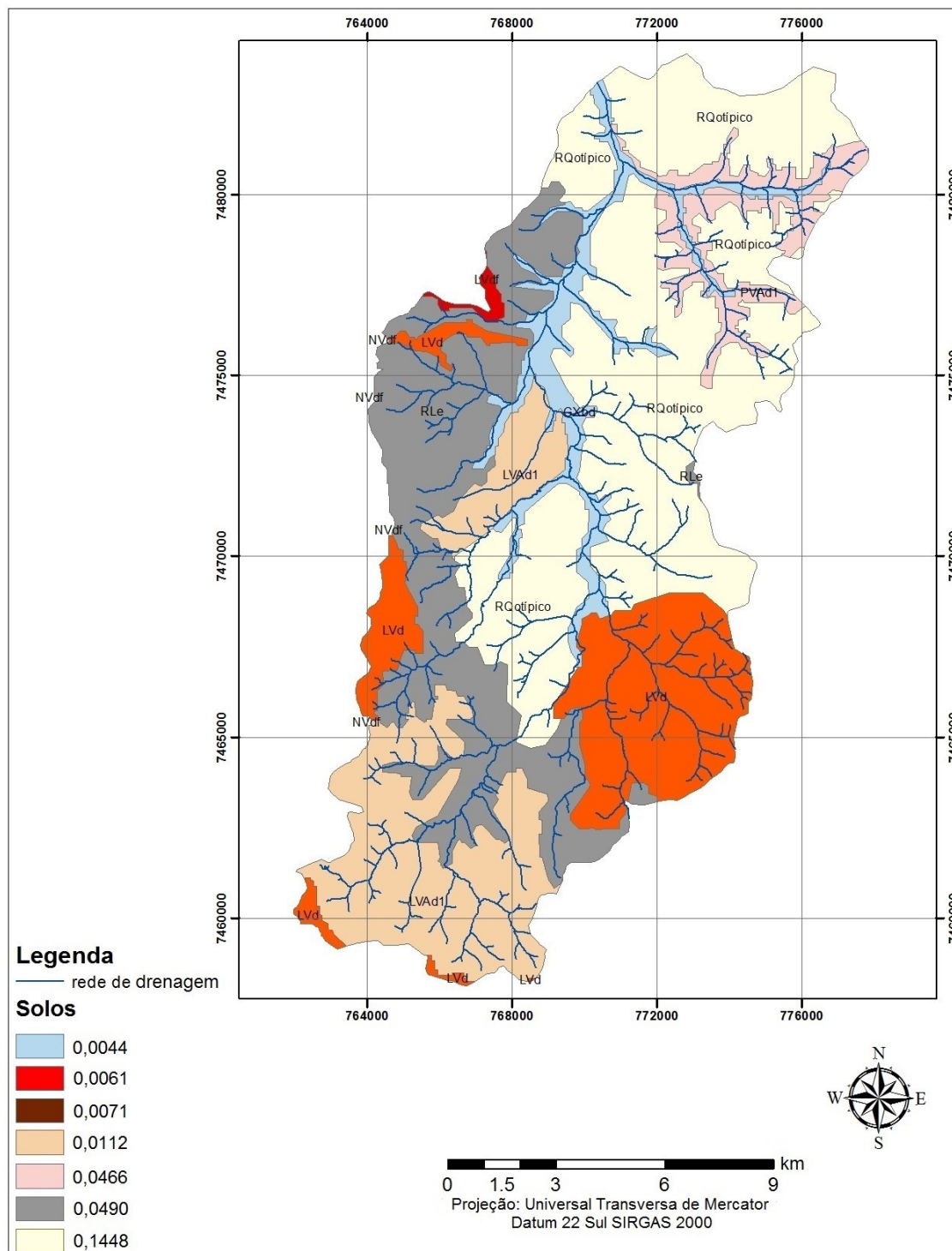


6.3.2 FATOR K

O mapa referente aos parâmetros de erodibilidade do solo (Fator K) foi obtido,

conforme descrito anteriormente, a partir das informações do mapa de solos utilizado para esta pesquisa concomitante com os dados de erodibilidade dos solos do estado de São Paulo (Seção 5.2.2). A Figura 30 ilustra o mapa obtido.

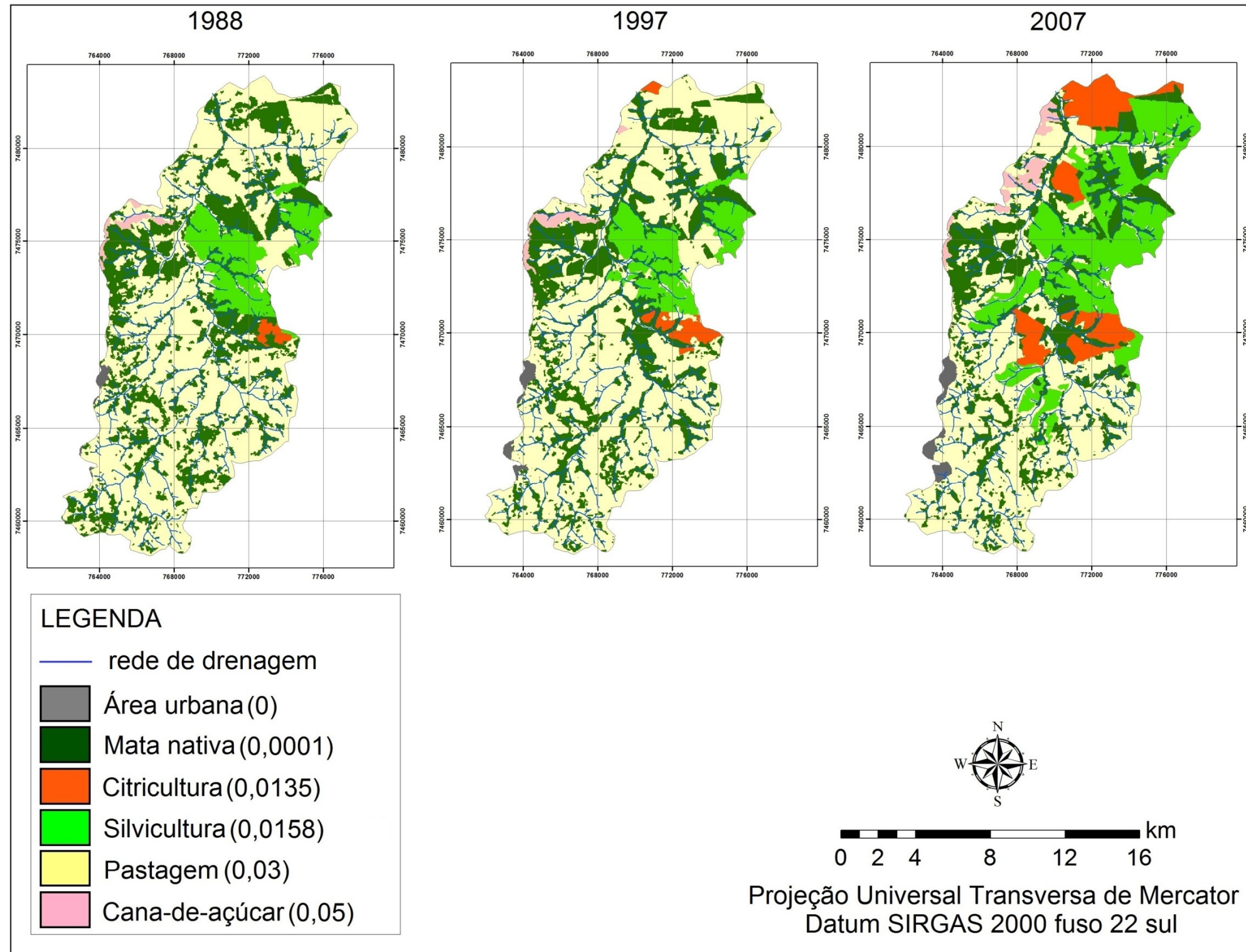
Figura 30. Mapa do fator de erodibilidade (K) relacionado com o mapa de solos.



6.3.3 FATOR C

Os mapas referentes ao fator C dos anos de 1988, 1997 e 2007 foram obtidos a partir de uma relação dos valores de uso e cobertura da terra com o histórico das práticas de uso e manejo dos solos referentes à sub-bacia estudada. Os mapas com o fator C estão ilustrados na Figura 31.

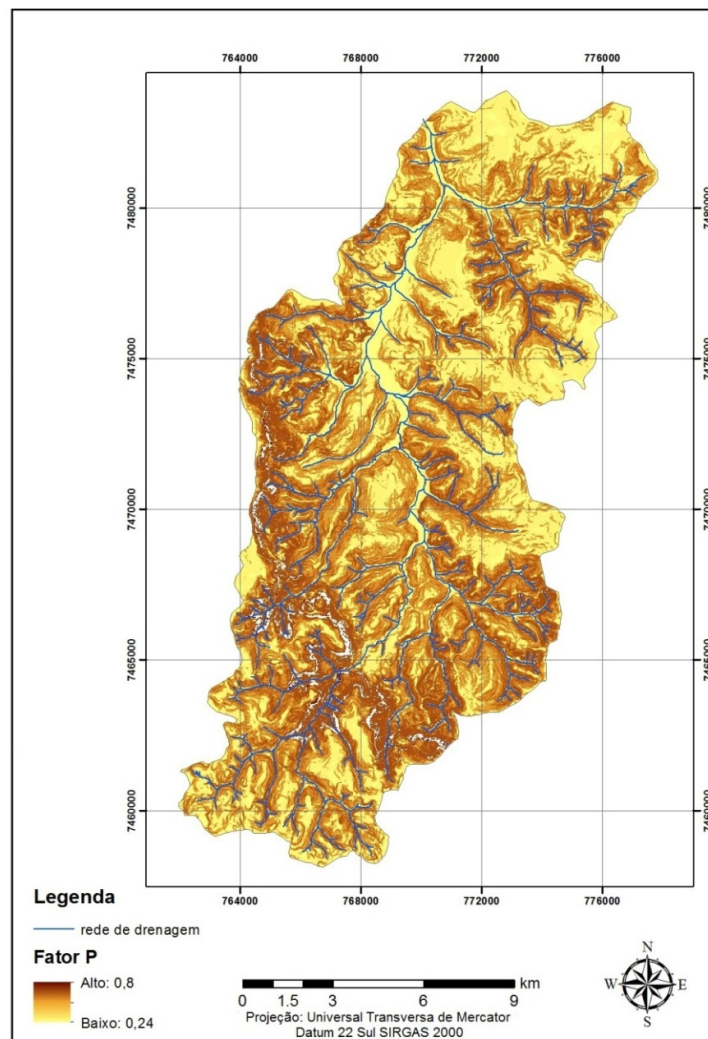
Figura 31. Mapas do fator de uso e manejo (C) extraído a partir dos mapas de uso e cobertura da terra.



6.3.4 FATOR P

O fator P (Figura 32), conforme informado anteriormente, é a relação entre a intensidade de perdas de terra com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). Vale ressaltar que os valores mais altos estão associados às regiões com maiores declividades, onde estão sobretudo a classe de mata nativa e, secundariamente, a classe de pastagem (áreas de Cuestas e médias vertentes). Nas áreas de valores mais baixos (relevos de colinas com topos aplainados e suave ondulados), encontram-se as classes de uso e cobertura restantes, com relevos mais aplainados e com menores índices de perdas. Nas áreas em branco, encontram-se os valores nulos (relevos escarpados).

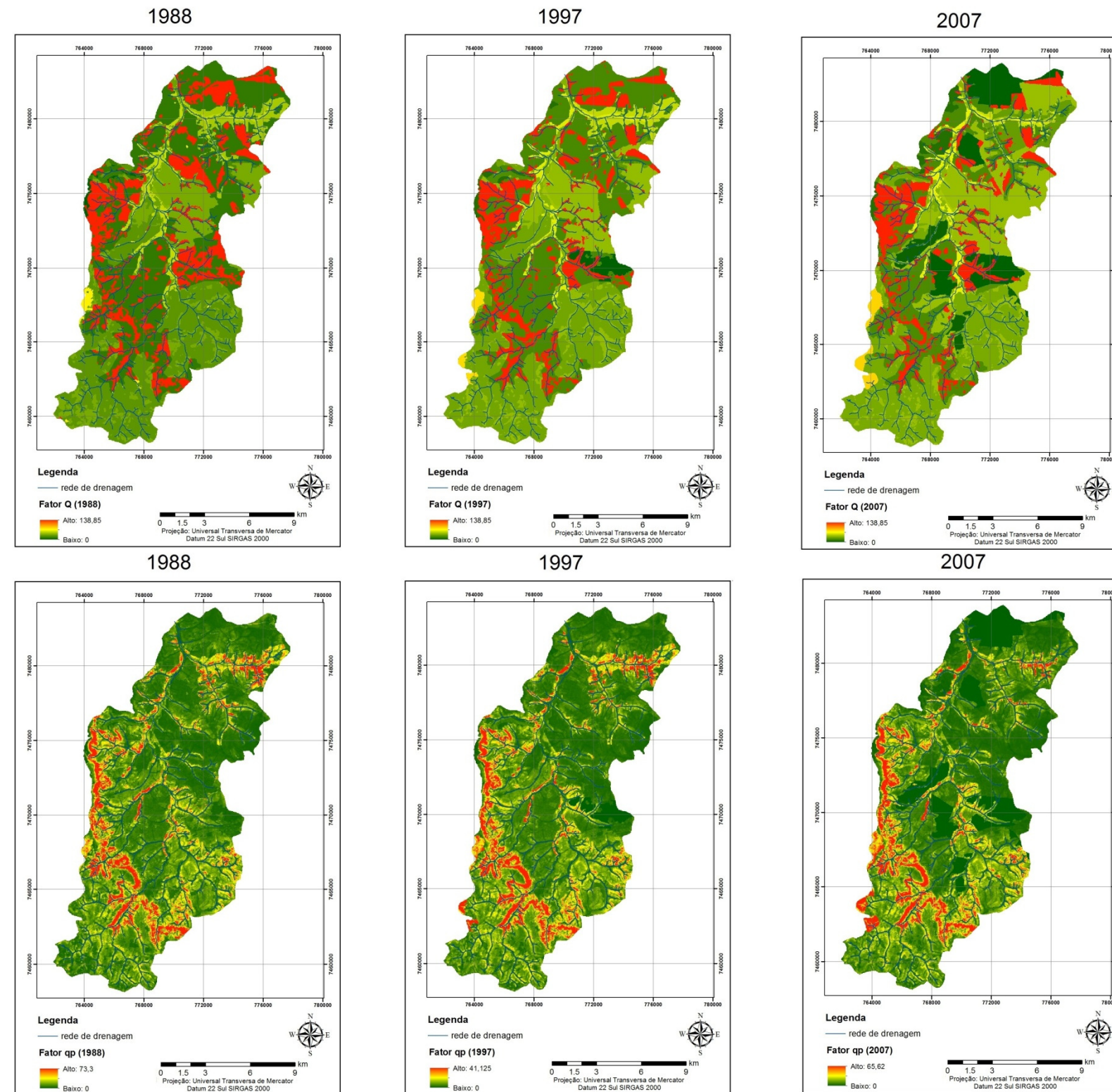
Figura 32. Mapa com os valores do fator práticas conservacionistas (P).



6.3.5 FATORES Q e qp

A partir das formulações propostas anteriormente, foram elaborados os mapas de volume de escoamento superficial (fator Q) e vazão de pico do escoamento superficial (fator qp). Estes foram elaborados para os três anos analisados (1988, 1997 e 2007). Os mapas em questão são apresentados na Figura 33.

Figura 33. Mapas com valores do escoamento superficial (Fator Q) e vazão de pico (Fator qp) nos anos estudados.



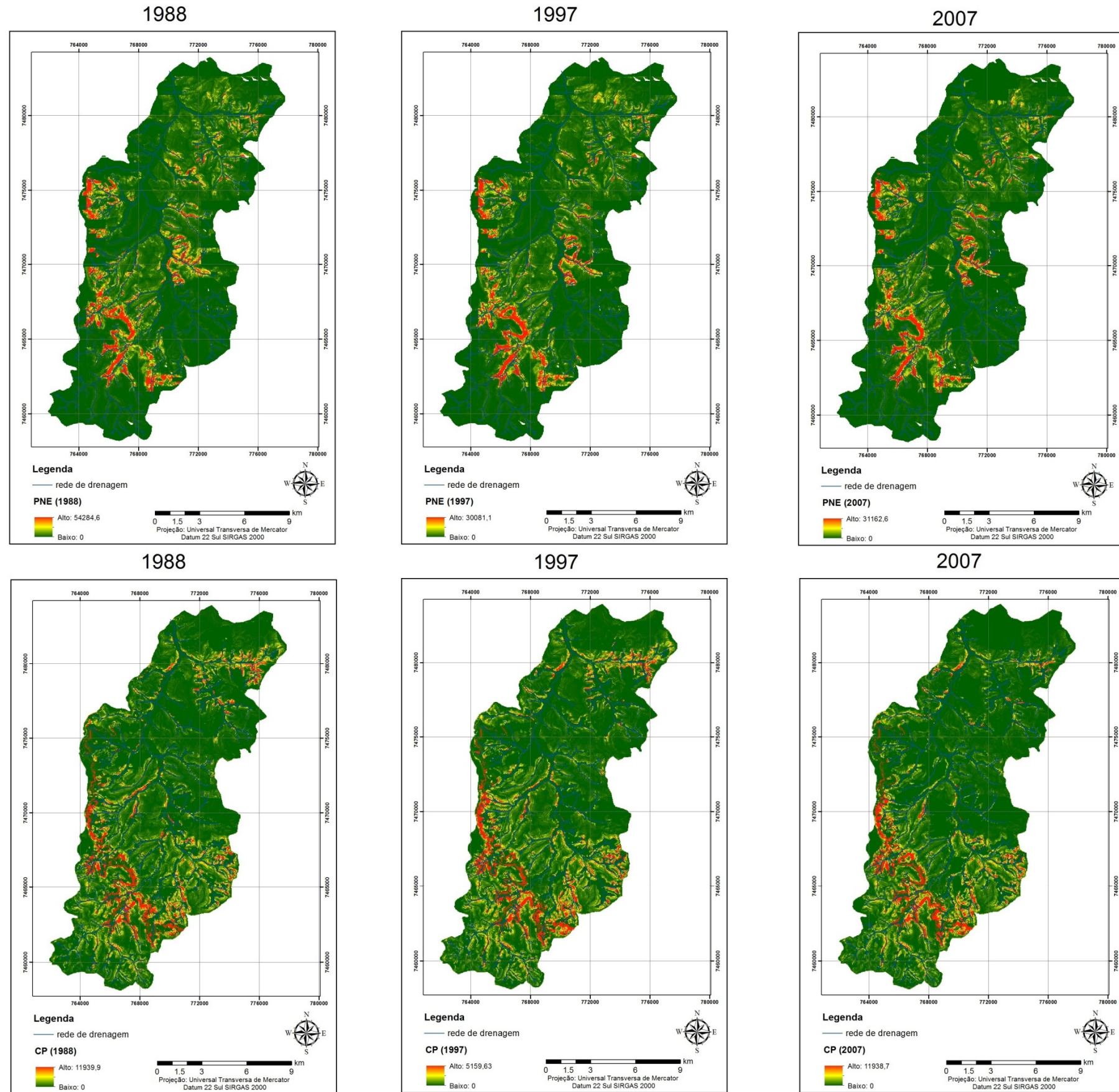
Em relação aos valores Q (volume do escoamento superficial), na primeira fase de simulação (1988 – 1997) percebeu-se uma diminuição das manchas com altos valores, principalmente nas porções centrais e à jusante da sub-bacia, relacionada com a redução dos remanescentes de mata nativa. Por outro lado, nas áreas de Cuesta, observou-se um aumento das manchas com os valores mais altos do fator Q , com relativa concentração dessas áreas nas Cuestas ao centro-sul. Já na segunda fase (1997 – 2007), notou-se uma inversão dessa dinâmica, observada nas áreas de Cuesta e também das áreas à jusante, onde houve redução das manchas com os valores mais altos. Nessa mesma linha, as manchas com os valores médios passaram para valores mais baixos nas áreas centrais da sub-bacia.

Em relação ao fator q_p (vazão de pico), não foram observadas grandes mudanças entre 1988 e 1997, apenas uma diminuição do valor máximo (73,3 para 47,1). No segundo período (1997 – 2007), com as mudanças ocorridas no uso e cobertura, principalmente com relação ao avanço da classe silvicultura, notou-se um aumento das manchas correspondentes aos menores valores de q_p e, nas áreas urbanas, um aumento das áreas com altos valores de vazão de pico.

6.3.5.1 Potencial Natural de Erosão (PNE) e Potencial Antrópico de Erosão (CP)

Por meio da Equação 13 descrita na Seção 3.2, foram obtidos os mapas do Potencial Natural de Erosão nos três anos analisados. Os mapas do Potencial Antrópico de Erosão (CP), obtidos a partir da Equação 14 e que analisam a influência dos conjuntos de variáveis estáticas e dinâmicas (fator C), também foram obtidos para os anos de 1988, 1997 e 2007 (Figura 34).

Figura 34. Mapas do potencial natural (PNE) e antrópico (CP) de erosão.

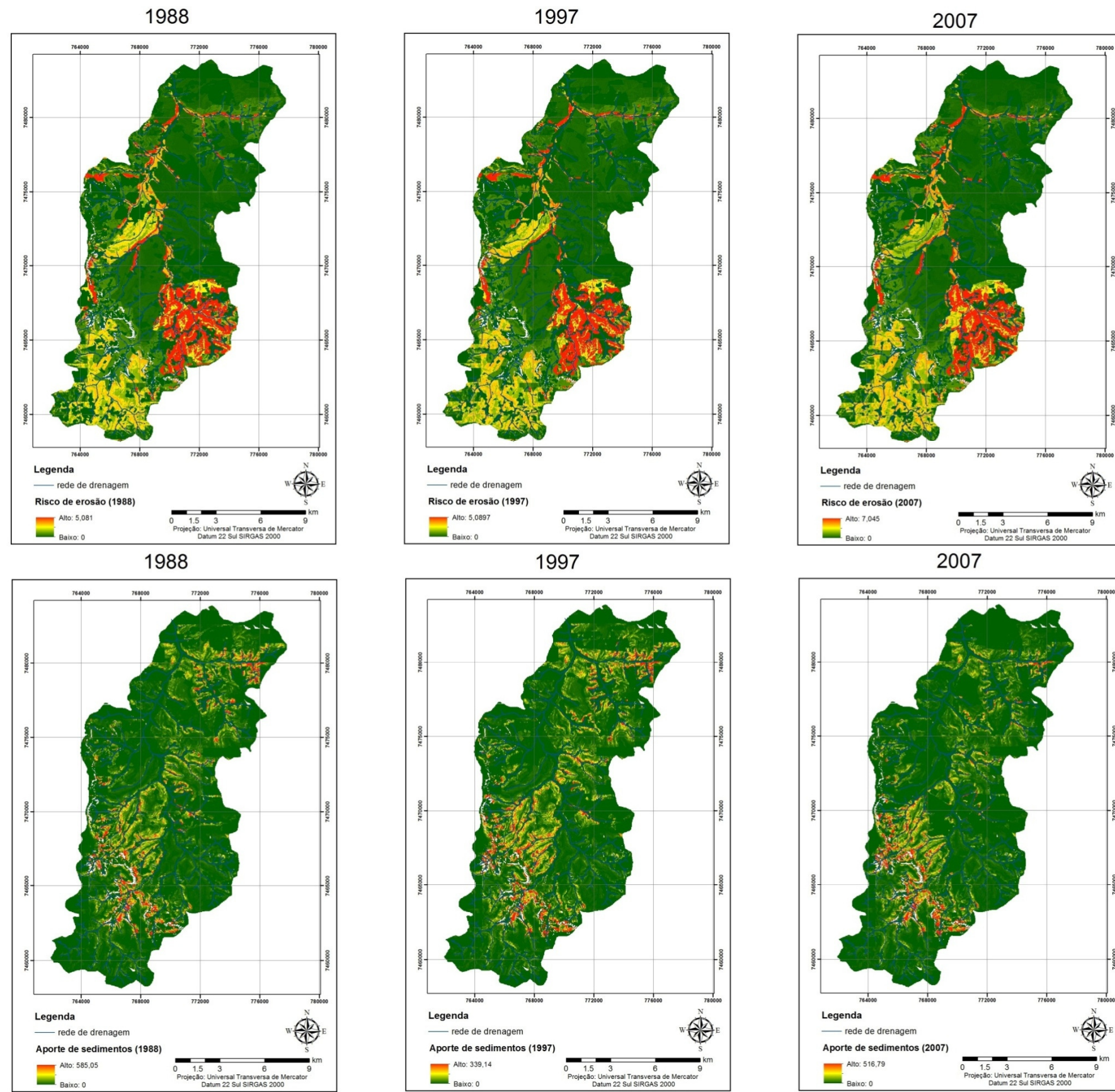


Em relação aos valores PNE, nos períodos de 1988 a 1997, foram observadas poucas mudanças, apenas nas áreas centrais e à jusante, uma passagem das manchas com altos valores para médios e baixos valores. Nas áreas de Cuesta, ocorre uma concentração dos valores mais altos de PNE. Essa tendência ocorre de maneira mais significativa entre 1997 e 2007. Grande parte dessa transformação é explicada pela mudança do uso e cobertura da terra, ocorrendo com a diminuição da vegetação nativa nas áreas de Cuesta (com relevo mais acidentado) e a substituição das pastagens pela citricultura e, principalmente, a silvicultura nas áreas centrais e à jusante. Em relação ao potencial antrópico de erosão (CP), também não foram percebidas grandes mudanças no primeiro período de simulação, porém no segundo período houve uma notável transição das manchas com valores médios para os valores mais baixos também explicada, em grande parte, pela mudança do uso e cobertura ocorrida nesse período, principalmente, a transição de pastagem para silvicultura e citricultura.

6.3.5.2 Risco Antrópico de Erosão (RE) e Aporte de Sedimentos (Y)

Os valores de RE são utilizados para se verificar o grau de influência dos fatores antrópicos sobre os naturais, sendo que se o fator antrópico (maior que zero) for maior em relação ao natural (próximo a 0), verifica-se então o risco antrópico de erosão da área estudada. O Aporte de Sedimentos (Y) de uma sub-bacia, entendido como o fornecimento de sedimentos de acordo com um dado evento chuvoso de grande intensidade, medido em toneladas, conforme descrito pela Equação 2, considera desde variáveis dinâmicas, como as que analisam a mudança do uso e cobertura da terra (C, P e fator *runoff*), e variáveis estáticas (K e LS). Em relação ao risco de erosão (RE), observou-se uma crescente diminuição das manchas com valores médios para baixos valores nas áreas centrais e à jusante da sub-bacia. Nas áreas de várzea, observou-se uma diminuição das manchas com valores médios, entre 1988 e 1997, explicada em grande parte pela diminuição da mata nativa nas regiões de Gleissolos háplicos. A Figura 34 ilustram os mapas com o risco de erosão e aporte de sedimentos para a sub-bacia estudada nos anos de 1988, 1997 e 2007. Nas áreas a sudeste, é possível notar as manchas com altos valores, que são resultados da presença de pastagem degradada em áreas de média declividade nas cabeceiras de drenagem onde predominam os Latossolos Vermelho Distróficos.

Figura 35. Mapas de risco antrópico de erosão (RE) e estimativa do aporte de sedimentos (Y) para 1988, 1997 e 2007.



Entre 1997 e 2007, intensificou-se a redução das manchas com médios valores de RE. Considerando os valores quantitativos, houve uma diminuição entre 1988 e 1997 (de 0,65t/m² para 0,38 t/m² por unidade de pixel) e uma recuperação entre 1997 e 2007 (de 0,38 t/m² para 0,57t/m²).

6.4 INTEGRAÇÃO DOS DADOS NO DINAMICA EGO

6.4.1 MUDANÇA DO USO E COBERTURA NO PERÍODO 1988 - 1997

A fim de se analisar as mudanças da paisagem entre os anos de 1988 e 1997, foi elaborada a matriz de transição global em função das mudanças das classes de uso e cobertura da terra, podendo ser visualizadas na Tabela 11.

Tabela 11. Matriz de transição em km² para mudança de uso e cobertura da terra entre os anos de 1988 e 1997.

1988	1997					
CLASSES	Mata	Pastagem	Citricultura	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Área urbana
Mata	XXXX	19,93	1,45	0,41	1,74	0,17
Pastagem	19,99	XXXX	1,13	0,59	1,78	0,74
Citricultura	0,01	0,03	XXXX	0	0	0
Cana	0,14	0,20	0	XXXX	0	0
Silvicultura	1,26	1,13	0,19	0	XXXX	0
Área urbana	0	0	0	0	0	XXXX

É interessante notar nos dados acima, no que se refere aos valores de área, que o desflorestamento ocorreu a uma taxa de aproximadamente 23,7 km² em nove anos, porém, verificou-se também uma recuperação onde, em outros locais, as mesmas classes passaram para a classe mata a uma taxa média de 21,4 km², ou seja, o desflorestamento real sendo a diferença entre essas duas taxas foi de aproximadamente 2,3 km² no período analisado. Em relação a outras classes, não houve uma expansão significativa no período observado, à exceção da classe citricultura, que teve um aumento médio de 2,77 km² (somatória do avanço nas áreas de mata nativa, pastagem e silvicultura em menor quantidade). Calculou-se também a matriz de transição anual e global em porcentagem para análise das mudanças de uso e cobertura da terra em passos de tempo, que, nesse caso, foi de nove anos, conforme ilustram as Tabelas 12 e 13.

Tabela 13. Variáveis estáticas selecionadas para o período 1988 e 1997 (transições 1-2 a 2-6) (cont.).

Dist. Estradas principais	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dist. Estradas Vicinais	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Solos	X	X		X		X	X	X	X	X
DEM	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Em que: 1-2: mata para pastagem, 1-3: mata para citricultura, 1-4: mata para cana-de-açúcar, 1-5: mata para silvicultura, 1-6 mata para área urbana, 2-1 pastagem para mata, 2-3 pastagem para citricultura, 2-4 pastagem para cana-de-açúcar e 2-5 pastagem para silvicultura, 2-6 pastagem para área urbana.

Tabela 15. Variáveis estáticas selecionadas para o período 1988 e 1997 (transições 3-1 a 5-3).

Classes/transição	3-1	3-2	4-1	4-2	5-1	5-2	5-3
Solos		X	X	X	X	X	
Dist. drenagens	X	X	X	X	X	X	
Dist. estradas	X	X	X	X	X	X	X
Declividade			X	X	X	X	X
Dist. Estradas Vicinais	X	X	X	X	X	X	X
DEM	X	X	X	X	X	X	X

Em que: 3-1: citricultura para mata, 3-2 citricultura para pastagem, 4-1: cana para mata, 4-2: cana para pastagem, 5-1: silvicultura para mata, 5-2: silvicultura para pastagem, 5-3 silvicultura para citricultura.

6.4.2 – TESTE COM OS PARES DE VARIÁVEIS

Para a verificação da independência dos pares de variáveis utilizadas para uma mesma transição, a fim de se estabelecer quais seriam adotadas para o cálculo do peso positivo de evidência, conforme descrito na Seção 5.8, utilizou-se do método estatístico de Cramer e da Incerteza da Informação Conjunta (JIU). Em pares com valores acima de 0,5, escolhe-se uma variável para exclusão, ou então, realiza-se a junção de ambos em uma terceira. O resultado com os valores

encontram-se nas Tabelas 16 e 17 para a transição “mata para urbano” (1-6) e “mata para cana” (1-4), respectivamente.

Tabela 16. Testes com os pares de variáveis na transição “mata para área urbana”, utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta.

V/JIU	DEM	Solos	Distância às Drenagens	Declividade	Distância às Rodovias	Distância às Estradas Vicinais
DEM	-	0,4313	0,1044	0,3619	0,2078	0,1131
Solos	0,2638	-	0,1613	0,1901	0,2581	0,1811
Distância às Drenagens	0,0312	0,0421	-	0,0497	0,0714	0,0495
Declividade	0,0226	0,0173	0,0009	-	0,0862	0,0385
Distância às Rodovias	0,0838	0,0413	0,0208	0,0016	-	0,0629
Distância às Estradas Vicinais	0,0261	0,0360	0,0139	0,0003	0,0309	-

Cramer (V)

Incerteza da Informação Conjunta (JIU)

Tabela 17. Testes com os pares de variáveis na transição “mata para cana-de-açúcar”, utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta.

V/JIU	DEM	Solos	Distância às Drenagens	Declividade	Distância às Rodovias	Distância às Estradas Vicinais
DEM	-	0,4306	0,1105	0,3369	0,2227	0,1201
Solos	0,2662	-	0,1617	0,1901	0,2583	0,1810
Distância às Drenagens	0,0309	0,0411	-	0,0498	0,0693	0,0462
Declividade	0,0218	0,0173	0,0009	-	0,0865	0,0379
Distância às Rodovias	0,0303	0,0770	0,0217	0,0015	-	0,0650
Distância às Estradas Vicinais	0,0258	0,0358	0,0140	0,0003	0,0314	-

Cramer (V)

Incerteza da Informação Conjunta (JIU)

6.4.3 PESOS DE EVIDÊNCIA NO PERÍODO 1988 – 1997

Com a execução dos testes anteriores, foram obtidos também os resultados dos Pesos de Evidência (W^+), bem como o contraste e sua significância. Os resultados podem ser conferidos nas Tabelas 18 e 19, respectivamente para as transições 1-2 (mata para pastagem) com a variável DEM, e 1-3 (mata para citricultura) com a variável distância às drenagens.

Tabela 18. Pesos de evidência na transição “mata para pastagem”, para a variável DEM.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W^+)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
0 <= v < 480	4.569	1.356	-0,571576	0,56789	SIM
480 <= v < 510	11.275	2.245	-0,7401513	0,77654	SIM
510 <= v < 540	15.643	4.287	-0,22680	0,23768	SIM
540 <= v < 570	11.264	5.345	0,193496	0,226758	SIM
570 <= v < 600	4.232	2.432	0,724666	0,819656	SIM
600 <= v < 630	1.987	598	-0,390751	-0,372435	SIM
630 <= v < 660	1.824	475	-0,374084	-0,343234	SIM
660 <= v < 690	1.629	411	-0,466396	-0,543287	SIM
690 <= v < 720	1.980	533	-0,286232	-0,326578	SIM
720 <= v < 750	1.765	498	-0,224641	-0,257843	SIM
750 <= v < 780	1.345	423	-0,0496254	-0,056208	NÃO
780 <= v < 810	1.678	456	0,0275019	0,0346534	SIM
810 <= v < 840	2.767	857	0,6554455	0,574806	SIM
840 <= v < 870	3.675	2.343	1,3246798	1,32678	SIM
870 <= v < 900	1.398	867	1,293474	1,28354	SIM
900 <= v < 930	47	11	-0,3031978	-0,28989	NÃO

Nota-se, a partir dos valores de W^+ acima, uma associação direta entre os intervalos de altitude entre 0 e 540 m, com retração do avanço do desmatamento (valores negativos de W^-) nas áreas mais baixas da sub-bacia. Essa tendência continua a partir dos intervalos entre 600 e 780 m. Em relação à tendência de desmatamento, é possível encontrar uma associação entre os intervalos de 810 a 900 m, com valores positivos, ou seja nas regiões mais altas da sub-bacia.

Tabela 19. Pesos de evidência na transição “mata para citricultura”, para a variável distância às drenagens.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W ⁺)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
0 <= v < 30	4.422	1	-5,00841	-5,23456	SIM
30 <= v < 60	7.633	19	-2,63463	-3,023459	SIM
60 <= v < 90	5.917	59	-1,43435	-1,37654	SIM
90 <= v < 120	3.431	81	-0,250431	-0,279876	SIM
120 <= v < 150	2.905	105	0,134675	0,139256	NÃO
150 <= v < 180	3.511	187	0,546787	0,559871	SIM
210 <= v < 240	2.178	130	0,687656	0,695712	SIM
240 <= v < 270	2.302	151	0,786456	0,8125342	SIM
270 <= v < 300	2.110	135	0,695672	0,737654	SIM
330 <= v < 360	1.663	77	0,347123	0,356781	SIM
390 <= v < 420	1.537	64	0,243698	0,26453	SIM
420 <= v < 450	1.186	67	0,0884378	0,0929473	NÃO
450 <= v < 480	1.179	47	0,1856090	0,174562	NÃO
510 <= v < 540	1.102	43	0,0962364	0,0986743	NÃO
540 <= v < 570	834	41	0,2156489	0,243296	NÃO
570 <= v < 600	759	45	0,556723	0,586324	SIM
600 <= v < 630	702	45	0,739867	0,732345	SIM
630 <= v < 690	683	47	0,645345	0,659243	SIM
690 <= v < 720	611	32	0,476548	0,423654	SIM
720 <= v < 750	513	23	0,198767	0,18456	NÃO
750 <= v < 780	423	22	0,567452	0,549963	SIM
780 <= v < 810	369	23	0,743567	0,75456	SIM
810 <= v < 840	254	22	1,16789	1,175465	SIM
840 <= v < 870	404	34	0,989769	0,97543	SIM
870 <= v < 900	388	44	1,32345	1,24334	SIM
900 <= v < 930	479	67	1,62766	1,67654	SIM
930 <= v < 960	284	27	1,23678	1,27866	SIM
960 <= v < 990	121	1	1,57889	1,53472	SIM

Ao considerar os valores de W^+ , foi possível perceber que entre os intervalos de 0 a 120 m da variável distância às drenagens, existe uma tendência de retraimento no avanço da mata para citricultura (valores negativos de W^+). Porém, nos intervalos entre 810 e 930 m (principalmente nas áreas interfluviais), nota-se uma tendência crescente de expansão da mancha da classe citricultura na região estudada.

Já em relação aos valores de W^+ da Tabela 20, a classe de solo que mais representou uma tendência positiva na transição pastagem para mata foi o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd1), seguido pelo Latossolo Vermelho Distrófico (LVd). Os valores negativos dessa tendência foram a da classe Neossolo Quartzarênico (RLe) com uma expressão significativa de retração.

Tabela 20. Pesos de evidência na transição “pastagem para mata”, para a variável solos.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W^+)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
RLe	19651	19	-1,965143	-2,120754	SIM
LVAd1	27901	536	1,240447	1,825616	SIM
LVd	20849	273	0,652924	0,864685	SIM

Finalmente, foram definidos os parâmetros de isometria, que vem a ser a forma das manchas obtidas na simulação, em que valores próximos a zero representam manchas mais fragmentadas, e valores próximos a dois, formatos mais compactados. Foram também obtidos os valores de tamanho médio e variância da formação, expansão ou contração das manchas (em ha) nos funtores *Expander* e *Patcher* do Dinamica EGO a partir dos dados fornecidos pelas matrizes de transição.

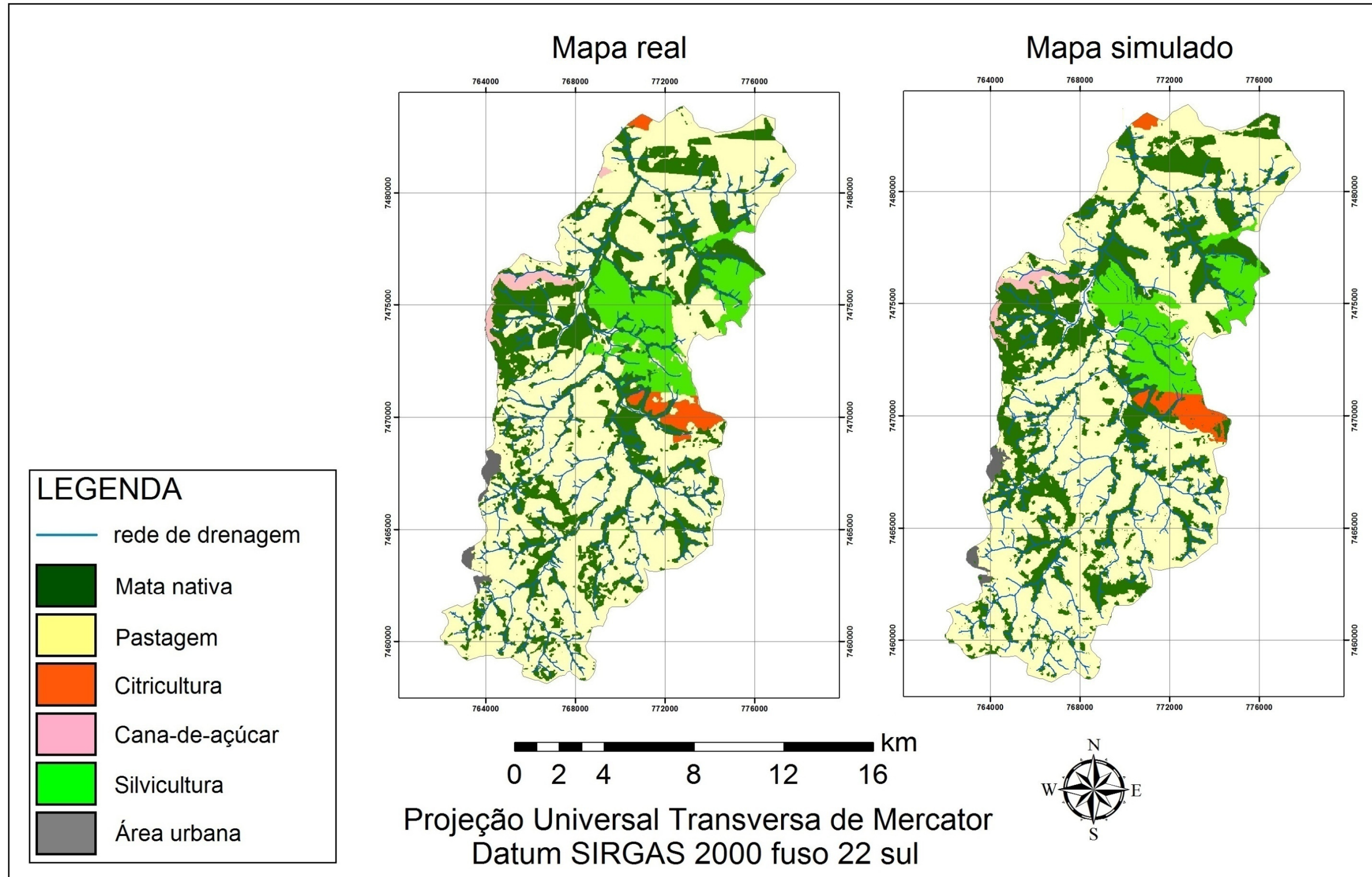
Os valores foram calculados a partir dos dados das matrizes de transição dos anos analisados, além da observação dos pesos de evidência obtidos, com o conjunto de variáveis testadas e supressão da maioria dos intervalos não significantes do peso de evidência. Os resultados foram ajustados a partir da semelhança do mapa final real e simulado para no ano de 1997. Com isso, realizaram-se os testes de calibração e simulação a partir do mapa inicial de 1988. Para esta etapa, utilizou-se apenas a função *Expander*, pois nesse contexto ocorreram apenas expansões e contrações de manchas existentes. Os parâmetros utilizados neste functor podem ser visualizados na Tabela 21.

Tabela 21. Parâmetros utilizados no *expand* para a simulação no período 1988 – 1997.

	Tamanho Médio de Manchas (ha)	Variância do Tamanho (ha)	Isometria
Mata para pastagem (1-2)	900	1900	0,8
Mata para área citricultura (1-3)	30	55	0,8
Mata para cana (1-4)	27	60	0,8
Mata para silvicultura (1-5)	60	75	0,8
Mata para área urbana (1-6)	13	17	0,8
Pastagem para mata (2-1)	800	1850	0,7
Pastagem para citricultura (2-3)	33	78	1,0
Pastagem para cana (2-4)	15	25	1,0
Pastagem para silvicultura (2-5)	25	50	1,0
Pastagem para área urbana (2-6)	35	74	1,0
Cana para mata (4-1)	11	14	0,7
Cana para pastagem (4-2)	20	35	1,0
Silvicultura para mata (5-1)	128	165	0,8
Silvicultura para pastagem (5-2)	132	145	1,0
Silvicultura para citricultura (5-3)	189	234	1,0

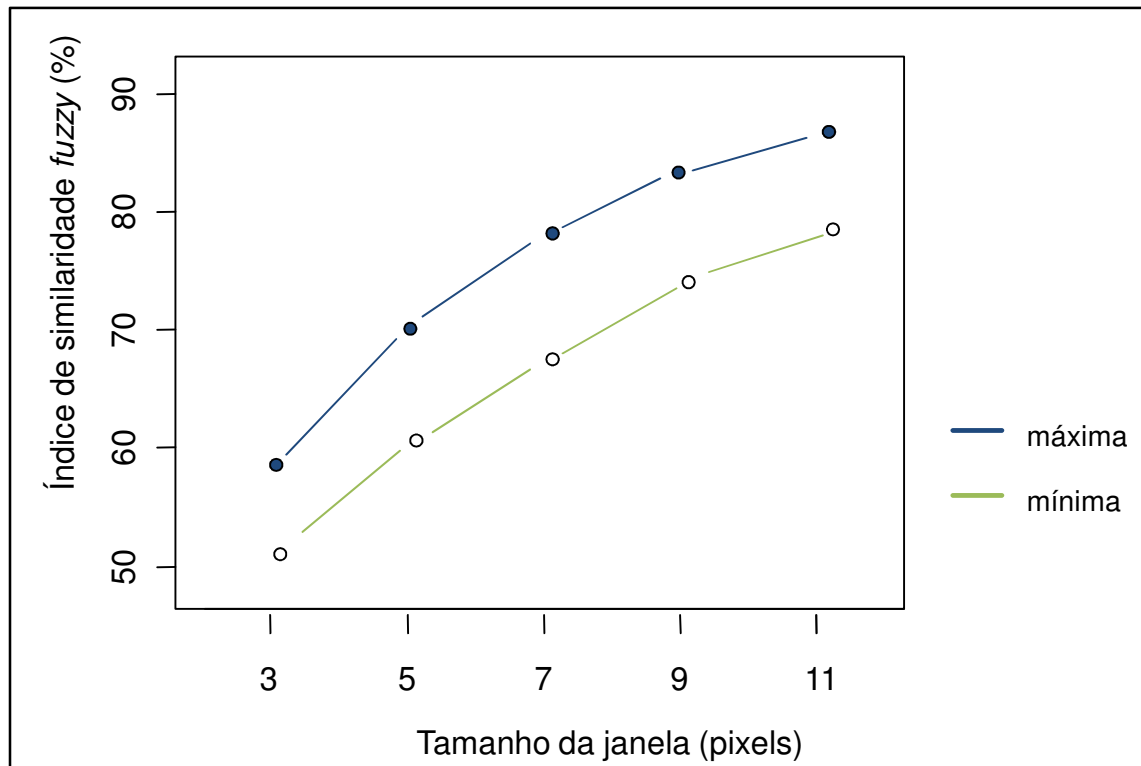
Na Figura 36, é possível visualizar o resultado da simulação do mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 1997 comparado com o mapa real de uso e cobertura no mesmo ano. As dificuldades principais nesta etapa foram os ajustes dos parâmetros do tamanho, a variância e isometria da mancha, para todas as transições de mudança, além da presença de fragmentos de mata nativa o que dificultou de certa forma o alcance de melhores resultados para a área de estudo, dado o número de transições de uso e cobertura da terra nos períodos analisados.

Figura 36. Paisagem simulada para o ano de 1997.



O resultado da validação do modelo para a simulação do ano de 1997 (Figura 37) foi obtido por meio do decaimento exponencial a partir do método de similaridade *fuzzy*, feito diretamente com o mapa final simulado e real, conforme descrito na Seção 5.9.

Figura 37. Resultado da validação do modelo a partir do índice de similaridade *fuzzy* para a simulação da paisagem em 1997.



6.4.4 MUDANÇA DA PAISAGEM NO PERÍODO 1997 – 2007

Foram realizados os testes para o período de 1997 a 2007, em que inicialmente foi obtida a matriz de transição unitária, apresentada na Tabela 22.

Tabela 22. Matriz de transição em km² para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.

1997	2007					
	Mata	Pastagem	Citricultura	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Área urbana
Mata	XXXX	14,48	2,64	0,33	2,89	0,19
Pastagem	0,19	XXXX	12,80	3,61	27,39	1,03
Citricultura	0,0001	0,14	XXXX	0	0,13	0
Cana	0,0014	1,56	0	XXXX	0	0
Silvicultura	0,15	0,61	0,027	0	XXXX	0
Área urbana	0	0	0	0	0	XXXX

Em relação ao desflorestamento da sub-bacia, ao relacionar a diferença entre a somatória de todas as classes que passaram para a classe mata e da classe mata que passou para outras classes, houve uma taxa de desflorestamento de 20,55 km² entre os anos de 1997 e 2007, ou seja, um desflorestamento aproximadamente quatorze vezes maior do que em relação ao período anteriormente (1988 – 1997) analisado.

As classes que mais ganharam expressão no período de 1997 – 2007 foram principalmente a silvicultura, a pastagem e a citricultura, totalizando áreas de 30,41, 16,79 e 15,46 km², respectivamente. A classe cana-de-açúcar teve um avanço de aproximadamente 3,94 km², adquirindo grande parte de sua área da classe pastagem. Notou-se com isso um avanço crescente no período analisado por parte das monoculturas, principalmente na região do Médio e Baixo Capivara. O avanço de área urbana foi de 1,22 km² (ou 122 hectares).

Calculou-se também a matriz de transição anual e global em porcentagem para análise das mudanças de uso e cobertura da terra em passos de tempo, que, nesse caso, corresponderam a dez anos, conforme ilustram as Tabelas 23 e 24.

Tabela 23. Matriz de transição anual múltipla em porcentagem para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.

1997	2007					
CLASSES	Mata	Pastagem	Citricultura	Cana açúcar	Silvicultura	Área Urbana
Mata	XXXX	3,4	0,31	0	0,13	0,02
Pastagem	1,03	XXXX	1,34	0,65	2,91	0,10
Citricultura	0,24	0,44	XXXX	0	0,29	0
Cana	1,56	14,3	0	XXXX	0	0
Silvicultura	1,06	0,24	0,11	0	XXXX	0
Área urbana	0	0	0	0	0	XXXX

Tabela 24. Matriz de transição global única em porcentagem para mudança do uso e cobertura da terra entre os anos de 1997 e 2007.

1997	2007					
CLASSES	Mata	Pastagem	Citricultura	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Área Urbana
Mata	XXXX	22,51	4,10	0,51	4,51	0,31
Pastagem	7,86	XXXX	9,89	2,79	21,17	0,79
Citricultura	2,29	3,59	XXXX	0	3,19	0
Cana	10,65	62,15	0	XXXX	0	0
Silvicultura	8,72	3,04	0,13	0	XXXX	0
Área urbana	0	0	0	0	0	XXXX

6.4.5 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS PARA O PERÍODO 1997 – 2007

Na seleção das variáveis estáticas para os testes de simulação no período de 1997 – 2007, foram testadas diversas combinações, assim como no período anterior, a fim de que o mapa simulado resultasse o mais próximo do mapa real. As Tabelas 25 e 26 ilustram o resultado das variáveis selecionadas.

Tabela 25. Variáveis estáticas selecionadas para o período 1997 e 2007 (transições 1-2 a 2-5).

Classes/transição	1-2	1-3	1-4	1-5	1-6	2-1	2-3	2-4	2-5
Solos	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Declividade	X	X	X	X		X	X	X	X
Dist. drenagens	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dist. estradas principais	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dist. estradas Vicinais	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DEM	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Em que: 1-2: mata para pastagem, 1-3: mata para citricultura, 1-4: mata para cana-de-açúcar, 1-5: mata para silvicultura, 1-6 mata para área urbana, 2-1 pastagem para mata, 2-3 pastagem para citricultura, 2-4 pastagem para cana, 2-5 pastagem para silvicultura.

Tabela 26. Variáveis estáticas selecionadas para o período 1997 e 2007 (transições 2-6 a 5-3).

Classes/transição	2-6	3-1	3-2	3-5	4-1	4-2	5-1	5-2	5-3
Solos	X		X	X	X	X	X	X	
Declividade	X						X	X	X
Dist. drenagens	X	X	X	X	X	X	X	X	
Dist..estradas principais	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dist. as estradas Vicinais	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DEM	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Em que: 2-6: pastagem para área urbana, 3-1: citricultura para mata, 3-2: citricultura para pastagem, 3-5: citricultura para silvicultura, 4-1: cana-de-açúcar para mata, 4-2: cana para pastagem, 5-1: silvicultura para mata, 5-2: silvicultura para pastagem, 5-3 silvicultura para citricultura.

É importante notar que a transição 1-6, nos dois períodos analisados, levando em consideração a variável declividade, não foi selecionada, pois as áreas urbanas compreendidas na área de estudo possuem baixa declividade, concluindo-se então que esta variável não tem peso significativo na explicação dessa mudança de uso e cobertura para essa transição. O mesmo ocorre nas transições 3-1 a 4-2. Na variável categórica solos, o mesmo ocorre para as transições 3-1 e 5-3. No primeiro período, destacam-se as transições 1-4, 1-6, 3-1 e 5-3 para a variável solos e as transições 3-1 e 3-2 para a variável declividade.

6.4.6 TESTE COM OS PARES DE VARIÁVEIS 1997 – 2007

Para o período de 1997 a 2007, foram obtidos os seguintes valores, levando-se em consideração as variáveis utilizadas para a modelagem e simulação (Tabelas 27 e 28).

Tabela 27. Testes com os pares de variáveis na transição “silvicultura para citricultura” utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta.

V/JIU	DEM	Solos	Distância às Drenagens	Declividade	Distância às Rodovias	Distância às Estradas Vicinais
DEM	-	0,3569	0,1305	0,1779	0,2723	0,1301
Solos	0,2522	-	0,1609	0,1901	0,2477	0,1805
Distância às Drenagens	0,0256	0,0421	-	0,0495	0,0739	0,0579
Declividade	0,0144	0,0173	0,0009	-	0,0722	0,0361
Distância às Rodovias	0,0111	0,1160	0,0198	0,0024	-	0,0563
Distância às Estradas Vicinais	0,0217	0,0400	0,0133	0,0003	0,0235	-

Cramer (V)

Incerteza da Informação Conjunta (JIU)

Tabela 28. Testes com os pares de variáveis na transição “mata para área urbana” utilizando a estatística Cramer e Incerteza da Informação Conjunta.

V/JIU	DEM	Solos	Distância às Drenagens	Declividade	Distância às Rodovias	Distância às Estradas Vicinais
DEM	-	0,4310	0,1039	0,3619	0,2071	0,1122
Solos	0,2638	-	0,1609	0,1901	0,2577	0,1785
Distância às Drenagens	0,0313	0,0418	-	0,0496	0,0769	0,0568
Declividade	0,0260	0,0173	0,0009	-	0,0850	0,0369
Distância às Rodovias	0,0879	0,0833	0,0189	0,0016	-	0,0623
Distância às Estradas Vicinais	0,0259	0,0361	0,0131	0,0003	0,0296	-

Cramer (V)

Incerteza da Informação Conjunta (JIU)

6.4.7 PESOS DE EVIDÊNCIA NO PERÍODO 1997 – 2007

Foram obtidos também os valores de peso de evidência (WOFE) para o período de 1997 a 2007. Os resultados encontram-se nas Tabelas 29, 30 e 31 para as transições 1-2, com a variável DEM; 4-2, com a variável distância às drenagens, e 2-1, para a variável solos.

Tabela 29. Pesos de evidência na transição “mata para pastagem”, para a variável DEM.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W ⁺)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
0 <= v < 480	6.649	2.150	0,367858	0,414220	SIM
480 <= v < 510	12.940	2.854	-0,110538	-0,136053	SIM
510 <= v < 540	13.629	2.060	-0,619377	-0,753937	SIM
540 <= v < 570	10.278	1.775	-0,460372	-0,535603	SIM
570 <= v < 600	3.341	1.025	0,291046	0,308121	SIM
600 <= v < 630	2.282	715	0,321610	0,334314	SIM
630 <= v < 660	1.876	579	0,299739	0,309357	SIM
660 <= v < 690	2.056	541	0,076494	0,079052	NÃO
690 <= v < 720	1.885	411	-0,170895	-0,175791	SIM
720 <= v < 750	1.455	283	-0,314774	-0,321472	SIM
750 <= v < 780	1.510	353	-0,080871	-0,082762	NÃO
780 <= v < 810	1.805	699	0,647371	0,668798	SIM
810 <= v < 840	1.968	1.021	1,181484	1,227366	SIM
840 <= v < 870	2.289	1.107	1,040691	1,087356	SIM
870 <= v < 900	1.194	512	0,819540	0,837752	SIM
900 <= v < 930	43	10	-0,876765	-0,087733	NÃO

Nota-se acima uma tendência de pequena retração nos intervalos de 480 a 570 m, e entre os intervalos de 690 a 780 m, nas regiões de altitudes intermediárias da sub-bacia, uma retração mais pronunciada, com maiores valores negativos. Nota-se também, a partir dos valores de W⁺, uma relação entre os intervalos de altitude entre 570 e 690 m, com baixa variação no avanço do desmatamento, com valores próximos a zero, nas áreas mais baixas da sub-bacia, e com valores mais pronunciados entre 810 e 900 metros.

Tabela 30. Pesos de evidência na transição “cana-de-açúcar para pastagem”, para a variável distância às drenagens.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W ⁺)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
0 <= v < 60	151	150	4,184203	4,273093	SIM
60 <= v < 90	143	135	1,99940	1,069642	SIM
90 <= v < 120	132	121	1,571463	1,629022	SIM
120 <= v < 150	147	133	1,424859	1,485855	SIM
150 <= v < 180	206	184	1,297461	1,379960	SIM
180 <= v < 210	180	153	0,908168	0,964139	SIM
210 <= v < 240	216	175	0,624781	0,675463	SIM
240 <= v < 270	210	161	0,363151	0,393748	SIM
270 <= v < 330	350	248	0,062023	0,071977	NÃO
330 <= v < 360	131	82	-0,311553	-0,329787	NÃO
360 <= v < 390	140	71	-0,797858	-0,851221	SIM
390 <= v < 540	348	106	-1,651930	-1,971768	SIM
540 <= v < 630	57	12	-2,148187	-2,202216	SIM
630 <= v < 660	17	5	-1,701900	-1,714915	SIM
660 <= v < 690	13	2	-2,531180	-2,544589	SIM
690 <= v < 990	59	1	-4,738445	-4,805840	SIM

Ao considerar os valores de W⁺ da tabela acima, foi possível perceber que entre os intervalos de 0 a 180 m, existe uma tendência forte no avanço da cana para pastagem, confirmadas pelos elevados valores positivos. Nos intervalos entre 330 e 990 m, notou-se uma tendência negativa, com a retração na mancha da cana na transição para pastagem na região estudada.

Já em relação aos valores da Tabela 31, as classes de solo que mais representaram uma tendência positiva na transição pastagem para mata foram o Argissolo Vermelho Amarelo (PVAd1), seguido pelo Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf). As classes que mais favoreceram a retração foram o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd1), seguido do Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), porém todos com pouca expressão.

Tabela 31. Pesos de evidência na transição “pastagem para mata”, para a variável solos.

INTERVALOS	TRANSIÇÕES POSSÍVEIS	TRANSIÇÕES EXECUTADAS	PESO DE EVIDÊNCIA (W ⁺)	CONTRASTE	SIGNIFICANTE
RLe	21370	3031	0,189025	0,250209	SIM
LVAd1	27743	2034	-0,547673	-0,722086	SIM
LVd	20532	1595	-0,485080	-0,593314	SIM
GXBd	5462	1210	0,732394	0,792788	SIM
PVAd1	2450	872	1,396039	1,457046	SIM
LVdf	377	101	0,983882	0,989512	SIM
RQo	15940	2459	0,287636	0,354836	SIM

Para esta etapa, utilizou-se da função *patcher*, pois nesse contexto ocorreram novas manchas, principalmente das classes citricultura e silvicultura. Além disso, a calibração do modelo foi realizada por meio da observação do mapa simulado em relação ao mapa real, realizando-se o ajuste dos dados de tamanho, variância e isometria das manchas, além dos testes com o conjunto de variáveis estáticas para as simulações do uso e cobertura da terra para 2007, efetuando-se a supressão da maioria dos intervalos de peso de evidência não significativos. Os parâmetros utilizados nos funtores, *expander* e *patcher*, podem ser visualizados nas Tabelas 32 e 33.

Tabela 32. Parâmetros utilizados no *expander* para a simulação 1997 – 2007.

	Tamanho Médio de Manchas (ha)	Variância do tamanho (ha)	Isometria
Mata para pastagem (1-2)	1.400	500	1,5
Mata para citricultura (1-3)	300	250	1,5
Mata para cana de açúcar (1-4)	30	20	1,5
Mata para silvicultura (1-5)	300	300	1,5
Mata para área urbana (1-6)	20	18	1,5

Tabela 32. Parâmetros utilizados no *expander* para a simulação 1997 – 2007 (cont.).

Pastagem para mata (2-1)	30	25	1,5
Pastagem para citricultura (2-3)	1100	750	1
Pastagem para cana-de-açúcar (2-4)	350	320	1
Pastagem para silvicultura (2-5)	2500	1500	1
Pastagem para Área urbana (2-6)	100	80	1,5
Citricultura para mata (3-1)	0,1	0,05	1
Citricultura para pastagem (3-2)	15	13	1
Cana-de-açúcar para mata (4-1)	0,15	0,07	1
Cana-de-açúcar para pastagem (4-2)	156	70	1
Silvicultura para mata (5-1)	30	50	1
Silvicultura para pastagem (5-2)	61	40	1
Silvicultura para citricultura (5-3)	2,5	2	1

Tabela 33. Parâmetros utilizados no *patcher* para a simulação 1997 – 2007.

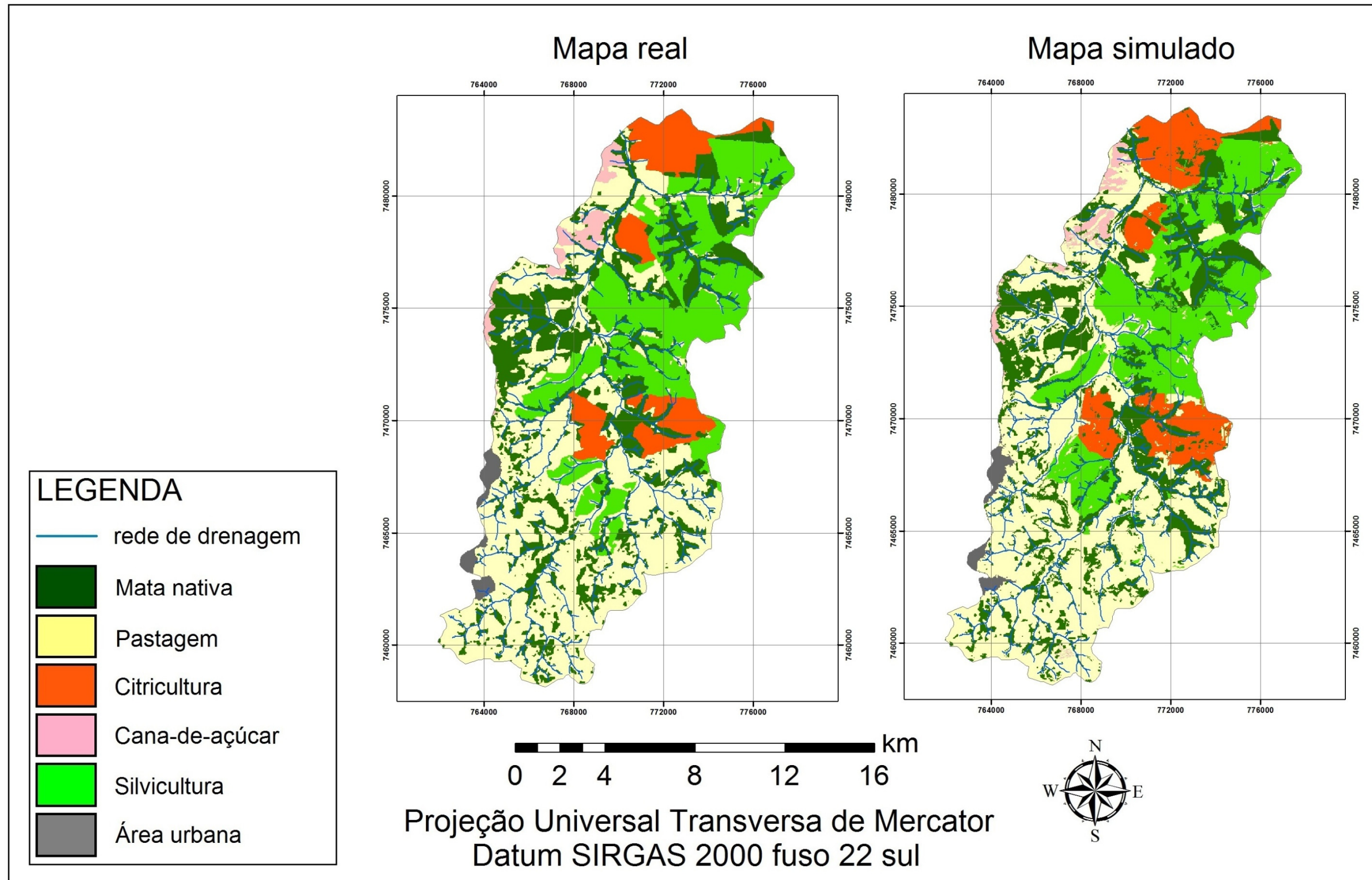
	Tamanho Médio de Manchas (ha)	Variância do tamanho (ha)	Isometria
Mata para pastagem (1-2)	5	4	1
Mata para citricultura (1-3)	50	35	1
Mata para cana de açúcar (1-4)	90	45	1
Mata para silvicultura (1-5)	40	20	1
Mata para área urbana (1-6)	1	1	1
Pastagem para mata (2-1)	5	3	1

Tabela 33. Parâmetros utilizados no *patcher* para a simulação 1997 – 2007 (cont.).

Pastagem para citricultura (2-3)	30	20	1
Pastagem para cana-de-açúcar (2-4)	2	100	1
Pastagem para silvicultura (2-5)	100	80	1
Pastagem para Área urbana (2-6)	1	0,5	1
Citricultura para mata (3-1)	1	0,5	1
Citricultura para pastagem (3-2)	1	0,5	1
Cana-de-açúcar para mata (4-1)	1	0,5	1
Cana-de-açúcar para pastagem (4-2)	1	0,5	1
Silvicultura para mata (5-1)	1	0,5	1
Silvicultura para pastagem (5-2)	4	8	1
Silvicultura para citricultura (5-3)	1	0,5	1

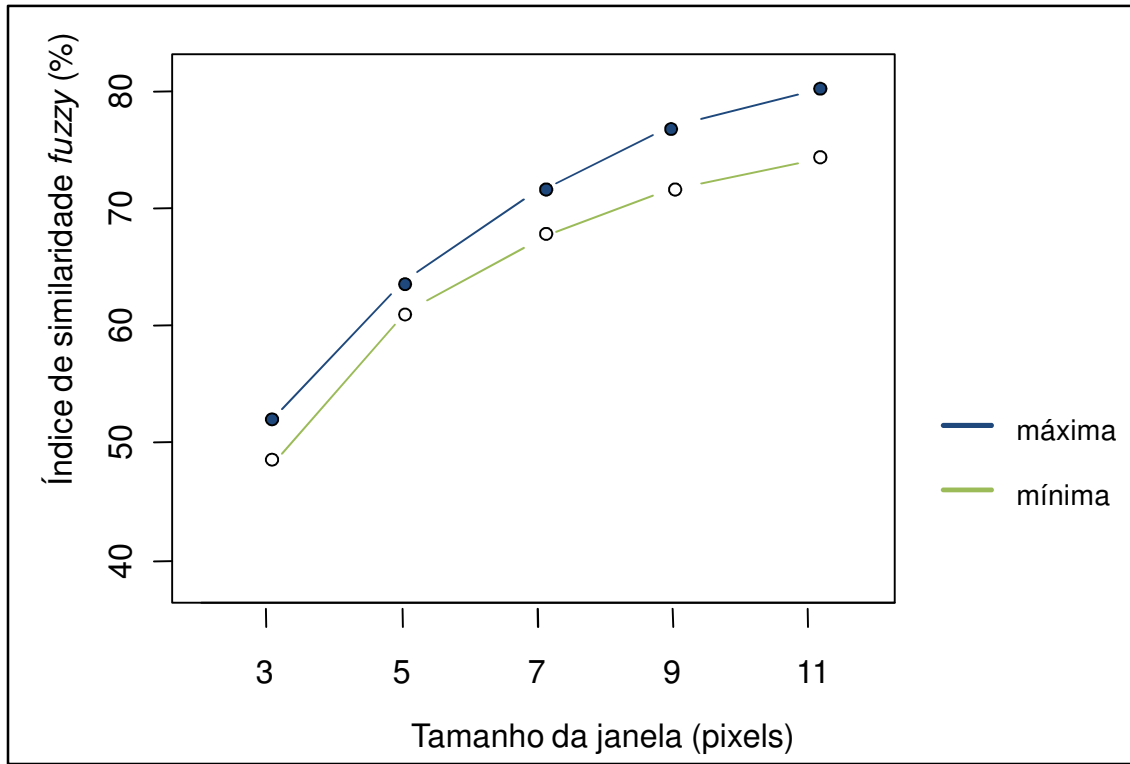
Na Figura 38, é possível visualizar o resultado da simulação do mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 2007, comparado com o mapa real de uso e cobertura no mesmo ano. As dificuldades principais nesta etapa foram também os ajustes dos parâmetros do tamanho, variância e isometria das manchas, para todas as transições de mudança, bem como a presença de fragmentos de mata nativa e da formação das manchas de citricultura e silvicultura em outras regiões da sub-bacia.

Figura 38. Paisagem simulada para o ano de 2007.



O resultado da validação do modelo para a simulação do ano de 2007 (Figura 39) foi obtida por meio do decaimento exponencial a partir do método de similaridade *fuzzy*, feito diretamente com o mapa final simulado e real, conforme descrito na Seção 5.9.

Figura 39. Resultado da validação do modelo a partir do índice de similaridade *fuzzy* para a simulação da paisagem em 2007.



6.5 GERAÇÃO DE CENÁRIOS

6.5.1 CENÁRIOS PROSPECTIVOS DE MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA (2007-2017)

Após a calibração e validação do modelo, foram gerados cenários prospectivos de mudança de uso e cobertura da terra para o período de 10 anos futuros, ou seja, de 2007 a 2017, conforme ilustram as Figuras 40 e 41 e a Tabela 34. Em um primeiro momento, foi possível notar um avanço tendencial significativo da classe Silvicultura nas regiões centrais da sub-bacia para o sul, ou seja, em direção às áreas de nascente. Em menor grau, nota-se também a tendência no avanço da classe citricultura no mesmo sentido.

Em relação à classe mata nativa, percebe-se uma tendência positiva para o desmatamento de 2008 para 2017, a partir dos parâmetros alcançados na calibração e validação do modelo. A classe uso urbano não apresentou tendência para avanços significativos para projeções futuras, apresentando maior probabilidade de

crescimento na região sul da sub-bacia. Em relação às outras classes, foram notadas mudanças significativas para projeções futuras. Concomitante com os valores de uso e cobertura terra, foram obtidos os valores do fator uso e manejo (C), conforme ilustra a Figura 30.

Figura 40. Mapas com os cenários prospectivos de mudança de uso e cobertura da terra e fator uso e manejo (C), a partir de 2007 para 2017.

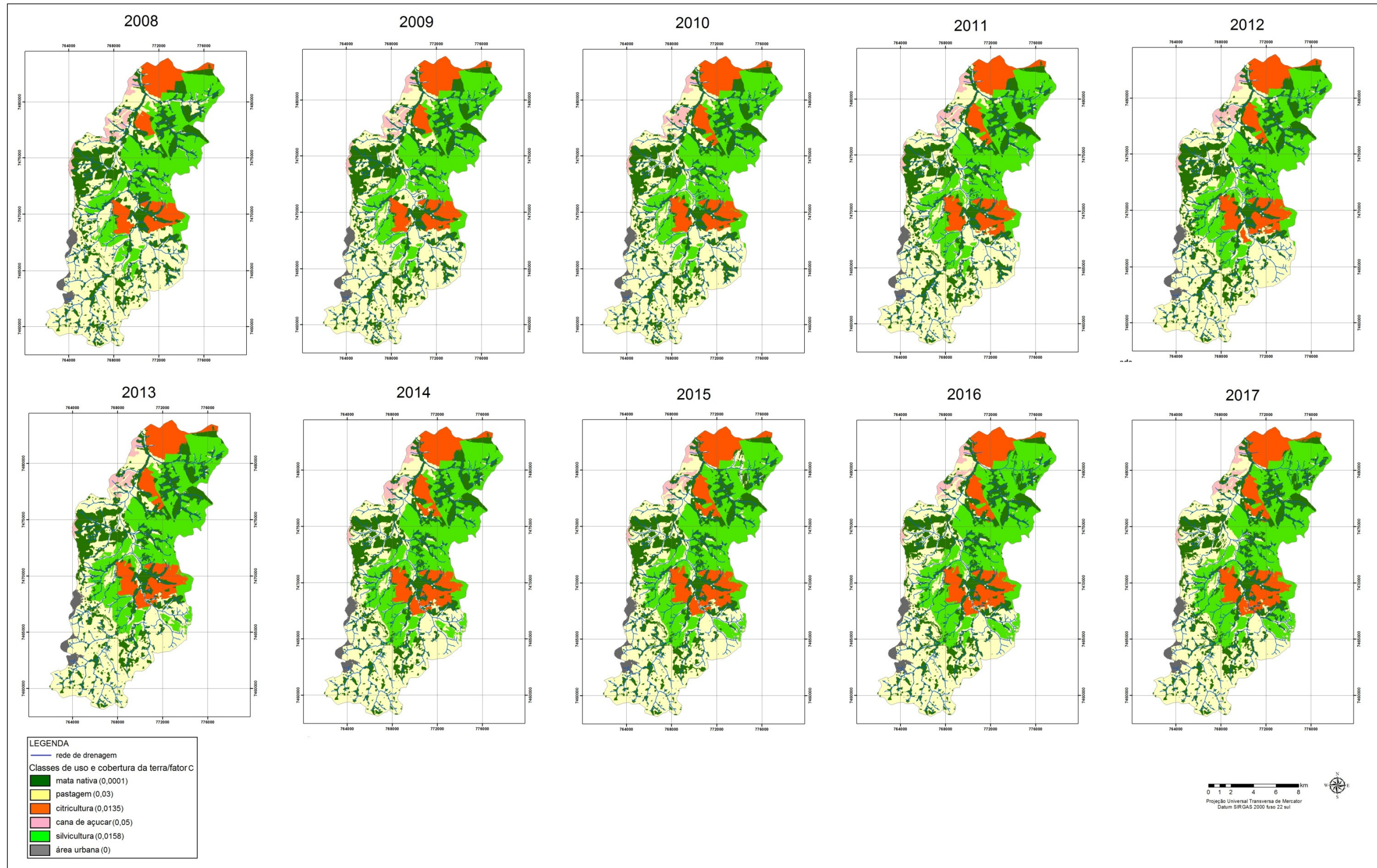
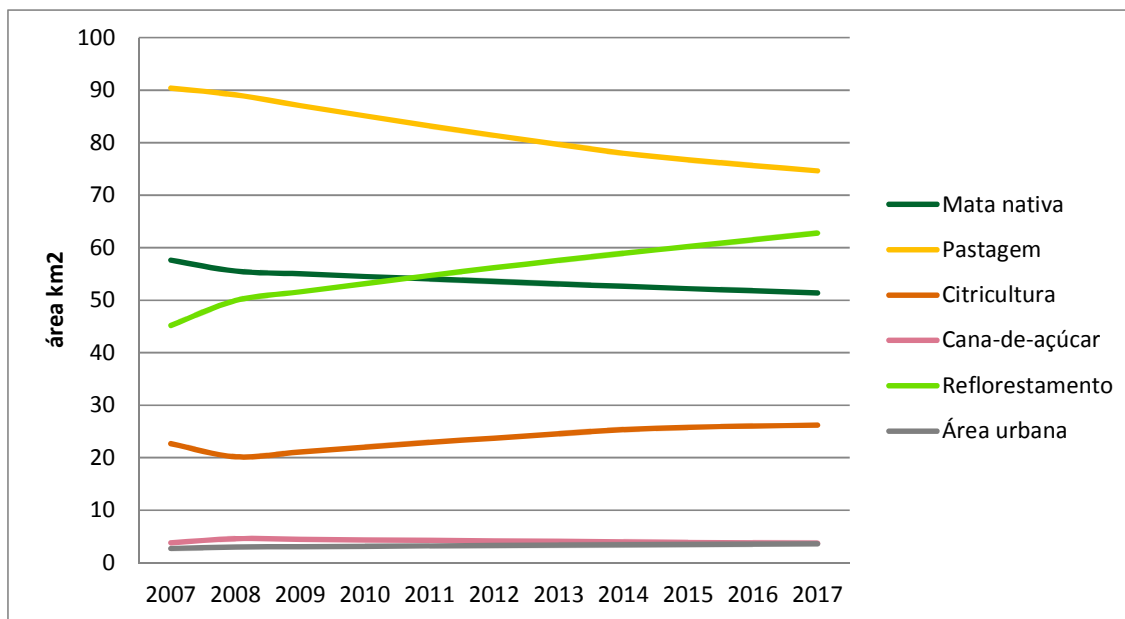


Tabela 34. Cenários prospectivos de mudança no uso e cobertura da terra entre 2007 e 2017 em km².

Mapas simulados	Mata nativa	Pastagem	Citricultura	Cana-de-açúcar	Silvicultura	Área urbana
2007	57,62	90,42	22,65	3,77	45,18	2,69
2008	55,55	89,13	20,17	4,55	49,93	2,95
2009	55,03	87,09	21,10	4,44	51,59	3,03
2010	54,52	85,13	22,01	4,33	53,17	3,11
2011	54,04	83,23	22,89	4,24	54,70	3,18
2012	53,60	81,41	23,72	4,13	56,18	3,25
2013	53,09	79,67	24,54	4,05	57,58	3,32
2014	52,64	78,00	25,35	3,95	58,94	3,39
2015	52,20	76,74	25,79	3,85	60,22	3,45
2016	51,80	75,65	26,02	3,76	61,52	3,52
2017	51,38	74,64	26,18	3,70	62,78	3,57

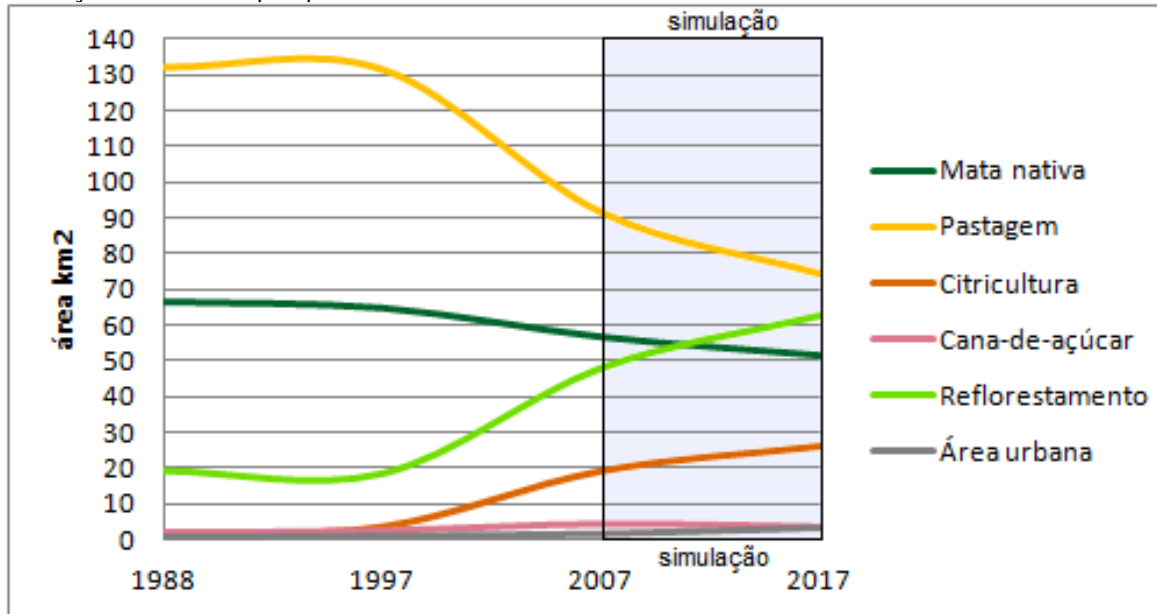
Figura 41. Resultados da simulação para a evolução da paisagem entre os anos de 2007 e 2017.



Em relação às mudanças de uso e cobertura da terra de 1988 para 2017 e de 2007 simuladas para 2017, em passos de tempo, notou-se uma tendência de decréscimo da classe pastagem, que deu lugar principalmente à classe silvicultura após 1997. No mesmo período e de maneira mais gradual, observou-se o decréscimo da classe mata nativa e o aumento da classe citricultura, enquanto as

classes cana-de-açúcar e área urbana tiveram um aumento pouco significativo. A Figura 42 ilustra a evolução da paisagem do uso e cobertura da terra ocorrido no período citado, correspondendo a uma série temporal de 29 anos.

Figura 42. Evolução temporal da paisagem na sub-bacia do Rio Capivara no período de 29 anos com simulação de cenários prospectivos de 2007 a 2017.



6.5.2. CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA OS FATORES Q E QP (2008 – 2017) NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA.

A partir da obtenção dos cenários prospectivos de uso e cobertura da terra, foi possível formular cenários de volume de escoamento superficial (Q) e vazão de pico (Qp) por meio dos valores de Curva Número simulados. Os resultados com os mapas obtidos podem ser conferidos nas Figuras 43 e 44.

Figura 43. Cenários prospectivos para o fator Q (volume do escoamento superficial) de 2008 para 2017.

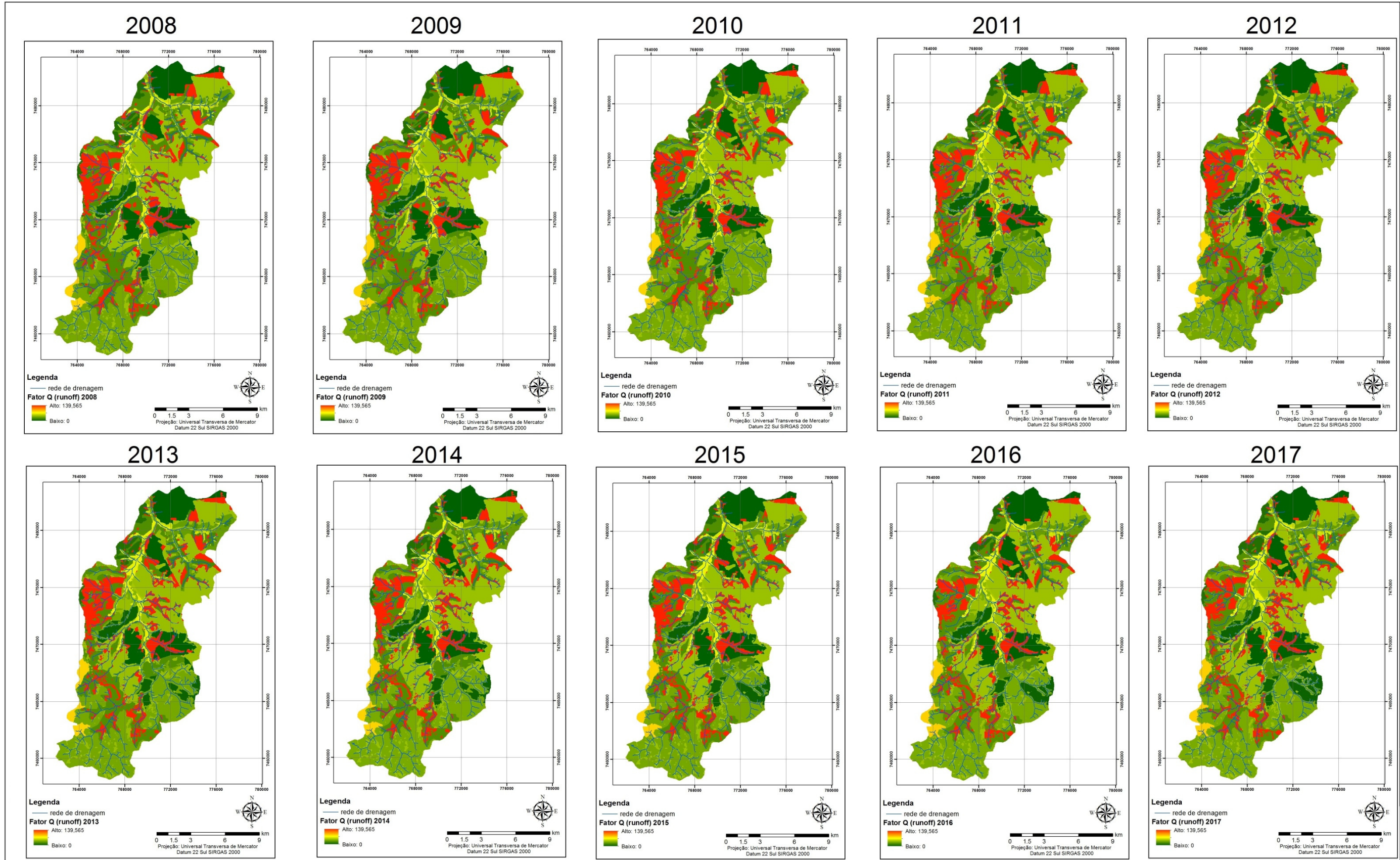
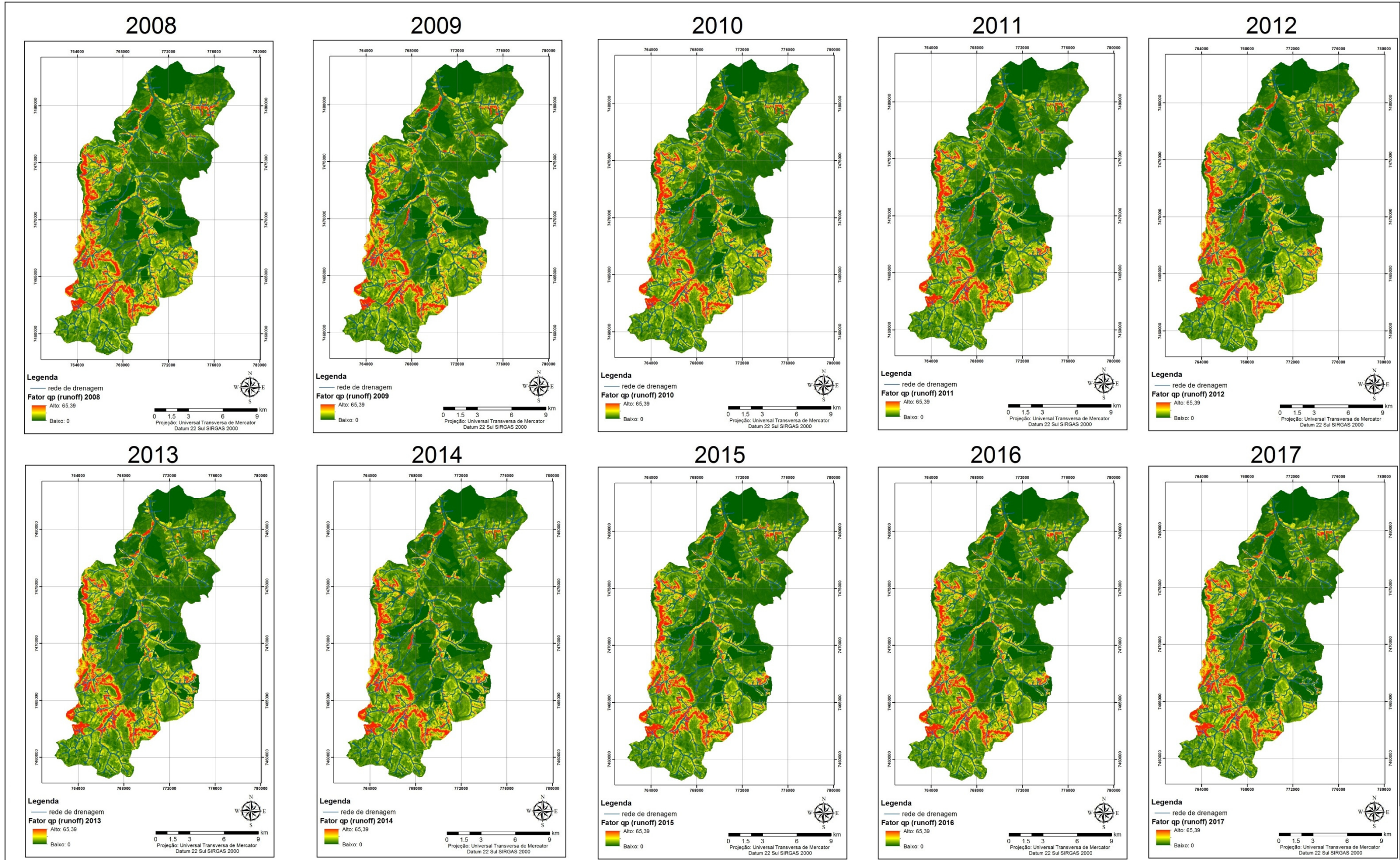


Figura 44. Cenários prospectivos para o fator qp (vazão de pico) de 2008 para 2017.



Em relação ao fator Q, foram notadas as seguintes tendências para os mapas prospectivos:

- notou-se uma tendência para o aumento de áreas com baixos valores de volume de escoamento superficial (áreas verde escuro no mapa), sobretudo a partir do ano de 2013, nas porções sudeste da sub-bacia. Essa tendência se mostrou mais acentuada a partir de 2015, explicada em grande parte pelas manchas em verde possuírem uma relação de CN (Curva Número) hidrológicamente favorável para o uso e cobertura nas áreas mostradas
- Sobre as áreas com maiores valores (em vermelho), observou-se uma tendência de diminuição nas áreas a leste e norte da sub-bacia, sobretudo a partir de 2014, e um aumento dessas áreas nas regiões centro sul da sub-bacia, com ligeira perda a partir de 2012, porém com significativa recuperação até 2017., relacionadas em grande parte com a mudança no uso e cobertura da terra, onde locais com pastagens degradadas foram substituídas em grande parte por citricultura e silvicultura em regiões de Neossolos Quartzarênicos e Argissolos Vermelho Amarelos.
- Já em relação as regiões intermediárias (cores verde e vermelho claro) não houve mudanças significativas em termos de ganho, apenas de perda para altos ou baixos valores, já descrito nos itens anteriores.

A respeito dos valores qp (vazão de pico) simulados para a sub-bacia por meio de cenários prospectivos (2008 – 2017), as mudanças encontradas foram menores sendo as seguintes situações:

- Em relação aos baixos valores (tons verdes mais escuros), houve um aumento gradativo nas regiões ao norte a sudeste da área de estudo tomando inclusive espaço de regiões com altos valores (em vermelho) explicadas também pela transição de pastagem para citricultura e silvicultura que, por consequência, possuem relação de valores CN mais favoráveis para índices mais baixos de vazão de pico (qp).
- Nas regiões com valores intermediárias, o aumento foi percebido em áreas de baixos valores sobretudo nas porções de drenagem principal da sub-bacia. Nas regiões centrais, sudeste e norte, observou-se uma

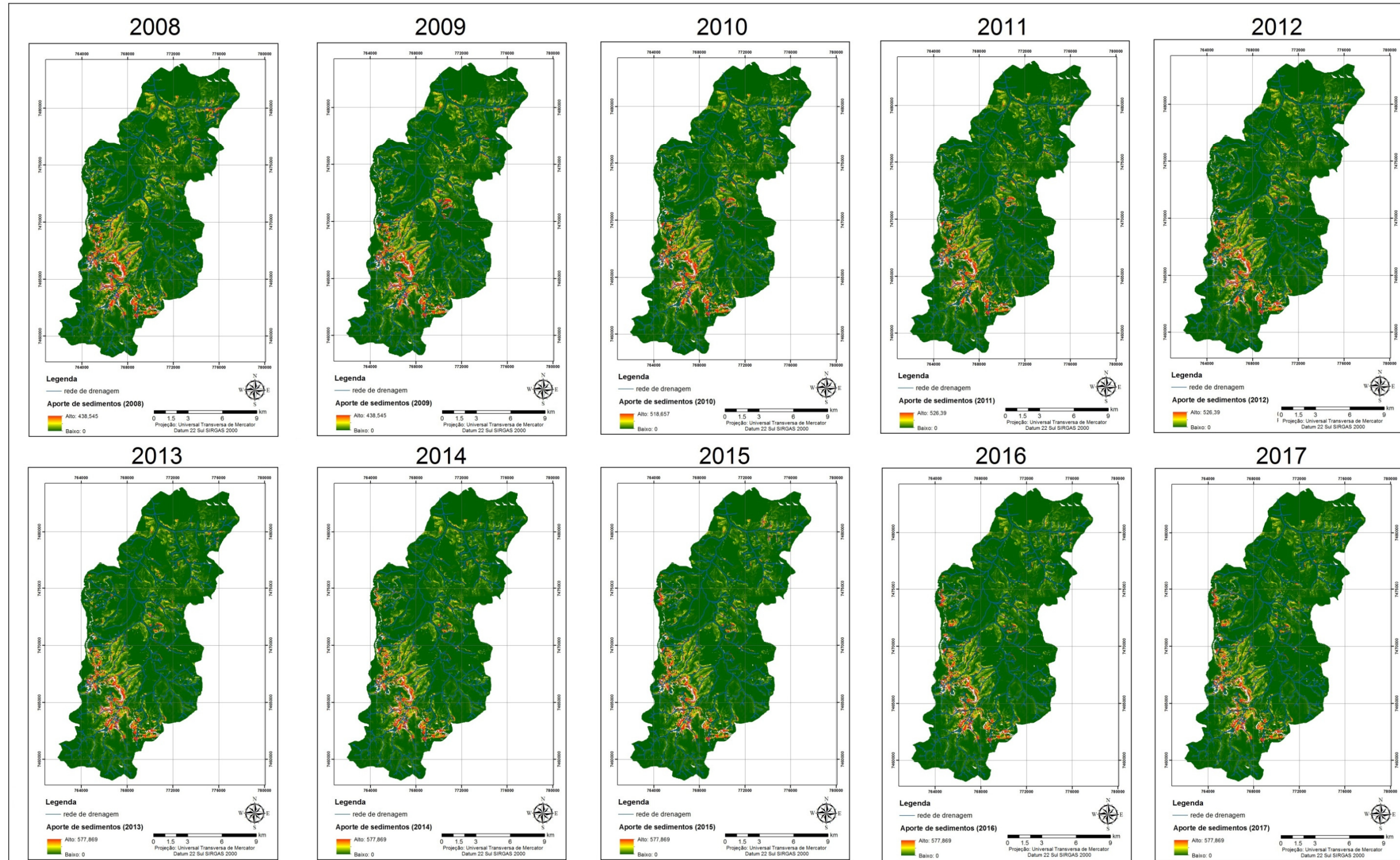
diminuição dos valores intermediários para as regiões de baixos valores. Nas áreas ao sul (onde estão as nascentes) não foram percebidas mudanças significativas;

- Sobre as áreas com altos valores de q_p (pico de vazão) foram observadas poucas mudanças ao longo do tempo, destacando-se um ganho moderado nas áreas de Cuesta ao sul e a oeste além da diminuição dessas áreas a sudeste em regiões de nascente, explicada em grande parte pelo desmatamento nessas áreas de relevo movimentado no período simulado. Vale destacar que essas áreas são indicativas para a suscetibilidade à erosão.

6.5.3 CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O APORTE DE SEDIMENTOS DE 2008 PARA 2017 NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA

A partir das formulações já descritas na Seção 5.3, foi possível se obter os mapas de aporte de sedimentos da área de estudo com cenários prospectivos de 2008 para 2017 por meio da modelagem e simulação de mudança de uso e cobertura da terra (Dinâmica EGO), que implicaram nas mudanças dos fatores C (uso e manejo), Q (volume de vazão), q_p (vazão de pico), *Runoff* (Equação 38) e valores CN (Curva Número). Os mapas resultantes podem ser conferidos na Figura 45.

Figura 45. Cenários prospectivos para o aporte de sedimentos de 2008 para 2017 na sub-bacia do Rio Capivara.



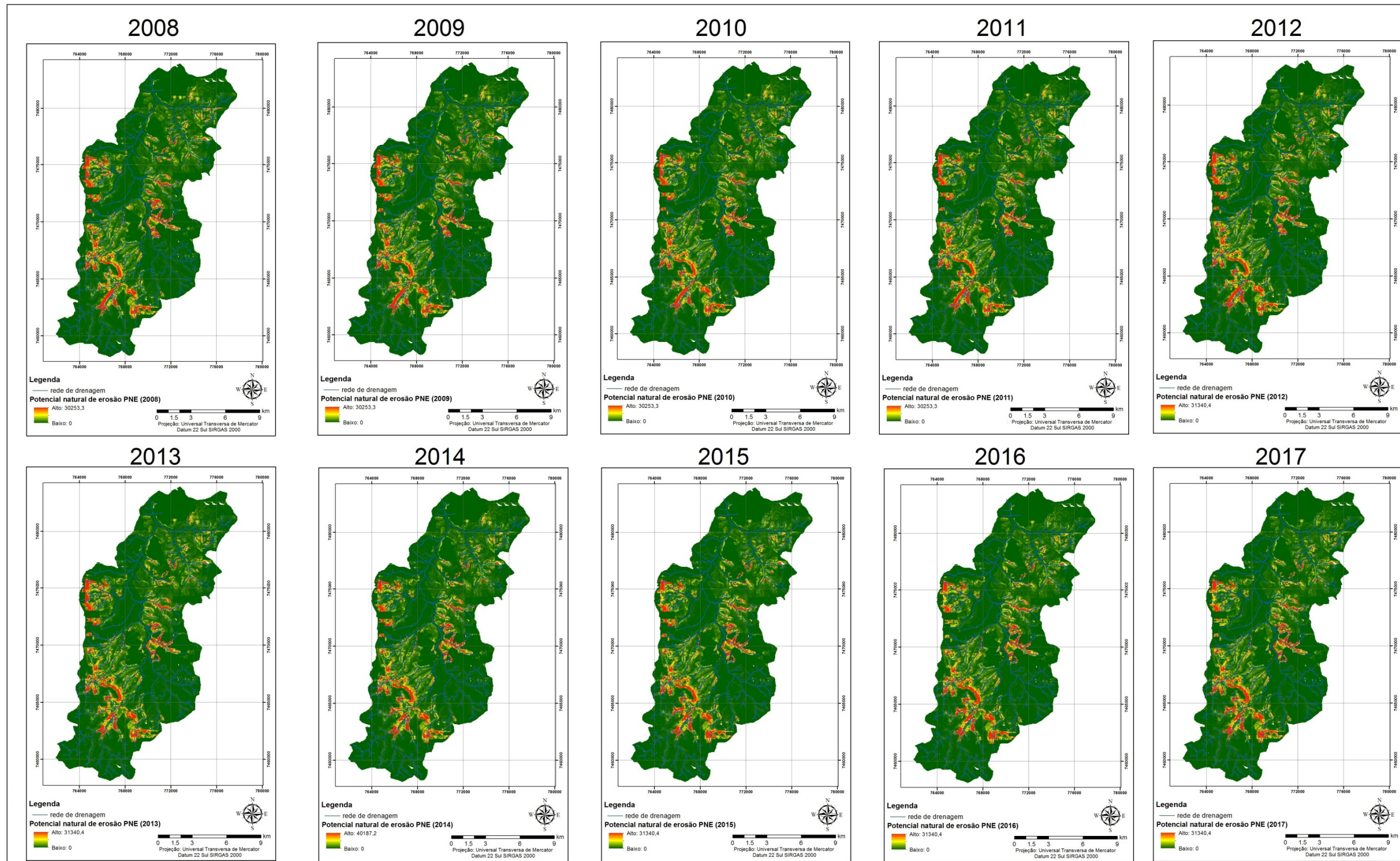
Foram encontrados os seguintes resultados para os cenários prospectivos de aporte de sedimentos da sub-bacia do Rio Capivara:

- Em termos de volume de aporte (área do pixel com resolução de 30 metros – 900 m²), nos anos de 2008 e 2009, permaneceria o mesmo, com 438,545 t, havendo um acréscimo de 80,112 t para o ano de 2010 (518,657). Nos anos de 2011 e 2012, existe a probabilidade de ocorrer um ligeiro acréscimo no volume passando para 526,39 t, e a partir de 2013, para 577,869 t, permanecendo assim até 2017, dado o volume de chuva intensa considerado para a simulação concomitante com a mudança de uso e cobertura da terra nos cenários prospectivos.
- De uma maneira geral, no decorrer dos anos, apesar do aumento do volume do aporte crescer, comentado anteriormente, verificou-se que existe uma tendência de diminuição das áreas com altos valores (em vermelho), sendo gradativamente substituídas por áreas de baixos valores (em verde mais escuro). As áreas com altos valores surgem isoladamente nas regiões centrais da sub-bacia a partir de 2009, porém com posterior perda gradual e nas regiões oeste da área de estudo a partir de 2014, com posterior ganho de área até 2017.
- Notou-se com isso, que o que pode acontecer na verdade é que as parcelas com ganho de volume de aporte de sedimentos (438,545 ton em 2008 para 577,869 t em 2017) podem ocorrer em regiões menores, porém concentradas, favorecendo com isso a propensão dessas áreas à erosão, dado um fenômeno de chuva intensa com alto poder de escoamento superficial e baixa infiltração.

6.5.4 CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O POTENCIAL NATURAL À EROÇÃO (PNE)

A partir da relação entre *Runoff* simulados, fatores K e LS (Equação 13), chegou-se aos mapas com os cenários prospectivos de Potencial Natural à Erosão (PNE) para os anos de 2008 a 2017. Estes podem ser conferidos na Figura 46.

Figura 46. Cenários prospectivos para o potencial natural à erosão na sub-bacia do Rio Capivara.



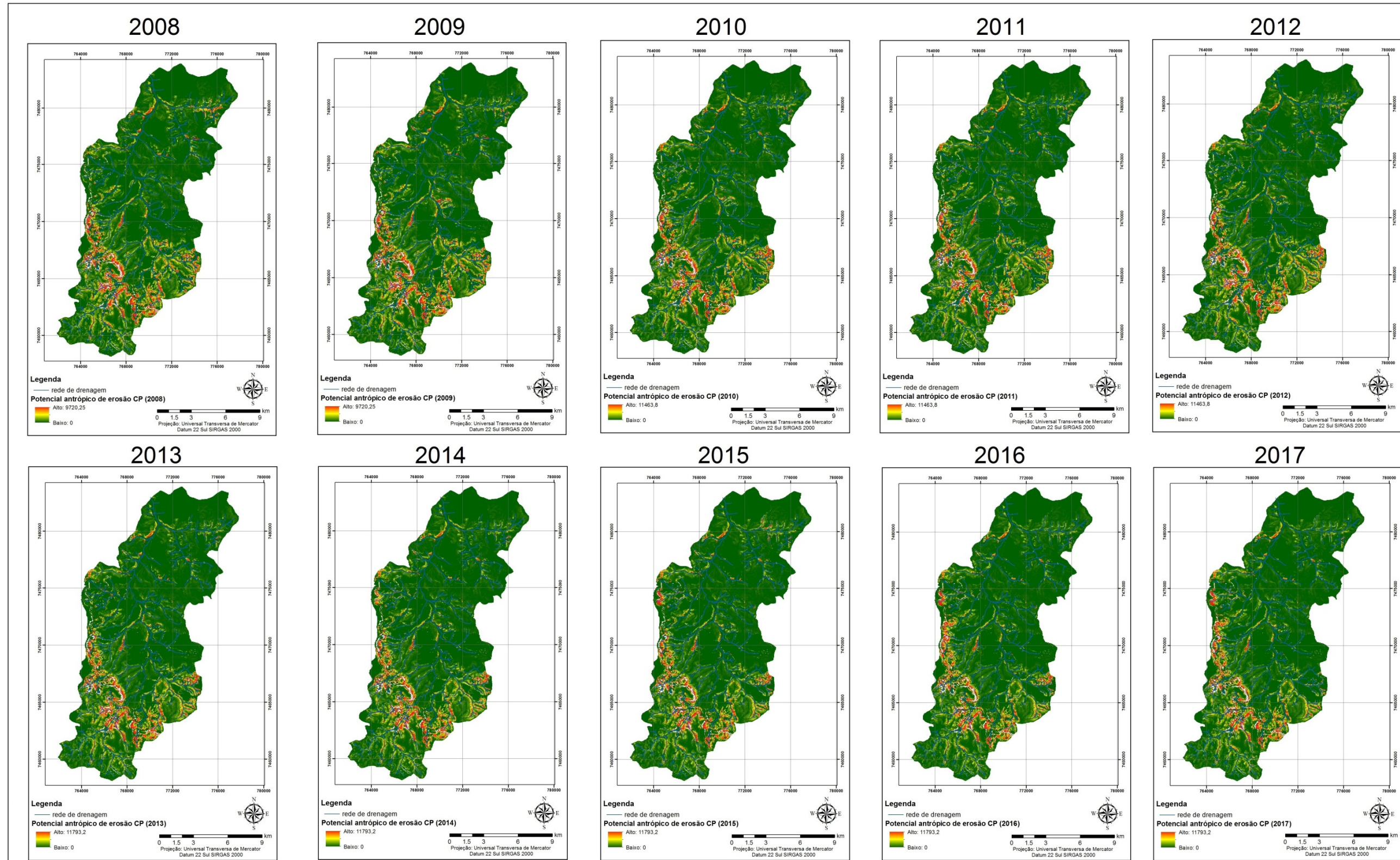
Para os cenários de Potencial Natural de Erosão, as seguintes considerações puderam ser realizadas:

- Não foram percebidas grandes mudanças no decorrer dos cenários em relação ao Potencial Natural de Erosão (PNE), podendo-se destacar, a partir de 2009, os altos valores que passaram para valores intermediários na região central da sub-bacia, mais precisamente em áreas de nascente dos córregos, onde principalmente as pastagens degradadas diminuíram significativamente.
- Entre 2010 e 2011, algumas áreas com valores intermediários passaram a ter altos valores (em vermelho), sobretudo nas regiões de Cuesta mais ao sul da sub-bacia (regiões ocupadas por Neossolos Litólicos), tendo uma ligeira recuperação em 2013, porém a partir daí até 2017, verificou-se uma retomada com altos valores nessas regiões, concluindo-se então que a mudança de uso da terra, sobretudo o desmatamento, implica diretamente nas mudanças nos cenários dos mapas de Potencial Natural à Erosão.
- Notou-se também que existe uma tendência de transição de valores intermediários para valores baixos (cores verdes mais escuros) nas regiões de jusante da sub-bacia (ao norte), mostrando que a mudança do uso da terra ocorrida nessas regiões, principalmente o avanço da silvicultura em áreas de Neossolo Quartzarênico, favoreceu uma passagem de valores intermediários de Potencial Natural à Erosão para valores com baixo potencial.

6.5.5 CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O POTENCIAL ANTRÓPICO DE EROSIÃO (CP).

Pela multiplicação do *Runoff* (simulado) pelos fatores C (simulado), P e LS a partir da Equação 14, foram obtidos os cenários prospectivos de Potencial Antrópico de Erosão. A Figura 47 ilustra os cenários em questão.

Figura 47. Cenários prospectivos para o potencial antrópico de erosão na sub-bacia do Rio Capivara.



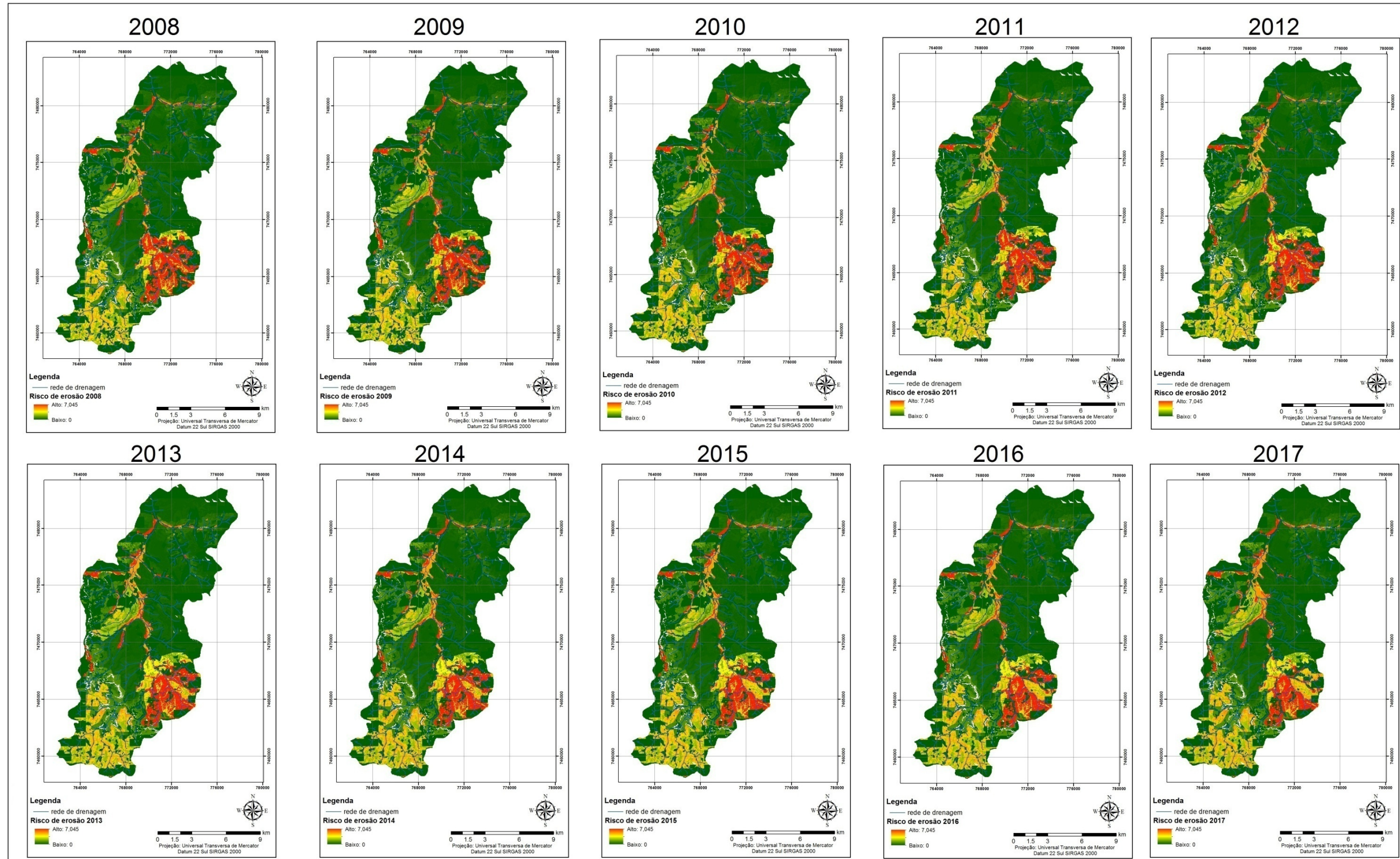
Em relação às tendências de transformações do Potencial Antrópico de Erosão por meio dos cenários prospectivos simulados, as seguintes considerações puderam ser traçadas:

- Entre os anos de 2008 e 2009, os valores quantitativos permanecem os mesmos 9.720,25, porém verificou-se uma tendência nesse período de aumento de áreas com altos valores (em vermelho) na região central da área de estudo, sobretudo nas regiões de nascente, relacionados, em grande parte, ao desmatamento dessas áreas. Ao mesmo tempo, verificou-se uma tendência do aumento de áreas com baixos valores (em verde), principalmente nas áreas à jusante da sub-bacia, explicadas pela diminuição das pastagens degradadas.
- Entre 2010 e 2012, os valores quantitativos apontam para um aumento em torno de 11.463,8 e, em termos qualitativos, com um aumento de altos valores nas regiões sudeste, em áreas de nascente e nas regiões de Cuesta da sub-bacia. Nas regiões centrais e de jusante, verifica-se um aumento gradual das áreas de baixo valor, a partir da mudança do uso e cobertura da terra nesse período.
- Entre os anos de 2013 até 2017, verifica-se uma tendência de um ligeiro aumento quantitativo (11.793,2). Em termos qualitativos, os cenários tendenciais foram os seguintes: Nas áreas a sudeste, são apontadas mudanças de valores altos e intermediários para baixos valores, diminuindo nessas regiões o Potencial Antrópico de Erosão. É importante notar que os mapas prospectivos de mudança do uso e cobertura da terra apontam para uma transição de pastagem para silvicultura e citricultura nessas áreas, ocupadas sobretudo por Latossolos Vermelhos Distróficos.
- Nas áreas de Cuesta, a oeste, verifica-se uma tendência de aumento de altos valores que se sucede até 2017, concluindo-se então que essas áreas tendem a ser mais sensíveis ao Potencial Antrópico de Erosão, em consequência da mudança de uso e cobertura da terra que pode ocorrer nesse período, principalmente o desmatamento.

6.5.6 CENÁRIOS PROSPECTIVOS PARA O RISCO DE EROSIÃO NA SUB-BACIA DO RIO CAPIVARA

Conforme já explicado anteriormente, o Risco de Erosão (RE) se refere à razão entre o Potencial Antrópico de Erosão (CP) e o Potencial Natural à Erosão (PNE). Os mapas resultantes são apresentados na Figura 48.

Figura 48. Cenários prospectivos para o risco de erosão na sub-bacia do Rio Capivara.



Com os mapas prospectivos de Risco de Erosão obtidos, as seguintes considerações puderam ser realizadas:

- Em termos qualitativos, observou-se uma tendência de transição de altos valores para valores intermediários em áreas de nascente nas regiões sudeste da sub-bacia, mais precisamente nas áreas em que estão Latossolos Vermelhos Distróficos e que podem passar da classe pastagem para a classe silvicultura.
- Nas regiões de várzea, ocupadas principalmente por Gleissolos e onde as principais transições de uso e cobertura da terra se referem ao desmatamento (mata nativa para pastagem), foram percebidas tendências de transições de baixos valores (em verde) para valores intermediários, ou seja, essas áreas podem apresentar um aumento da suscetibilidade à erosão, com as transições de uso e cobertura da terra que podem ocorrer entre os anos de 2008 para 2017.
- No restante das regiões, não foram percebidas grandes tendências de mudanças, apenas nas regiões à montante da sub-bacia ao sul, ocupadas por Latossolos Vermelho Amarelo Distróficos e que podem passar por mudanças de uso e cobertura da terra, sobretudo de mata nativa para pastagem (desmatamento), existe uma probabilidade de transição de baixos valores para valores intermediários, aumentando dessa forma também a propensão dessas áreas à erosão.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a obtenção dos dados referentes às variáveis da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MEUPS), juntamente com as informações dos cenários prospectivos da mudança do uso e cobertura da terra, obtidos com o Dinamica EGO por meio da calibração e validação do modelo, foram produzidos os mapas prospectivos (2008 para 2017) dos fatores C (uso e manejo), Q (volume de vazão), qp (pico de vazão), aporte de sedimentos (em toneladas por unidade de pixel), potencial natural de erosão, potencial antrópico de erosão e risco de erosão.

Foi possível também efetuar a análise multitemporal de períodos anteriores, no caso 1988, 1997 e 2007, quanto à evolução do uso e cobertura da terra e ao comportamento da suscetibilidade à erosão da sub-bacia do Rio Capivara, no período de 20 anos. É importante ressaltar que os parâmetros de calibração utilizados para a modelagem de 1997 para 2007 serviram de apoio na elaboração dos mapas prospectivos de 2007 para 2017.

Ao considerar a validação satisfatória do modelo, tem-se então um diagnóstico multitemporal da área para um período ainda maior, ou seja 29 anos (1988 – 2017). Pode-se destacar, nesse sentido, as transições de pastagem para silvicultura e citricultura, entre 1988 e 2007, nas áreas de jusante, com projeções para o avanço da silvicultura para as áreas centrais e mais ao sul da área de estudo, onde predominam os Neossolos quartzarênicos.

A partir dos procedimentos adotados, aliados às visitas a campo, pode-se constatar, por meio dos mapas gerados, a relação direta entre a mudança do uso e cobertura da terra e os diferentes cenários relativos à erosão na sub-bacia do Rio Capivara, subsidiando nesse sentido o processo de tomada de decisão por planejadores, no tocante ao monitoramento da perda de solos agriculturáveis e do processo de assoreamento.

Essas mudanças contribuíram e continuarão contribuindo para a diminuição das manchas com valores mais elevados de aporte de sedimentos (Y), potencial natural (PNE) e antrópico de erosão (CP), risco de erosão (RE) e fatores Q e qp (escoamento superficial). Nas áreas de Cuesta, notou-se uma tendência de aumento da concentração de manchas com valores mais altos (tons vermelhos) da maioria dos fatores relacionados aos cenários de erosão, explicada principalmente pela

diminuição da mata nativa nessas regiões de relevo movimentado, sobretudo nas áreas de Neossolo Litólico.

Os resultados obtidos mostraram que as mudanças no uso e cobertura da terra influem de maneira direta na produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica, podendo, a partir da metodologia proposta nesse trabalho, ser modelada e simulada por meio de cenários probabilísticos, e antecipando, dessa forma, diagnósticos para planejamento de uso da terra de maneira preventiva e sistemática por meio de ações que respeitam as características de cada região.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGTERBERG, F. P.; BONHAM CARTER, G. F. Deriving weights of evidence from geo-science contour maps for the prediction of discrete events. In: XXII INTERNATIONAL SYMPOSIUM AP-COM. p. 381-395, 1990

ALCÂNTARA, E. H.; SOUZA, A. Produção de sedimentos na Zona Costeira da Bahia – Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 199-205. 2010.

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

ALMEIDA, C. M. et al. Modelos Celulares de Dinâmicas Espaço-Temporais: Aplicações em Estudos Urbanísticos. In: MEIRELLES, M.;CAMARA, G.;ALMEIDA, C. M. (Ed.). **Geomática: Modelos e Aplicações Ambientais**. Brasília: EMBRAPA, v. v.1, 2007a. p. 445-496.

ALMEIDA, C. M.; et al. Perspectiva histórica de modelos de dinâmicas urbanas e regionais. In: ALMEIDA, C. M.; CAMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (Ed.). **Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual**. São Paulo: Oficina de textos, 2007b. Cap.12. p. 254-285.

AQUINO, D. N.; et al. Estimativa do escoamento superficial em micro-bacia do semi-árido brasileiro pelo emprego do SIG. **Revista Tecnologia**, v. 29, n. 1, p. 37-45, 2008.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 322 p.

ARAÚJO JUNIOR, G. J. L. D. **Aplicação dos modelos EUPS e MEUPS na bacia do Ribeirão Bonito (SP) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 1997, 122p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1997.

ARAÚJO JUNIOR, A. A. **Diagnóstico físico conservacionista de 10 microbacias do Rio Capivara – Botucatu (SP), visando a ocupação racional do solo**. 2001. 131 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

BARRETO NETO, A. A. **Modelagem Dinâmica de Processos Ambientais**. 2004. 123p. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências, Universidade de Campinas, Campinas, 2004.

BATHURST, J. C.; et al. The SHE/SHESED Basin Scale Water Flow and Sediment Transport Modeling System. In: SINGH, V. P. (editor). **Computer Models of Watershed Hydrology**. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, United States. 1995. p. 563-564.

BATTILANI, J. L.; et al. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do Rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 19, n.3, 2005.

BATTY, M. **Urban modelling: algorithms, calibrations, predictions**. Cambridge University Press. 1976.

BEASLEY, D. B.; et al. ANSWERS: a model for watershed planning. **Transactions ASAE**. v.23, n.4, p.938-944, 1980.

BERTONI, J.; et al. **Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agrônomo**. Campinas, Instituto Agrônomo, 1972 (Circular 20).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. Piracicaba: Editora Ceres, 1985.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Editora Ícone, 1993.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5.ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. Pergamon. 1994.

BRANCO, N.; **Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta**. 1998. 119p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1998.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of land use change: theoretical and modelin approaches**. Lescos, Greece. Tese de Doutorado em Geografia – University of Aegean, 2000.

BURROUGH, P. A. Dynamic modelling and geocomputation. In: Longley, P. A.; Brooks, S. M.; McDonnell, R.; MacMillan, B. ed. **Geocomputation: a primer**. Chichester: John Wiley & Sons, 1998. Cap. 9, p. 165-192.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial. **São José dos Campos INPE** [http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/\(12/05/2004\)](http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/(12/05/2004)). 2003.

CÂMARA, G.; et al. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p.395- 403, 1996.

CAMPOS, S. et al. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao uso da terra em microbacias hidrográficas, Botucatu – SP. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 431-435, maio/ago. 2004.

CARREGA, E. F. B. **Delimitação de unidades ambientais na bacia do Rio Capivara, Botucatu-SP**. 2006. 98f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2006.

CARVALHO, W. A. **Relações entre relevo e solos da bacia do Rio Capivara – município de Botucatu, SP.** 1981. 193 f. Tese (Livre-Docência)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1981.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática.** Brasil, Ministério de Minas e Energia, Cia Pesq. Rec. Minerais, Rio de Janeiro, 372 p. 1994.

CARVALHO NETO, J. G. **Simulação hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados com o modelo SWAT.** 2011, 216 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

CHAVES, H. M. L. Análise Global da sensibilidade dos parâmetros da Equação universal de perda de solo modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p.345-350, 1991.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais.** São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

PAIVA, C. F. E.; OLIVEIRA, V. S.; VENDRAME, I. F.; AULICINO, M. C. F. Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Rio Uma Taubaté-SP com o emprego de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 1407-1414.

COSTANZA, R. Model Goodness of Fit - a Multiple Resolution Procedure. **Ecological Modelling**, v. 47, n. 3-4, p. 199-215. Sep 15, 1989.

COUTINHO, L. M. **O conceito de cerrado.** **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 17- 24, 1978.

DELANEZE, M. E. **Modelagem Dinâmica Espacial Aplicada Na Avaliação Das Mudanças da Cobertura da Terra no entorno de dutos utilizando Autômatos Celulares – Estudo de Caso: Duto Orbel.** 2011, 116p. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, 2011.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos.** 1990, 81p. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade de São Paulo, ESALQ. 81 p. 1990.

DE ROO, A. P. J.; et al. LISEM: a single event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. **Hydrological Processes**. v.10, n.8, p.1107-1117, 1996.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**. V. 51, n. 5, p. 427-433. 1996a.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. Algorithms to route flow over Digital Landscapes: a comparison and their implications for predicting ephemeral gullies.

Geomorphologie: Relief, processus, environment, Paris, v.2, n.3, p. 41-50, 1996b.

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. **A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land**. Atlanta, USDA Forest Service, 1980. 40 p. DONZELI, P. L.; et al. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para o planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. Campinas: **Documentos IAC**, v. 29, p. 91-119, 1992.

EHLERS, M. Remote sensing for environmental monitoring, GIS applications and geology, **Proceedings of SPIE**, v. 4545, Bellingham, 2002. 330 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de classificação dos solos**. 1. ed. Rio de Janeiro: Embrapa. Solos, 1999. 412p.

ESRI – ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INSTITUTE. **ARC/INFO v.10** Redlands, 2010. Programa de computador. DVD-ROM.

FARINASSO, M. et al. Avaliação qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, n. 2, p.73-85, 2006.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. US Department of Agriculture Water Erosion Prediction Project hill slope and Watershed Model documentation. NSERL report n.10. West Lafayette, Ind: USDA – ARS National Soil Erosion Research Laboratory.

FOSTER, G. R. Soil erosion modeling: special considerations for nonpoint pollution evaluation on field sized areas. In: OVERCASH, M. R.; DAVIDSON, J. M. **Environmental Impact of Non-Point Source Pollution**.. Ann Arbor Science, Ann Arbor, p. 213-240, 1980

GARDNER, M. Fantastic Combinations of John Conways New Solitaire Game Life. **Scientific American**, v. 223, n. 4, p. 120-&. 1970.

GENOVEZ, A. M.; Métodos de estimação de vazões de enchentes para pequenas bacias. Campinas: FEC-DHS, 1993, 42p.

GOMES, B. Z.; et al. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da Internacional Paper do Brasil Ltda, em Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2. abr./ jun. 2004.

GONÇALVES, D. A.; et al. Modelagem de alteração de uso e cobertura da terra em uma porção do município de Mineiros-GO utilizando o método de pesos de evidência. IN: XII SBGFA – SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 12 ., 2007. **Anais...** Natal: UFRN, 2007.

GOODACRE, A. K. et al. A Statistical-Analysis of the Spatial Association of Seismicity with Drainage Patterns and Magnetic-Anomalies in Western Quebec (Vol 217, Pg 285, 1993). **Tectonophysics**, v. 225, n. 4, p. 551-551. Oct 30, 1993.

GOVERS, G. Spatial and temporal variations in splash detachment: Applied study. **Catena**. v. 20, n.1 p. 15-24, 1991.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998, 372p.

GUERRA, A. J. T. 1999. Início do Processo Erosivo. *In*: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos. Conceitos, temas e aplicações**. Bertand Brasil, Rio de Janeiro, pp.17-56.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, n. 3, p. 235-249. Apr-May, 2003.

HARTWIG, M. P. **Modelagem da geração de sedimentos, por meio da MEUPS, na microbacia do Ribeirão Marins, em Piracicaba, SP**. 2009, 127 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009. HEUVELINK, G. B. M. **Error propagation in environmental modeling with GIS**. Bristol: Taylor and Francis, 1998. 127p.

HJULSTROM, F. The Morphological Activity of Rivers as Illustrated by River Fyris, **Bulletin of the Geological Institute, University of Uppsala**, v. 25, ch.3, p.221-557. 1935.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v. 56, p. 807-813, Oct. 1945.

HUDSON, N. **Conservacion del suelo**. Barcelona: Reverté, 1982. 335p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Unidades de Conservação Ambiental e Áreas Correlatas no Estado de São Paulo**. São Paulo: BIPT, 1992. 88 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo. Escala: 1:500.000. 1997.

KONECNY, G.; LEHMANN, G. **Photogrammetrie**. 4. ed. Berlim: Walter de Gruyter, 1984.p. Paginação irregular

LANE, L. J.; et al. Description of the US Department of agriculture Water Erosion Prediction Project (WEPP) model. *In*: Oveland Flow: **Hydraulic and Erosion Mechanics**. London, UCL Press , 377-391, 1992.

LEPSCH, J.F. **Solos formação e conservação**. 2. ed. São Paulo: Edições Melhoramentos, Série Prisma - Brasil. v. 31. 1977. 160 p.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 12 p. (Boletim Técnico, 28).

LOMBARDI NETO, F. et al. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. In: SIMPÓSIO SOBRE TERRACEAMENTO AGRÍCOLA. 1989. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 99-124.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 12 p. (Boletim Técnico, 27).Campinas: SBCS, 2ª impressão revisada. 1991. 175p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LOMBARDI NETO, F.; et al. Análise comparativa da aplicação dos modelos MUSLE e USLE, com o suporte de técnicas de geoprocessamento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. **Anais...**Campinas: SBCS, 1994. p. 127.

LOPES, E. S. S. **Modelagem espacial dinâmica aplicado ao estudo de movimentos de massa em uma região da Serra do Mar Paulista, na escala de 1:10.000**. 2006. 276f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, 2006.

MACEDO, F. L.; et al. Modelagem da produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do riacho Jacaré - SE. **RA'E GA**, v. 24, n. 2 p. 272-289. 2012.

MAEDA, E. E. et al. Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 13, n. 3, p. 435-446. Jun, 2011.

MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
MARTINS, D. Clima na região de Botucatu – SP. In: ENCONTRO DE ESTUDOS SOBRE A AGROPECUÁRIA DE BOTUCATU. **Anais...** Botucatu: UNESP, 1989. p. 8-12,1989.

MEDEIROS, P. R. P.; et al. Aporte de sedimentos em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010. Rio Grande. **Anais...** Rio Grande: AOCEANO, 2010. p. 2001-2003.

MCCOOL, D. K. et al. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, MI, v. 32, n. 5, p. 1571-1576, September/October, 1989.

MIDDLETON, H. E. **Properties of soils which influence soil erosion**. USDA Tech. Bull. 178. 16p. 1931.

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.** Silsoe College, Cranfield University. 1998.

NEARING, M. A. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. **Soil science society of American Journal.** v. 61, n. 3, p. 917-919. 1997.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R.; KING, K. W.; **Soil and water assessment tool - theoretical documentation**, version 2000. Temple, Grassland, Soil and Eater Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station. 2002. 212p.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia.** 6. ed. Rio de Janeiro: Fundação Calouste Gulbenkian, 1988, 431p.

OLIVEIRA, A. M. M. **Aplicação de geotecnologias e do modelo EUPS como subsídio ao planejamento do uso da terra: estudo de caso no alto curso da microbacia hidrográfica do Ribeirão Cachoeirinha, Iracemópolis, SP.** 2004. 114p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

OLIVEIRA J. B. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento.** 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201 p.

OLIVEIRA, J. B.; et al. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda Expandida.** 1. ed. Campinas: Embrapa-Solos/IAC, 1999, 64p.

OLIVEIRA, P. T. S.; et al. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Ambiente e Água – Na interdisciplinary Journal of Applied Science.** v. 5, n. 2, p. 217-225, 2010.

PAIVA NETTO, J. E. de. A voçoroca – um tipo de erosão do solo no Estado de São Paulo. **Colheitas e Mercados,** São Paulo, v. 3, n. 8, p. 3-8, 1947. Departamento de Produção Vegetal.

PEREIRA, L. H. **Caracterização da erosão hídrica laminar do solo em bacia hidrográfica com base na malha fundiária, por meio de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelagem.** 123p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010.

PERROTA, M. M. et al. **Mapa Geológico do estado de São Paulo.** Programa Geologia do Brasil – PGB, CPRM, São Paulo. 2005. 1 carta geológica. Escala: 1:750.000.

PINTO, S. A. F. **Sensoriamento Remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão de solos:** contribuição metodológica. 1991. 147 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

PINTO, S. A. F. **Contribuição metodológica para análise de indicadores da erosão do solo utilizando técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelo predictivo.** 1996, 136 p. Tese (Livre Docência) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1996.

PINTO, S. A. F.; et al. Geoprocessing techniques in the study of the soil erosion potential on agricultural lands. **Revista de Teledetección.** v. 22. p. 5-12, 2004.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu – SP.** 2002. 108 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

PONTIUS, R. G. Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,** v. 68, n. 10, p. 1041-1049. Oct, 2002.

POWER, C.; et al. Hierarchical fuzzy pattern matching for the regional comparison of land use maps. **International Journal of Geographical Information Science,** v. 15, n. 1, p. 77-100. Jan, 2001.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de Avaliação da aptidão Agrícola das terras.** Rio de Janeiro: Embrapa –CNPS, 1995.

RENARD, K.G. et al. **Predicting soil erosion by water:** guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. 404 p. (Agriculture Handbook, 703).

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Conceitos básicos de modelagem hidrológica.** São José dos Campos: INPE, cap. 2. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap2_modelos_hidrologicos.pdf> . Acesso em: 10 fev. 2013.

RIZZINI, C. T.; et al. **Ecosistemas brasileiros.** Rio de Janeiro: Index, 1991. 159 p.

RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Revista Circular Técnica do Ipef,** Piracicaba, vol. 189, 1999. p. 1 – 42

RODRIGUES, H. O.; et al. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2007. p. 3089-3096.

RODRIGUES, H. O. Providing powerful modeling and analytical tools to turn oceans of data into intelligence: the Dinamica EGO approach. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, 2011, Curitiba-PR.

RSI - Research Systems Inc.. **The Environment for Visualizing Images - ENVI.** Boulder, CO, USA, 2009.

SADEGHI, S. H. Application of Musle in prediction of sediment yield in iranian conditions. In: XIII INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13 ., 2004. Proceedings... Brisbane: ISCO, 2004. p. 1-4.

SANTOS, C. A. G. (1997). Application of Runoff-Erosion Model for a Semiarid Area in Brazil. Ph.D Thesis, Ehime University, Japan.

SANTOS, A. R.; et al. Caracterização hidrológica da sub-bacia do córrego Santa Isabel , braço norte do Rio Jucu, Domingos Martins (ES). XI SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO. 2004, Aracaju-SE. **Anais...** Aracaju: UFSE, 2004. p. 232-239.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus. 289 pp. 2002.

SETZER, J.; PORTO, R. L. L. Tentativa de avaliação do escoamento superficial de acordo com o solo e seu recobrimento vegetal, nas condições do Estado de São Paulo. **Boletim Técnico DAEE, São Paulo**, v. 2, n. 2, p. 81-104, 1979.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. 2004. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. RiMa, São Carlos, 140 pp.

SILVA, C. R.; et al. Calibração e validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 35. p. 1431-1439, 2011.

SILVA, D. D. et al. Estimativa e espacialização da Equação intensidade-duração-frequência da precipitação para o estado de São Paulo. **Revista Engenharia na Agricultura**, v.7, n.2, p. 70-87. 1999.

SILVA, F. G. B. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SILVA, F. G. B. et al. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, Abr./Jun. 2010.

SILVA, H. P.; MATTOS, J. T. Indicação de zonas de proteção ambiental para o desenvolvimento a partir da compartimentação fisiográfica da parte norte do litoral de Pernambuco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 975-982.

SMITH, H. T. U.; WISCHMEIER, W. H. Rainfall erosion. **Advances in Agronomy**, Washington, v. 14, p. 109-148, 1962.

SOARES-FILHO, B. S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. 1998, 285p. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 1998.

SOARES-FILHO, B. S.; et al. DINAMICA - a stochastic cellular automata model

designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 3, p. 217-235. Sep 1, 2002.

SOARES-FILHO, B. S.; et al. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. In: ALBERNAZ A. L.; SILVA J. M. C.; VALERIANO, D. **Ferramentas para modelagem da distribuição de espécies em ambientes tropicais**. 1. ed. Belém: Editora Museu Paraense Emílio Goeldi, 2003, p. 1-100.

SOARES-FILHO, B. S.; et al. 2004. Simulating the Response of Deforestation and Forest Regrowth to Road Paving and Governance Scenarios Along a Major Amazon Highway: The case of the Santarém-Cuiabá Corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n.5, p. 745-764, 2004.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 137-152. 2005.

SOARES FILHO, B. S. et al. **Modelagem de dinâmica ambiental com Dinamica EGO**. Belo Horizonte. CSR-UFMG. 2009.

STEYAERT, L. A Perspective on the State of Environmental Simulation Modeling. In: **Environmental Modeling with GIS**. Edited by Michael F. Goodchild, Bradley O Parks and Louis T. Steyaert, 1993. p. 16-30

STRAATMAN, B. et al. The use of cellular automata for spatial modelling and decision support in coastal zones and estuaria. **MMTRI f. K. a. Systems. Maastricht, The Netherlands: Maastricht University**. 2001.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) – analysis of erosion topography. **Geological Society of America Bulletin**, v.63, n.10, p.1117-1142, 1952.

TARBOTON, D. G.; BRAS, R. L.; ITURBE, I, R. On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. **Hydrological Processes**. v. 5, p. 81–100. 1991.

U.S.D.A. SOIL CONSERVATION SERVICE. **A Method for Estimating Volume and Rate of Runoff in Small Watersheds**. Washington, 1973. 20p.

VALENTIN, E. F. D. **Modelagem dinâmica de perdas de solo: o caso do alto curso da bacia hidrográfica do rio Descoberto-DF/GO**. 2008. 95f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivados. In: ABORDAGENS INTERDISCIPLINARES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE BIOLÓGICA E DINÂMICA DO USO DA TERRA NO NOVO MUNDO.: Conservation International do Brasil, Universidade Federal de Minas Gerais, University of Florida, **Anais...** Belo Horizonte 1995. p. 135-155.

VILAS BOAS, S. **Parâmetros da rede de drenagem e do relevo na discriminação de solos do município do Botucatu-SP**. 1991.129 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1991.

WEGENER, M.; et al. The Time Scale of Urban Change. In: **ADVANCES IN URBAN SYSTEMS MODELLING**, edited by Bruce Hutchinson and Michael Batty. Amsterdam: North Holland, 1986, p. 145-197.

WILLIAMS, J. R. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **Present and perspective technology for predicting sediment yields and sources**. US Dept of Agriculture Publ. ARS-540, p. 244-252, 1975.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. **Transactions of the American Geophysical Union**, Washington, v. 39, p. 285-291, 1958.

WISCHMEIER, W. H.; et al. A soil erodibility monograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol.26, n.5, p.189-193. 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Agriculture Handbook n.537. Washington: US Department of Agriculture, 1978.

WOOLHISER, D. A.; et al. **Kineros, a Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual**. USDA Research Service, ARS-77, 1990. 130p.

YOUNG, R. A.; WIERSMA, J. L. The role of rainfall impact in soil detachment and transport. **Water Resources Research**. Washington, v.9, n.6, p.1629-1636, 1973.

ZACHAR, D. **Soil erosion: developments in soil science**. New York: Elsevier Scientific, 1982. 547 p.

ZHANG, Y.; et al. Integration of modified universal soil loss equation (MUSLE) into a GIS framework to assess soil erosion risk. **Land degradation and development**. v. 20, p. 84-91, 2009.