

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

MARCELO ELIAS DELANEZE

ANÁLISE DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA E DO ESTADO
DE TEMPO SOBRE OS COMPONENTES HIDROLÓGICOS EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA NO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Tese de Doutorado 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: Profa. Dra. Paulina Setti Riedel

Rio Claro - SP
2017

551.48 Delaneze, Marcelo Elias
D337a Análise das mudanças do uso e cobertura da terra e do
estado de tempo sobre os componentes hidrológicos em uma
bacia hidrográfica no noroeste do estado de São Paulo /
Marcelo Elias Delaneze. - Rio Claro, 2017
170 f. : il., figs., gráfs., tabs., quadros, fots., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Orientador: Paulina Setti Riedel

1. Hidrologia. 2. Modelagem hidrológica. 3. Pesos de
evidência. 4. SWAT. 5. SUFI-2. 6. Dinamica-EGO. I. Título.

MARCELO ELIAS DELANEZE

ANÁLISE DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA E DO ESTADO
DE TEMPO SOBRE OS COMPONENTES HIDROLÓGICOS EM UMA
BACIA HIDROGRÁFICA NO NOROESTE DO ESTADO
DE SÃO PAULO

Tese de Doutorado 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.

Comissão Examinadora

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

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

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Latuf
(ICN/UNIFAL)

Prof. Dr. Rodrigo José Pisani
(ICN/UNIFAL)

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

Rio Claro, 12 de junho de 2017

À minha esposa, Marina, por
seu amor, apoio e
companheirismo.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, profa. Dra. Paulina Setti Riedel, pela orientação, incentivo e amizade em mim depositados durante todos esses anos de orientação.

Aos meus pais, Jair e Lourdes, e ao meu irmão, André, por todo apoio que sempre me deram.

Aos amigos Mateus, Thaís e Rodrigo. Obrigado pela amizade, risadas e trocas de conhecimento.

À Rosângela Vacello, pela atenção, apoio e colaboração com as tarefas acadêmicas.

Ao Consórcio Intermunicipal Ribeirão Lajeado (CIRL), pelas informações compartilhadas e auxílio durante todas as atividades de campo.

À AES Tietê, pela disponibilização dos dados.

A todos os membros da comissão examinadora, pelas dúvidas esclarecidas e importantes contribuições dadas ao trabalho.

Ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas pela possibilidade de desenvolver o trabalho.

À Nallah, Cairo e Marvin, pela companhia e alegria que proporcionam.

Ao CNPq e CAPES, pelo auxílio financeiro e bolsa concedidos durante a pesquisa.

RESUMO

A variabilidade climática e as mudanças no uso e cobertura da terra são dois fatores fundamentais que afetam a hidrologia das bacias hidrográficas, fortemente relacionada à disponibilidade de recursos hídricos e à sustentabilidade dos ecossistemas locais. Este trabalho estudou as mudanças do uso e cobertura da terra em uma área selecionada da UGRHI Baixo Tietê e analisou como essas mudanças influenciam a disponibilidade hídrica da bacia do ribeirão Lajeado, localizada nos municípios de Penápolis e Alto Alegre, estado de São Paulo. As mudanças no uso e cobertura da terra foram estudadas de 1985 a 2014, através da interpretação de imagens Landsat, e gerados prognósticos para os anos de 2020 e 2050, utilizando o modelo Dinamica EGO. Foram utilizados dois cenários de mudanças do estado de tempo, baseados no Relatório Especial sobre Cenários de Emissões do IPCC, o A1B, que corresponde ao cenário de médias emissões de CO₂ na atmosfera, e o A2, que é um cenário de altas emissões. O modelo de circulação geral adotado foi o CM2.1, desenvolvido pela NOAA. Este modelo foi selecionado por ser um dos modelos mais indicados para subescalonamento de mudanças climáticas para a América do Sul e devido ao seu baixo erro médio quadrático relativo as observações de temperatura e precipitação. Os impactos potenciais no futuro foram explorados usando padrões de uso e cobertura da terra projetados e cenários de tempo hipotéticos estabelecidos com base na análise de observações climáticas de longo prazo. Assim, foram estabelecidos três cenários para avaliar a disponibilidade hídrica na bacia do ribeirão Lajeado: o Cenário 1 representa a continuação da tendência histórica observada no período 2008 – 2014 até 2020; o Cenário 2 corresponde ao cenário de médias emissões de CO₂ na atmosfera projetado para o ano de 2050, e o Cenário 3 é o cenário de altas emissões de CO₂ projetado também para o ano de 2050. O ano de 2014 foi adotado como referência para as comparações com os cenários gerados. Para avaliar as mudanças na hidrologia da bacia foi utilizado o modelo hidrológico SWAT. Esse modelo, de base física, utiliza o Modelo Digital de Elevação (MDE) para delimitar as bacias, e também são necessários dados de parâmetros físico-químicos de solos e dados climáticos. A análise de sensibilidade do modelo hidrológico foi realizada através do SWAT CUP, utilizando o algoritmo *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) e utilizando 12 parâmetros na análise. Os resultados do modelo de mudanças de uso e cobertura da terra mostraram que a partir de 2002 a expansão da

cana-de-açúcar torna-se mais expressiva, ocupando 14,55% da área, e a classe área urbana aumentou mais de 118% em todo o período analisado. Na vegetação arbórea, perdas sucessivas de área ocorreram entre os anos de 1990, 1996 e 2002, mas houve regeneração a partir de 2008. Em 2014, esta classe apresentava área maior do que em 1985. O modelo hidrológico mostrou que no Cenário 1 a substituição de áreas de pastagem (-11,08%) por cana-de-açúcar (+8,13%) apresentou variações no escoamento superficial, principalmente nas áreas de borda da bacia, onde a declividade é mais acentuada. As áreas que apresentam maior descarga de água subterrânea neste cenário são as áreas de cabeceiras de drenagem, caracterizadas por superfície freática rasa e rios efluentes, influenciados pela elevação regional dos níveis d'água devido à proximidade da barragem de Nova Avanhandava. No Cenário 2 (A1B), os impactos foram mais pronunciados, apresentando aumento em todos os componentes hidrológicos, influenciado principalmente pela taxa de precipitação mais elevada (33,6%) em relação a 2014. No Cenário 3 (A2), destaca-se o aumento da descarga de água subterrânea e escoamento subsuperficial na maioria das sub-bacias, que consequentemente reduziu o escoamento superficial. A descarga de água subterrânea ocorre principalmente ao longo dos sistemas de drenagem e zonas úmidas, incluindo lagos, planícies e planícies de inundação.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica; Pesos de evidência; SWAT; SUFI-2; Dinamica-EGO

ABSTRACT

Title: Analysis of land use/cover change and weather patterns on hydrological components in a stream watershed in the northwest of São Paulo state, Brazil.

Climate variability and Land Use/Land Cover Changes (LULCC) are two key factors affecting hydrology of watershed, strongly related to water availability resources and the sustainability of local ecosystems. This work evaluated the impacts of LULCC and weather patterns on water availability in Lajeado stream watershed, located in Penápolis and Alto Alegre municipalities, São Paulo state. LULCC was studied from 1985 to 2014 through the interpretation of Landsat images and forecasts were generated for the years 2020 and 2050 using the Dinamica EGO model. Two scenarios of climate change were adopted, based on the IPCC Special Report on Emissions Scenarios, the A1B, which corresponds to the scenario of average CO₂ emissions in the atmosphere, and A2, which is a scenario of high emissions. The General Circulation Model (GCM) adopted was CM2.1, developed by National and Atmospheric Administration (NOAA). This model was selected because it is one of the most suitable models for downscaling of climatic changes for South America and due to its low mean error relative to temperature and precipitation observations. Potential impacts on the future were explored using projected land use patterns and scenarios based on long-term climate observations. Thus, three scenarios were established to evaluate the water availability on the watershed: The first one represents the continuation of the historical trend observed in the 2008 - 2014 period until 2020; the second one corresponds to a scenario of average CO₂ emissions in the atmosphere projected for the year 2050, and Scenario 3 is a high CO₂ emissions scenario, projected also for the year 2050. The land use map of 2014 was adopted as a reference for the comparisons with the generated scenarios. To evaluate the hydrology changes in the watershed, the SWAT hydrological model was adopted. This physical model uses a digital elevation model (DEM) to delimit watersheds, and requires physical-chemical parameters of soils and climatic data. The sensitivity analysis was performed using SWAT CUP adopting the SUFI-2 algorithm and using 12 parameters in the analysis. The results of the LULCC model showed that as of 2002 the expansion of sugarcane became more expressive, occupying 14.55% of the area, and the urban area class increased by more than 118% in all the analyzed period. In the forest-mixed class,

successive losses of area occurred between 1990, 1996 and 2002, but forest recovery has been observed since 2008. In 2014, this class had a larger area than in 1985. The hydrological model showed that in Scenario 1 the replacement of grazing land areas (-1.08%) by sugarcane (+ 8.13%) presented variations on the surface runoff, mainly in the edge areas of the watershed, where slope is steeper. The areas with the highest groundwater discharge in this scenario are in headwaters, characterized by shallow water table and effluent rivers, influenced by the regional elevation of water levels due to the proximity of the Nova Avanhandava dam. In Scenario 2 (A1B), impacts were more pronounced, showing an increase in all hydrological components, mainly influenced by the highest precipitation rate (24.69%) in relation to 2014. In Scenario 3, there was an increase in groundwater discharge and subsurface flow in most of the subwatersheds, which consequently reduced runoff. Groundwater discharge occurs mainly along drainage systems and wetlands, including lakes, plains and flood plains.

Keywords: Hydrological model; Weights of evidence; SWAT; SUFI-2; Dinamica-EGO

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Vizinhança de Von Neumann e Moore.....	29
Figura 2 - Classificação de modelos chuva-vazão de acordo com sua abordagem dos processos físicos.	31
Figura 3 - Localização da área de estudo..	33
Figura 4 - Mapa das Unidades Litoestratigráficas..	36
Figura 5 - Mapa Unidades de Relevô.....	37
Figura 6 - Mapa Pedológico... ..	39
Figura 7 - Mapa altimétrico e isoietas.....	40
Figura 8 - Área total plantada com cana-de-açúcar para os municípios da área de estudo.	42
Figura 9 - Precipitação média mensal acumulada no período de 2010 a 2015.....	50
Figura 10 - Localização das estações pluviométricas e fluviométricas utilizadas no modelo hidrológico.	52
Figura 11 - Exemplo de sequência plotada An por An. eW+ da variável “distância às estradas”.	64
Figura 12 - Mecanismo de funcionamento da função <i>patcher</i>	66
Figura 13 – Método de comparação <i>fuzzy</i> usando os mapas de diferença em uma função de decaimento exponencial.	69
Figura 14 - Fluxograma ilustrando as principais etapas de trabalho no modelo hidrológico.	70
Figura 15 - Componentes do balanço hídrico simulado dentro de uma sub-bacia no SWAT.....	71
Figura 16 - Distribuição das classes de uso e cobertura da terra na UGRHI Baixo Tietê nos períodos estudados.	85
Figura 17 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância à drenagem” na transição vegetação arbórea para pastagem, relativa ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.....	88
Figura 18 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição cana-de-açúcar para pastagem, relativa ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.....	89
Figura 19 - Mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 1990 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).	90

Figura 20 – Índice adaptado de similaridade <i>fuzzy</i> com decaimento constante para a paisagem simulada (1990) da UGRHI Baixo Tietê.....	91
Figura 21 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.....	93
Figura 22 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância aos centros urbanos” na transição solo exposto para pastagem, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.....	93
Figura 23 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1996 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).	94
Figura 24 – Índice adaptado de similaridade <i>fuzzy</i> com decaimento constante para a paisagem simulada (1996) da UGRHI Baixo Tietê.....	95
Figura 25 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável declividade na transição cana-de-açúcar para área urbana, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.....	96
Figura 26 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para pastagem, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.....	97
Figura 27 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2002 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).	98
Figura 28 – Índice adaptado de similaridade <i>fuzzy</i> com decaimento constante para a paisagem simulada (2002) da UGRHI Baixo Tietê.....	99
Figura 29 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.....	100
Figura 30 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2008 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).	102
Figura 31 – Índice adaptado de similaridade <i>fuzzy</i> com decaimento constante para a paisagem simulada (2008) da UGRHI Baixo Tietê.....	103
Figura 32 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “litologia” na transição vegetação arbórea para solo exposto, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.....	104

Figura 33 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância aos centros urbanos” na transição cana-de-açúcar para pastagem, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.....	105
Figura 34 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2014 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).	106
Figura 35 – Índice adaptado de similaridade <i>fuzzy</i> com decaimento constante para a paisagem simulada (2014) da UGRHI Baixo Tietê.....	107
Figura 36 - Gráfico ilustrando as alterações de área ocorridas para as paisagens simuladas da UGRHI Baixo Tietê.....	107
Figura 37 - Mapa de hierarquia de drenagem.	109
Figura 38 - Densidade de drenagem da bacia do ribeirão Lajeado.....	110
Figura 39 - Curva hipsométrica da bacia do ribeirão Lajeado.	111
Figura 40 - Mapa de uso e cobertura da terra na bacia do ribeirão Lajeado no ano de 2014.	112
Figura 41 - Delimitação das sub-bacias na bacia do ribeirão Lajeado.	113
Figura 42 - Análise de sensibilidade dos parâmetros de vazão para calibração do modelo hidrológico.	114
Figura 43 - Hidrograma com as vazões observadas e simuladas com o registro de precipitação para a bacia do ribeirão Lajeado.....	115
Figura 44 - Comparação da vazão acumulada observada e estimada para a bacia do ribeirão Lajeado: (a) período de calibração (05/2013 - 09/2014); (b) período de validação (10/2014 - 12/2015).....	116
Figura 45 - Coeficientes de avaliação de desempenho do modelo para a calibração e validação da vazão (SUFI-2).....	117
Figura 46 - Valores mensais de precipitação e temperatura para o ano de 2014 e para os cenários gerados para o ano de 2050.	118
Figura 47 - Variações médias mensais na vazão para o ano de 2014 e cenários criados.....	120
Figura 48 - Padrões espaciais de mudanças do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial para o mês de janeiro.	122
Figura 49 - Padrões espaciais de mudanças do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial para o mês de julho.....	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados populacionais da área de estudo.	41
Tabela 2 – Folhas das cartas topográficas que compõem a base cartográfica.....	43
Tabela 3 - Imagens da plataforma Landsat utilizadas para obter os mapas de uso e cobertura da terra.....	44
Tabela 4 - Descrição dos parâmetros dos solos necessários no SWAT.....	47
Tabela 5 - Informações dos postos pluviométricos utilizados no trabalho.....	49
Tabela 6 – Quantidade de falhas no registro de precipitação no período de 2010 a 2015.	50
Tabela 7 - Variáveis espaciais relatadas em 16 estudos ¹ utilizando o Dinamica-EGO	53
Tabela 8 - Variáveis espaciais utilizadas na elaboração do modelo de mudanças de uso e cobertura da terra	53
Tabela 9 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade com os valores absolutos dos intervalos iniciais.	76
Tabela 10 - Classes de uso e cobertura da terra e respectivas superfícies relativas e absolutas na UGRHI Baixo Tietê.....	85
Tabela 11 - Classes de uso e cobertura da terra e respectivas superfícies relativas e absolutas para a bacia do ribeirão Lajeado.....	86
Tabela 12 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.....	87
Tabela 13 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.....	87
Tabela 14 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição cana-de-açúcar para solo exposto, relativo ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.	89
Tabela 15 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.....	91
Tabela 16 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.....	92
Tabela 17 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição solo exposto para pastagem, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.	94

Tabela 18 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.....	95
Tabela 19 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.....	96
Tabela 20 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição solo exposto para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.	97
Tabela 21 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.....	99
Tabela 22 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição pastagem para área urbana, relativa ao período entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.	101
Tabela 23 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.....	103
Tabela 24 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.	105
Tabela 25 – Parâmetros morfométricos e fisiográficos da bacia do ribeirão Lajeado.	108
Tabela 26 - Variações na temperatura nos Cenários 1 (A1B) e 2 (A2).	119
Tabela 27 - Matrizes de erro para as classificações de uso e cobertura da terra. ..	158
Tabela 28 - Resultados estatísticos para as classificações de uso e cobertura da terra.....	160
Tabela 29 - Área por classe de uso e cobertura da terra das paisagens simuladas para a UGRHI Baixo Tietê.....	162
Tabela 30 - Área por classe de uso e cobertura da terra das paisagens simuladas para a bacia do ribeirão Lajeado	163

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Descrição das unidades litoestratigráficas.	36
Quadro 2 - Formas de relevo e suas principais características.....	38
Quadro 3 - Descrição das classes pedológicas.....	39
Quadro 4 - Feições das classes de uso e cobertura da terra.	46
Quadro 5 - Cenários SRES de mudanças climáticas com base em concentração de CO ₂	81

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1.	48
Equação 2.	48
Equação 3.	51
Equação 4.	54
Equação 5.	54
Equação 6.	55
Equação 7.	55
Equação 8.	55
Equação 9.	57
Equação 10.	57
Equação 11.	57
Equação 12.	57
Equação 13.	58
Equação 14.	58
Equação 15.	58
Equação 16.	58
Equação 17.	59
Equação 18.	59
Equação 19.	59
Equação 20.	60
Equação 21.	60
Equação 22.	61
Equação 23.	61
Equação 24.	62
Equação 25.	62
Equação 26.	62
Equação 27.	62
Equação 28.	63
Equação 29.	64
Equação 30.	65
Equação 31.	67
Equação 32.	67

Equação 33.	68
Equação 34.	68
Equação 35.	71
Equação 36.	72
Equação 37.	72
Equação 38.	73
Equação 39.	73
Equação 40.	73
Equação 41.	73
Equação 42.	73
Equação 43.	74
Equação 44.	74
Equação 45.	75
Equação 46.	75
Equação 47.	78
Equação 48.	78
Equação 49.	79
Equação 50.	79
Equação 51.	80

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANUDEM	<i>Australian National University Digital Elevation Model</i> (Modelo Digital de Elevação da Universidade Nacional da Austrália)
CA	<i>Cellular Automata</i> (Autômatos Celulares)
CAD	<i>Computer-Aided Design</i> (Desenho Auxiliado por Computador)
CIRL	Consórcio Intermunicipal Ribeirão Lajeado
CLUE	<i>Conversion of Land Use and its Effects</i> (Conversão do Uso da Terra e seus Efeitos)
CN	Curva-Número
CMIP3	<i>Coupled Model Intercomparison Project – Phase 3</i> (Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados - Fase 3)
CPRM	Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais
CSR	Centro de Sensoriamento Remoto
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo
EGO	<i>Environment for Geoprocessing Objects</i> (Ambiente para Objetos Geoprocessáveis)
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ENVI	<i>Environment for Visualizing Images</i> (Ambiente para Visualização de Imagens)
ESA	<i>European Space Agency</i> (Agência Espacial Europeia)
EUA	Estados Unidos da América
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i> (Mapeador Temático Aprimorado)
FEARLUS	<i>Framework for Evaluation and Assessment of Regional Land Use Scenarios</i> (Plataforma para a Avaliação e Determinação de Cenários de Uso da Terra Regionais)
FLAASH	<i>Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes</i> (Análise Rápida de Linha de Visão Atmosférica de Hipercubos Espectrais)
GLUE	<i>Generalized Likelihood Uncertainty Estimation</i> (Probabilidade Generalizada da Estimativa de Incerteza)
HRU	<i>Hydrologic Response Unit</i> (Unidade de Resposta Hidrológica)

IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IDW	<i>Inverse Distance Weighted</i> (Ponderação pelo Inverso da Distância)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas)
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
JRC	<i>Joint Research Centre</i> (Centro Unificado de Investigação)
LANDSAT	<i>Land Remote Sensing Satellite</i> (Satélite de Detecção Remota da Terra)
MCG	Modelos de Circulação Geral
MDE	Modelo Digital de Elevação
MODTRAN4	<i>Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model</i> (Modelo de Resolução Moderada da Radiância e Transmitância Atmosféricas)
MS	Mato Grosso do Sul
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i> (Equação Universal de Perda de Solo Modificada)
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> (Administração Nacional de Oceanos e Atmosfera)
NSE	<i>Nash-Sutcliffe Efficiency</i> (Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe)
OLI	<i>Operational Land Imager</i> (Imageador Operacional da Terra)
PBIAS	<i>Percent bias</i> (Porcentagem de viés)
PARASOL	<i>Parameter Solution</i> (Solução de Parâmetros)
RCPs	<i>Representative Concentration Pathways</i> (Caminhos Representativos de Concentração)
RMSE	<i>Root Mean Square Error</i> (Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático)
SCS	<i>Soil Conservation Service</i> (Serviço de Conservação dos Solos)

SDSM	<i>Statistical DownScaling Model</i> (Modelo de Subescalonamento Estatístico)
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SLEUTH	<i>Slope, Land cover, Exclusion, Urbanization, Transportation, and Hillshade</i> (Declividade, Uso da Terra, Exclusão, Urbanização, Transportes e Relevô)
SPAW	<i>Soil, Plant, Air, Water</i> (Solo, Planta, Ar, Água)
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas
SRES	<i>Special Report on Emissions Scenarios</i> (Relatório Especial sobre Cenários de Emissões)
SUFI-2	<i>Sequential Uncertainty Fitting version 2</i> (Ajuste Sequencial de Incertezas)
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i> (Ferramenta de Avaliação de Solo e Água)
SWAT-CUP	<i>SWAT Calibration and Uncertainty Programs</i> (Calibração e Programas de Incerteza do SWAT)
TM	<i>Thematic Mapper</i> (Mapeador Temático)
U	<i>Joint Information Uncertainty</i> (Incerteza da Informação Conjunta)
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidrelétrica
UNESP	Universidade Estadual Paulista
USGS	<i>United States Geological Survey</i> (Serviço Geológico dos Estados Unidos da América)
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i> (Equação Universal de Perda de Solo)
UTM	Sistema Universal Transverso de Mercator
V	Coeficiente de Cramer
W ⁺	<i>Positive Weight of Evidence</i> (Peso de evidência positivo)
W ⁻	<i>Negative Weight of Evidence</i> (Peso de evidência negativo)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
1.1	OBJETIVOS	25
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	27
2.1	MODELOS DE SIMULAÇÃO DE MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	27
2.1.1	Modelos Usando Autômatos Celulares	28
2.2	MODELOS HIDROLÓGICOS	29
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	32
3.1	LOCALIZAÇÃO.....	32
3.2	ASPECTOS GEOLÓGICOS	33
3.2.1	Formação São José do Rio Preto	34
3.2.2	Formação Vale do Rio do Peixe	34
3.2.3	Formação Araçatuba	35
3.2.4	Formação Serra Geral	35
3.3	ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS.....	37
3.4	ASPECTOS PEDOLÓGICOS.....	38
3.5	O CLIMA.....	39
3.6	POPULAÇÃO E USO DA TERRA	40
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	43
4.1	BANCO DE DADOS	43
4.1.1	Produtos Cartográficos.....	43
4.1.2	Produtos de Sensoriamento Remoto.....	44
4.1.3	Solos	47
4.1.4	Dados Pluviométricos.....	49
4.1.5	Dados Fluviométricos	51
4.1.6	Variáveis Espaciais	52
4.2	CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E FISIOGRÁFICAS DA BACIA DO RIBEIRÃO LAJEADO	54
4.2.1	Coeficiente de Compacidade	54

4.2.2	Fator de Forma.....	54
4.2.3	Índice de Circularidade.....	54
4.2.4	Densidade de Drenagem.....	55
4.2.5	Extensão Média do Escoamento Superficial	55
4.2.6	Curva Hipsométrica	55
4.3	MODELO DINAMICA EGO.....	56
4.3.1	Modelagem com Pesos de Evidência.....	56
4.3.2	Cálculo das Taxas de Transição	57
4.3.3	Parametrização do Modelo.....	58
4.3.3.1	Testes de Independência Espacial	60
4.3.4	Calibração do Modelo.....	63
4.3.4.1	Funções de Transição	65
4.3.5	Testes de Validação.....	66
4.4	MODELO SWAT.....	69
4.4.1	Componentes do Modelo	70
4.4.1.1	Hidrologia.....	71
4.4.1.2	Percolação.....	73
4.4.1.3	Escoamento Subsuperficial	74
4.4.1.4	Evapotranspiração	74
4.4.2	Análise de Sensibilidade	75
4.4.3	Calibração e Validação.....	77
4.5	SIMULAÇÃO DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DO USO E COBERTURA DA TERRA NO REGIME HIDROLÓGICO	80
5	RESULTADOS.....	84
5.1	AVALIAÇÃO DAS IMAGENS CLASSIFICADAS	84
5.2	MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA	84
5.3	MODELO DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	86
5.3.1	Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1985 – 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.....	86

5.3.2	Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1990 – 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.....	91
5.3.3	Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1996 – 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.....	95
5.3.4	Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 2002 – 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.....	99
5.3.5	Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 2008 – 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.....	103
5.3.6	Prognósticos.....	107
5.4	PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS E FISIOGRÁFICOS DA BACIA DO RIBEIRÃO LAJEADO	108
5.5	MODELO HIDROLÓGICO.....	111
5.5.1	Delimitação das Sub-Bacias.....	111
5.5.2	Análise de Sensibilidade	113
5.5.3	Calibração e Validação do Modelo	115
5.5.4	Projeções de Precipitação e Temperatura	117
5.5.5	Impactos dos Cenários Gerados na Vazão	119
5.5.6	Efeitos do Uso e Cobertura da Terra e dos Estados de Tempo nos Componentes Hidrológicos	120
5.5.7	Relação Entre Precipitação, Temperatura e Uso e Cobertura da Terra na Vazão	126
6	DISCUSSÃO	128
7	CONCLUSÃO	135
	REFERÊNCIAS.....	137
	APÊNDICE A.....	153
	APÊNDICE B.....	154
	APÊNDICE C	156
	APÊNDICE D	158
	APÊNDICE E.....	162
	APÊNDICE F	164
	APÊNDICE G	165

APÊNDICE H	166
APÊNDICE I	167

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as mudanças do uso e cobertura da terra ocorreram em uma escala global, principalmente com a conversão de áreas florestadas em agrícolas e o crescimento contínuo de áreas urbanas (FOLEY et al., 2005). Além disso, mudanças do uso e cobertura da terra tornaram-se foco de vários estudos, tanto relacionados à redução de áreas florestadas (TURNER, MEYER e SKOLE, 1994; GEIST e LAMBIN, 2002), como à influência no fornecimento de água (BROOK et al., 2011; ZHANG, 2015).

A provisão dos recursos hídricos está intimamente relacionada aos processos hidrológicos, enquanto as mudanças climáticas e do uso e cobertura da terra são considerados como os dois principais fatores que afetam os processos hidrológicos nas bacias (CHANG e FRANCZYK, 2008; AL-BAKRI et al., 2013).

Mudanças no uso e cobertura da terra são amplamente reconhecidas como capazes de acelerar a erosão do solo (URSIC e DENDY, 1965; HOOKE, 2000), e também de alterar alguns fatores hidrológicos, como a interceptação pela vegetação, o conteúdo de água no solo e a evapotranspiração de superfície; por conseguinte, os mecanismos de precipitação e regime de escoamento hídrico também são alterados (LI et al., 2007).

A degradação do solo além de afetar a estabilidade dos ecossistemas, muitas vezes causando a degradação irreversível do solo, também está associada à perda da produção agrícola e produtividade econômica, à sedimentação dos reservatórios e à consequente perda na capacidade de armazenamento de água.

Diferentes métodos têm sido utilizados para avaliar o impacto das mudanças do uso e cobertura da terra no balanço hidrológico. No passado, essa avaliação era realizada principalmente fazendo experimentos *in loco* na bacia, mas, por vezes, estes experimentos obtinham resultados contraditórios, além de serem demorados e onerosos. Neste sentido, os modelos hidrológicos estão sendo cada vez mais utilizados para avaliar o impacto das mudanças do uso e cobertura da terra (WANG et al., 2014).

Muitos modelos foram propostos nos últimos anos para investigar a relação entre clima, uso da terra e processos hidrológicos (BERGSTRÖM e FORSMAN, 1973; REFSGAARD, STORM e SHE, 1995; JACOB e PODZUN, 1997; SÁNCHEZ et al., 2004; KJELLSTRÖM et al., 2005). O desenvolvimento de modelos hidrológicos que

consideram as características espaço-temporais das bacias hidrográficas ajuda na previsão mais precisa do equilíbrio dinâmico da água de uma bacia hidrográfica (LØRUP, REFSGAARD e MAZVIMAVI, 1998; COSTA, BOTTA e CARDILLE, 2003). Portanto, modelos hidrológicos tornaram-se ferramentas cada vez mais importantes para a gestão dos recursos hídricos (SULIMAN et al., 2015). Eles são usados para a previsão de vazão, a fim de fornecer suporte à operação de reservatórios, à redução de inundações, em estudos de concepção do vertedouro, e muitos outros fins. A abordagem básica na modelagem hídrica é que o modelo é utilizado para calcular a vazão baseado em dados meteorológicos e nas características de captação, que estão disponíveis em uma bacia ou na sua proximidade (LØRUP, REFSGAARD e MAZVIMAVI, 1998).

Nesta pesquisa, buscou-se integrar dois modelos, o Dinamica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), que utiliza pesos de evidência (BONHAM-CARTER, 1994) e autômatos celulares para gerar prognósticos de cobertura da terra; e o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), que incorpora ações para o gerenciamento do uso e manejo do solo sobre os recursos hídricos, produção de sedimentos, produção de nutrientes e emprego de pesticidas, sendo aplicado em pequenas e grandes bacias. O modelo Dinamica EGO foi escolhido devido à flexibilidade em relação aos dados de entrada (variáveis espaciais), e a possibilidade de utilizar seus prognósticos para alimentar o modelo SWAT.

Este trabalho contribuirá para fornecer subsídios para a avaliação das mudanças do uso e cobertura da terra sobre a disponibilidade hídrica na bacia do ribeirão Lajeado, afluente do rio Tietê. A pesquisa auxilia também na sustentabilidade agrícola da área.

1.1 OBJETIVOS

Principal

O objetivo geral do estudo foi caracterizar e analisar as mudanças do uso e cobertura da terra em uma área selecionada da bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) Baixo Tietê, e os seus efeitos sobre a hidrologia da sub-bacia do ribeirão Lajeado, e como isso pode ser auxiliar o manejo sustentável das bacias hidrográficas.

Específicos

- Elaborar prognósticos de mudanças do uso e cobertura da terra para o ano de 2020 e 2050 na bacia hidrográfica do reservatório da UHE de Nova Avanhandava, localizada no noroeste do estado de São Paulo, utilizando a plataforma Dinamica-EGO.
- Identificar os processos que contribuem para as mudanças do uso e cobertura da terra.
- Entender o impacto das mudanças do uso e cobertura da terra na disponibilidade hídrica da bacia do ribeirão Lajeado.
- Simular os impactos de cenários futuros de mudanças do estado de tempo e de uso e cobertura da terra sobre os recursos hídricos da bacia do ribeirão Lajeado para os anos de 2020 e 2050.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 MODELOS DE SIMULAÇÃO DE MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DA TERRA

Os modelos desenvolvidos para o estudo das mudanças no uso e cobertura da terra são ferramentas essenciais para a compreensão dessas dinâmicas, pois fornecem subsídios para o planejamento do uso da terra e auxiliam na tomada de decisões (LAMBIN, ROUNSEVELL e GEIST, 2000; VERBURG et al., 2004).

Antes da década de 1950, a maioria dos modelos de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra foi baseada em teorias econômico-espaciais. Segundo essa teoria, quanto mais próxima uma área for do centro da cidade, mais intensamente ela é utilizada e mais valorizada ela é (PERRATON e BAXTER, 1974).

Os modelos de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra começaram a ter uma dimensão espacial a partir do final da década de 1980, o que resultou nos modelos espacialmente explícitos e se tornou o método de modelagem dominante. Desde então, o uso e cobertura da terra foram considerados como um sistema complexo composto da interação entre componentes de ações individuais (BATTY, 1997).

Entre os modelos espacialmente explícitos, quatro categorias principais podem ser identificadas: modelos econométricos espacialmente explícitos, modelos de alocação espacial, modelos baseados em agentes e autômatos celulares (WAINGER, RAYBURN e PRICE, 2007). Essa taxonomia não é consensual na literatura, e varia de autor para autor, sendo algumas dissonantes entre si.

Modelos econométricos espacialmente explícitos têm como base a teoria econômica e são utilizados para analisar as respostas comportamentais às mudanças de políticas no uso da terra. Uma das principais limitações destes modelos é que eles muitas vezes exigem dados econômicos detalhados que não estão prontamente disponíveis, tais como preços das casas à venda e características dos terrenos (WAINGER, RAYBURN e PRICE, 2007).

Modelos de alocação espacial utilizam as condições de vizinhança para correlacionar certos tipos de mudanças de uso e cobertura da terra. Probabilidades de conversão em cada local são calculados usando regras de transição que são baseadas em características do local e da vizinhança (WAINGER, RAYBURN e PRICE, 2007). Um modelo representativo deste grupo é o CLUE (*Conversion of Land Use and its Effects*), que simula o padrão geográfico de mudança no uso e cobertura

da terra com base na adequação local e regional das áreas em análise (VERBURG et al., 2012).

Modelos baseados em agentes incluem uma classe grande e diversificada de modelos caracterizados pela interação entre agentes autônomos, que têm a capacidade de tomar decisões com base na mudança das condições do sistema (PARKER et al., 2003). A unidade básica nos modelos baseados em agentes é o agente, que representa uma entidade discreta, tem seus próprios objetivos e a capacidade de se adaptar e modificar seus comportamentos. Muitos modelos baseados em agentes surgiram nos últimos anos, como exemplos podemos citar o FEARLUS - *Framework for Evaluation and Assessment of Regional Land Use Scenarios* (Plataforma para a Avaliação e Determinação de Cenários de Uso da Terra Regionais), desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas no Uso da Terra Macaulay (POLHILL, GOTTS e LAW, 2001), o REPAST - *Recursive Porous Agent Simulation Toolkit* (Kit de Ferramentas de Simulação de Agentes Recursivos Porosos), desenvolvido na Universidade de Chicago (CROOKS, 2007), e o NETLOGO, criado por Uri Wilensky (WILENSKY, 1999), baseado na linguagem de programação Logo.

Modelos baseados em autômatos celulares têm sido amplamente utilizados para estudos de fenômenos naturais (GAYLORD e NISHIDATE, 1996). Estes modelos têm a vantagem de serem relativamente simples e ainda gerar padrões espaciais de grande complexidade através da aplicação de regras simples (BATTY, 1997; WHITE, ULJEE e ENGELEN, 2012). Vários são os modelos de mudanças da cobertura da terra desenvolvidos com a abordagem de autômatos celulares, como o SLEUTH (*Slope, Land cover, Exclusion, Urbanization, Transportation, and Hillshade*) e o Dinamica EGO.

2.1.1 Modelos Usando Autômatos Celulares

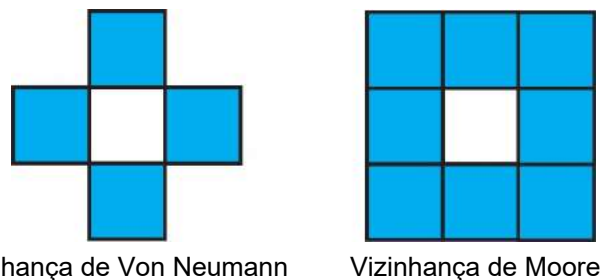
Autômatos celulares (*Cellular Automata* - CA) foram originalmente concebidos por Stanislaw Ulam e John von Neumann (VON NEUMANN, 1966) no final da década de 1940, para descrever um sistema capaz de comportar duas características principais: complexidade e capacidade de autorreprodução.

Um sistema de CA consiste de uma grade regular de células (pixels), cada uma das quais pode estar em um número finito de estados possíveis (classes de uso e cobertura da terra, p. ex.), e estes estados são atualizados de forma simultânea em intervalos de tempo discretos de acordo com uma regra de transição local. O estado

de uma célula é determinado pelos estados anteriores de uma vizinhança circundante de células.

No CA convencional (bidimensional), existem dois tipos de vizinhança, Von Neumann, com quatro células adjacentes, e Moore, com oito células adjacentes, conforme ilustrado na Figura 1. As células coloridas são as vizinhas da célula central, que é mostrada na cor branca.

Figura 1 - Vizinhança de Von Neumann e Moore.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Autômatos celulares aplicados em modelos de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra foram introduzidos primeiramente por Tobler (1979), e desde então são amplamente utilizados.

Entre as vantagens de se utilizar CA para modelagem, Almeida, Monteiro e Câmara (2009) destacam:

- simplicidade operacional, embora estes modelos são capazes de gerar uma dinâmica que pode reproduzir processos tradicionais de mudanças por difusão e por conter uma complexidade suficiente para simular mudanças inesperadas e surpreendentes, como as observadas em fenômenos emergentes;
- flexibilidade, uma vez que os modelos lidam com os mais diversos processos dinâmicos do mundo real, e podem ser vinculados a um amplo espectro de teorias do campo de complexidade: caos, fractais, criticalidade auto-organizável, redes neurais artificiais, entre outros.

2.2 MODELOS HIDROLÓGICOS

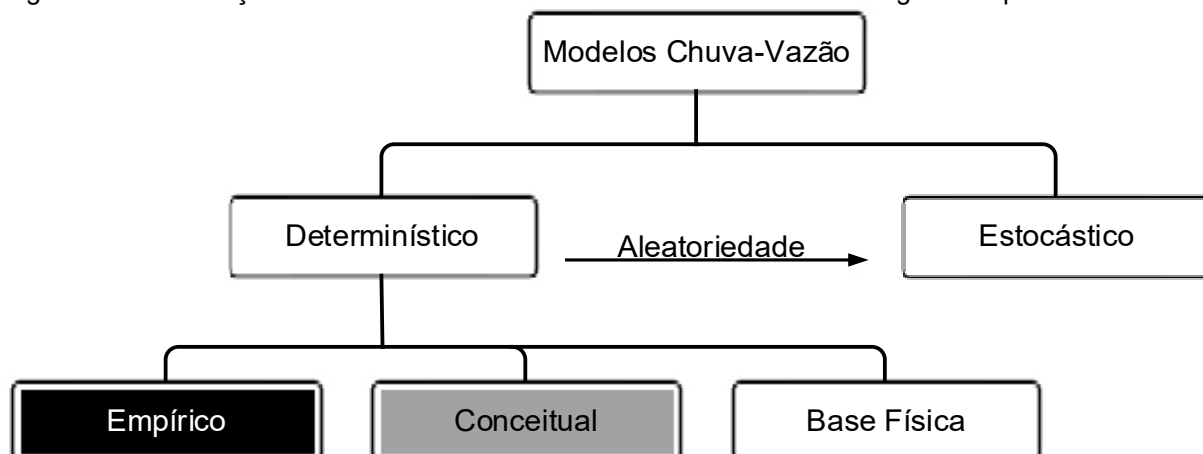
Historicamente, os primeiros modelos hidrológicos foram desenvolvidos por Mulvaney (1851) e por Imbeau (1892) para associar a vazão do rio à precipitação. Desde então, uma ampla variedade de modelos hidrológicos foi desenvolvida.

Os modelos são uma representação simplificada do sistema natural (REFSGAARD, 1996). Os modelos hidrológicos são descrições matemáticas dos processos físicos envolvidos dentro do ciclo da água. Eles são desenvolvidos e ajustados para um objetivo específico de investigação (ROSBJERG e MADSEN, 2005).

Modelos hidrológicos são empregados em uma ampla variedade de aplicações, na estimativa de fluxos de bacias, para previsão de cheias, na concepção e operação de estruturas hidráulicas, e para estudar os efeitos do uso da terra e das mudanças climáticas. Os modelos hidrológicos tentam descrever relacionamentos chuva/vazão, e essas relações são muito complexas devido à variabilidade não-linear e espaço-temporal do processo de precipitação (KAYASTHA, 2014).

De acordo com Refsgaard (1996), modelos chuva-vazão podem ser classificados em determinísticos, estocásticos ou híbridos. Modelos determinísticos são precisamente estabelecidos, sem qualquer espaço para a variação aleatória. Nesses modelos, dois conjuntos iguais de entrada sempre irão produzir o mesmo resultado se forem executados pelo modelo sob as mesmas condições. Por outro lado, se um modelo tem pelo menos um componente de caráter aleatório, que não seja explícito na entrada do modelo, mas apenas implícito ou oculto é chamado de modelo estocástico. Se os componentes do modelo são descritos por uma mistura de componentes determinísticos e estocásticos, o modelo é chamado de modelo híbrido ou estocástico-determinístico. A maioria dos modelos é determinístico, e praticamente nenhum modelo é totalmente estocástico (MENGISTU, 2009). Com base na descrição do processo, os modelos hidrológicos podem ser classificados em três categorias principais: empíricos (caixa preta), conceituais (caixa cinza), e de base física (caixa branca), conforme a Figura 2.

Figura 2 - Classificação de modelos chuva-vazão de acordo com sua abordagem dos processos físicos.



Fonte: Refsgaard (1996).

Os modelos empíricos são aqueles que utilizam funções que não têm relação com os processos físicos envolvidos e são baseados em análises estatísticas, como métodos de correlação e análises de regressão.

Os modelos conceituais surgem a partir de descrições simples de equações que regem as relações que visam descrever a realidade (REFSGAARD, 1997). Exemplos típicos de modelos hídricos conceituais incluem IHACRES (JAKEMAN, LITTLEWOOD e WHITEHEAD, 1990), WATBAL (YATES, 1996) e TOPLATS (FAMIGLIETTI e WOOD, 1994). A maioria desses modelos não é capaz de representar todos os processos hidrológicos para investigar os impactos do uso da terra e mudanças climáticas sobre o regime hidrológico.

Modelos hidrológicos de base física são desenvolvidos com base em equações que procuram expressar da maneira mais realista possível os processos físicos que ocorrem no sistema simulado. Os parâmetros desses modelos são baseados nas características do sistema ou podem ser obtidos por mensuração (COLLISCHONN, 2001). São exemplos de modelos de base física o MIKE SHE (REFSGAARD, STORM e SHE 1995), CASC2D (OGDEN, 1998), e CEQUEAU (MORIN, 2002).

Entre as vantagens dos modelos hidrológicos de base física, Figueiredo (1998) destaca que a bacia hidrográfica nesta concepção é considerada um sistema espacialmente variável, com entradas variáveis e parâmetros mensuráveis, possibilitando a sua extrapolação para áreas hidrológicamente homogêneas não observadas, a aplicabilidade onde existem variações na topografia, uso de solo, cobertura vegetal e clima; a consideração de áreas mais complexas, além de melhor precisão na modelagem dos eventos individuais.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO

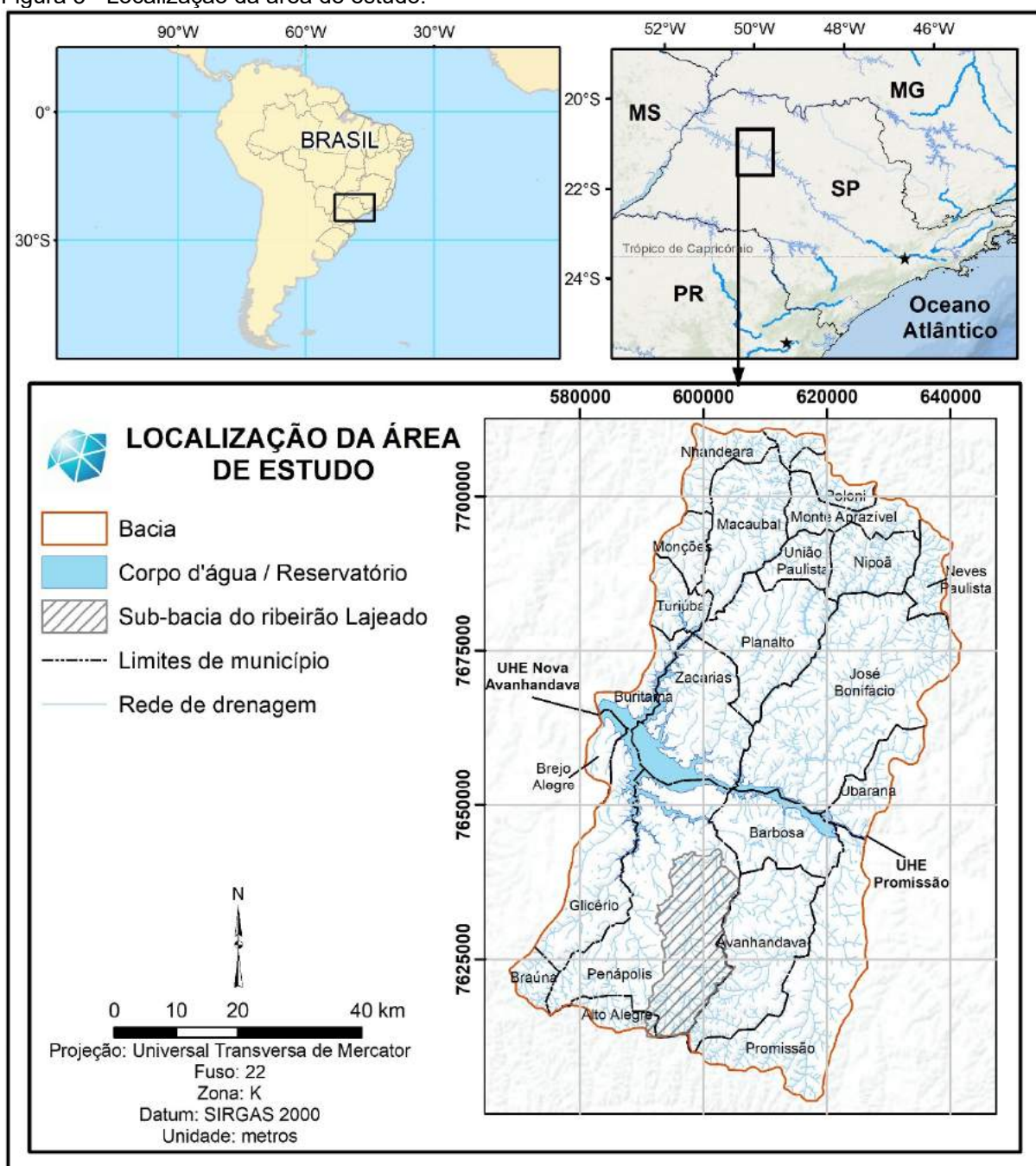
A barragem de Nova Avanhandava localiza-se no noroeste do estado de São Paulo, na bacia hidrográfica do rio Tietê, município de Buritama-SP (Figura 3). A usina entrou em operação no ano de 1982 e integra a hidrovía Paraná-Tietê, com capacidade de carga de 20.200.000 t/ano (ANTAQ, 2011). O reservatório possui área de 210 km² e volume de 2.830×10^6 m³ (AES TIÊTE, 2014).

A área de estudo do modelo de mudanças de uso e cobertura da terra possui 4.615 km² e está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 19) do Baixo Tietê. Limita-se à montante com a UHE Mario Lopes Leão (Promissão), e à jusante com o reservatório de Três Irmãos. Os principais afluentes que drenam para a barragem são: ribeirão do Farelo, ribeirão dos Ferreiros, córrego Limeira, córrego Seco, ribeirão Santa Bárbara, ribeirão Lajeado, ribeirão das Oficinas e ribeirão dos Patos.

Os municípios que compõem a área de estudo são 23: Alto Alegre, Avanhandava, Barbosa, Braúna, Brejo Alegre, Buritama, Glicério, José Bonifácio, Macaúbal, Monções, Monte Aprazível, Neves Paulista, Nhandeara, Nipoã, Penápolis, Planalto, Poloni, Promissão, Sebastianópolis do Sul, Turiúba, Ubarana, União Paulista e Zacarias.

Para o desenvolvimento do modelo hidrológico, foi selecionada a sub-bacia do ribeirão Lajeado. A área da sub-bacia delimitada para esse estudo possui 285,11 km² e está inserida nos municípios de Penápolis e Alto Alegre, não abrangendo o município de Barbosa. O ribeirão Lajeado é o único manancial de abastecimento urbano de Penápolis.

Figura 3 - Localização da área de estudo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.2 ASPECTOS GEOLÓGICOS

A área está inserida no Grupo Bauru, na Bacia do Paraná. O Grupo Bauru formou-se através do acúmulo de uma sequência sedimentar predominantemente arenosa, em clima semiárido a árido, que hoje tem espessura máxima preservada de cerca de 300 m e área de 370.000 km². A sequência suprabasáltica neocretácea tem como substrato rochas vulcânicas, principalmente basaltos da Formação Serra Geral, da qual é separada por não-conformidade. O limite superior da sequência é erosivo,

demarcado pela Superfície Sul-Americana ou sua posterior dissecação (FERNANDES, 2004).

Na área de estudo, o Grupo Bauru é composto pelas formações Araçatuba, Vale do Rio do Peixe, São José do Rio Preto, além de basaltos da Formação Serra Geral e depósitos aluvionares.

3.2.1 Formação São José do Rio Preto

De acordo com Fernandes e Coimbra (2000), a Formação São José do Rio Preto ocorre nas cotas mais altas do interflúvio principal, a norte do rio Tietê.

É composta de unidades com estratificação cruzada acanalada a tabular tangencial na base, amalgamadas (padrão festonado), às vezes com intercalações subordinadas de camadas de arenitos a siltitos com estratificação plano-paralela e estruturas de fluxo aquoso de regime inferior, assim como lamitos argilosos maciços. Essencialmente, a unidade é constituída por arenitos finos a muito finos, de cores marrom-claro a bege, seleção moderada a má. São frequentemente conglomeráticos, com frações de areia média e grossa secundárias. Os clastos são nódulos carbonáticos, fragmentos de lamitos e argilitos, e seixos silicosos. A cimentação carbonática é comum (FERNANDES e COIMBRA, 2000).

A Formação São José do Rio Preto é composta por depósitos essencialmente arenosos, pouco maduros, frequentemente conglomeráticos, acumulados em barras fluviais, de sistemas de canais entrelaçados, amplos e rasos.

3.2.2 Formação Vale do Rio do Peixe

Essa é a unidade de maior extensão da área estudada e constitui o substrato de boa parte do oeste do estado de São Paulo. A Formação Vale do Rio do Peixe corresponde a depósitos essencialmente eólicos, acumulados em extensas áreas planas, na forma de lençóis de areia e campos de dunas baixas, associados com depósitos de loesse. Tem espessura máxima preservada da ordem de 100 m (FERNANDES, 2004).

De acordo com Fernandes (2004), a Formação Vale do Rio do Peixe está sobreposta à Formação Serra Geral. Nos médios vales dos rios Tietê, Aguapeí e São José dos Dourados, contorna e encobre, por ser em parte contemporânea, a Formação Araçatuba.

É constituída por camadas de espessura submétrica, de arenitos muito finos a finos, de cores marrom, rosa e alaranjado, seleção boa a moderada, camadas tabulares, intercala camadas tabulares de siltito maciço, cor creme a marrom, e lentes de arenito conglomerático com intraclastos argilosos ou carbonáticos. Ambiente continental desértico eólico (CPRM, 2000).

3.2.3 Formação Araçatuba

A análise dos perfis e das características litológicas da Formação Araçatuba evidencia uma sucessão com amplo predomínio de fácies pelíticas sobre fácies psamíticas, indicativa de um ambiente deposicional lacustre. Este lago estaria sujeito a expansões e retrações cíclicas decorrentes de flutuações do nível de base, responsáveis pelos padrões granulométricos de empilhamento sedimentar (SILVA, CHANG e CAETANO-CHANG, 2005).

De acordo com Batezelli et al. (2003), essa unidade estratigráfica é composta predominantemente por siltitos e argilitos e, secundariamente, por arenitos finos, cinza-esverdeados.

3.2.4 Formação Serra Geral

Os basaltos da Formação Serra Geral são de natureza toleítica e compõem-se por plagioclásio, augita e pigeonita, sendo escassas as olivinas (FERNANDES, 1997).

Na Bacia do Baixo Tietê, a formação Serra Geral aflora ao longo dos vales do Rio Tietê e na confluência dos seus principais afluentes, além da várzea e entorno do Rio Paraná a partir de Jupiá, no sentido montante, até a divisa da bacia (CETEC, 1999).

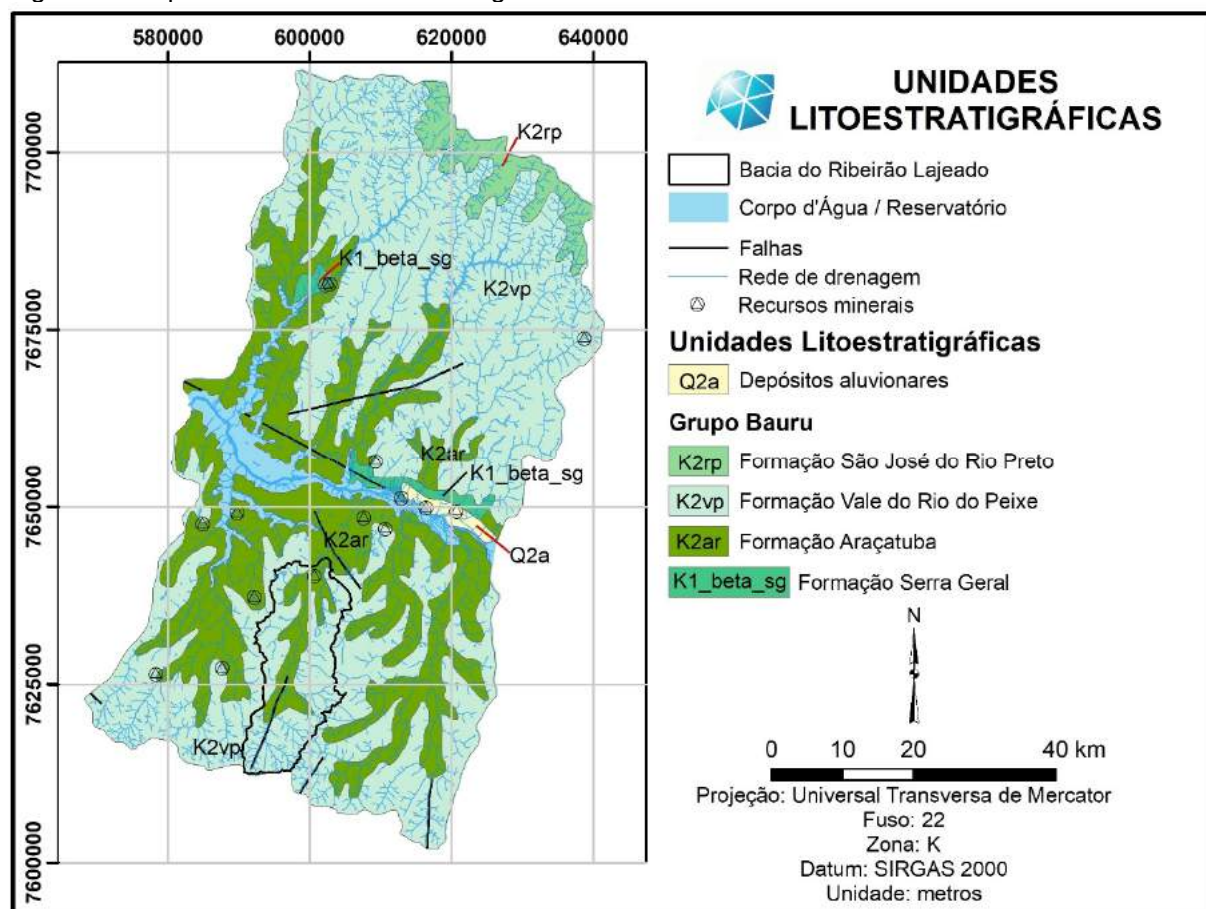
As unidades litoestratigráficas presentes na área estão descritas no Quadro 1 e distribuídas conforme Figura 4.

Quadro 1 - Descrição das unidades litoestratigráficas.

Unidades Litoestratigráficas	Descrição
Depósitos aluvionares	Sedimentos aluvionares inconsolidados constituídos por seixos, areias finas a grossas, com níveis de cascalhos, lentes de material silto-argiloso e restos de matéria orgânica, relacionados a planícies de inundação, barras de canal e canais fluviais atuais.
Formação São José do Rio Preto	Arenito fino a muito fino, marrom claro a bege, moderadamente a mal selecionado, pouco maduro, conglomerático exibindo clastos de lamito, argilito, sílica, nódulo carbonático, fragmentos de ossos e carapaças. Ambiente continental desértico, fluvial entrelaçado.
Formação Vale do Rio do Peixe	Arenito muito fino a fino cor marrom, rosa e alaranjado, seleção boa a moderada, camadas tabulares, intercala camadas tabulares de siltito maciço, cor creme a marrom, e lentes de arenito conglomerático com intraclastos argilosos ou carbonáticos. Ambiente continental desértico eólico.
Formação Araçatuba	Siltito e arenito muito fino, cor cinza esverdeado, maciço, camadas tabulares. Ambiente continental desértico, paludal.
Formação Serra Geral	Basalto e basalto-andesito de filiação tholeítica; riolito e riodacito, diabásio. Intercala camada de arenito, litoarenito e arenito vulcânico.

Fonte: CPRM (2000).

Figura 4 - Mapa das Unidades Litoestratigráficas.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em CPRM (2000).

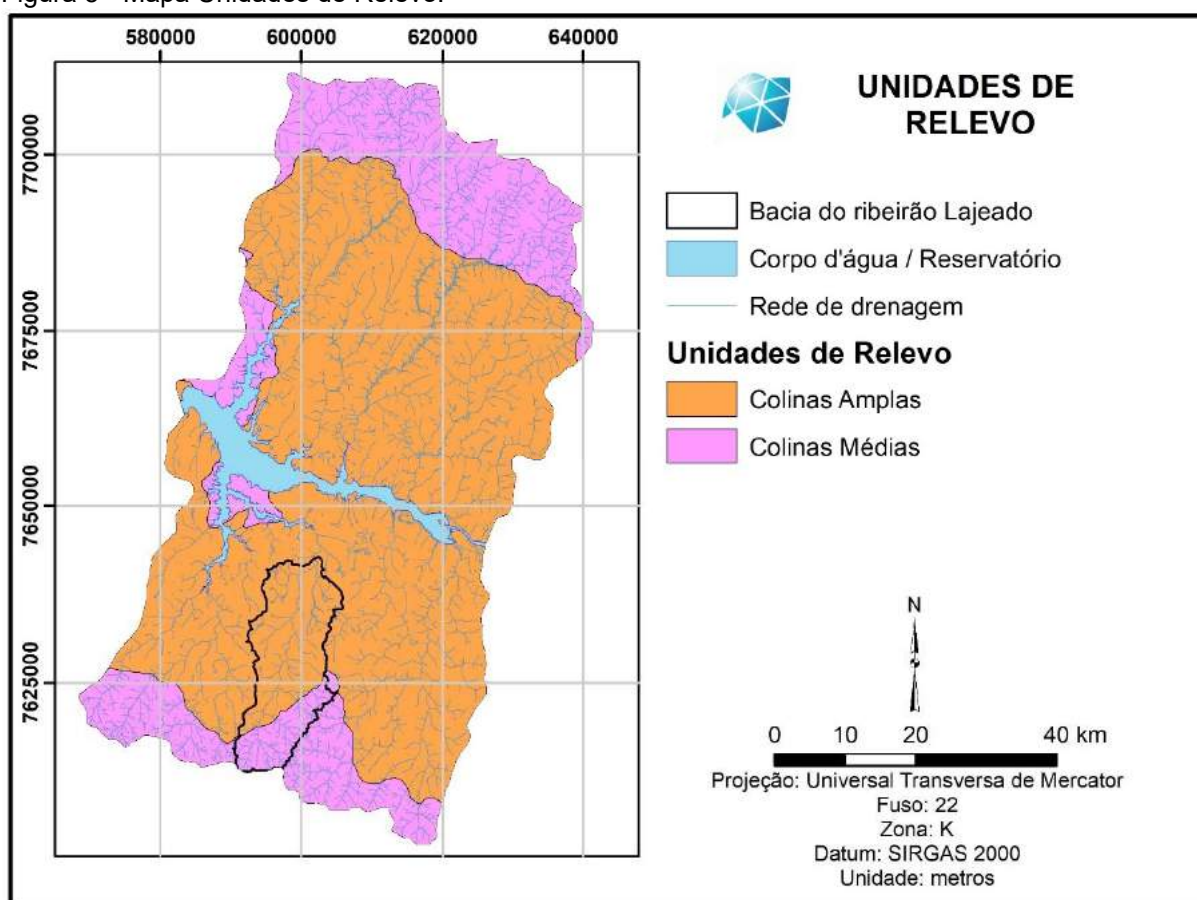
3.3 ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS

De acordo com a subdivisão geomorfológica do estado de São Paulo proposta por Almeida (1964), o relevo da área insere-se na Província do Planalto Ocidental Paulista, caracterizada pela presença de formas de relevo levemente onduladas, interflúvios suavizados, com vertentes extensas e baixas declividades, representadas fundamentalmente por colinas amplas e colinas médias.

Segundo o Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo elaborado pelo IPT (1981), a área compreende Colinas Amplas e Colinas Médias. As Colinas Médias ocupam uma porção de área menor, comparada com a distribuição das Colinas Amplas, sendo encontradas preferencialmente nos divisores de água limites do Baixo Tietê com as bacias vizinhas (CETEC, 1999).

As unidades de sistemas de relevo estão dispostas na Figura 5, e suas características registradas no Quadro 2.

Figura 5 - Mapa Unidades de Relevo.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em IPT (1981).

Quadro 2 - Formas de relevo e suas principais características.

Forma de Relevo	Unidades Homogêneas	Principais Características
Relevo de degradação ou de desgaste por erosão em Planaltos Dissecados. (Relevo colinoso com predomínio de baixas declividades, até 15%, e amplitudes locais inferiores a 100 m)	Colinas Amplas	Predominam interflúvios com área superior a 4 km ² , topos extensos e aplainados, vertentes com perfis retilíneos e convexos. Drenagem de baixa densidade, padrão subdendrítico, vales abertos, planícies aluviais interiores restritas, presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes.
	Colinas Médias	Predominam interflúvios com áreas de 1 a 4 km ² , topos aplainados, vertentes com perfis convexos a retilíneos. Drenagem de média a baixa densidade, padrão sub-retangular, vales abertos a fechados, planícies aluviais interiores restritas, presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes.

Fonte: IPT (1981).

3.4 ASPECTOS PEDOLÓGICOS

De acordo com o mapa pedológico elaborado por Oliveira et al. (1999), os solos presentes na área são classificados como Latossolo Vermelho (LV), e Argilossolo Vermelho-Amarelo (PVA) (Figura 6).

Os latossolos constituem a classe de solos mais extensa do estado de São Paulo, correspondendo a cerca de 52% da área do estado (BRASIL, 1960). São constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico, imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, dentro de 200 cm da superfície do solo, ou dentro de 300 cm, se o horizonte A apresenta mais que 150 cm de espessura (EMBRAPA, 1999).

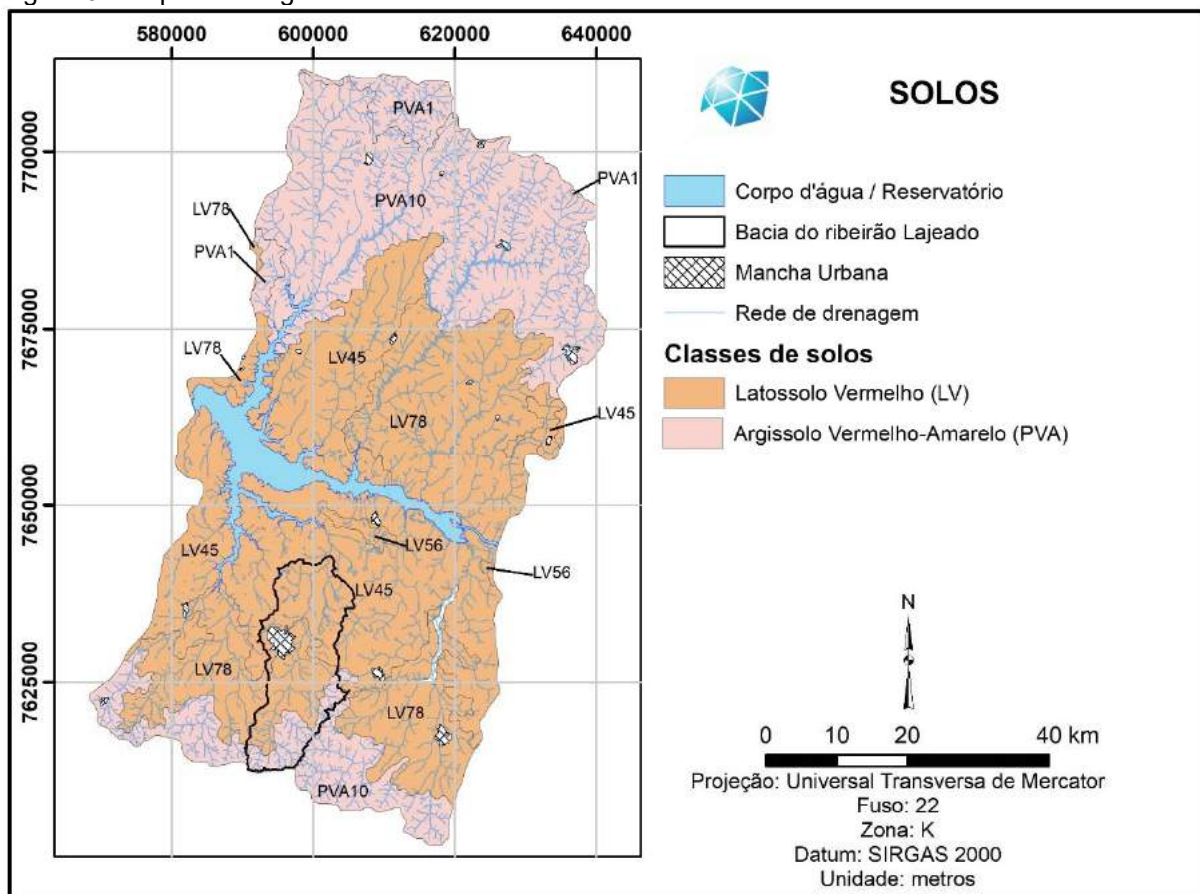
São solos com boa drenagem interna, e mesmo os de textura argilosa apresentam boa porosidade total, sendo comuns valores de 50 a 60% (OLIVEIRA, 1999).

Os argissolos são constituídos por material mineral com argila de atividade baixa ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alítico e horizonte B textural imediatamente abaixo do horizonte A ou E, e apresentando, ainda, os seguintes requisitos: horizonte plântico, se presente, não está acima e nem é coincidente com a parte superficial do horizonte B textural; horizonte glei, se presente, não está acima e nem é coincidente com a parte superficial do horizonte B textural (EMBRAPA, 1999).

Os argissolos vermelho-amarelos apresentam matiz 5 YR ou mais vermelho e mais amarelo que 2,5 YR na maior parte do horizonte B, inclusive BA (OLIVEIRA, 1999).

O Quadro 3 apresenta a descrição das classes de solos encontrados na área.

Figura 6 - Mapa Pedológico.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em Oliveira et al. (1999).

Quadro 3 - Descrição das classes pedológicas.

Classe	Descrição
LV45	Distróficos A moderado, textura média, relevo plano e suave ondulado.
LV56	Distróficos + Latossolos Vermelhos-Amarelos Distróficos, ambos A moderado, textura média, relevo plano e suave ondulado
LV78	Distróficos A moderado, textura média, relevo plano + Argissolos Vermelho-Amarelos e Vermelhos, ambos Eutróficos e Distróficos, A moderado, textura arenosa/média e média, relevo suave ondulado.
PVA1	Eutróficos abruptos A moderado, textura arenosa/média, relevo suave ondulado.
PVA10	Eutróficos + Argissolos Vermelhos Distróficos e Eutróficos ambos, textura arenosa/média e média, relevo suave ondulado + Latossolos Vermelhos Distróficos, textura média, relevo plano, todos A moderado.

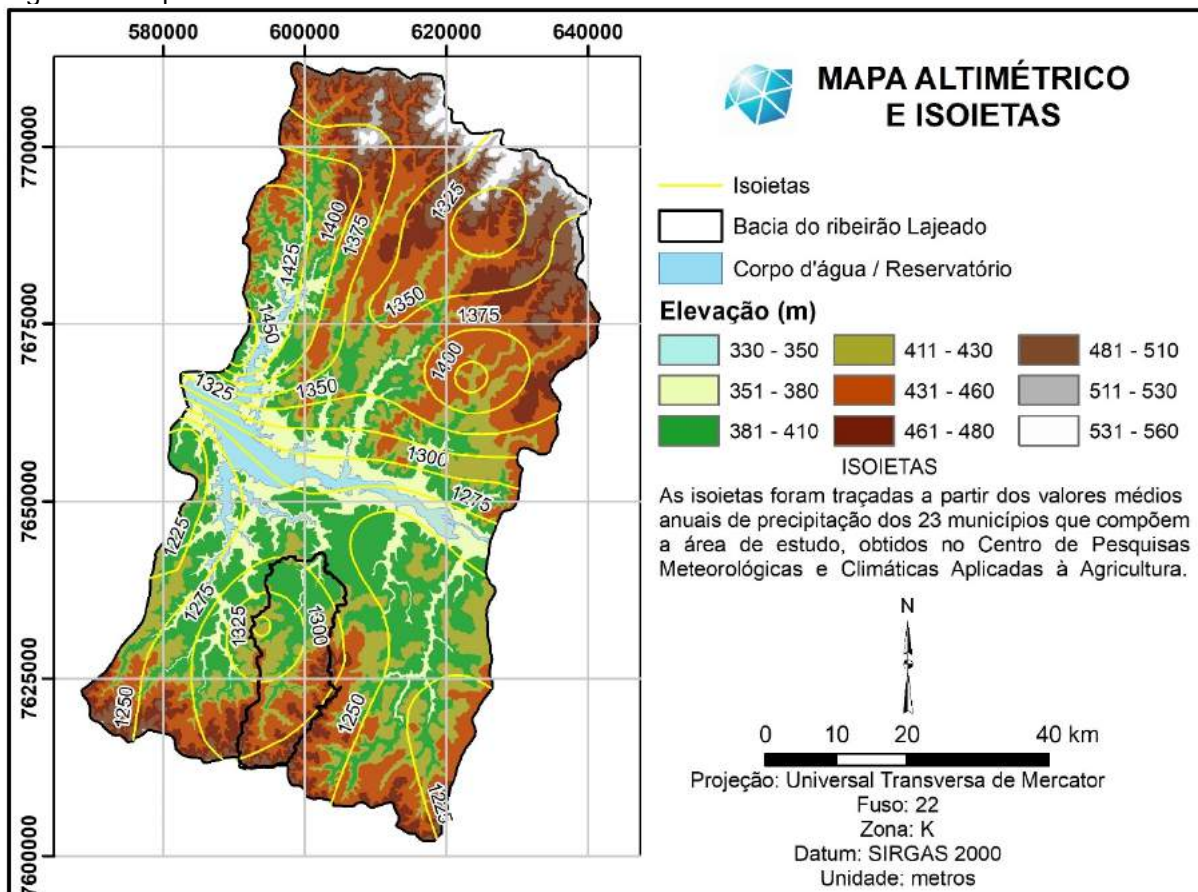
Fonte: Oliveira et al. (1999).

3.5 O CLIMA

De acordo com a classificação de Köppen, a área se insere na zona climática tropical chuvoso (Aw). Devido à posição geográfica, há influência de massas de ar

tropical continental e polar antártica. O regime pluviométrico é tropical típico, com um período chuvoso iniciando em outubro e terminando em abril, e um período de estiagem de maio a setembro, com totais anuais variando entre 1.200 e 1.500 mm. A temperatura média no mês mais frio permanece superior a 18 °C. A Figura 7 apresenta a distribuição anual de chuvas na área estudada.

Figura 7 - Mapa altimétrico e isoietas.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em CEPAGRI (2014).

3.6 POPULAÇÃO E USO DA TERRA

Segundo a EMURPE (2014), a ocupação da região noroeste do estado de São Paulo ocorreu no período de 1842 a 1870, com a colonização das margens direita e esquerda do Salto do Avanhandava e a formação do primeiro núcleo residencial da região.

De acordo com CETEC (1999), a região constitui uma das últimas fronteiras de expansão agropecuária do estado de São Paulo e possui como atividades mais significativas a pecuária de corte e a cana-de-açúcar, já que a cafeicultura e o algodão perderam espaço. Estas duas últimas culturas exerceram grande influência nos

processos de degradação dos solos em vastas áreas da região. Mesmo a pecuária, quando realizada com manejo inadequado de pastagens e dos animais, contribuiu para a formação de processos erosivos e assoreamento dos cursos d'água.

A Tabela 1 apresenta os dados populacionais para os municípios da área estudada.

Tabela 1 - Dados populacionais da área de estudo.

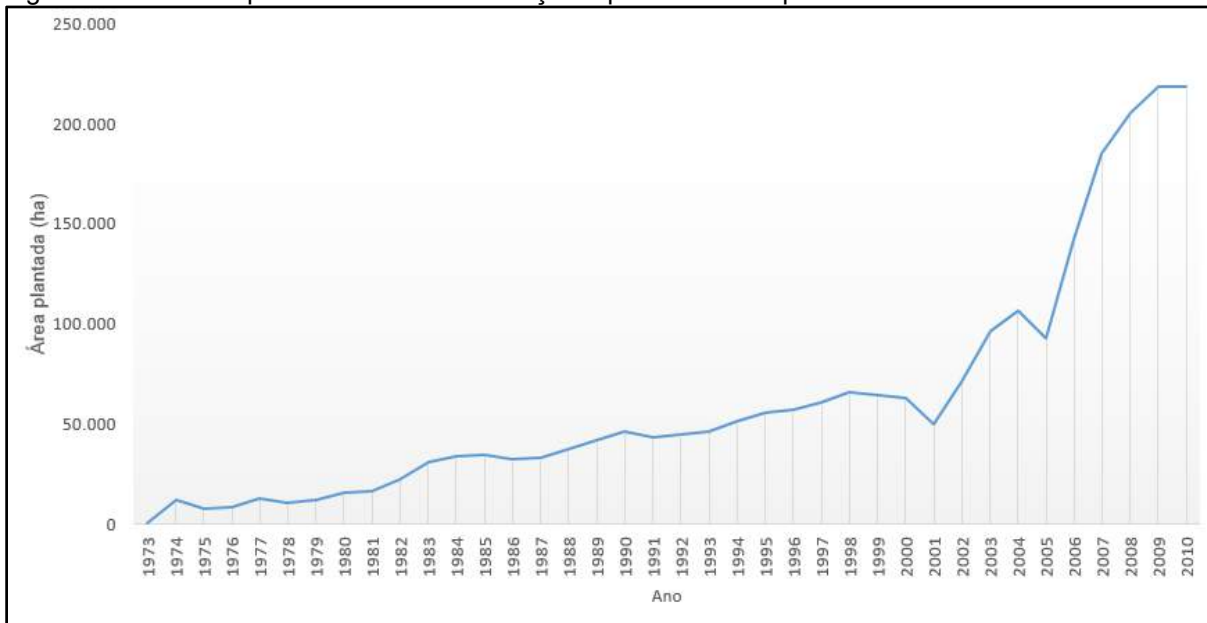
Município	População total (2010)	População urbana (2010)	População rural (2010)	Densidade demográfica hab./km² (2010)	IDHM¹ 2000
Alto Alegre	4.102	3.234	868	12,86	0,774
Avanhandava	11.310	9.563	1.747	33,40	0,768
Barbosa	6.593	5.575	1.018	32,14	0,746
Braúna	5.021	4.390	631	25,70	0,796
Brejo Alegre	2.573	2.110	463	24,41	0,748
Buritama	15.418	14.526	892	47,19	0,790
Glicério	4.565	3.362	1.203	16,69	0,761
José Bonifácio	32.763	29.684	3.079	38,10	0,817
Macaubal	7.663	6.773	890	30,88	0,781
Monções	2.132	1.836	296	20,45	0,771
Monte Aprazível	21.746	19.803	1.943	43,76	0,808
Neves Paulista	8.772	7.916	856	40,18	0,804
Nhandeara	10.725	8.688	2.037	24,61	0,806
Nipoã	4.274	3.797	477	31,01	0,775
Penápolis	58.510	55.882	2.628	82,31	0,810
Planalto	4.463	3.766	697	15,38	0,744
Poloni	5.395	4.802	593	40,40	0,787
Promissão	35.674	30.070	5.604	45,78	0,817
Sebastianópolis do Sul	3.031	2.347	684	18,03	0,769
Turiúba	1.930	1.580	350	12,60	0,800
Ubarana	5.289	4.845	444	25,23	0,752
União Paulista	1.599	1.224	375	20,21	0,777
Zacarias	2.335	1.836	499	7,32	0,777
Total	255.883	227.609	28.274	-	-

¹ Índice de Desenvolvimento Humano Municipal.

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em IBGE (2010) e ¹IPEADATA (2014).

A Figura 8 apresenta a área total de cana plantada para os 23 municípios da área de estudo entre os anos de 1973 e 2010.

Figura 8 - Área total plantada com cana-de-açúcar para os municípios da área de estudo.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em IPEADATA (2016).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 BANCO DE DADOS

4.1.1 Produtos Cartográficos

A base cartográfica utilizada neste trabalho compreende 15 cartas topográficas, produzidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), em escala 1:50.000, com área de cobertura de 15' x 15' cada uma. As informações das cartas utilizadas estão na Tabela 2.

Tabela 2 – Folhas das cartas topográficas que compõem a base cartográfica.

Nomenclatura	Nome	Órgão Editor	Ano	Equidistância das curvas de nível
SF-22-X-C-II-3	Birigui	IGC	1967	10 m
SF-22-X-C-V-1	Clementina	IBGE	1974	20 m
SF-22-X-C-V-2	Alto Alegre	IBGE	1974	20 m
SF-22-X-C-VI-1	Promissão	IBGE	1973	20 m
SF-22-X-A-VI-1	Sebastianópolis do Sul	IBGE	1972	20 m
SF-22-X-A-VI-3	Macaubal	IBGE	1972	20 m
SF-22-X-C-III-1	Planalto	IBGE	1972	20 m
SF-22-X-C-III-2	José Bonifácio	IBGE	1972	20 m
SF-22-X-C-III-3	Avanhandava	IBGE	1973	20 m
SF-22-X-A-V-2	Nhandeara	IGC	1967	10 m
SF-22-X-A-V-4	Gastão Vidigal	IGC	1967	10 m
SF-22-X-C-II-2	Buritama	IGC	1967	10 m
SF-22-X-A-VI-4	Mirassol	IBGE	1972	20 m
SF-22-X-C-II-4	Penápolis	IGC	1967	10 m
SF-22-X-C-III-4	Sabino	IBGE	1973	20 m

Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a elaboração do Modelo Digital de Elevação (MDE) foram utilizados as curvas de nível e os pontos cotados, disponibilizados pelo IBGE em formato CAD. O método de interpolação escolhido foi o *topo to raster* disponível no ArcGIS. Este método de interpolação foi projetado especificamente para a criação de modelos digitais de elevação hidrologicamente corretos (ESRI, 2015), e foi originalmente

desenvolvido por Hutchinson (1988, 1989) para o programa ANUDEM - *Australian National University Digital Elevation Model* (Modelo Digital de Elevação da Universidade Nacional da Austrália). A partir do MDE, foram obtidos subprodutos, como o mapa de declividade.

O MDE obtido através da interpolação das curvas de nível foi utilizado como uma variável no modelo de mudanças de uso e cobertura da terra e também para o modelo hidrológico.

4.1.2 Produtos de Sensoriamento Remoto

Para obtenção dos mapas de uso e cobertura da terra foram utilizadas imagens orbitais multitemporais da plataforma Landsat. A relação das imagens utilizadas está exposta na Tabela 3.

Tabela 3 - Imagens da plataforma Landsat utilizadas para obter os mapas de uso e cobertura da terra.

(continua)

Sensor	Ano	Data	Órbita/Ponto	Fonte
TM	1985	16/07/1985	221/75	USGS ¹
		07/07/1985	222/74	
		07/07/1985	222/75	
TM	1990	28/06/1990	221/75	USGS ¹
		10/11/1990	222/74	
		05/07/1990	222/75	
TM	1996	14/07/1996	221/75	USGS ¹
		05/07/1996	222/74	
		22/08/1996	222/75	
ETM+	2002	18/04/2002	221/75	USGS ¹
		27/05/2002	222/74	
		11/05/2002	222/75	
TM	2008	01/09/2008	221/75	USGS ¹
		23/08/2008	222/74	
		10/10/2008	222/75	

Tabela 3 - Imagens da plataforma Landsat utilizadas para obter os mapas de uso e cobertura da terra.

(conclusão)

Sensor	Ano	Data	Órbita/Ponto	Fonte
OLI	2014	27/04/2014	221/75	USGS ¹
		04/05/2014	222/74	
		04/05/2014	222/75	

¹ Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey*).

Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a redução dos efeitos atmosféricos, foi aplicado nas imagens o modelo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes* - Análise Rápida de Linha de Visão Atmosférica de Hipercubos Espectrais). O FLAASH utiliza o código de transferência radioativa MODTRAN4 (*Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model* - Modelo de Resolução Moderada da Radiância e Transmitância) e executa a correção para o efeito de adjacência (mistura de pixel devido ao espalhamento de superfície), bem como calcula a visibilidade média da cena (aerossol/névoa) (ENVI, 2009).

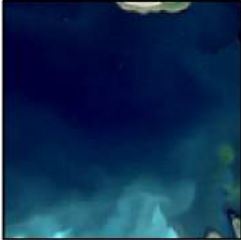
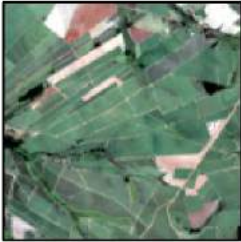
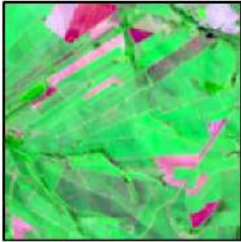
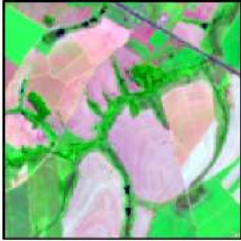
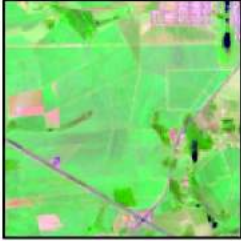
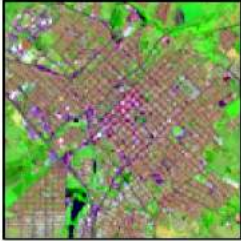
As cenas correspondentes a cada ano foram mosaicadas no aplicativo ENVI e, após esta etapa, realizada a classificação.

A classificação das imagens foi realizada através da técnica de classificação supervisionada por regiões na plataforma SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas), e posteriormente, para determinar a medida de separabilidade das classes de uso e cobertura da terra, foi utilizado o classificador Bhattacharyya. O classificador Bhattacharyya é uma medida da distância entre as assinaturas estatísticas (refletância) para todas as combinações possíveis, com base nas bandas não térmicas dos sensores (SIMIN et al., 2009), essa característica não é inerente apenas ao classificador Bhattacharyya.

Seis classes de uso e cobertura da terra foram adotadas: água, vegetação arbórea, cana-de-açúcar, solo exposto, pastagem e área urbana. Embora um número maior de classes de cobertura da terra possa ser identificado nas imagens, optou-se por agrupar classes de menor representatividade, pois a complexidade do modelo tende a aumentar quanto maior for o número de atividades distintas consideradas (BATTY, XIE e SUN, 1999). Essa complexidade acontece porque o número de transições pode aumentar na ordem de n^2-n , em que n é o número de classes consideradas, portanto, para as seis classes adotadas, existe a possibilidade de

ocorrer até 30 transições. O Quadro 4 apresenta exemplos das feições gerais de cada classe de uso e cobertura da terra nas composições RGB-321 e RGB-541.

Quadro 4 - Feições das classes de uso e cobertura da terra.

CLASSE	RGB-321	RGB-541
Água		
Vegetação Arbórea		
Cana-de-açúcar		
Solo Exposto		
Pastagem		
Área Urbana		

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a aplicação do classificador, os mapas temáticos de uso e cobertura da terra foram convertidos em formato vetorial para a edição manual das classes que não condiziam com a realidade. Para auxiliar esta tarefa, foi gerado o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index* - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada).

Para avaliar a acurácia do mapa temático, foram empregados a matriz de erro e o coeficiente de concordância Kappa. De acordo com Landis e Koch (1977), o índice Kappa fornece uma relação de concordância para a escala nominal, em que valores menores de zero são considerados pobres, entre zero e 0,20, fracos; 0,21 a 0,40, regulares; 0,41 a 0,60, moderados; 0,61 e 0,80, fortes, e entre 0,81 e 1 são considerados quase perfeitos.

Foram adquiridas amostras de referência nas imagens Landsat pelo método de amostragem estratificada aleatória, sendo que para cada classe foram obtidas 50 amostras. De acordo com Congalton e Green (2009), este tamanho de amostragem é eficiente, pois possibilita a validação estatística associada a uma adequada aplicação prática.

Geralmente, a verificação é realizada em campo, no entanto, devido à inviabilidade de acesso à área e à defasagem temporal que existe entre a captação das imagens e a disponibilidade para a pesquisa *in situ*, tornou-se inviável a análise das classes em campo.

4.1.3 Solos

O mapa de solos utilizado para a simulação hidrológica corresponde ao elaborado por Oliveira et al. (1999), na escala 1:500.000. Além do mapa pedológico, o SWAT necessita de informações das características físico-hídricas de cada classe e horizonte de solo. A descrição das informações necessárias está exposta na Tabela 4.

Tabela 4 - Descrição dos parâmetros dos solos necessários no SWAT.

(continua)

Parâmetro	Descrição
SNAM	Classificação do solo (nome dado a cada classe).
NLAYERS	Número de horizontes do solo.
HYDGRP	Grupo de mínima saturação hidráulica (A, B, C e D).
SOL_ZMX	Profundidade máxima do solo que a raiz alcança (mm).

Tabela 4 - Descrição dos parâmetros dos solos necessários no SWAT.

(conclusão)

Parâmetro	Descrição
ANION_EXCL	Fração de porosidade do solo.
SOL_Z	Profundidade de cada horizonte (mm).
SOL_BD	Densidade do solo (g/cm ³).
SOL_AWC	Capacidade de retenção de água no solo (mm/mm).
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada (mm/h).
SOL_CBN	Conteúdo de carbono orgânico do solo (% peso solo).
CLAY	Porcentagem de argila no solo (% peso solo).
SILT	Porcentagem de silte no solo (% peso solo).
SAND	Porcentagem de areia no solo (% peso solo).
ROCK	Porcentagem de cascalho no solo (% volume).
SOL_ALB	Albedo do solo (fração).
USLE_K	Fator de erodibilidade do solo (0,013 t.m ² .hr/m ³ .t.cm).

Fonte: Arnold et al. (2012a).

Todos os parâmetros de solos necessários para alimentar o banco de dados do SWAT foram obtidos em Oliveira (1999), com exceção dos parâmetros: HYDGRP, ANION_EXCL, SOL_AWC, SOL_K, USLE_K e SOL_ALB.

O grupo hidráulico (HYDGRP) foi obtido de Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005); para a fração de porosidade (ANION_EXCL), foi adotado o valor padrão do SWAT de 0,50.

A capacidade de retenção de água no solo (SOL_AWC) e a condutividade hidráulica (SOL_K) foram calculadas através do modelo hidrológico SPAW – *Soil, Plant, Air, Water* (Solo, Planta, Ar, Água) (SAXTON e WILLEY, 2005).

O fator de erodibilidade do solo (USLE_K), que corresponde ao fator K da USLE, foi calculado utilizando o método indireto através da expressão de Bouyoucos, conforme a Equação 1 contida em Mannigel et al. (2002).

$$FatorK = ((\%areia + \%silte) / (\%argila)) / 100 \quad (1)$$

O albedo do solo (SOL_ALB), que corresponde a parcela da radiação solar que é refletida de volta para a atmosfera ao atingir a superfície do solo, considerando sua cobertura vegetal, foi estimado conforme a equação a seguir:

$$SOL_ALB = 0,6 / \exp(0,4 * SOL_CBN) \quad (2)$$

em que SOL_ALB é o albedo do solo úmido, e SOL_CBN é a matéria orgânica na superfície do solo.

As características físicas dos solos utilizadas para o modelo hidrológico estão disponíveis no Apêndice A.

4.1.4 Dados Pluviométricos

Os dados de precipitação foram obtidos de 10 estações meteorológicas gerenciadas pelo DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo, 2016). No caso de insuficiência dos dados necessários, foi adotado um gerador de condições meteorológicas, incorporado no modelo SWAT e desenvolvido por Schuol e Abbaspour (2007).

Embora existam outras estações, elas não possuem dados referentes ao período analisado (2010 a 2015), e, portanto, não puderam ser utilizadas.

A Tabela 5 apresenta as estações meteorológicas utilizadas para obtenção dos dados climáticos.

Tabela 5 - Informações dos postos pluviométricos utilizados no trabalho.

Posto Pluviométrico	Identificador	Operadora	Coordenadas UTM (m)	
			X	Y
Nipoã	B6-034	DAEE ¹	626524,2506	7686595,0316
Turiuba	B7-050	DAEE ¹	593569,9301	7683123,2029
Barbosa	C6-003	DAEE ¹	609741,3823	7647879,467
Guaiçara*	C6-008	DAEE ¹	623670,8426	7611156,5327
Promissão	C6-059	DAEE ¹	617351,2505	7616123,4065
José Bonifácio	C6-088	DAEE ¹	636679,0999	7670679,0395
Penápolis	C7-010	DAEE ¹	596720,31	7629605,4327
Alto Alegre	C7-011	DAEE ¹	586268,2683	7613060,6177
Coroados	C7-024	DAEE ¹	574309,0783	7638946,9025
Córrego Seco	C7-086	DAEE ¹	583818,0947	7662359,8263

¹Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo (2016).

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os dados de precipitação necessitam ser verificados quanto à continuidade e consistência, antes de serem utilizados como entrada no modelo SWAT. O controle da qualidade dos dados pode ser feito através de uma inspeção visual, verificando se

a série temporal de alguma estação possui períodos sem informações, ou com falhas nas observações. A Tabela 6 apresenta o número de falhas por posto pluviométrico.

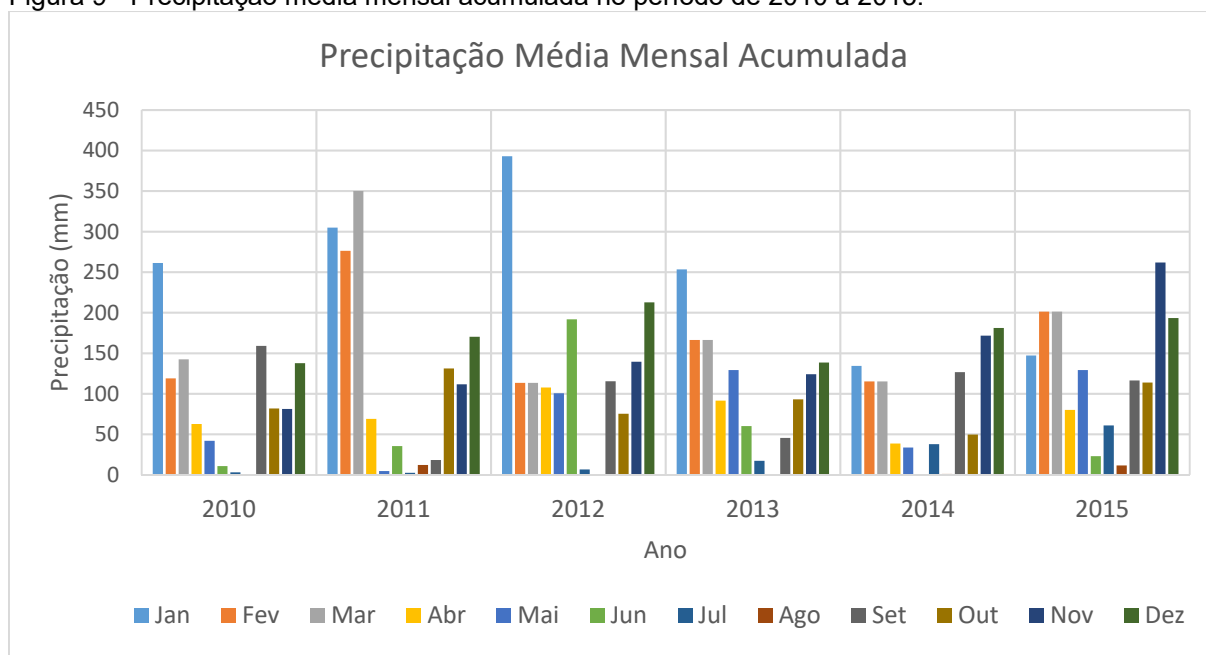
Tabela 6 – Quantidade de falhas no registro de precipitação no período de 2010 a 2015.

Posto Pluviométrico	Identificador	Número Total de Pontos	Número de Pontos Sem Informação	Porcentagem de Pontos Sem Informação (%)
Nipoã	B6-034	2191	0	0
Turiuba	B7-050	2191	47	2,1
Barbosa	C6-003	2191	0	0
Guaíçara	C6-008	2191	163	7,4
Promissão	C6-059	2191	66	3,0
José Bonifácio	C6-088	2191	0	0
Penápolis	C7-010	2191	0	0
Alto Alegre	C7-011	2191	89	4,1
Coroados	C7-024	2191	0	0
Córrego Seco	C7-086	2191	2	0,1

Fonte: Elaborada pelo autor.

Após esta etapa, constatou-se que a estação de Guaíçara apresentava grande quantidade de falhas, e, portanto, foi descartada. A Figura 9 mostra a precipitação média mensal acumulada das estações utilizadas no período 2010-2015.

Figura 9 - Precipitação média mensal acumulada no período de 2010 a 2015.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em DAEE (2016).

Para o preenchimento de falhas, foi utilizado o método Ponderação pelo Inverso da Distância (*Inverse Distance Weighted* – IDW). Esse método realiza a estimativa da variável ao longo do espaço, ponderando pesos a cada um dos valores mais próximos ao ponto para onde a variável está sendo calculada, e sendo assim, o peso de cada valor é dado em função do inverso de uma potência da distância, ou seja, quanto mais próximo do ponto a ser estimado, maior é o peso a ser atribuído ao valor amostrado (SILVA, QUINTAS e CENTENO, 2007).

Após o preenchimento dos dados faltantes, foi realizada a análise de consistência dos dados para verificar sua homogeneidade. Para isso, foi utilizado o método de dupla massa, desenvolvido pelo USGS. De acordo com Tucci (2009), este método é comumente utilizado no Brasil para verificar o grau de homogeneidade em séries mensais ou anuais, mas também tem sido empregado para a verificação de dados diários (HUSSAIN, NADYA e CHIA, 2015).

O método de dupla massa consiste na comparação de duas curvas que são traçadas no plano cartesiano, uma de totais acumulados do posto que irá ser analisado e outra da média acumulada dos totais de postos confiáveis da região considerada (TUCCI, 2009).

Para verificar o grau de linearidade e proporcionalidade entre as precipitações acumuladas foi utilizado o valor de R^2 , de modo que, quanto mais próximo de 1, melhor é a homogeneidade e consistência dos postos.

Os resultados dos testes de dupla massa para as estações utilizadas neste estudo encontram-se no Apêndice B.

4.1.5 Dados Fluviométricos

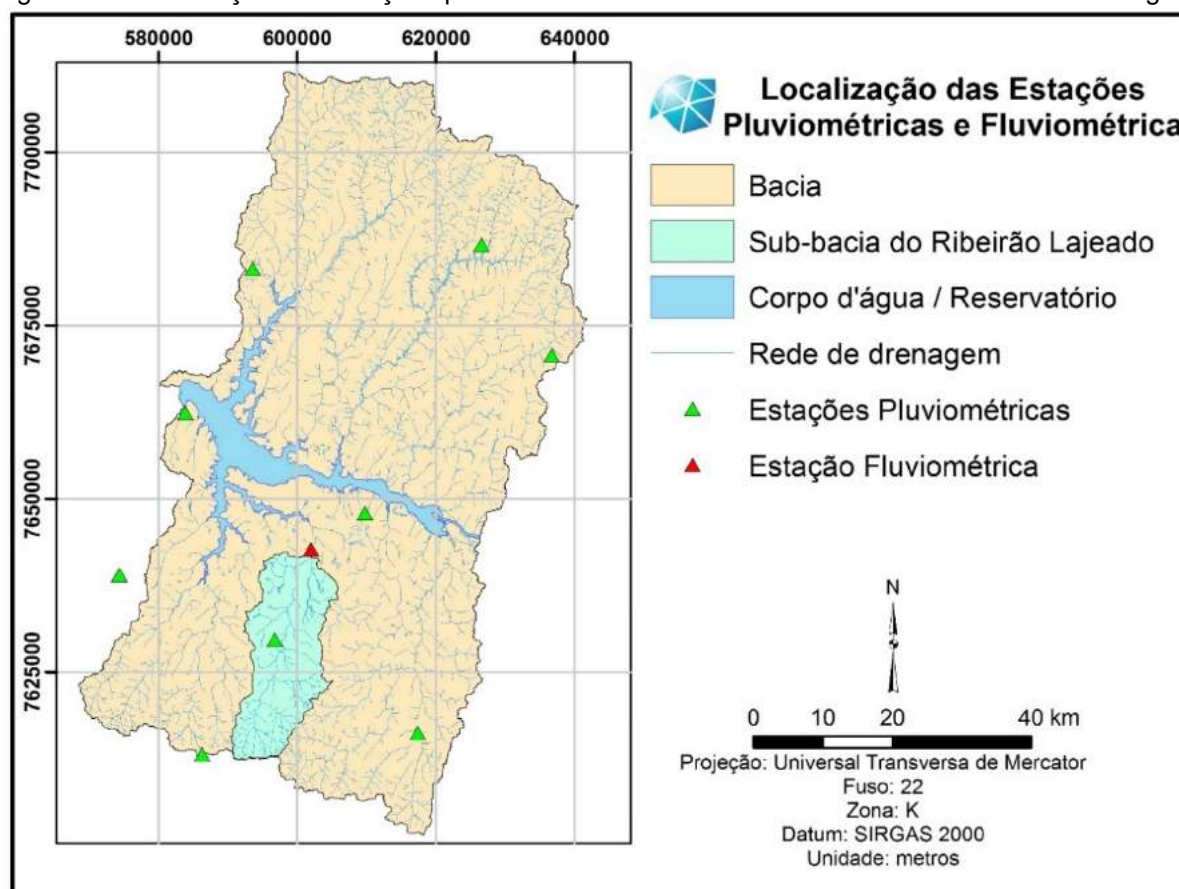
A estimativa da vazão foi realizada a partir da confecção da curva-chuva, considerando a relação cota x vazão. O método adotado foi dos Mínimos Quadrados, dado pela equação potencial a seguir (TUCCI, 2009):

$$Q = a(h - h_0)^n, \quad (3)$$

em que, Q é a vazão (m^3/s), h é a cota (cm), h_0 , a e n são parâmetros de ajuste. Como h_0 constitui um parâmetro desconhecido, ele pode ser entendido como sendo a leitura do nível da água na régua quando a vazão é nula.

Para o cálculo da curva-chave da bacia hidrográfica do ribeirão Lajeado, foram utilizados os dados fornecidos pela AES Tietê e pelo DAEP (Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Penápolis). Os dados disponibilizados correspondem ao período de 03/05/2013 a 31/12/2015, porém o mês de agosto de 2014 não possui informações. A Figura 10 apresenta a localização das estações pluviométricas e fluviométrica da área estudada.

Figura 10 - Localização das estações pluviométricas e fluviométricas utilizadas no modelo hidrológico.



Fonte: Elaborada pelo autor, com base em DAEE (2016).

4.1.6 Variáveis Espaciais

As variáveis espaciais utilizadas foram selecionadas com base em trabalhos consultados na literatura que utilizaram o Dinamica-EGO para gerar cenários futuros de uso e/ou cobertura da terra (Tabela 7). Dentre a literatura consultada, a variável espacial mais utilizada é a 'distância às estradas principais', seguida pela 'distância à drenagem'.

Tabela 7 - Variáveis espaciais relatadas em 16 estudos¹ utilizando o Dinamica-EGO (não limitado a estas).

Variáveis	Dist. Centros Urbanos	Solo	Altimetria	Declividade
Número de vezes que a variável foi utilizada	12	5	11	13

Variáveis	Dist. Estradas secundárias	Litologia	Dist. Drenagem	Dist estradas principais
Número de vezes que a variável foi utilizada	6	1	14	16

¹ Akin, Sunar e Berberoğlu (2015), Barni (2009), Chadid et al. (2015), Delaneze et al. (2014), Garcia (2008), Giudice (2009), Maeda et al. (2010), Mas, Pérez-Veja e Clarke (2012), Mas e Sandoval (2011), Molin (2014), Novaes (2010), Nti (2013), Pisani (2013), Troupin e Carmel (2016), Wang et al. (2016), Ximenes et al. (2008).

Fonte: Elaborada pelo autor.

Embora a variável ‘unidades litoestratigráficas’ não seja tão comum na literatura, optou-se por utilizá-la devido à litologia estar relacionada com o tipo de solo, e portanto, ela pode ajudar a compreender as mudanças de uso e cobertura da terra.

A Tabela 8 apresenta as variáveis selecionadas, a escala, a fonte dos dados e o processamento realizado para a obtenção da respectiva variável.

Tabela 8 - Variáveis espaciais utilizadas na elaboração do modelo de mudanças de uso e cobertura da terra.

Variável	Escala	Data	Fonte	Processamento
Altimetria	1:50.000	(Ver tabela 2)	Cartas Topográficas	MDE
Declividade	1:50.000	(Ver tabela 2)	Cartas Topográficas	MDE
Distância à drenagem	1:50.000	(Ver tabela 2)	Cartas Topográficas	Distância euclidiana
Distância às principais rodovias	1:150.000	1985	TM/Landsat	Distância euclidiana
Distância às estradas secundárias	1:150.000	1985	TM/Landsat	Distância euclidiana
Distância aos centros urbanos	1:150.000	1985	TM/Landsat	Distância euclidiana
Solos	1:500.000	1999	OLIVEIRA et al.	-
Unidades litoestratigráficas	1:500.000	2000	CPRM	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

A variável ‘distância aos centros urbanos’ corresponde à distância euclidiana calculada a partir dos municípios de Macaúbal, José Bonifácio, Promissão,

Avanhandava e Penápolis. Os mapas das variáveis espaciais utilizadas encontram-se no Apêndice C.

4.2 CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E FISIOGRÁFICAS DA BACIA DO RIBEIRÃO LAJEADO

Para a caracterização morfométrica e fisiográfica da bacia, foram necessárias as delimitações de atributos básicos, como: área, perímetro, comprimentos axiais, declividade, altitude, e ordem dos cursos d'água. A seguir, é apresentado os índices que foram utilizados para ajudar a quantificar e compreender as características hidrológicas e morfométricas da bacia do ribeirão Lajeado.

4.2.1 Coeficiente de Compacidade

O coeficiente de compacidade (K_c) é a relação entre o perímetro e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (GRAVELIUS, 1914). O coeficiente de compacidade é calculado conforme a equação a seguir (VILLELA e MATTOS, 1975):

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}, \quad (4)$$

em que P corresponde ao perímetro da bacia em km, e A é a área da bacia em km².

4.2.2 Fator de Forma

O fator de forma (K_f) relaciona a área da bacia (A) com o quadrado do comprimento da bacia (L^2), conforme mostrado na Equação 5 (HORTON, 1932). Quanto menor o valor deste parâmetro, mais alongada será a bacia, mais baixa será a vazão de pico e maior o tempo de concentração.

$$K_f = \frac{A}{L^2}. \quad (5)$$

4.2.3 Índice de Circularidade

O índice de circularidade (I_c) é definido como a proporção da área da bacia (A) com a área de um círculo com o mesmo perímetro da bacia. O índice de circularidade é definido por Miller (1953) como:

$$I_c = 4\pi \frac{A}{P^2} . \quad (6)$$

4.2.4 Densidade de Drenagem

A densidade de drenagem (Dd) é dada dividindo-se o comprimento total dos canais (Lt) com a área da bacia (A) (VILLELA e MATTOS, 1975), conforme a Equação 7.

$$Dd = \frac{Lt}{A} . \quad (7)$$

Este índice varia de 0,5 km/km², para bacias com drenagem pobre, a 3,5 ou mais, para bacias excepcionalmente bem drenadas (VILLELA e MATTOS, 1975).

4.2.5 Extensão Média do Escoamento Superficial

A extensão média do escoamento superficial (I) é definida como a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água qualquer da bacia (VILLELA e MATTOS, 1975). Esse índice é calculado conforme a Equação a seguir:

$$I = \frac{A}{4L} , \quad (8)$$

em que A é a área da bacia e L é a extensão total dos cursos d'água.

4.2.6 Curva Hipsométrica

A curva hipsométrica é obtida plotando a elevação total da bacia e a área relativa ocupada. Também foi calculada a Integral Hipsométrica (IH), que avalia a distribuição da elevação de um terreno a partir da frequência acumulada de altitudes (STRAHLER, 1952).

Os valores de HI variam de 0 a 1, refletindo a evolução geomorfológica da bacia. De acordo com Pal (1998), valores de IH superiores a 0,60 apontam para estágio próximo da juventude, valores entre 0,35 e 0,60 representam um relevo com

dissecação madura, e valores abaixo de 0,35 refletem uma superfície onde a erosão é avançada. No entanto, é preciso ter cautela ao interpretar os valores de IH , pois as curvas de aparência semelhantes podem ser produzidas por interações complexas entre clima, tectônica, sedimentação e litologia (BISHOP et al., 2002).

4.3 MODELO DINAMICA EGO

O Dinamica EGO é uma plataforma para gerar prognósticos de mudanças de uso/cobertura da terra desenvolvido pelo CSR (Centro de Sensoriamento Remoto) da UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais).

O aplicativo é um modelo de autômatos celulares, baseado na vizinhança de Moore. O ambiente do software é escrito em C++, enquanto a interface gráfica é em Java. O Dinamica EGO executa as operações através de funtores (*functors*). Cada *functor* é responsável pela execução de uma tarefa específica, incluindo operadores de álgebra cartográfica, simulações espaciais, funções de transição e métodos de calibração e validação (SOARES-FILHO, RODRIGUES e COSTA, 2009).

4.3.1 Modelagem com Pesos de Evidência

Ao considerar um conjunto de variáveis e parâmetros para um modelo de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra, tem de se determinar a adequação e importância de cada variável antes de incluí-la no modelo. Para isso, pesos de evidência foram utilizados para determinar a adequação e significância das variáveis do modelo.

Este método utiliza a teoria da probabilidade bayesiana e foi originalmente desenvolvido para avaliação de potencial mineral (BONHAM-CARTER, 1994). Para mudanças de uso e cobertura da terra, este método avalia a probabilidade de que um evento ocorra, a exemplo da alteração de uma classe de uso ou cobertura da terra, posto que uma evidência já ocorreu.

Bonham-Carter, Agterberg e White (1989) discutem duas abordagens para modelagem com pesos de evidência, a primeira baseada no conhecimento do modelador, e a segunda dirigida aos dados. O modelo fundamentado no conhecimento baseia-se na compreensão de especialistas para fazer previsões. O modelo baseado em dados usa uma variedade de diferentes conjuntos de dados para fazer as mesmas previsões, mas não faz suposições *a priori* sobre o valor preditivo de qualquer atributo particular. A maioria dos modelos é uma combinação das duas abordagens, com maior ou menor ênfase em direção ao conhecimento ou aos dados.

4.3.2 Cálculo das Taxas de Transição

O modelo utiliza mapas *raster*, em que cada um tem o mesmo número de células N . As células dos mapas possuem um número finito de estados M diferentes e mutuamente distintos. Cada célula (i) tem uma localização (x,y) ; $i(x,y)$, em que $x,y = 1,2,..., n$. Cada estado da célula é definido por uma cobertura da terra diferente que está dentro do intervalo de $k,l = 1,2,..., M$; em que k é a classe de uso ou cobertura da terra inicial da célula i em $t1$, e l é a classe de uso ou cobertura no tempo $t2$.

Assim, no tempo t , é assumido que a célula i possui somente um tipo de uso ou cobertura k , que pode ser definido pela Equação 9 (ALMEIDA et al., 2003).

$$N_i^k(t) = 1, N_i^l(t) = 0, k \neq l, l = 1, \dots, M, \sum_k N_i^k(t) = 1. \quad (9)$$

Então, a partir da Equação 9, pode-se determinar as associações em termos de células ou usos e coberturas da terra.

$$N^k(t) = \sum_i N_i^k(t), \quad (10)$$

$$N(t) = \sum_k N^k(t) = \sum_k \sum_i N_i^k(t). \quad (11)$$

O número de células N no modelo é fixo ao longo do tempo e é definido como:

$$N(t) = N, \forall t, t = 1, \dots, \tau, \quad (12)$$

em que τ é o número total de passos de tempo considerado.

A matriz de transição, que corresponde à cadeia de Markov, descreve um sistema que muda em intervalos discretos de tempo, nos quais o valor de qualquer variável em dado período de tempo é a soma das porcentagens fixas dos valores de todas as variáveis do passo de tempo precedente (JRC e ESA, 1994). Desde que os elementos da matriz não sejam negativos, e a soma dos elementos em cada linha seja igual a 1, cada elemento da matriz é chamado de vetor de probabilidade, e a matriz P é uma matriz estocástica ou de probabilidade, conforme a Equação 13 (JUDGE e SWANSON, 1962).

$$\begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ \cdot \\ j \end{bmatrix}_{t=v} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{1\cdot} & P_{1j} \\ P_{21} & P_{22} & P_{2\cdot} & P_{2j} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} & P_{3j} \\ P_{j1} & P_{j2} & P_{j\cdot} & P_{jj} \end{bmatrix}^v * \begin{bmatrix} 1 \\ 2 \\ \cdot \\ j \end{bmatrix}_{t=0} . \quad (13)$$

A partir dos mapas de cobertura inicial e final de cada período, foram calculadas no Dinamica-EGO as matrizes de transição global e anual, sendo que esta última é derivada de uma matriz ergódica, i.e., há um número finito de estados, sua dinâmica é aperiódica (não-cíclica), e não há estados absorventes, e para obter essa matriz, é utilizado o método proposto por Bell e Hinojosa (1977), baseado nos auto-valores e auto-vetores da matriz global, conforme a Equação 14.

$$MT_{anual} = H.V^{\frac{1}{n}}.H^{-1}, \quad (14)$$

em que MT_{anual} é a matriz anual de transições de cobertura da terra, H são os auto-vetores da matriz global de transições, V são os auto-valores da matriz global de transições, n é o número de passos de tempo dentro do período total analisado, H^{-1} é a matriz inversa de auto-vetores da matriz global de transições.

4.3.3 Parametrização do Modelo

A parametrização do modelo pode ser entendida como métodos ou rotinas para conferir regras ou pesos às variáveis de entrada ou independentes.

No método de pesos de evidência, o efeito de uma variável espacial em uma transição é calculado independentemente de uma solução combinada. Os pesos de evidência representam cada influência de uma variável na probabilidade espacial de uma transição $i \Rightarrow j$ (SOARES-FILHO, RODRIGUES e COSTA, 2009) e são calculados conforme as Equações 15 e 16.

$$O\{D/B\} = O\{D\} \frac{P\{B/D\}}{P\{B/\bar{D}\}}, \quad (15)$$

$$\log\{D/B\} = \log\{D\} + W^+, \quad (16)$$

em que $O\{D\}$ e $O\{D/B\}$ são as chances, respectivamente, de ocorrer *a priori* o evento D e ocorrer D dado um padrão espacial B , W^+ é o peso positivo de evidência de ocorrer o evento D , dado um padrão espacial B (BONHAM-CARTER, 1994; SOARES-FILHO et al., 2003). A probabilidade *a posteriori* de uma transição $i \Rightarrow j$, dado um conjunto de dados espaciais $(B, C, D, \dots N)$, é expressa conforme a Equação 17.

$$P\{i \Rightarrow j \mid B \cap C \cap D \dots \cap N\} = \frac{O_{ij} e^{\sum W_{N^+}}}{1 + O_{ij} e^{\sum W_{N^+}}}, \quad (17)$$

enquanto o peso negativo de evidência (W^-) é calculado conforme as Equações 18 e 19.

$$O\{D/\bar{B}\} = O\{D\} \frac{P\{\bar{B}/D\}}{P\{\bar{B}/\bar{D}\}}, \quad (18)$$

$$\log\{D/\bar{B}\} = \log\{D\} + W^-. \quad (19)$$

Valores positivos são obtidos para variáveis que favorecem determinada transição, enquanto valores negativos indicam baixa probabilidade de transição, e valores próximos a zero são obtidos para variáveis que não exercem efeito sobre a transição.

Entre as vantagens em se utilizar o método de pesos de evidência, Bonham-Carter (1994) destaca:

1. Não é restringido pelas suposições dos métodos estatísticos paramétricos, os quais são frequentemente violados pelos dados espaciais.
2. É um método objetivo e simples de ser calculado, pois usa somente o resultado da tabulação cruzada entre o mapa de mudanças – produto do cruzamento de mapas multitemporais – e os mapas das variáveis proximais, para alimentar fórmulas implementadas em planilhas eletrônicas.
3. O efeito de cada variável pode ser calculado independentemente de uma solução conjunta, tendo como premissa apenas que as variáveis de entrada sejam espacialmente independentes.

4. Em comparação com outros métodos, como regressão logística, o método de pesos de evidência tem a vantagem de ser fácil comparar os pesos uns com os outros. Por outro lado, os coeficientes resultantes da regressão logística são, geralmente, sujeitos a uma incerteza considerável (AGTERBERG, 2014).

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

$$C = W^{+} - W^{-} . \quad (20)$$

Para uma associação espacial positiva, o contraste irá apresentar valores positivos, geralmente variando entre 0 e 2; e para uma associação negativa, o contraste apresentará valores negativos (BONHAM-CARTER, AGTERBERG e WRIGHT, 1989). Esta medida de correlação é considerada estatisticamente significativa, com um intervalo de confiança de 95% se $|C| > 1,96 s(C)$, sendo que a variância do contraste, $S^2(C)$ é determinada por (GOODACRE et al., 1993):

$$S^2(C) = \frac{1}{\text{area}(B \cap D)} + \frac{1}{\text{area}(B \cap \bar{D})} + \frac{1}{\text{area}(\bar{B} \cap D)} + \frac{1}{\text{area}(\bar{B} \cap \bar{D})} \quad (21)$$

4.3.3.1 Testes de Independência Espacial

O método de pesos de evidência necessita que os mapas de entrada sejam espacialmente independentes. Para isso, o Dinamica-EGO aplica um grupo de testes estatísticos para estimar esta suposição, como o índice de Cramer (V), Incerteza de Informação Conjunta (*Joint Information Uncertainty – U*), medidas de entropia e o qui-quadrado. Segundo Bonham-Carter (1994), valores menores do que 0,50 sugerem menos associação do que mais. Em valores de pares de mapas correlacionados que apresentem resultados superiores a 0,50, deve ser escolhida uma variável e eliminá-la, considerando (BONHAM-CARTER, 1994):

- 1) A variável a ser eliminada deve ser aquela que apresenta menor potencial explicativo para o fenômeno de mudança de cobertura da terra, isto é, aquela que é menos correlacionada com o evento.

- 2) Quando ambas as variáveis são importantes para modelar o fenômeno, ambas podem ser combinadas em um único *layer*, através de uma operação booleana. Assim, não há perda de informação.

Nesta pesquisa, utilizaram-se os valores dos testes de Cramer e a Incerteza da Informação Conjunta para estimar a independência entre as variáveis. Estes índices possuem valores variando de zero (0) a um (1), sendo que quanto mais próximos de zero os valores, menor o grau de dependência espacial entre as variáveis.

Em ambos os casos, é necessário que se obtenham valores de áreas de uma tabulação cruzada entre pares de mapas de variáveis sob análise, chamando-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 grande somatório de linhas e colunas. Se os dois mapas são independentes um do outro, sem qualquer correlação entre si, então a área esperada 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 é:

$$T_{ij}^* = \frac{T_{i.} T_{.j}}{T_{..}} \quad (22)$$

Assim, a estatística qui-quadrado é definida como:

$$X^2 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \frac{(T_{ij} - T_{ij}^*)^2}{T_{ij}^*} \quad (23)$$

A expressão $(\text{observado} - \text{esperado})^2 / \text{esperado}$ possui um limite inferior igual a 0 (zero) quando as áreas observadas coincidem exatamente com as áreas esperadas, e os dois mapas são completamente 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 por Bonham-Carter (1994) como:

$$V = \sqrt{\frac{X^2}{T.. M}} , \quad (24)$$

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, as quais também são baseadas na matriz de tabulação cruzada, mas também pode ser utilizada para a medição de associações. Supondo-se que os valores T_{ij} sejam transformados em proporções de área, p , divide-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 $p_{.j} = T_{.j}/T..$. Medidas de entropia, ou “estatísticas da informação”, são definidas usando-se as proporções de área como estimativas de probabilidades. Proporções não possuem dimensão, o que faz com que índices de entropia possuam vantagem sobre os de qui-quadrado, por não serem afetados por unidades de medida (BONHAM-CARTER, 1994).

Assumindo-se que uma matriz de proporções de área para os mapas A e B tenha sido determinada a partir de T , então a *entropia* de A e de B são definidas conforme as Equações:

$$H(A) = - \sum_{j=1}^m p_{.j} \ln p_{.j} , \quad (25)$$

$$H(B) = - \sum_{i=1}^n p_{i.} \ln p_{i.} , \quad (26)$$

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

$$H(A,B) = - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m p_{ij} \ln p_{ij} . \quad (27)$$

Assim, a “Incerteza de Informação Conjunta” de A e B, $U(A,B)$, pode ser usada como uma medida de associação/correlação e é definida por:

$$U(A,B) = 2 \left[\frac{H(A) + H(B) - H(A,B)}{H(A) + H(B)} \right], \quad (28)$$

a qual varia entre 0 (zero) e 1 (um). Quando os 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.

4.3.4 Calibração do Modelo

O processo de calibração do modelo de simulação de uso e cobertura da terra consiste no “procedimento iterativo de ajuste de parâmetros através da contínua comparação entre a cena real e a simulada visando à aproximação da cena simulada à real” (ROSSETTI, ALMEIDA e PINTO, 2011).

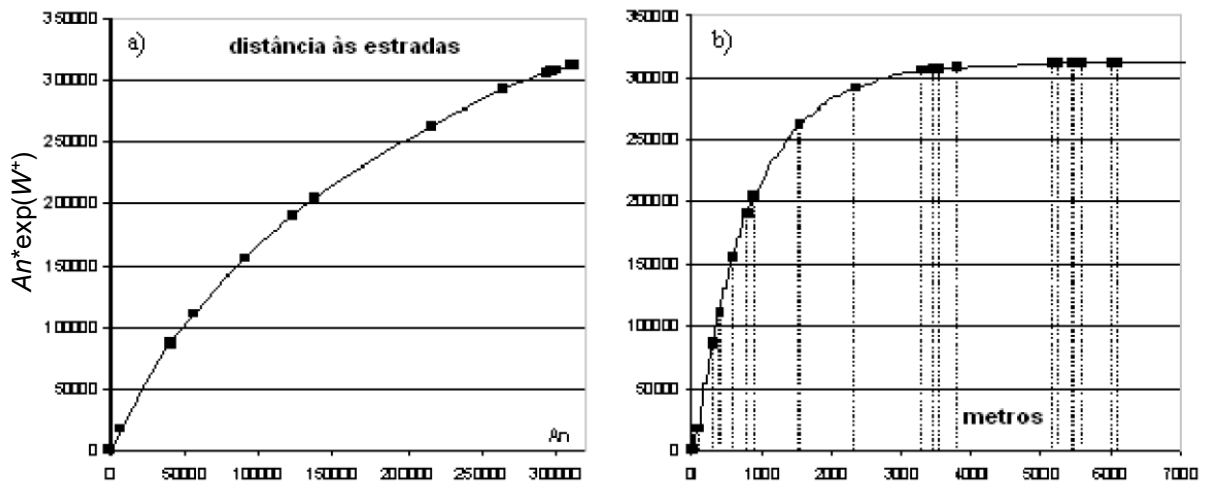
A calibração no Dinamica-EGO inicia-se no processo de categorizar os mapas de variáveis contínuas. Neste processo, a preservação da estrutura dos dados é essencial. Para esta finalidade, o Dinamica-EGO usa um método adaptado de Agterberg e Bonham-Carter (1990) e Goodacre et al. (1993) por Soares-Filho, Rodrigues e Costa (2009), no qual os intervalos são calculados de acordo com a estrutura dos dados através do estabelecimento de um delta mínimo D_x para uma variável contínua x , que é utilizada para construir n buffers incrementais (Nx), compreendendo intervalos de X_{min} para $X_{min} + nDx$, em que n é um limite que divide o mapa em duas classes: N_x e $\overline{N_x}$, An corresponde ao número de células para um buffer N_x múltiplo de n , e dn é o número de ocorrências para o evento modelado (D) dentro do *buffer*. As quantidades An e dn são obtidas para uma sequência ordenada de buffers $N(x_{min} + nDx)$.

Outro método comumente utilizado para a categorização de variáveis contínuas, e que foi empregado neste trabalho, é o ângulo de tolerância. Neste método, um gráfico é construído com o número cumulativo de células (An) por incremento no eixo x (Dx), com este mesmo número multiplicado pela base e (número de Euler) elevado ao W^+ (e^{W^+}) preliminar para cada incremento. A partir daí, traçam-se duas retas, uma saindo da origem e indo em direção ao ponto atual (que é

inicialmente o do primeiro incremento), e outra saindo do ponto atual e indo em direção ao ponto candidato. Quando o ângulo entre essas duas retas, uma que passa pelo ponto anterior e ponto atual, e a outra entre o ponto atual e o ponto candidato, superar o limiar estabelecido pelo usuário, que usualmente varia entre 4° e 7°, que são tidos como valores razoáveis para o ângulo de tolerância, define-se uma fatia ou *range* da variável contínua.

A Figura 11 apresenta um gráfico exemplificando uma sequência plotada de An por $An \cdot e^{W^+}$.

Figura 11 - Exemplo de sequência plotada An por $An \cdot e^{W^+}$ da variável “distância às estradas”.



Fonte: Soares-Filho, Rodrigues e Costa (2009).

Soares-Filho, Rodrigues e Costa (2009) afirmam que apesar de An ser praticamente livre de erro, o número de células da ocorrência da transição ou evento dentro do *buffer* está sujeito a uma quantidade considerável de incertezas, porque é considerado como a realização de uma variável aleatória. Uma vez que pequenos valores de An podem gerar valores com ruído para W^+ , Goodacre et al. (1993) sugerem que, ao invés de utilizar as Equações 15 e 16, pode-se estimar W^+ para cada faixa de pesos através da expressão a seguir:

$$W^+ = \ln \left(\frac{y_n = k - y_n = k - 1}{A_n = k - A_n = k - 1} \right), \quad (29)$$

em que $y_n = An \cdot e^{W^+}$, e k representa os pontos de quebra definidos para os n incrementos (Dx).

4.3.4.1 Funções de Transição

O Dinamica divide a função de transição nas células vizinhas em dois processos, denominados *expander* e *patcher*.

A função *expander* 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 exclusivamente à formação de novas manchas através de um mecanismo de sementeira, ou seja, a função *expander* executa transições de um estado i para um estado j apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado j , e a função *patcher* realiza transições de um estado i para um estado j apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado diferente de j (SOARES-FILHO, CERQUEIRA e PENNACHIN, 2002).

O algoritmo *expander* é expresso conforme a Equação 30 (SOARES-FILHO, CERQUEIRA e PENNACHIN, 2002):

$$\text{Se } n_j > 3, \text{ então } P'_{ij}(x, y) = P_{ij}(x, y), \text{ senão } P'_{ij}(x, y) = \frac{P_{ij}(x, y) \times (n_j)}{4} \quad (30)$$

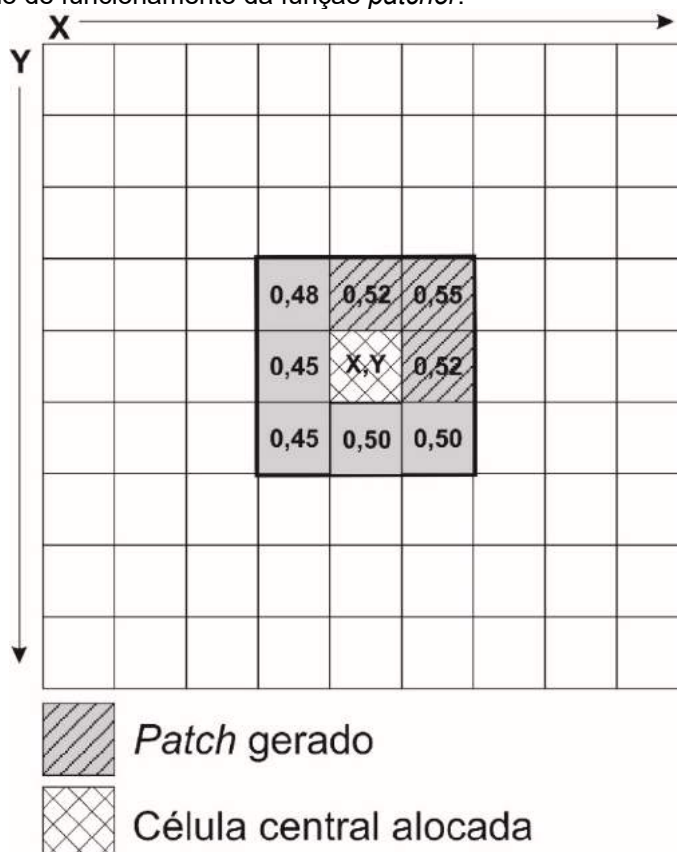
em que: n_j corresponde ao número de células do tipo j ocorrer em uma janela de 3 x 3. Este método garante que a probabilidade máxima P'_{ij} seja a P_{ij} original, sempre que uma célula i a ser transicionada estiver cercada de pelo menos 50% de vizinhos j .

A função *patcher* emprega um dispositivo que procura por células em torno de um local escolhido para a transição em conjunto. Isso é feito elegendo a célula central do novo *patch* e, em seguida, selecionando um número específico de células ao redor do núcleo central, de acordo com as suas probabilidades de transição P_{ij} (Figura 12).

Estes processos necessitam que sejam definidos os parâmetros referentes ao tamanho médio das manchas a serem criadas, variância do tamanho e a isometria.

A isometria corresponde a um índice de agregação das manchas, cuja variação permanece entre zero (0) e dois (2). Caso seja zero, as manchas geradas serão totalmente desagregadas; igual a 1, o grau de agregação será determinado pelas probabilidades, e, se for 2, as manchas serão bastante agregadas. O valor definido para a isometria irá multiplicar as probabilidades da janela de vizinhança durante a execução dos algoritmos de transição (SOARES-FILHO, RODRIGUES e COSTA, 2009).

Figura 12 - Mecanismo de funcionamento da função *patcher*.



Fonte: Soares-Filho, Cerqueira e Pennachin (2002).

Para auxiliar a obtenção destes parâmetros (tamanho médio das manchas, variância do tamanho e percentual de *expander* e *patcher*), foi utilizado o Fragstats 4.2 (MCGARIGAL e MARKS, 1995), enquanto a isometria foi determinada através de tentativa e erro.

4.3.5 Testes de Validação

De acordo com Rossetti, Almeida e Pinto (2011), a validação de modelos consiste no emprego de métodos estatísticos para avaliar o grau de concordância entre a cena real e a cena simulada, comumente variando entre 0 e 1.

Não existe nenhum procedimento universalmente aceito para validar modelos espaço-temporais. Nos últimos anos, algumas técnicas têm sido propostas para avaliar a precisão de mapas simulados com os mapas reais. A comparação pixel a *pixel* tem sido tradicionalmente utilizada (JENSEN et al., 1987), porém, esta técnica nem sempre captura as similaridades entre os mapas.

No Dinamica EGO, os métodos de validação mais comumente empregados compreendem o decaimento constante ou decaimento exponencial. Ambos os

métodos consistem em uma adaptação do método de Hagen (2003) por Soares-Filho et al. (2005), pois não operam a comparação entre o mapa final real e o mapa final simulado, mas sim entre mapas-diferença, resultantes, de um lado, da subtração entre o mapa inicial real, e de outro lado, entre o mapa inicial e o mapa simulado. O método de Hagen 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. Sem levar em conta a dubiedade da categoria ou estado da célula, o vetor de vizinhança “*fuzzy neighborhood*” pode representar a dubiedade de localização.

Esse método de avaliação é considerado como de concordância flexível, pois não se baseia no ajuste *pixel a pixel*, mas sim no ajuste por múltiplas resoluções, no qual os valores tendem a serem superiores quando comparados aos índices de concordância rígida. O índice tende a ser maior quanto maiores forem as janelas de amostragem. Assim sendo, a partir de certa resolução (em geral, acima de 11 ou 13 pixels), é comum ocorrer a saturação, conferindo ineficiência ao mesmo para avaliar o ajuste entre o mapa real e o mapa simulado (COSTANZA, 1989).

No método de validação por decaimento exponencial, um vetor *fuzzy* é associado a cada célula no mapa. Esse vetor possui tantos elementos quantos forem as categorias (classes de uso ou cobertura da terra) dos mapas. Quando a classe não for encontrada na janela de vizinhança, adota-se o valor 0 (zero). O vetor de vizinhança *fuzzy* (V_{nbhood}) para cada célula é dado por:

$$V_{nbhood} = \begin{pmatrix} \mu_{nbhood,1} \\ \mu_{nbhood,2} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ \mu_{nbhood,C} \end{pmatrix} \quad (31)$$

$$\mu_{nbhood\ i} = \left| \mu_{nbhood\ i,1} * m_1, \mu_{crisp\ i,2} * m_2, \dots, \mu_{crisp\ i,N} * m_N \right|_{Max} \quad (32)$$

em que $\mu_{nbhood\ i}$ representa a pertinência para a categoria i dentro de uma vizinhança de N células (normalmente $N=n^2$); $\mu_{crisp\ ij}$ 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 centroide a centroide.

A Equação 33 define a categoria de pertinência para a célula central, assumindo que a maior contribuição é encontrada dentro da janela de vizinhança $n \times n$. Em seguida, uma medida de similaridade para o par de mapas pode ser obtida através de uma intersecção *fuzzy* célula-a-célula entre os vetores *fuzzy* (nebuloso) e *crisp* (exato):

$$S(V_A, V_B) = [|\mu_{A,1}, \mu_{B,1}|_{\text{Min}}, |\mu_{A,2}, \mu_{B,2}|_{\text{Min}}, \dots, |\mu_{A,i}, \mu_{B,i}|_{\text{Min}}]_{\text{Max}},$$

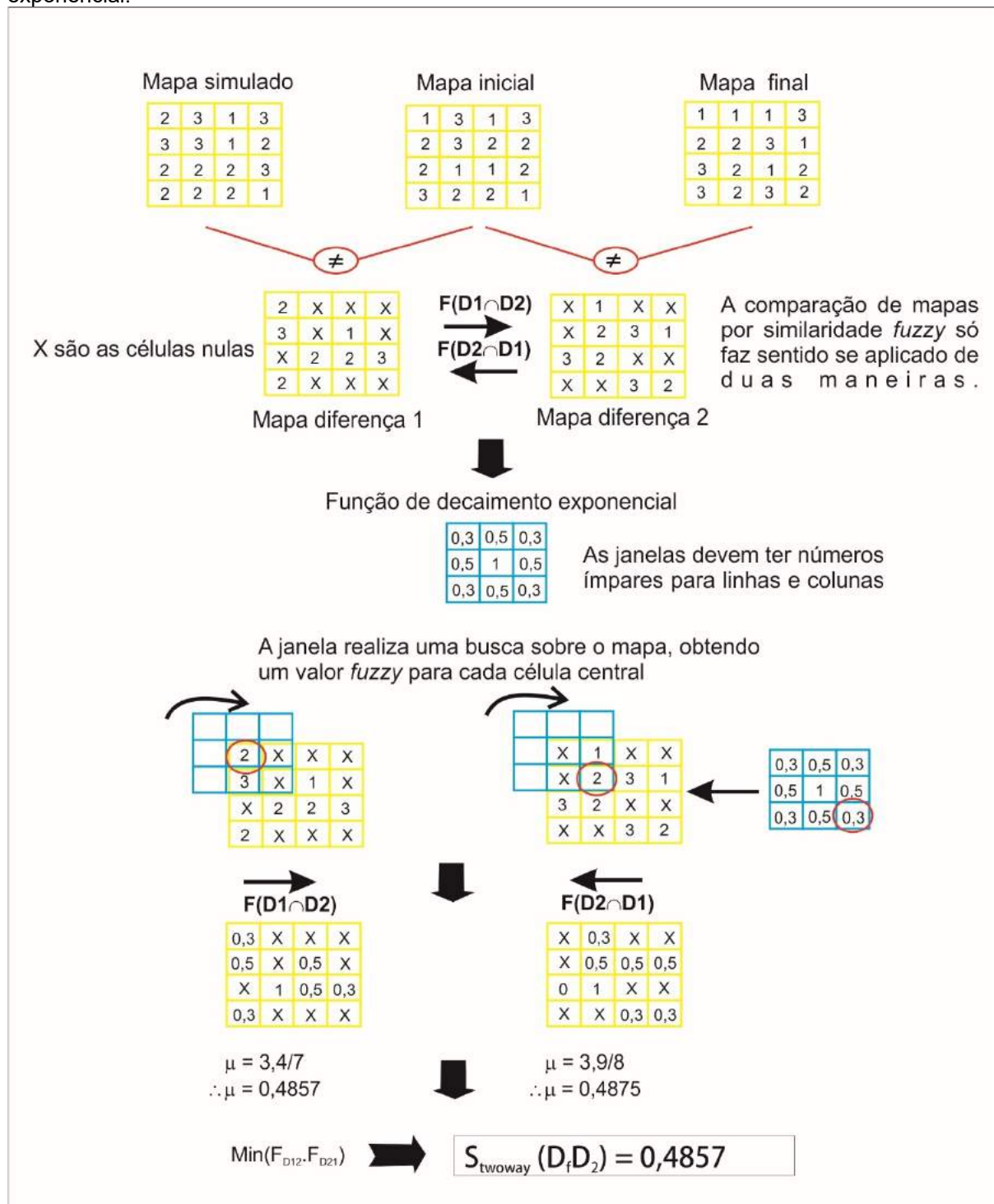
) em que V_A e V_B referem-se aos vetores de vizinhança *fuzzy* para os mapas A e B, e $\mu_{A,i}$ e $\mu_{B,i}$ são pertinências de vizinhanças para as categorias $i \in C$ nos mapas A e B, conforme a Equação 34. De acordo com Hagen (2003), a medida de similaridade $S(V_A, V_B)$ tende a superestimar o ajuste espacial, então uma medida *two-way* (“ida-e-volta”) é aplicada.

$$S_{\text{twoway}}(A, B) = [S(V_{\text{nbhood}A}, V_{\text{crisp}B}), S(V_{\text{crisp}A}, V_{\text{nbhood}B})]_{\text{Min}} \quad (34)$$

A similaridade global de um par de mapas pode ser calculada através da média dos valores de semelhança *two-way* para todas as células do mapa. Como mapas randômicos tendem a apresentar valores elevados, Soares-Filho, Rodrigues e Costa (2009) recomendam escolher o menor valor de similaridade.

A escolha da função de decaimento mais apropriada e do tamanho da janela de amostragem depende da incerteza dos dados e do limiar de tolerância do erro espacial. Não há consenso sobre qual ajuste definiria um limiar de aceitação ou rejeição do modelo, portanto, uma comparação visual, embora subjetiva, entre o mapa real e simulado pode ser feita para avaliar se a paisagem simulada apresenta os mesmos padrões do mapa real. A Figura 13 ilustra o método adaptado de comparação *fuzzy* com uma função de decaimento exponencial.

Figura 13 – Método de comparação *fuzzy* usando os mapas de diferença em uma função de decaimento exponencial.



Fonte: Soares-Filho, Rodrigues e Costa (2009).

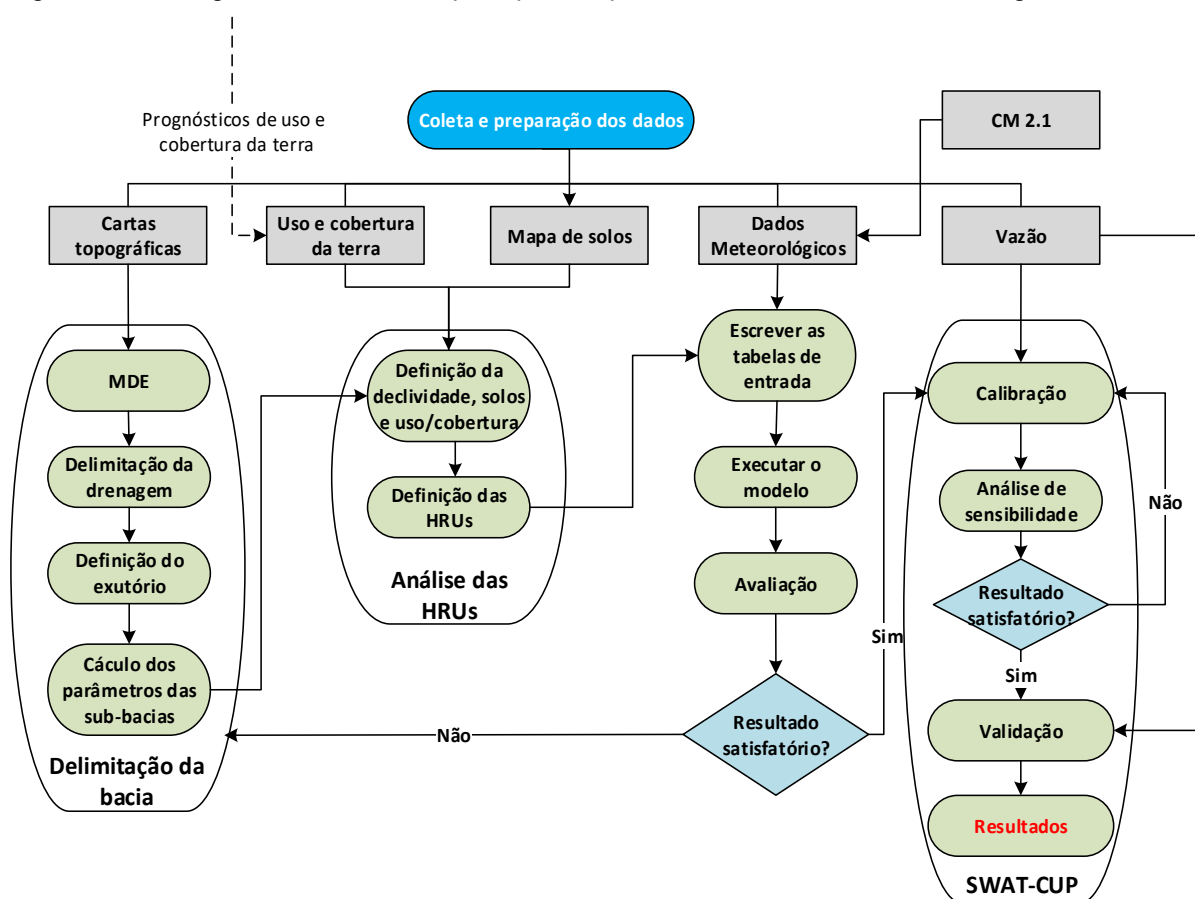
4.4 MODELO SWAT

O SWAT é um modelo de base física e tempo contínuo, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) em parceria com a Universidade do Texas A&M. A versão utilizada foi a ArcSWAT 2012.10.3.18, que é uma extensão do ArcGIS, e, portanto, utiliza a mesma interface gráfica.

O modelo foi concebido para prever o impacto das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas, com diversos tipos de solo e condições de gestão, após um longo período de tempo (ARNOLD et al., 1998).

O SWAT divide a bacia hidrográfica em sub-bacias, que são então agrupadas em Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrological Response Units - HRUs*). Unidades de Resposta Hidrológica são áreas homogêneas dentro de sub-bacias, que são formadas por uma única classe de uso ou cobertura da terra, tipo de solo e declividade (NEITSCH et al., 2011). O fluxograma da Figura 14 apresenta as principais etapas de trabalho no SWAT.

Figura 14 - Fluxograma ilustrando as principais etapas de trabalho no modelo hidrológico.



Fonte: Adaptada de Hossain, Chikita e Miyamoto (2014).

4.4.1 Componentes do Modelo

A seguir, são apresentados os principais componentes do modelo SWAT. A descrição completa das equações está disponível em Arnold et al. (1998).

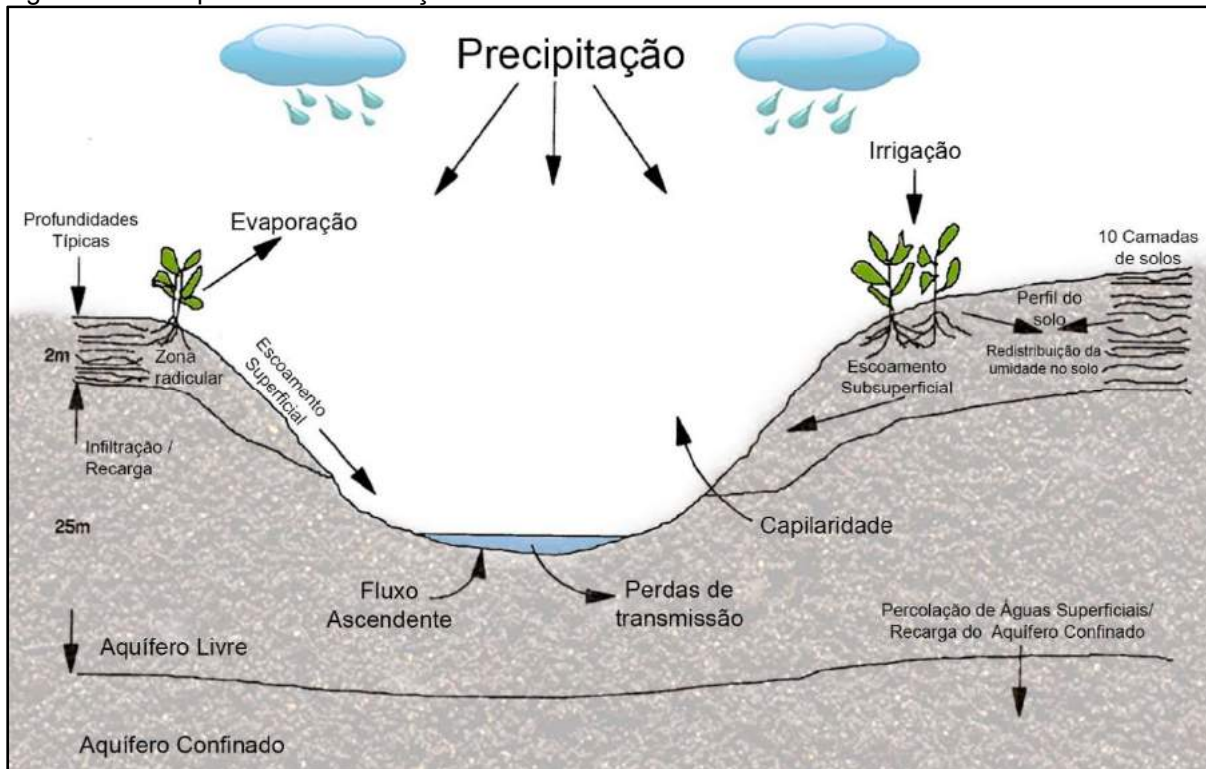
4.4.1.1 Hidrologia

O ciclo hidrológico, simulado pelo SWAT, é baseado na equação do balanço hídrico (Equação 35). A Figura 15 ilustra de forma simplificada os componentes do balanço hídrico simulado dentro de uma sub-bacia no SWAT.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=0}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}), \quad (35)$$

em que SW_t é a quantidade de água contida no solo no tempo t (mm de H_2O), SW_0 é o conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm de H_2O), t é o tempo (dias), R_{day} é a quantidade de precipitação no dia i (mm H_2O), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H_2O), E_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm H_2O), W_{seep} é a quantidade de água entrando na zona vadosa do perfil do solo no dia i (mm H_2O), e o Q_{gw} é a quantidade de fluxo de retorno no dia i (mm H_2O).

Figura 15 - Componentes do balanço hídrico simulado dentro de uma sub-bacia no SWAT.



Fonte: Adaptada de Arnold et al. (1998).

Para prever o escoamento superficial, o SWAT disponibiliza o método de infiltração de Green-Ampt e uma versão modificada pelo Serviço de Conservação do Solo do método curva-número (*Soil Conservation Service - SCS-CN*) (USDA-SCS,

1972). Neste trabalho, optou-se por utilizar o método SCS por demandar menor quantidade de dados.

O método do SCS baseia-se no conceito de que a lâmina de escoamento superficial produzida em dado evento é uma função da altura total da lâmina precipitada e das abstrações iniciais, que representam as perdas que ocorrem, principalmente, devido à infiltração, à interceptação vegetal e à retenção em depressões do terreno (TYAGI et al., 2008).

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)}, \quad (36)$$

em que Q_{surf} é o escoamento acumulado ou excesso de precipitação (mm H₂O); R_{day} é a intensidade de precipitação ocorrida no dia (mm); I_a é a abstração inicial (comumente aproximada para 0,2S), que inclui armazenamento superficial, interceptação e infiltração antes do escoamento (mm H₂O), e S é o parâmetro de retenção (mm H₂O). O parâmetro de retenção (S) varia espacialmente devido a alterações no solo, uso da terra, manejo e declividade, e também temporalmente, devido a mudanças na umidade do solo. O parâmetro de retenção é definido como:

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right), \quad (37)$$

em que CN (*Curve Number*) é a curva-número para o dia, e a constante 254 é dada em mm. Uma $CN = 1$ representa uma cobertura totalmente permeável, e uma $CN = 100$ representa uma condição com zero potencial de retenção (cobertura impermeável). Assim, para os valores de CN , são consideradas três condições:

- CN_1 : corresponde à curva número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão com menos umidade (secos);
- CN_2 : corresponde à curva número para a condição II de umidade, ou seja, a situação em que os solos apresentam a umidade próxima da capacidade de campo;
- CN_3 : corresponde à curva número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Para calcular os valores corrigidos de CN_1 e CN_3 , estes foram relacionados com o CN_2 por meio das Equações 38 e 39 (NEITSCH et al., 2011).

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(100 - CN_2)]}, \quad (38)$$

$$CN_3 = CN_2 \exp[0,00673(100 - CN_2)]. \quad (39)$$

4.4.1.2 Percolação

A percolação é calculada para cada camada de solo no perfil. Uma vez que a água percola abaixo da zona radicular, ela se torna água subterrânea e pode retornar à superfície através do fluxo ascendente ou por capilaridade (ARNOLD et al., 1998). O volume de água disponível para a percolação na camada do solo é calculado conforme as equações:

$$SW_{ly,excess} = SW_{ly} - FC_{ly}, \quad \text{se} \quad SW_{ly} > FC_{ly}, \quad (40)$$

$$SW_{ly,excess} = 0, \quad \text{se} \quad SW_{ly} \leq FC_{ly}, \quad (41)$$

em que $SW_{ly,excess}$ é o volume de água drenável na camada do solo em determinado dia (mm H₂O), SW_{ly} é a umidade da camada do solo em um dia indicado (mm H₂O), e FC_{ly} é a umidade da camada do solo na capacidade de campo (mm H₂O).

A quantidade de água percolada de uma camada para a camada inferior é calculada usando o método de propagação do armazenamento, conforme a Equação 42.

$$W_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot (1 - \exp[\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}]), \quad (42)$$

em que $W_{perc,ly}$ é a quantidade de água que percola na camada de solo subjacente em determinado dia (mm H₂O), $SW_{ly,excess}$ é o volume de água drenável na camada do solo em determinado dia (mm H₂O), Δt é a duração do intervalo de tempo (horas), e TT_{perc} é o tempo de duração da percolação (horas).

O tempo de percolação em cada camada do solo é calculado através da equação:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}}, \quad (43)$$

em que TT_{perc} é o tempo de duração da percolação (horas), SAT_{ly} é a quantidade de água na camada de solo quando completamente saturada (mm H₂O), FC_{ly} é a umidade da camada de solo na capacidade de campo (mm H₂O), e K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada para a camada (mm/h⁻¹).

4.4.1.3 Escoamento Subsuperficial

O escoamento subsuperficial lateral do perfil do solo (0 – 2 m) é calculado simultaneamente com a percolação. O modelo SWAT incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento no subsolo desenvolvido por Sloan et al. (1983) e resumido por Sloan e Moore (1984). Esse modelo simula o escoamento no subsolo com um corte transversal bidimensional, ao longo da trajetória preferencial de percolação até encontrar uma inclinação/colina íngreme. A aproximação cinemática foi usada em sua derivação (NEITSCH et al., 2011).

$$E_{lat,i} = 0,024 \left(\frac{2 \cdot A_{p,i} \cdot K_{sat,i} \cdot i}{\phi_{d,i} \cdot L_{enc}} \right), \quad (44)$$

em que $E_{lat,i}$ é o escoamento subsuperficial lateral da camada i (mm d⁻¹); $A_{p,i}$ é o volume de água drenado da camada i (mm); $K_{sat,i}$ é a condutividade hidráulica do solo saturado da camada i (mm h⁻¹); i é a declividade média da encosta (mm⁻¹); $\phi_{d,i}$ a porosidade drenável da camada i (mm h⁻¹), e L_{enc} é o comprimento da encosta (m).

4.4.1.4 Evapotranspiração

O cálculo da evapotranspiração é baseado na evapotranspiração potencial, que pode ser fornecida pelo usuário, ou pode ser determinada pelo SWAT através de três métodos: o método de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965), o método de Hargreaves (HARGREAVES, HARGREAVES e RILEY, 1985), ou o método de Priestly-Taylor (PRIESTLY e TAYLOR, 1972).

O método de Penman-Monteith, adotado neste trabalho, utiliza os dados de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento para calcular a evapotranspiração. A equação do método de Penman-Monteith é dada a seguir:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^o - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)}, \quad (45)$$

em que λ é o calor latente de vaporização ($\text{MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$), E é a taxa de transpiração potencial (mm d^{-1}), Δ é a declividade de pressão de saturação do ar ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), H_{net} é a rede de radiação ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), G é a densidade do fluxo de calor no solo ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), ρ_{air} é a densidade do ar (kg m^{-3}), c_p é o calor específico em pressão constante ($\text{MJ kg}^{-1} ^\circ\text{C}^{-1}$), e_z^o é a pressão do vapor de saturação de ar na altura z ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), e_z é a pressão do vapor de água no ar na altura z (kPa), γ é a constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), r_c é a resistência do dossel de planta (s m^{-1}), e r_a é a resistência de difusão da camada de ar (resistência aerodinâmica) (s m^{-1}).

4.4.2 Análise de Sensibilidade

O propósito da análise de sensibilidade é identificar os parâmetros que têm maior influência sobre os resultados do modelo (HAMBY, 1994), e eliminar os parâmetros que não são sensíveis ao processo de calibração (ARNOLD et al., 2012). Este processo pode ser realizado com base no conhecimento do usuário, ou através de uma análise de sensibilidade (ARNOLD et al., 2012).

A análise de sensibilidade foi realizada através da plataforma *SWAT Calibration and Uncertainty Programs* (SWAT Calibração e Programas de Incerteza – SWAT-CUP) (ABBASPOUR, VEJDANI e HAGHIGHAT, 2007). O SWAT-CUP realiza a análise de sensibilidade de forma global e individual (*one-at-a-time* – OAT).

Na análise global, a sensibilidade dos parâmetros é calculada através do sistema linear de regressão múltipla, que faz a regressão dos valores gerados pelo hipercubo latino em relação aos da função objetivo, conforme a Equação 46.

$$g = \alpha + \sum_{i=1}^m \beta_i b_i, \quad (46)$$

em que g é a função objetivo, α e β são, respectivamente, a interceptação e a declividade da linha de regressão, m define o número de vezes em que o modelo é executado, e b_i é cada parâmetro analisado.

O “teste- t ” é então utilizado para identificar a significância relativa de cada parâmetro b_i . As sensibilidades encontradas são estimadas através das mudanças médias nos valores da variável de interesse resultantes das alterações em cada parâmetro físico, enquanto todos os outros parâmetros físicos estão mudando. Nesta análise, quanto maior, em valores absolutos, o valor do “teste- t ”, e menor o valor do p -value, mais sensível o parâmetro (ABBASPOUR, 2015).

A análise de sensibilidade global requer um grande número de simulações (ARNOLD et al., 2012), que, dependendo do tamanho da área, número de sub-bacias e HRUs, pode ser um problema devido ao tempo de processamento necessário. Neste estudo, o número de simulações utilizadas foi de 500, o que, de acordo com Abbaspour (2015), é o suficiente para resultados precisos.

A análise de sensibilidade individual apresenta a sensibilidade da mudança do parâmetro na variável em análise, mantendo todos os outros parâmetros constantes. A desvantagem desse método é o desconhecimento do valor constante dos outros parâmetros, tendo em vista que a sensibilidade de um parâmetro depende do valor de outro (ABBASPOUR, 2015).

A análise de sensibilidade foi realizada selecionando 12 parâmetros que afetam a vazão na bacia (Tabela 9). Os limites mínimo e máximo de cada parâmetro foram obtidos do manual do SWAT-CUP.

Tabela 9 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade com os valores absolutos dos intervalos iniciais.

(continua)

ID	Parâmetro	Descrição	Limite mínimo	Limite máximo
1	v_ALPHA_BF.gw	Fator alfa do fluxo de base (dias)	0	1
2	v_ALPHA_BNK.rte	Constante de recessão do aquífero	0	1
3	v_CH_N2.rte	Coefficiente de Manning (n) para o canal principal da drenagem (adimensional)	-0,01	0,3
4	r_CN2.mgt	Valor da Curva Número inicial do método SCS (adimensional)	35	98
5	r_EPCO.hru	Fator de compensação de retirada das plantas (adimensional)	0	1
6	v_ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação da água do solo (adimensional)	0	1
7	v_GW_DELAY.gw	Retardo do escoamento subterrâneo (dias)	0	500

Tabela 9 - Parâmetros utilizados na análise de sensibilidade com os valores absolutos dos intervalos iniciais.

ID	Parâmetro	Descrição	(conclusão)	
			Limite mínimo	Limite máximo
8	v_GWQMN.gw	Profundidade de água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno (mm)	0	5.000
9	v_SOL_AWC.sol	Capacidade de retenção de água no solo (mm/mm).	0	1
10	r_SOL_K.sol	Condutividade hidráulica (mm/h ⁻¹)	0	2.000
11	v_SOL_Z.sol	Profundidade do solo (mm)	0	3.500
12	r_SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento superficial (dias)	0,05	24

v_: o valor obtido pela análise de sensibilidade é substituído integralmente;

r_: o valor obtido pela análise de sensibilidade é multiplicado. Em caso de valores positivos, há um acréscimo em termos percentuais; sendo negativos, efetua-se decréscimo.

Fonte: Elaborada pelo autor.

4.4.3 Calibração e Validação

A calibração é a estimativa e ajuste dos parâmetros e restrições do modelo para melhorar o acordo entre a saída do modelo e um conjunto de dados, enquanto a validação é uma demonstração de que um modelo dentro do seu domínio de aplicabilidade possui uma gama satisfatória de rigor compatível com a pretendida aplicação do modelo (RYKIEL, 1996).

O modelo foi calibrado e validado utilizando o mapa de uso e cobertura da terra de 2014. A paisagem simulada do ano de 2020 foi então utilizada no modelo, com todos os outros parâmetros permanecendo os mesmos.

Os dados hidrológicos foram divididos para calibração e validação. Foi utilizado o período de maio de 2013 a setembro de 2014 para a calibração, e de outubro de 2014 a dezembro de 2015 para a validação, e 3 anos (2010 – 2012) de aquecimento do modelo. O período de aquecimento do modelo é utilizado para garantir que o ciclo hidrológico seja simulado corretamente, antes que seja feita qualquer comparação entre os dados observados e simulados pelo SWAT (NEITSCH et al., 2011).

O SWAT-CUP disponibiliza vários algoritmos para calibração e análise de incertezas, como a Solução de Parâmetros (*Parameter Solution* – PARASOL), Probabilidade Generalizada da Estimativa de Incerteza (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* – GLUE), e Ajuste Sequencial de Incertezas (*Sequential Uncertainty Fitting* – SUFI-2).

Neste trabalho, optou-se por utilizar o SUFI-2. Este algoritmo estrutura todas as incertezas (dos parâmetros, do modelo conceitual, e de entrada) sobre os

parâmetros, que são expressos como distribuições uniformes ou intervalos, e tenta capturar a maior parte dos dados medidos dentro da previsão de 95% de incertezas (95PPU) do modelo em um processo iterativo.

O 95PPU é calculado através dos níveis de 2,5% e 97,5% de distribuição cumulativa de uma variável de saída, obtida por meio de amostragem hipercubo latino. Para a qualidade do ajuste, como são comparadas duas faixas (a 95PPU para a simulação do modelo, e a faixa representando os dados medidos, além de seu erro), Abbaspour et al. (2004, 2007), desenvolveram dois índices, *P-factor* e *R-factor*.

O *P-factor* é a porcentagem dos dados medidos, além de seu erro, suportado pelo 95PPU e varia de 0 a 1, em que 1 indica 100% de escalonamento dos dados medidos dentro do modelo de previsão de incertezas (ou seja, uma simulação perfeita tendo em conta a incerteza). A quantidade de *P-factor* pode, portanto, ser referida como o erro do modelo. Para vazão, é recomendado um valor maior que 0,7 ou 0,75. O *P-factor* é calculado conforme a Equação 47.

$$P - factor = \frac{1}{n} \sum_{t_i}^n (y_{t_i, 97,5\%}^M - y_{t_i, 2,5\%}^M), \quad (47)$$

em que $y_{t_i, 97,5\%}^M$ e $y_{t_i, 2,5\%}^M$ representam os limites superior e inferior do 95PPU.

E o *R-factor* é a largura média da faixa 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados observados, conforme a Equação 48. O valor do R-factor varia de zero ao infinito, com valores próximos a zero indicando melhor correlação. Um valor menor que 1,5 é desejável para este índice (ABBASPOUR et al., 2004, 2007). Estes dois índices são usados para avaliar a qualidade da calibração e da validação.

$$R - factor = \frac{P - factor}{\sigma_{obs}}, \quad (48)$$

em que σ_{obs} é o desvio padrão dos dados observados.

SUFI-2 permite o uso de 11 funções objetivas diferentes, tais como coeficiente de determinação (R^2), qui quadrado (X^2), coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), tendência percentual (PBIAS), eficiência de Kling-Gupta (KGE) e erro médio quadrático (MSE).

Para avaliar quantitativamente a capacidade do modelo para replicar as tendências temporais em dados observados, utilizaram-se três métricas: o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH e SUTCLIFFE, 1970), o coeficiente de determinação (R^2) e o percentual de tendências (PBIAS). Os valores do NSE variam do infinito negativo a 1 (um), com valores negativos ou próximos de zero indicando uma *performance* pobre do modelo, e valores próximos ou iguais a 1 (um) indicando o desempenho perfeito do modelo.

De acordo com Van Liew, Arnold e Bosch (2005), valores de NSE maiores que 0,75 são considerados bons, valores entre 0,75 e 0,36 são considerados satisfatórios, e valores inferiores a 0,36 são ruins. Lidén e Harlin (2000) e Andersen, Refsgaard e Jensen, (2001) afirmam que uma boa simulação deve ter uma NSE entre 0,5 e 0,95.

O modelo NSE é calculado utilizando a seguinte equação:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}^i - Q_{sim}^i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}^i - Q_{obs-mean}^i)^2}, \quad (49)$$

em que n é o número de eventos; Q_{obs}^i é o evento observado pelo modelo, Q_{sim}^i é o evento simulado pelo modelo, e $Q_{obs-mean}^i$ é a média dos dados observados através dos passos de tempo de avaliação n .

O coeficiente de determinação R^2 descreve a proporção da variância nos dados medidos que é explicada pelo modelo. Este índice varia de 0 a 1, com valores mais elevados indicando menor variância de erro, e, valores superiores a 0,5 são considerados aceitáveis (MORIASI et al., 2007). O coeficiente de determinação R^2 é calculado usando a seguinte equação:

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_m - \bar{Y}_m)(Y_s - \bar{Y}_s)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_m - \bar{Y}_m)^2 \sum_{i=1}^n (Y_s - \bar{Y}_s)^2}} \right)^2, \quad (50)$$

em que Y_s é o valor previsto, Y_m é o valor observado no tempo i , $\bar{Y}_m$ é o valor médio observado, e $\bar{Y}_s$ é o valor médio para todo o período de tempo i previsto.

Os valores de PBIAS são uma medida de tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os observados (LIEW et al., 2007). O valor ótimo para o PBIAS é zero, valores positivos indicam superestimativa, e valores negativos, subestimativa. PBIAS é calculado usando a Equação 51.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n Q_{obs}^i - Q_{sim}^i \times 100}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}^i)} \right], \quad (51)$$

em que n é o número de eventos; Q_{obs}^i é o evento observado pelo modelo, e Q_{sim}^i é o evento simulado pelo modelo.

4.5 SIMULAÇÃO DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DO USO E COBERTURA DA TERRA NO REGIME HIDROLÓGICO

A variabilidade produzida no regime hidrológico pela complexa interação entre o uso e cobertura da terra, o manejo do solo e o clima, combinados com o aumento da demanda por água, faz o gerenciamento dos recursos hídricos em bacias extremamente desafiador. A utilização de mapas de uso e cobertura da terra ajuda a realizar uma avaliação relativa, adotando cenários hipotéticos dos impactos das mudanças do uso e cobertura da terra no regime hidrológico (MENGISTU, 2009).

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*) (IPCC, 2001), cenários são descrições plausíveis e muitas vezes simplificadas, de como o futuro pode se desenvolver com base em um conjunto coerente e internamente consistente de suposições sobre as principais forças motrizes e suas relações.

Em estudos de mudanças climáticas, o método mais utilizado para gerar cenários é a adoção dos Modelos de Circulação Geral (MCGs). Os MCGs assumem diferentes suposições sobre o desenvolvimento demográfico, tecnológico e socioeconômico para estimar o aumento nos gases que causam o efeito estufa.

Para a definição dos cenários, o IPCC se baseia no Relatório Especial sobre Cenários de Emissões (*Special Report on Emissions Scenarios - SRES*). O SRES descreve seis grupos de cenários diferentes, extraídos de quatro famílias: A1, A2, B1 e B2. No Quadro 5, encontra-se a descrição de cada família.

Quadro 5 - Cenários SRES de mudanças climáticas com base em concentração de CO₂.

Família	Descrição
A1	A família de cenários A1 descreve um mundo futuro de rápido crescimento econômico, população global que atinge seu pico no meio do século e diminui a partir daí, e introdução de novas e mais eficientes tecnologias. As principais questões subjacentes são uma convergência entre as regiões, capacitação e aumento das interações culturais e sociais, com uma redução substancial das diferenças regionais na renda per capita. A família de cenários A1 se desdobra em três grupos que descrevem direções alternativas da mudança tecnológica no sistema energético. Os três grupos de A1 são distinguíveis pela sua ênfase tecnológica: intensivo uso de combustíveis fósseis (A1FI), fontes de energia não fósseis (A1T), ou um balanço entre todas as fontes (A1B).
A2	A família de cenários A2 é coerente com um mundo mais dividido economicamente, com economias não autossuficientes, populações crescentes continuamente e mais orientado para o desenvolvimento econômico regional.
B1	A família de cenários B1 é coerente com um mundo convergente e mais atento às questões ambientais. Esta família é caracterizada por um rápido crescimento econômico como na família A1, mas com mudanças rápidas no sentido de um serviço e economia da informação; aumento da população para 9 bilhões em 2050 e depois declinando; reduções da intensidade material e a introdução de tecnologias limpas e de recursos de tecnologias eficientes; e ênfase em soluções globais para a estabilidade econômica, social e ambiental.
B2	Esta família de cenários descreve um mundo em que a ênfase está em soluções locais para a sustentabilidade econômica, social e ambiental. É um mundo com o aumento da população global continuamente a uma taxa menor do que A2, níveis intermediários de desenvolvimento econômico e mudança tecnológica menos rápida e mais diversa que nas famílias B1 e A1. Enquanto o cenário também é orientado para a proteção ambiental e equidade social, centra-se em níveis locais e regionais.

Fonte: IPCC (2001).

Neste estudo, foi utilizado o MCG CM2.1 do GFDL (*Geophysical Fluid Dynamics Laboratory - Coupled Model Version 2.1* - Laboratório de Dinâmica de Fluidos Geofísicos – Modelo Acoplado Versão 2.1), desenvolvido pela Administração Nacional de Oceanos e Atmosfera (*National Oceanic and Atmospheric Administration*

- NOAA). O GFDL CM2.1 faz parte da fase 3 do Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (CMIP3), os quais serviram de base para o Quarto Relatório de Avaliação (*Fourth Assessment Report - AR4*) do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007). Este modelo foi selecionado por ser um dos modelos mais indicados para subescalonamento de mudanças climáticas para a América do Sul (BARBOSA e MARENGO, 2008), e devido ao seu baixo erro da Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático (*Root Mean Square Error – RMSE*) relativo as observações de temperatura e precipitação (KNUTTI, MASSON e GETTELMAN, 2013)

Uma questão importante na aplicação de MCGs em pequenas bacias é a escala espacial dos dados. O modelo GFDL CM2.1 possui a componente atmosférica com uma resolução de 2,5° longitude e 2° latitude, com 24 níveis verticais. A componente oceânica apresenta uma resolução de 1° em latitude-longitude.

Para a transposição da escala do modelo climático foi utilizado o SDSM - Modelo de Subescalonamento Estatístico (*Statistical DownScaling Model*) versão 5.2 (WILBY, DAWSON e BARROW, 2002). O SDSM desenvolve relacionamentos estatísticos baseados em técnicas de regressão linear múltipla, entre o clima em grande escala (preditores) e o clima local (predição). O subescalonamento foi realizado seguindo os procedimentos sugeridos por Wilby e Dawson (2007), e os dados de saída referentes à precipitação e temperatura foram usados como entrada no modelo SWAT para avaliar o impacto das alterações climáticas.

Assim, foram estabelecidos três cenários para avaliar a disponibilidade hídrica na bacia do ribeirão Lajeado. Para isso, foram desenvolvidos dois cenários de mudanças de uso e cobertura da terra, um para o ano de 2020 e outro para 2050, ambos baseados na cadeia de Markov e nos parâmetros utilizados no último período analisado (2008 – 2014). Uma breve descrição de cada cenário é dada abaixo.

Cenário 1: Continuação da tendência histórica observada no período 2008 – 2014 até 2020

Este cenário assume que a tendência histórica no padrão de uso e cobertura da terra observada no período 2008 – 2014 irá permanecer até o ano de 2020. Neste cenário, as condições climáticas (precipitação e temperatura) adotadas são as mesmas utilizadas para a obtenção dos componentes hidrológicos no ano de 2014, que será utilizado como base para avaliar os cenários.

Cenário 2: Cenário de médias emissões de CO₂ na atmosfera

Este cenário utiliza o mapa de uso e cobertura da terra projetado para o ano de 2050 e os dados climáticos do cenário de emissões de CO₂ do SRES A1B.

Cenário 3: Cenário de altas emissões de CO₂ na atmosfera

Este cenário também utiliza o mapa de uso e cobertura da terra projetado para o ano de 2050, porém os dados climáticos utilizados correspondem ao cenário de emissões do SRES A2.

5 RESULTADOS

5.1 AVALIAÇÃO DAS IMAGENS CLASSIFICADAS

As matrizes de erro e os resultados estatísticos das classificações encontram-se no Apêndice D. Pela observação dos resultados da exatidão global dos mapas, expressa pela razão entre o total de pontos de referência e os pontos corretamente classificados, os valores obtidos encontram-se entre 84,33% e 93%, e a concordância pelo índice Kappa varia entre 0,86 e 0,92. Portanto, os valores do índice Kappa estão entre 0,81 e 1, que é o intervalo correspondente à classificação com concordância quase perfeita, o que demonstra que a abordagem de classificação do uso e cobertura da terra supervisionada por regiões apresentou-se satisfatória.

É importante destacar, que os altos valores de acurácia foram obtidos também em função do reduzido número de classes de uso e cobertura da terra adotados no trabalho.

Analisando a matriz de erros, observa-se um melhor desempenho da classe 'vegetação arbórea', com média de 98% de acerto para as seis datas analisadas. Isto ocorre porque esta classe é composta por objetos que possuem resposta espectral distinta das demais classes, gerando boa separação.

As classes 'solo exposto' e 'área urbana' foram as que apresentaram uma confusão maior, provavelmente devido à grande diversidade de alvos encontrados nas cidades e à regeneração da vegetação na classe solo exposto, que deixa a assinatura espectral semelhante a outras classes consideradas.

5.2 MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA

As alterações ocorridas na UGRHI do Baixo Tietê durante todo o período analisado estão sintetizadas na Tabela 11 e Figura 16.

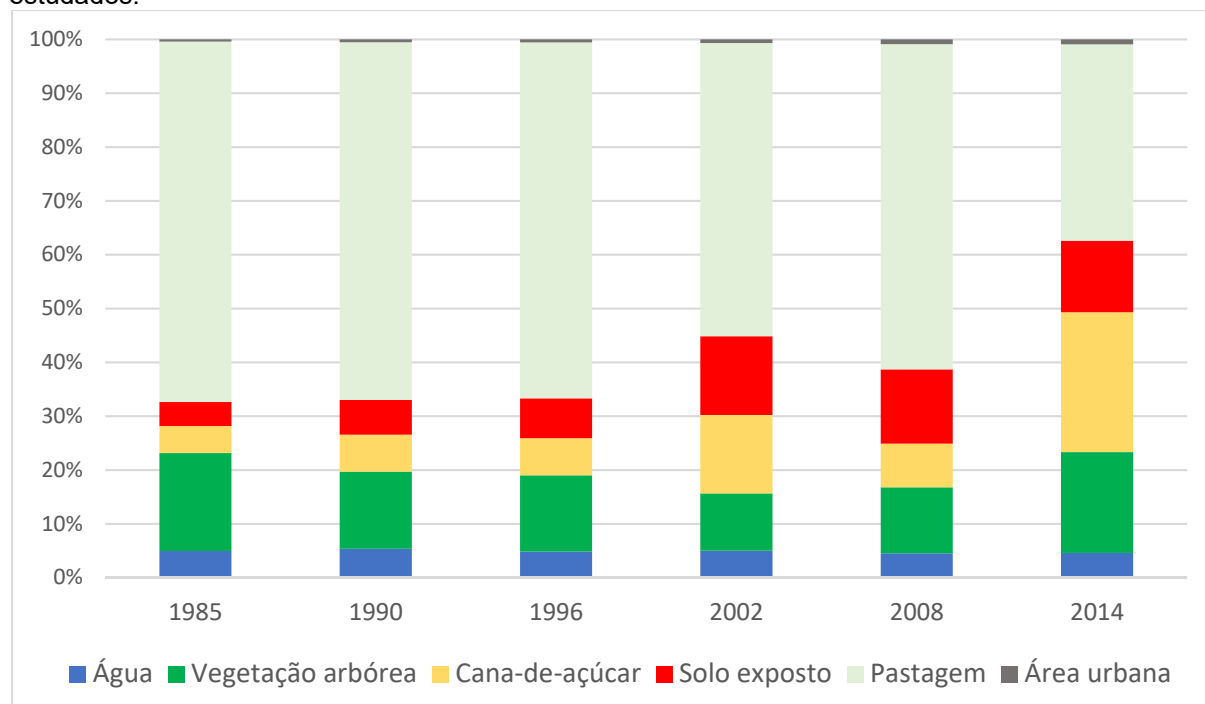
Tabela 11 - Classes de uso e cobertura da terra e respectivas superfícies relativas e absolutas na UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra	1985		1990		1996	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	227,50	4,93	247,80	5,37	224,2	4,86
Vegetação arbórea	840,32	18,21	660,33	14,31	653,37	14,16
Cana-de-açúcar	231,19	5,01	317,02	6,87	317,56	6,88
Solo exposto	206,73	4,48	297,63	6,45	341,38	7,40
Pastagem	3088,55	66,93	3066,79	66,46	3051,99	66,14
Área urbana	19,84	0,43	25,38	0,55	26,09	0,57

Classes de cobertura da terra	2002		2008		2014	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	230,26	4,99	209,50	4,54	211,80	4,59
Vegetação arbórea	492,37	10,67	564,82	12,24	864,77	18,74
Cana-de-açúcar	671,42	14,55	374,70	8,12	1198,87	25,98
Solo exposto	676,03	14,65	636,35	13,79	613,27	13,29
Pastagem	2512,64	54,45	2787,21	60,4	1682,48	36,46
Área urbana	32,30	0,7	41,99	0,91	43,37	0,94

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 16 - Distribuição das classes de uso e cobertura da terra na UGRHI Baixo Tietê nos períodos estudados.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Também foram calculadas as alterações das classes de uso e cobertura da terra no período de 1985 a 2014 isolando a bacia do ribeirão Lajeado (Tabela 12).

Tabela 12 - Classes de uso e cobertura da terra e respectivas superfícies relativas e absolutas para a bacia do ribeirão Lajeado.

Classes de cobertura da terra	1985		1990		1996	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	1,25	0,44	2,26	0,80	1,02	0,36
Vegetação arbórea	61,55	21,61	42,53	14,93	35,19	12,35
Cana-de-açúcar	39,14	13,74	46,19	16,22	38,50	13,52
Solo exposto	18,32	6,43	15,71	5,52	35,47	12,45
Pastagem	157,11	55,15	168,46	59,13	163,27	57,31
Área urbana	7,50	2,63	9,71	3,41	11,41	4,01

Classes de cobertura da terra	2002		2008		2014	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	1,33	0,47	1,01	0,36	1,58	0,56
Vegetação arbórea	20,85	7,32	33,92	11,92	42,60	14,94
Cana-de-açúcar	76,85	26,98	42,60	14,97	62,70	21,99
Solo exposto	41,61	14,61	40,27	14,15	47,78	16,76
Pastagem	132,40	46,47	153,21	53,82	116,30	40,79
Área urbana	11,84	4,16	13,61	4,78	14,12	4,96

Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3 MODELO DE USO E COBERTURA DA TERRA

5.3.1 Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1985 – 1990 para a UGRHI Baixo Tietê

A Tabela 13 e a Tabela 14 e a apresentam as matrizes de transição total e anual para o primeiro período estudado (1985-1990). É possível observar que 15 transições ocorreram, e que as maiores alterações referem-se às transições de solo exposto para pastagem, de solo exposto para cana-de-açúcar, e de vegetação arbórea para pastagem.

Cabe destacar nos dados acima, no que se refere aos valores totais de mudanças de uso e cobertura da terra, que as classes solo exposto e cana-de-açúcar são as que apresentaram maiores taxas de redução, com 83,62% e 60,23%, respectivamente, para o período de 5 anos, enquanto a pastagem sofreu o maior ganho. A alta taxa de conversão de solo exposto para pastagem (56,51%) observada no período pode ser explicada devido a rebrota da cana-de-açúcar. A vegetação arbórea sofreu perdas de 49,19% e ganhos de 23,15%, indicando uma redução real de 26,04% para o período. Quanto ao crescimento da área urbana, houve um aumento pouco superior a 0,50% no período, se propagando principalmente em áreas de pastagem e solo exposto.

Tabela 13 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1985		1990					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	4,94%	0,00%	44,20%	0,05%
	Cana-de-açúcar	0,00%	7,86%	-	17,68%	34,68%	0,01%
	Solo exposto	0,00%	7,70%	19,19%	-	56,51%	0,22%
	Pastagem	0,00%	7,59%	4,64%	6,21%	-	0,23%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 14 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.

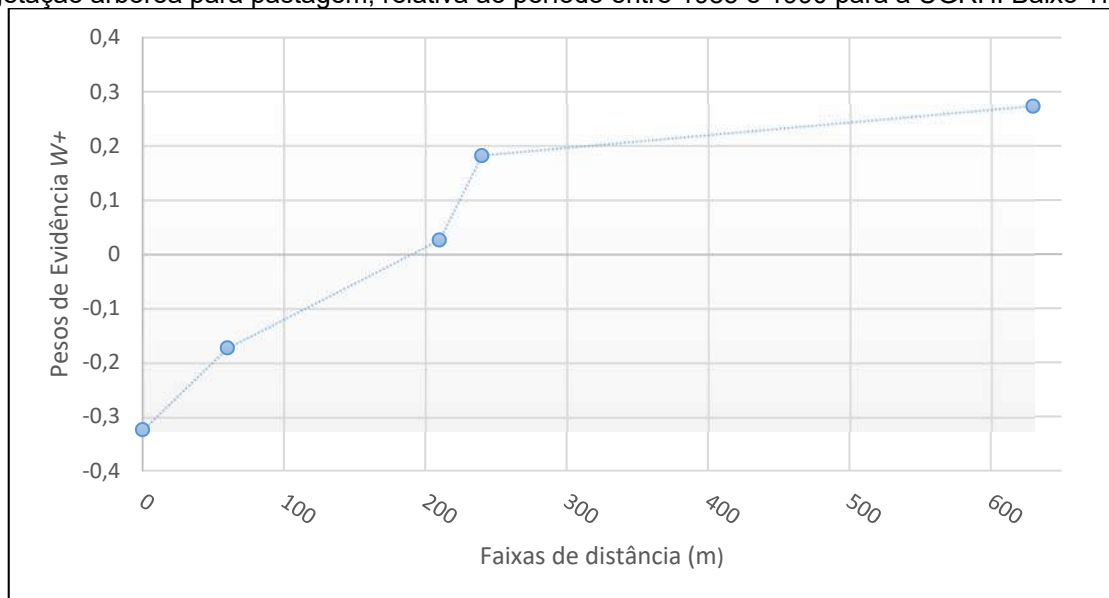
Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1985		1990					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	1,50%	0,00%	12,99%	0,00%
	Cana-de-açúcar	0,00%	2,26%	-	12,57%	5,68%	0,00%
	Solo exposto	0,00%	2,20%	13,40%	-	24,56%	0,07%
	Pastagem	0,00%	2,15%	0,86%	2,69%	-	0,05%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 17 e a Figura 18 apresentam os valores do W^* para cada faixa de distância das variáveis “distância à drenagem” e “altimetria” para as transições vegetação arbórea para pastagem e solo exposto para cana-de-açúcar, respectivamente.

A análise da Figura 17 permite observar que a probabilidade de a vegetação arbórea ser removida e convertida em pastagem é maior na faixa de distância a partir de 210 m tendo como referência a rede de drenagem, portanto, a mata ciliar está menos propensa a ser alterada.

Figura 17 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância à drenagem” na transição vegetação arbórea para pastagem, relativa ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.

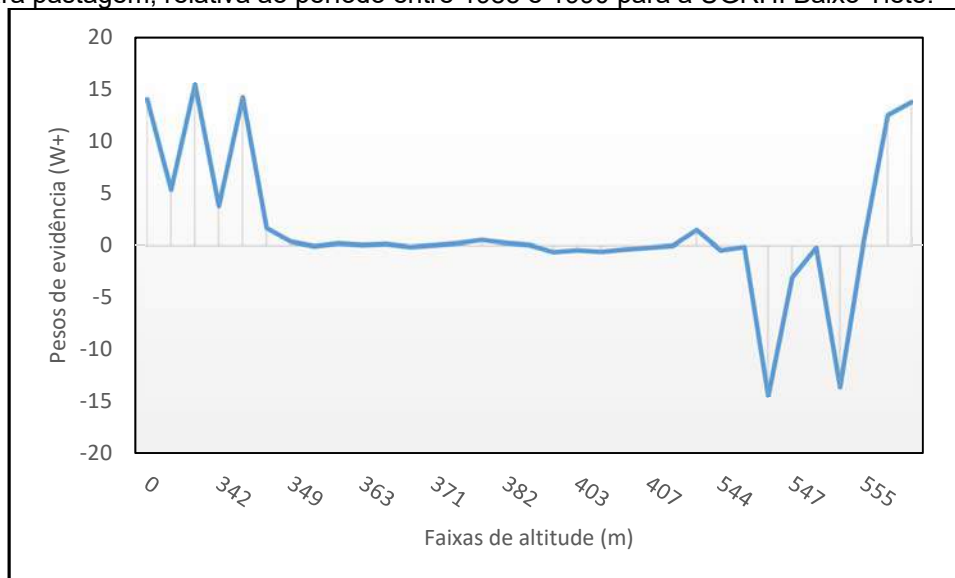


Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 18 mostra que as chances de mudança da cobertura cana-de-açúcar para pastagem são bem maiores até a faixa de 350 m de altitude. Após esta faixa, os valores ficam próximos a zero e não exercem efeito na transição, e a partir dos 545 m, os pesos de evidência se tornam negativos, indicando baixa probabilidade de alteração. Isso pode ser entendido devido as declividades mais baixas estarem situadas na porção mais baixa da bacia, o que favorece a pecuária de corte, enquanto as declividades mais acentuadas estão localizadas nas áreas mais elevadas da bacia. Nesta etapa de obtenção dos pesos de evidência, ficou demonstrado que todas as variáveis espaciais selecionadas influenciam nas mudanças de uso e cobertura da terra, embora algumas variáveis exerçam maior influência do que outras.

Os testes de independência espacial entre pares de variáveis mostraram que nenhuma variável excedeu o valor de 0,5, e portanto, todas as variáveis foram mantidas. A Tabela 15 apresenta os valores para os testes de Cramer e Incerteza da Informação Conjunta para a transição cana-de-açúcar para solo exposto.

Figura 18 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição cana-de-açúcar para pastagem, relativa ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 15 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição cana-de-açúcar para solo exposto, relativo ao período entre 1985 e 1990 para a UGRHI Baixo Tietê.

U/V	Altitude	Dist. centros urbanos	Dist. Drenagem	Dist. estradas princ.	Dist. estradas sec.	Litologia	Declividade	Solos
Altitude	-	0,0762	0,1411	0,0689	0,0438	0,2460	0,0897	0,3092
Dist.centros urbanos	0,0470	-	0,1738	0,0759	0,0720	0,2195	0,0439	0,2968
Dist. Drenagem	0,0079	0,0048	-	0,0667	0,0430	0,0408	0,0052	0,0970
Dist.estradas principais	0,0377	0,0967	0,0037	-	0,0622	0,1536	0,0596	0,1903
Dist. estradas secundárias	0,0156	0,0436	0,0019	0,0318	-	0,0693	0,0251	0,1582
Litologia	0,0649	0,0302	0,0038	0,0243	0,0058	-	0,0398	0,2392
Declividade	0,0079	0,0013	0	0,0027	0,0005	0,0033	-	0,0842
Solos	0,1500	0,0501	0,0166	0,0456	0,0377	0,1061	0,0119	-

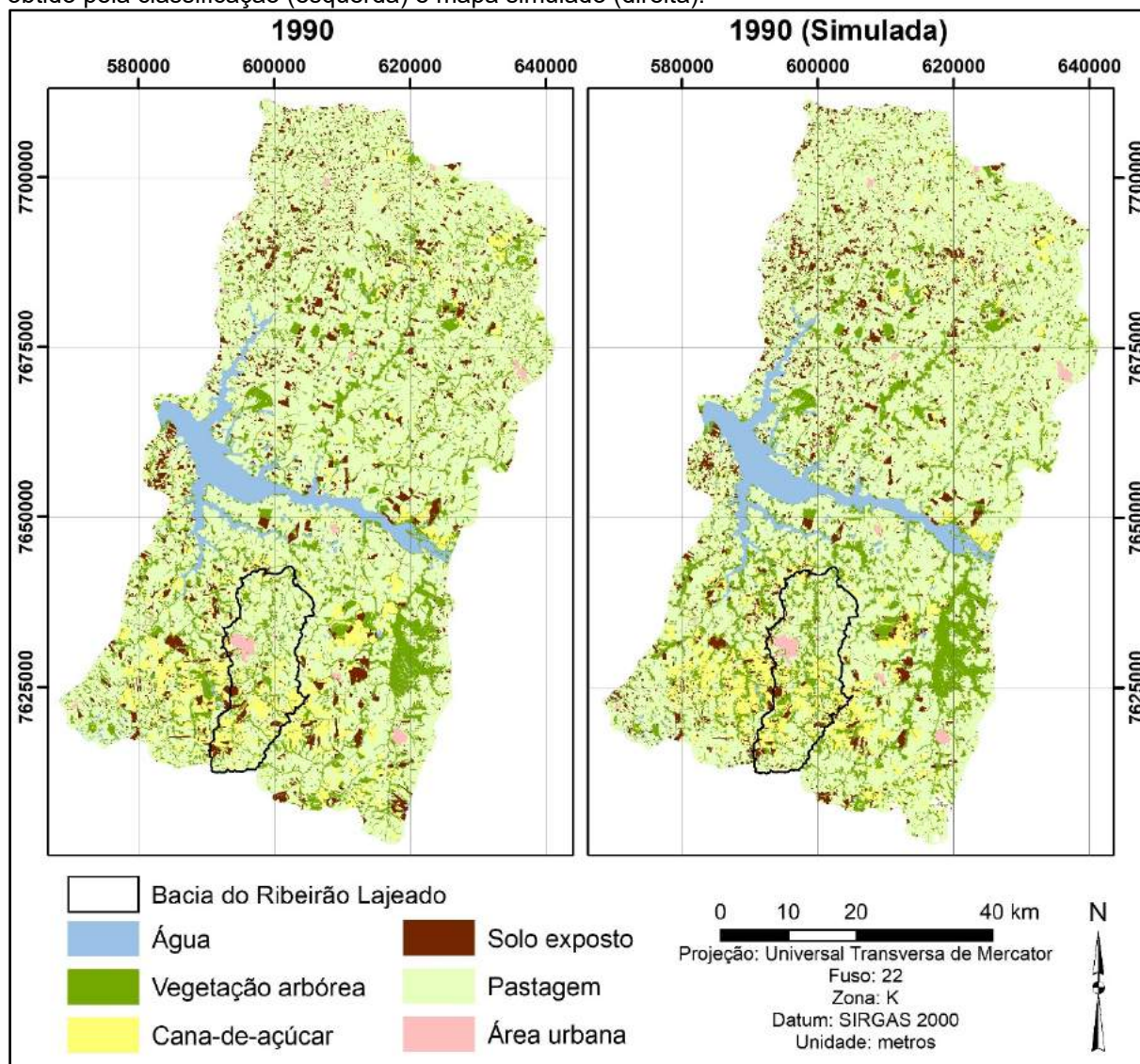
 Cramer (V)

 Incerteza da Informação Conjunta (U)

Fonte: Elaborada pelo autor.

O resultado do modelo desenvolvido foi a paisagem simulada para o ano de 1990, que pode ser visualizada na Figura 19. Comparando os dois mapas visualmente, é possível notar que a classe solo exposto apresenta-se mais fragmentada no mapa simulado, e a classe cana-de-açúcar apresenta uma distribuição espacial que não coincide totalmente com o mapa real. Estas dificuldades ocorreram na fase de calibração do modelo, e melhores resultados podem ser obtidos realizando um maior número de testes nos parâmetros do modelo.

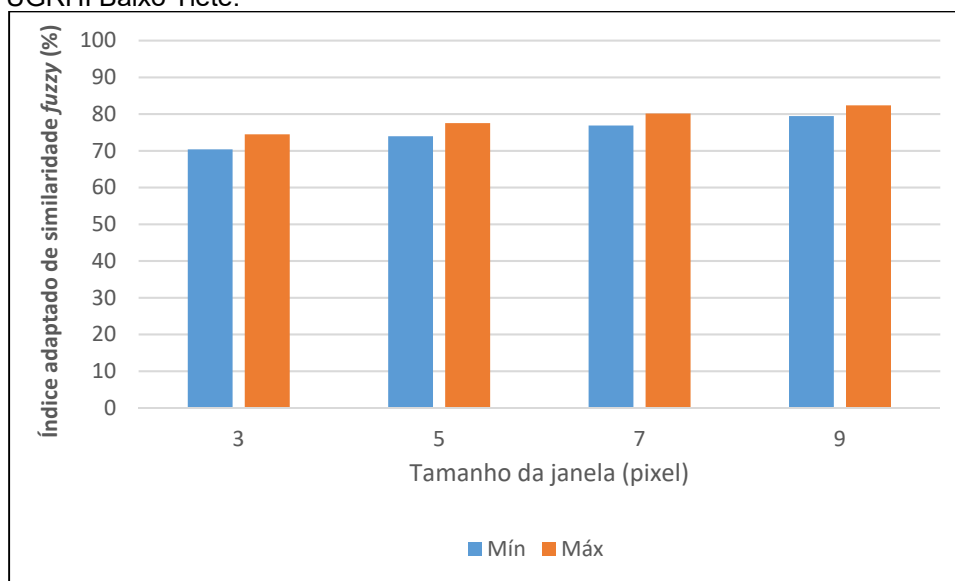
Figura 19 - Mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 1990 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor.

O resultado da validação do modelo está disposto na Figura 20.

Figura 20 – Índice adaptado de similaridade *fuzzy* com decaimento constante para a paisagem simulada (1990) da UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3.2 Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1990 – 1996 para a UGRHI Baixo Tietê

As matrizes de transição global e anual para o período de 1990 a 1996 estão dispostas na Tabela 16 e Tabela 17, respectivamente.

Tabela 16 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1990	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	4,19%	0,00%	37,17%	0,13%
	Cana-de-açúcar	0,00%	13,39%	-	18,19%	43,50%	0,03%
	Solo exposto	0,00%	8,28%	12,69%	-	62,01%	0,20%
	Pastagem	0,00%	7,29%	5,62%	6,56%	-	0,16%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 17 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.

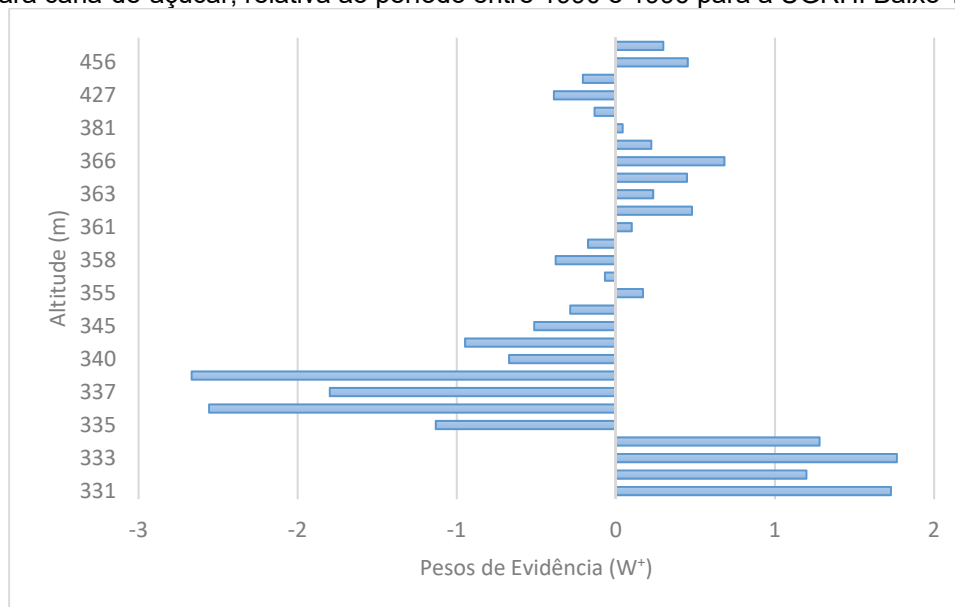
Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1990		1996					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	0,99%	0,00%	8,35%	0,02%
	Cana-de-açúcar	0,00%	4,33%	-	13,51%	6,90%	0,00%
	Solo exposto	0,00%	1,56%	8,33%	-	22,96%	0,05%
	Pastagem	0,00%	1,55%	1,46%	2,08%	-	0,03%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

No período 1990-1996, de modo semelhante ao período anterior, as mudanças mais significativas ocorreram na redução das classes solo exposto e cana-de-açúcar, com 83,18% e 75,11%, respectivamente. Porém, a vegetação arbórea neste período sofreu perdas menores que no período anterior, ficando com um déficit de 12,53%, e destaque para a conversão de cana-de-açúcar em vegetação arbórea de 13,39%. A área urbana manteve praticamente a mesma taxa de crescimento do período anterior (0,52%). Analisando a tabela anual de transições, é possível verificar que as mudanças de uso e cobertura da terra para as classes cana-de-açúcar e solo exposto são muito dinâmicas, e estão fortemente atreladas uma à outra.

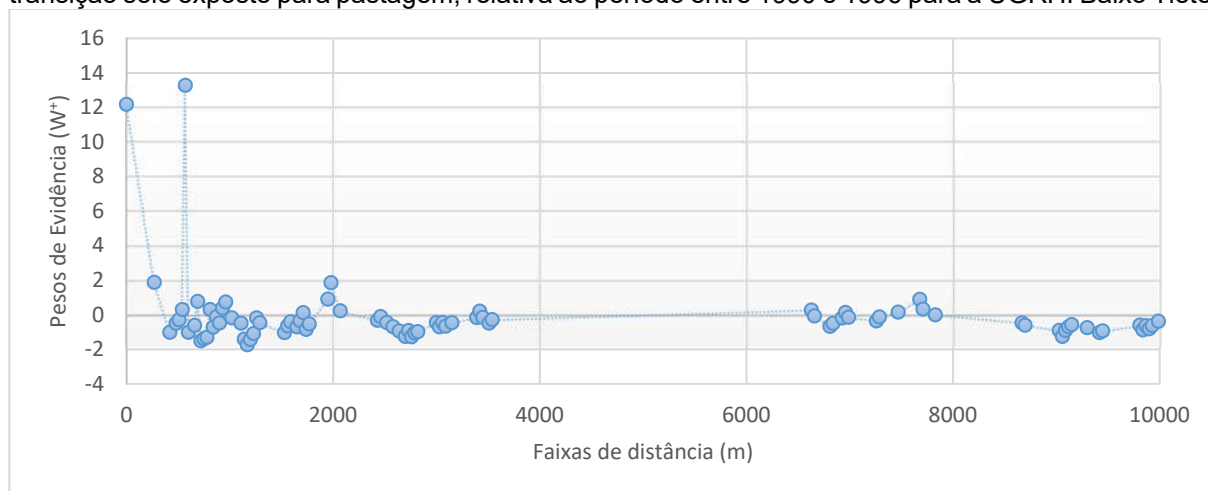
A Figura 21 apresenta o poder explicativo da variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, e a Figura 22, da variável “distância aos centros urbanos” na transição solo exposto para pastagem.

Figura 21 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 22 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância aos centros urbanos” na transição solo exposto para pastagem, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 21, é possível perceber que nas primeiras faixas de altitude, até 334 m, a chance de alteração da classe vegetação arbórea para cana-de-açúcar é alta. Na faixa de altitude compreendida entre 335 e 358 m, os pesos de evidência se tornam negativos, reduzindo a probabilidade de mudanças.

Os valores obtidos para os testes entre pares de variáveis para a transição solo exposto para pastagem estão na Tabela 18.

Tabela 18 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição solo exposto para pastagem, relativa ao período entre 1990 e 1996 para a UGRHI Baixo Tietê.

U/V	Altitude	Dist. centros urbanos	Dist. Drenagem	Dist. estradas princ.	Dist. estradas sec.	Litologia	Declividade	Solos
Altitude	-	0,0710	0,0592	0,0572	0,0590	0,1428	0,0591	0,1979
Dist.centros urbanos	0,0330	-	0,1416	0,1015	0,0659	0,1386	0,0366	0,2631
Dist. Drenagem	0,0058	0,0010	-	0,0246	0,0222	0,0293	0,0056	0,1243
Dist.estradas principais	0,0263	0,1152	0,0011	-	0,0481	0,1275	0,0484	0,1543
Dist. estradas secundárias	0,0145	0,0419	0,0007	0,0188	-	0,0692	0,0244	0,1530
Litologia	0,0432	0,0301	0,0019	0,0254	0,0060	-	0,0398	0,2393
Declividade	0,0080	0,0014	0,0001	0,0030	0,0006	0,0033	-	0,0842
Solos	0,1136	0,0446	0,0231	0,0444	0,0382	0,1062	0,0119	-

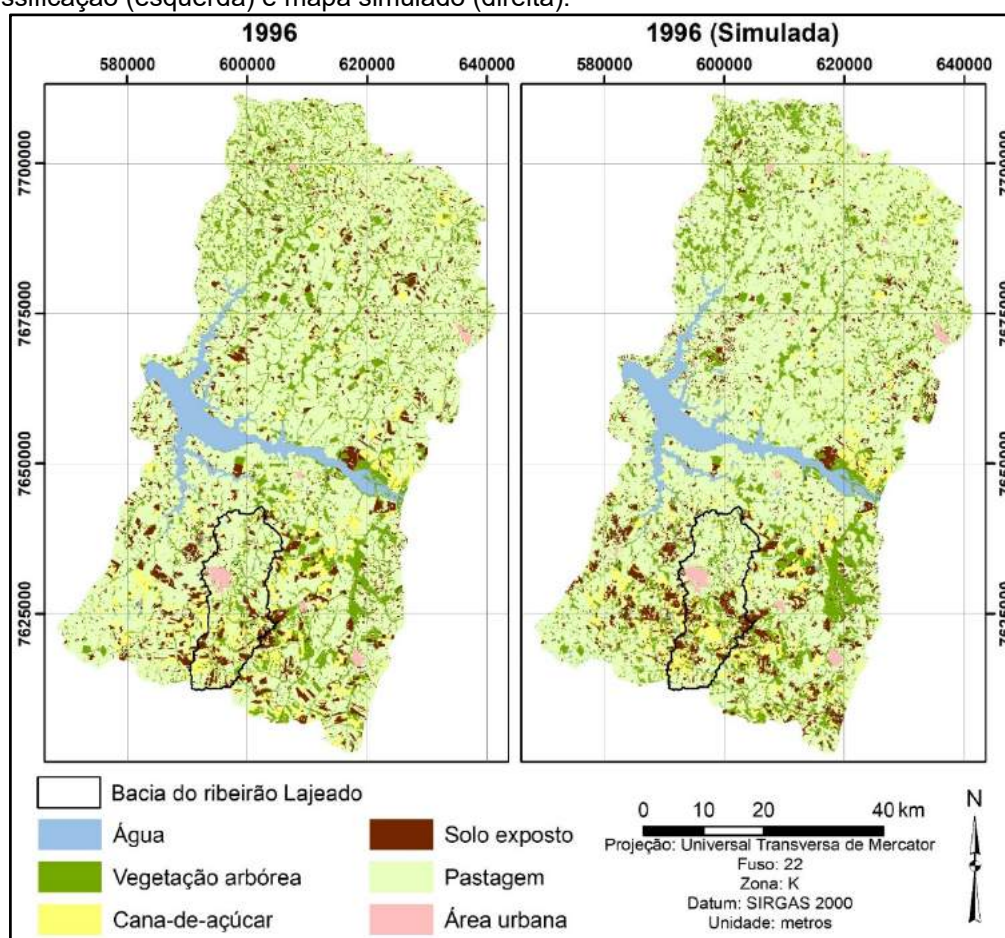
■ Cramer (V)

□ Incerteza da Informação Conjunta (U)

Fonte: Elaborada pelo autor.

A paisagem simulada para o período de 1990 a 1996 está apresentada na Figura 23.

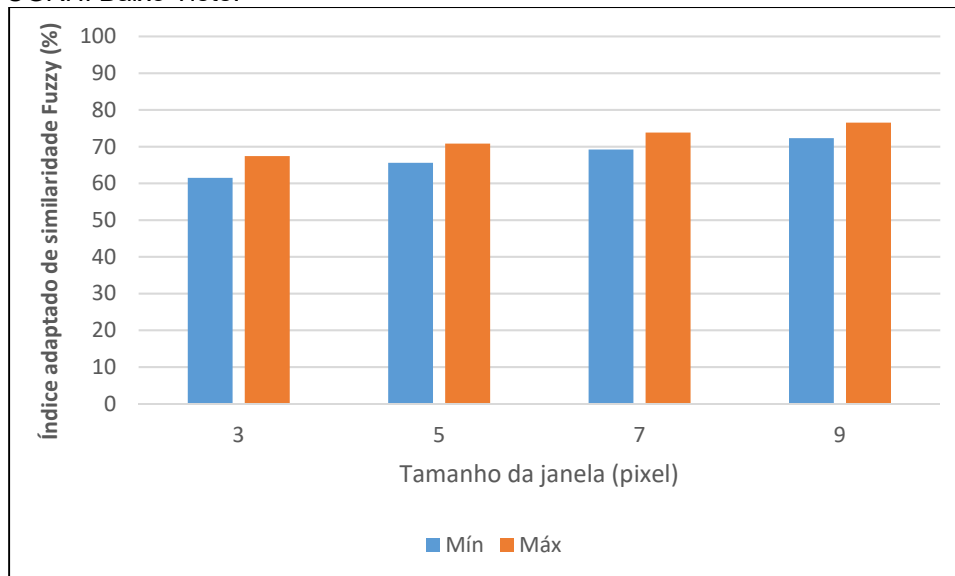
Figura 23 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1996 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados da validação para o período de 1990 a 1996 encontram-se na Figura 24.

Figura 24 – Índice adaptado de similaridade *fuzzy* com decaimento constante para a paisagem simulada (1996) da UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3.3 Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 1996 – 2002 para a UGRHI Baixo Tietê

A Tabela 19 e a Tabela 20 apresentam os valores para as mudanças de uso e cobertura da terra totais e anuais para o período 1996-2002.

Tabela 19 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1996		2002					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	12,18%	7,26%	27,33%	0,07%
	Cana-de-açúcar	0,00%	2,49%	-	14,57%	40,62%	0,04%
	Solo exposto	0,00%	2,91%	29,54%	-	48,16%	0,72%
	Pastagem	0,00%	4,30%	11,60%	16,99%	-	0,23%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 20 - Matriz anual de transições de uso e cobertura da terra entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.

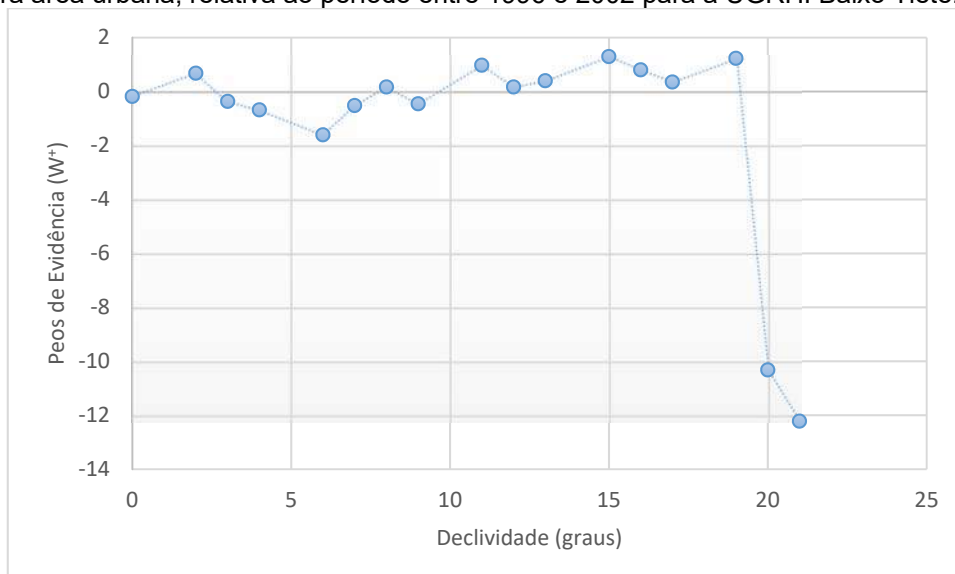
	Classes de cobertura da terra	2002					
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
1996	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	3,10%	1,22%	6,03%	0,01%
	Cana-de-açúcar	0,00%	0,37%	-	5,84%	10,31%	0,00%
	Solo exposto	0,00%	0,48%	18,61%	-	18,54%	0,29%
	Pastagem	0,00%	1,06%	0,44%	8,59%	-	0,01%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

As matrizes de transição para o período 1996 – 2002 mostram que as maiores reduções ocorreram nas classes solo exposto e cana-de-açúcar com 81,33% e 27,72%, respectivamente, embora a cana-de-açúcar tenha ganhado 53,32%. Neste período, o crescimento da área urbana foi superior ao dobro do valor observado no período anterior, com aumento de 1,06%.

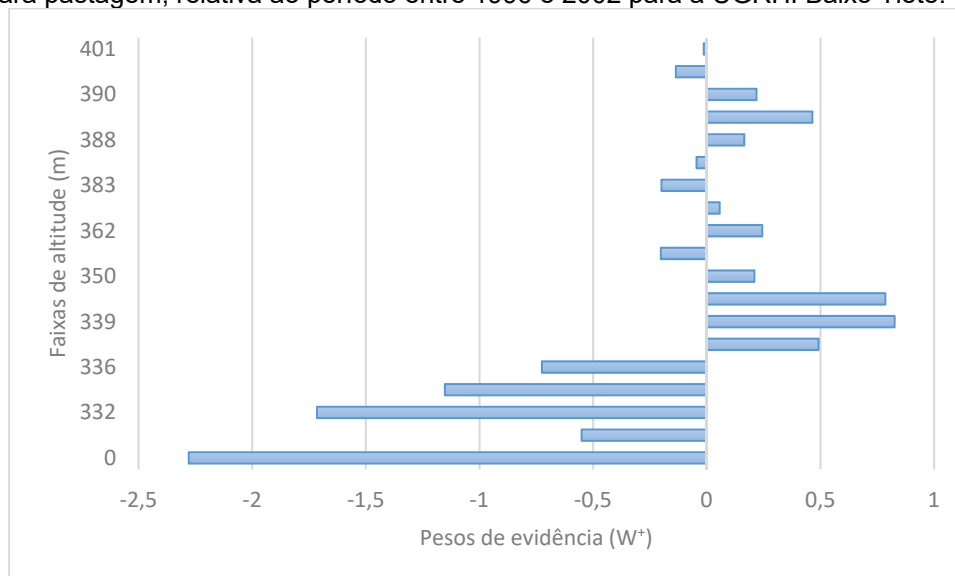
A Figura 25 e a Figura 26 apresentam o comportamento dos pesos de evidência (W^+) para as variáveis “declividade” na transição cana-de-açúcar para área urbana e “altimetria” na transição vegetação arbórea para pastagem, respectivamente.

Figura 25 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável declividade na transição cana-de-açúcar para área urbana, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 26 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para pastagem, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 26 mostra que a probabilidade de alteração da classe vegetação arbórea para pastagem é maior a partir da faixa de altitude de 339 m. De acordo com Kronka et al. (2003), as regiões administrativas de Araçatuba e São José do Rio Preto, onde estão localizados os municípios da área estudada, foram as que sofreram maior redução das áreas de vegetação natural no estado no período compreendido entre 1990-91 e 2000-01.

A Tabela 21 apresenta os valores para os testes de independência espacial para a transição solo exposto para cana-de-açúcar. Como nenhum resultado apresentou valores superiores a 0,5, todas as variáveis foram mantidas.

Tabela 21 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição solo exposto para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 1996 e 2002 para a UGRHI Baixo Tietê.

U/V	Altitude	Dist. centros urbanos	Dist. Drenagem	Dist. estradas princ.	Dist. estradas sec.	Litologia	Declividade	Solos
Altitude	-	0,0998	0,0766	0,0987	0,0598	0,1547	0,0619	0,2162
Dist.centros urbanos	0,0231	-	0,1853	0	0,0848	0,2608	0,0482	0,3089
Dist. Drenagem	0,0153	0,0073	-	0,0747	0,0268	0,0454	0,0114	0,0982
Dist.estradas principais	0,0221	0,1040	0,0076	-	0,0906	0,1688	0,0805	0,2066
Dist. estradas secundárias	0,0122	0,0427	0,0029	0,0422	-	0,0747	0,0225	0,1557
Litologia	0,0384	0,0312	0,0042	0,0220	0,0069	-	0,0398	0,2392
Declividade	0,0070	0,0013	0,0002	0,0038	0,0005	0,0033	-	0,0842
Solos	0,1223	0,0480	0,0278	0,0443	0,0402	0,1062	0,0119	-

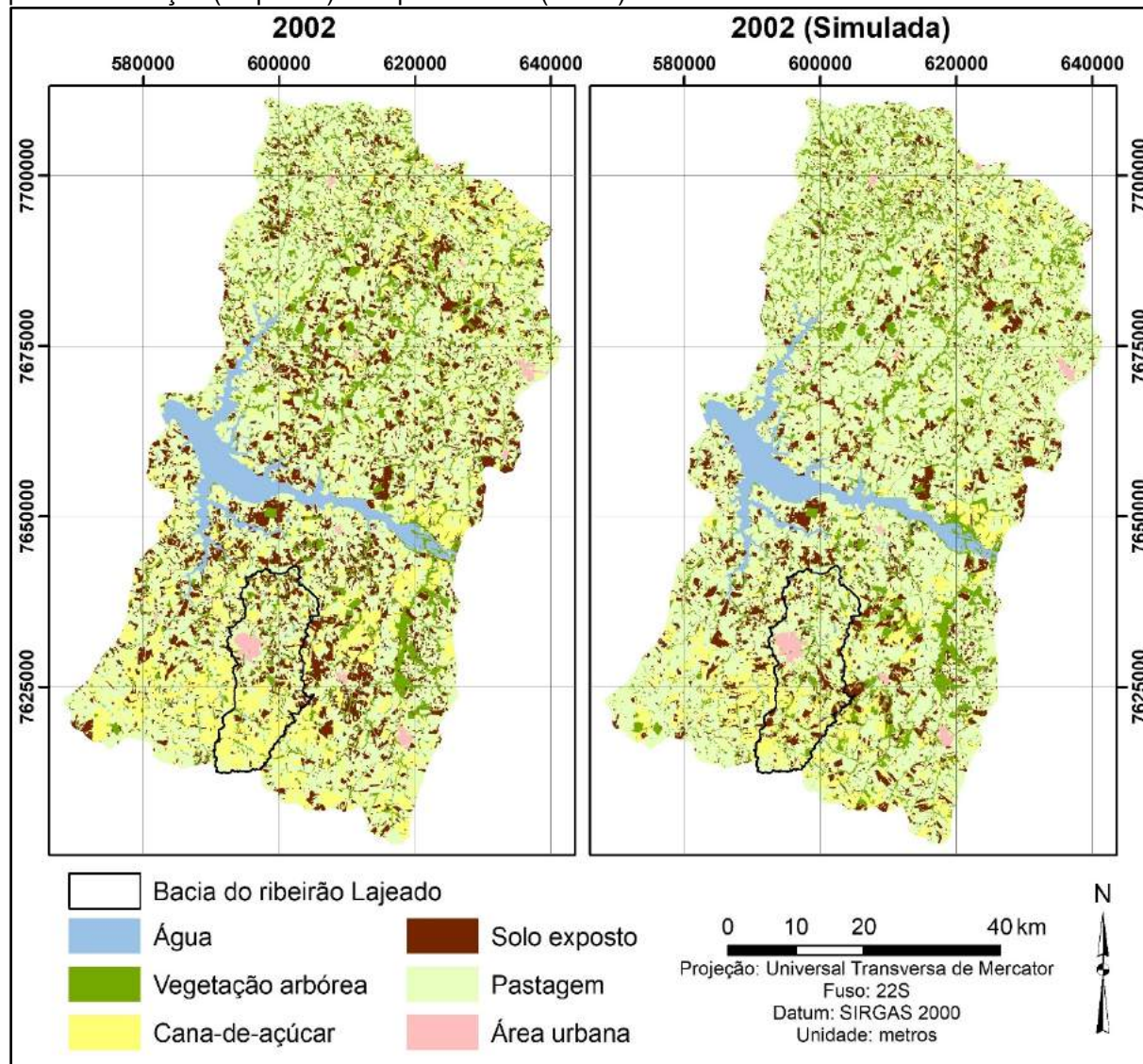
■ Cramer (V)

□ Incerteza da Informação Conjunta (U)

Fonte: Elaborada pelo autor.

A paisagem simulada para o período estudado encontra-se na Figura 27.

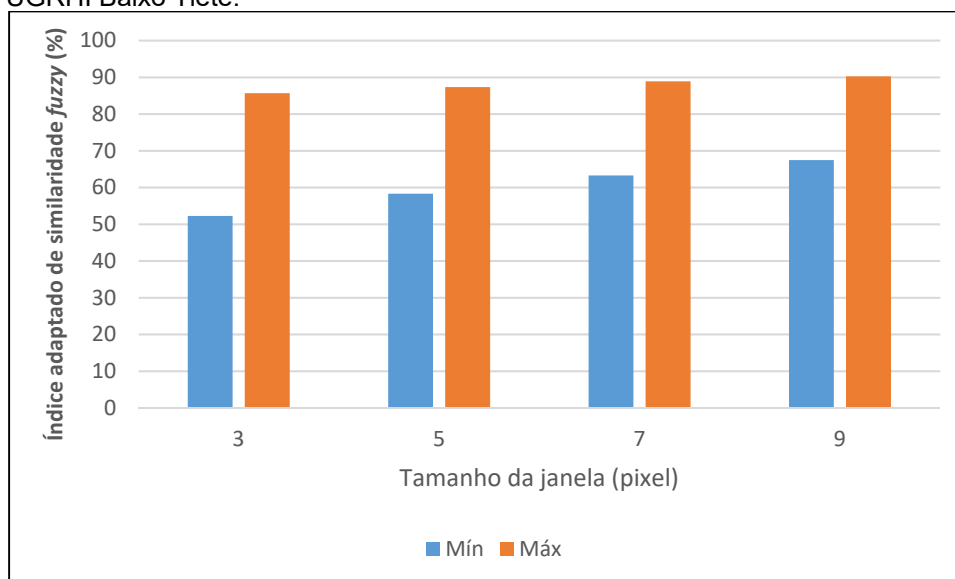
Figura 27 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2002 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados dos testes de validação estão ilustrados na Figura 28.

Figura 28 – Índice adaptado de similaridade *fuzzy* com decaimento constante para a paisagem simulada (2002) da UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3.4 Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 2002 – 2008 para a UGRHI Baixo Tietê

Os períodos 2002 – 2008 e 2008 – 2014 não possuem a matriz de transição anual por não serem matrizes ergódicas. A Tabela 22 apresenta os valores para a matriz total de transições no período 2002 – 2008.

Tabela 22 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
2002		2008					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	5,61%	1,63%	27,38%	0,03%
	Cana-de-açúcar	0,00%	7,97%	-	14,97%	62,72%	0,06%
	Solo exposto	0,00%	5,64%	9,28%	-	69,12%	0,26%
	Pastagem	0,00%	5,64%	7,56%	16,76%	-	0,45%
	Área urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

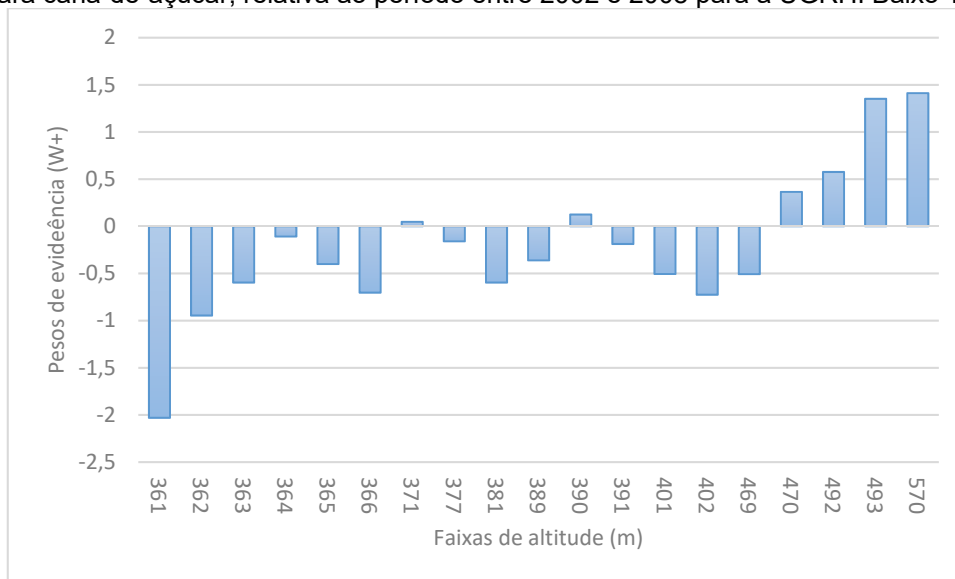
Fonte: Elaborada pelo autor.

Neste período, permanece a tendência observada nos períodos anteriores, com alterações mais significativas nas classes cana-de-açúcar e solo exposto. A área

urbana avançou 0,80%, principalmente nas áreas periféricas dos municípios, onde antes eram áreas de pastagem.

A Figura 29 apresenta os valores dos pesos de evidência para a variável “altitude” relativa à transição de vegetação arbórea para cana-de-açúcar.

Figura 29 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “altimetria” na transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 29, a probabilidade de alteração da classe vegetação arbórea para cana-de-açúcar ocorre principalmente nas últimas faixas de altitude, entre 470 e 570 m.

A Tabela 23 apresenta os valores dos testes de independência espacial para a transição pastagem para área urbana.

Tabela 23 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição pastagem para área urbana, relativa ao período entre 2002 e 2008 para a UGRHI Baixo Tietê.

U/V	Altitude	Dist. centros urbanos	Dist. Drenagem	Dist. estradas princ.	Dist. estradas sec.	Litologia	Declividade	Solos
Altitude	-	0,0776	0,1266	0,0688	0,0496	0,2513	0,0643	0,3059
Dist.centros urbanos	0,0501	-	0,2841	0,0818	0,0766	0,2486	0,0447	0,2397
Dist. Drenagem	0,0074	0,0049	-	0,0658	0,0289	0,0471	0,0079	0,1158
Dist.estradas principais	0,0367	0,1092	0,0045	-	0,0804	0,1611	0,0575	0,2051
Dist. estradas secundárias	0,0139	0,0392	0,0017	0,0355	-	0,0675	0,0242	0,1557
Litologia	0,0546	0,0346	0,0032	0,0223	0,0054	-	0,0506	0,2393
Declividade	0,0100	0,0043	0,0002	0,0069	0,0016	0,0036	-	0,0760
Solos	0,1236	0,0509	0,0231	0,0484	0,0373	0,1062	0,0130	-

 Cramer (V)

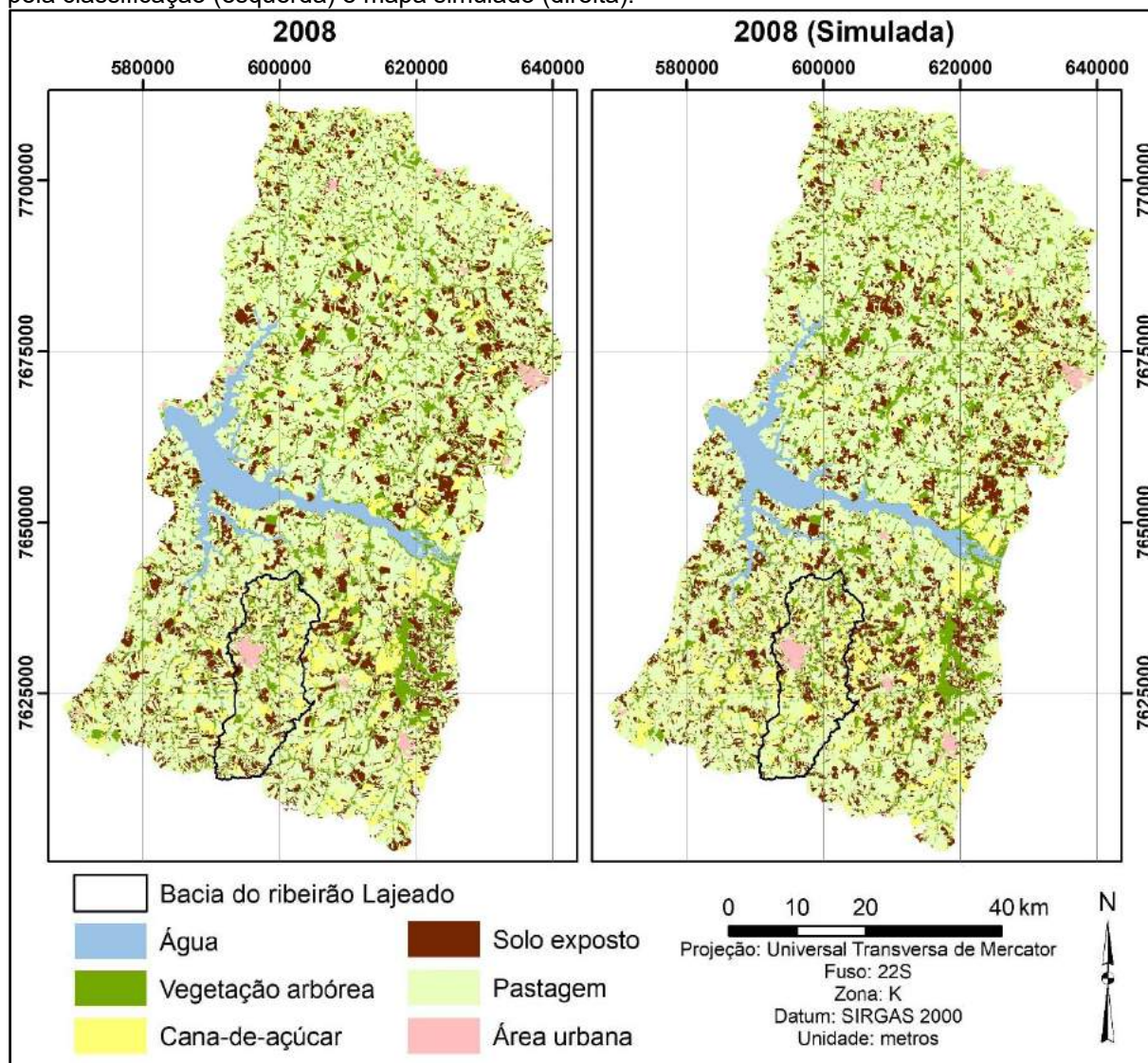
 Incerteza da Informação Conjunta (U)

Fonte: Elaborada pelo autor.

Como nenhum par de variáveis obteve valor superior a 0,5, todas as variáveis foram mantidas.

O mapa com a paisagem simulada obtida para o ano de 2008 está apresentado na Figura 30. A fragmentação da paisagem é um fator que dificulta melhores resultados.

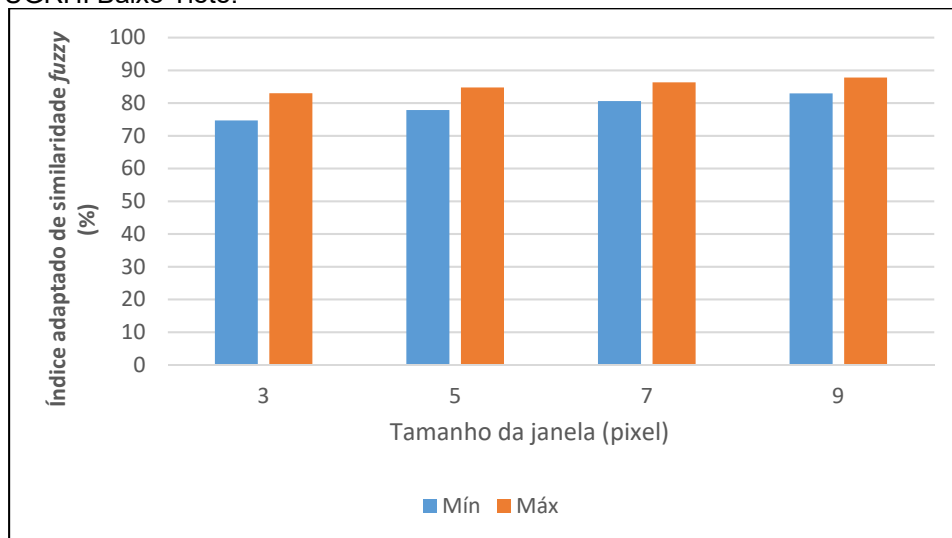
Figura 30 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2008 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 31 mostra o índice adaptado de similaridade *fuzzy* para a paisagem simulada do ano de 2008.

Figura 31 – Índice adaptado de similaridade *fuzzy* com decaimento constante para a paisagem simulada (2008) da UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3.5 Mudanças do Uso e Cobertura da Terra no Período 2008 – 2014 para a UGRHI Baixo Tietê

A Tabela 24 apresenta os valores para a matriz total de transição para o período 2008 – 2014. Este período tampouco possui a matriz anual de transições.

Tabela 24 - Matriz total de transições de uso e cobertura da terra entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área Urbana
2008		2014					
	Água	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Vegetação arbórea	0,00%	-	7,22%	3,26%	14,36%	0,07%
	Cana-de-açúcar	0,00%	13,19%	-	23,61%	29,73%	0,05%
	Solo exposto	0,00%	5,42%	32,62%	-	45,86%	0,26%
	Pastagem	0,00%	12,80%	29,41%	14,47%	-	0,31%
	Área Urbana	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-

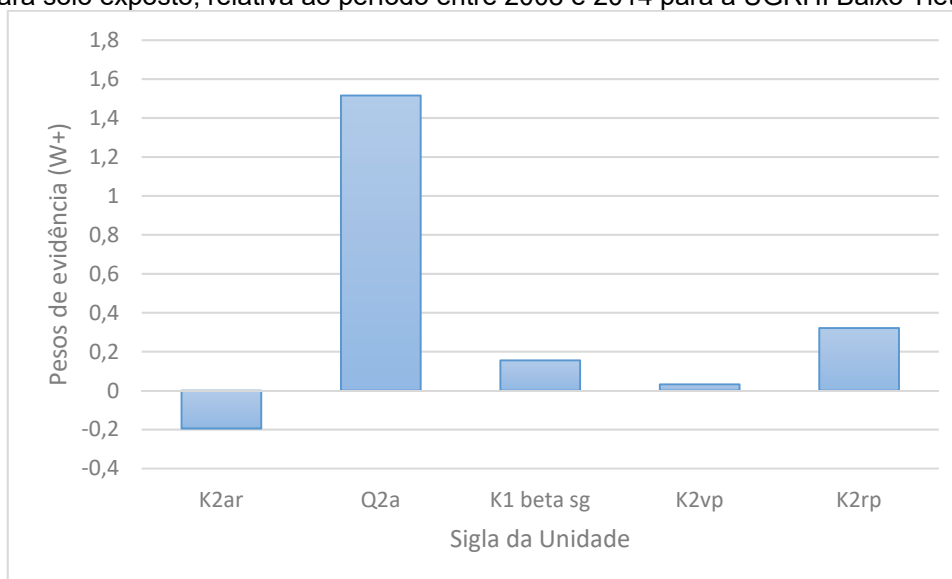
Fonte: Elaborada pelo autor.

Na matriz total de transições do período 2008 – 2014 é possível identificar que a vegetação arbórea sofreu redução de 24,91%, porém, obteve área de 31,41%, representando um aumento de 6,50%. As classes cana-de-açúcar e pastagem foram

as que mais contribuíram para o aumento da vegetação arbórea. A cana-de-açúcar também ganhou área de 2,67%, e a área urbana obteve um crescimento de 0,69%.

A Figura 32 mostra que a maior probabilidade de ocorrer a transição da classe vegetação arbórea para solo exposto ocorre na unidade litológica depósitos aluvionares, embora apresente valores positivos para outras três classes. Isso pode ser explicado devido ao fato que os depósitos aluvionares estão associados ao relevo plano e ocorrerem próximos às margens do Rio Tietê, o que aumenta a disponibilidade hídrica para a cultura da cana-de-açúcar, favorecendo a remoção da vegetação arbórea. Outro fator que pode contribuir para a transição é a fertilidade dos solos gerados a partir dessa unidade litológica, que, por serem áreas normalmente sujeitas a inundações, podem gerar solos de alta fertilidade.

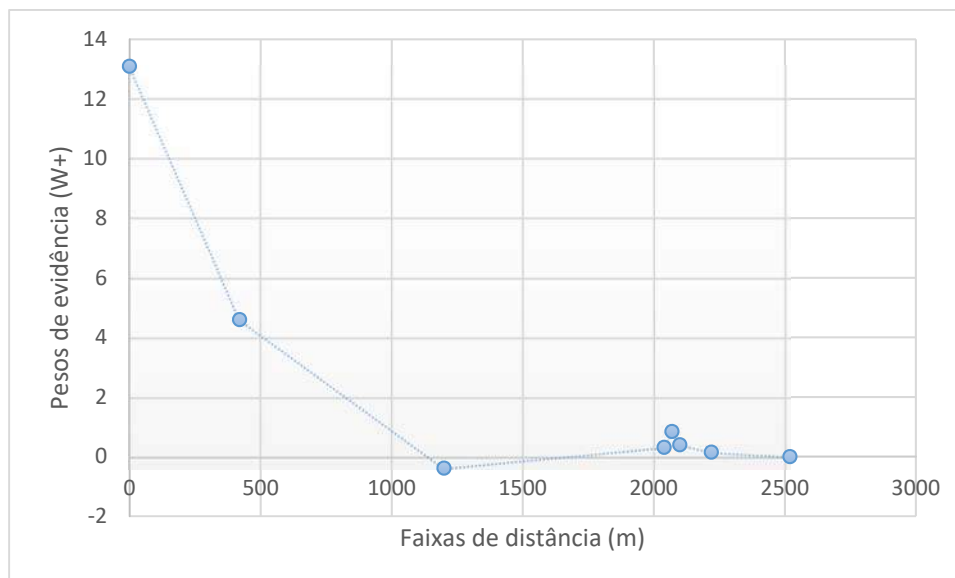
Figura 32 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “litologia” na transição vegetação arbórea para solo exposto, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 33 apresenta o gráfico ilustrando o comportamento da variável “distância aos centros urbanos” na transição cana-de-açúcar para pastagem. Nele, é possível observar que a faixa de distância de até 1000 m de centros urbanos possui maior tendência de alteração de uso e cobertura da terra, enquanto as faixas mais distantes ficam próximas a zero.

Figura 33 - Comportamento dos pesos de evidência para a variável “distância aos centros urbanos” na transição cana-de-açúcar para pastagem, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Isso ocorreu devido a lei estadual 11.241/2002 (SÃO PAULO, 2002) que, entre outras diretrizes, proíbe a queima da palha da cana-de-açúcar a menos de 1 quilômetro da área urbana definida por lei municipal, sendo, portanto, esta área definida por cada município.

A Tabela 25 apresenta os valores para os testes de independência espacial para a transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar.

Tabela 25 - Valores dos testes entre pares de variáveis para a transição vegetação arbórea para cana-de-açúcar, relativa ao período entre 2008 e 2014 para a UGRHI Baixo Tietê.

U/V	Altitude	Dist. centros urbanos	Dist. Drenagem	Dist. estradas princ.	Dist. estradas sec.	Litologia	Declividade	Solos
Altitude	-	0,0780	0,0628	0,0827	0,0408	0,2193	0,0645	0,2663
Dist.centros urbanos	0,0557	-	0,3591	0	0,0413	0,2580	0,0464	0,3021
Dist. Drenagem	0,0054	0,0025	-	0,0543	0,0262	0,0293	0,0050	0,1139
Dist.estradas principais	0,0418	0,1196	0,0027	-	0,0556	0,1680	0,0772	0,2002
Dist. estradas secundárias	0,0193	0,0351	0,0012	0,0420	-	0,0628	0,0177	0,1445
Litologia	0,0865	0,0398	0,0018	0,0260	0,0068	-	0,0398	0,2393
Declividade	0,0065	0,0016	0	0,0041	0,0005	0,0033	-	0,0842
Solos	0,1551	0,0578	0,0210	0,0486	0,0408	0,1062	0,0119	-

■ Cramer (V)

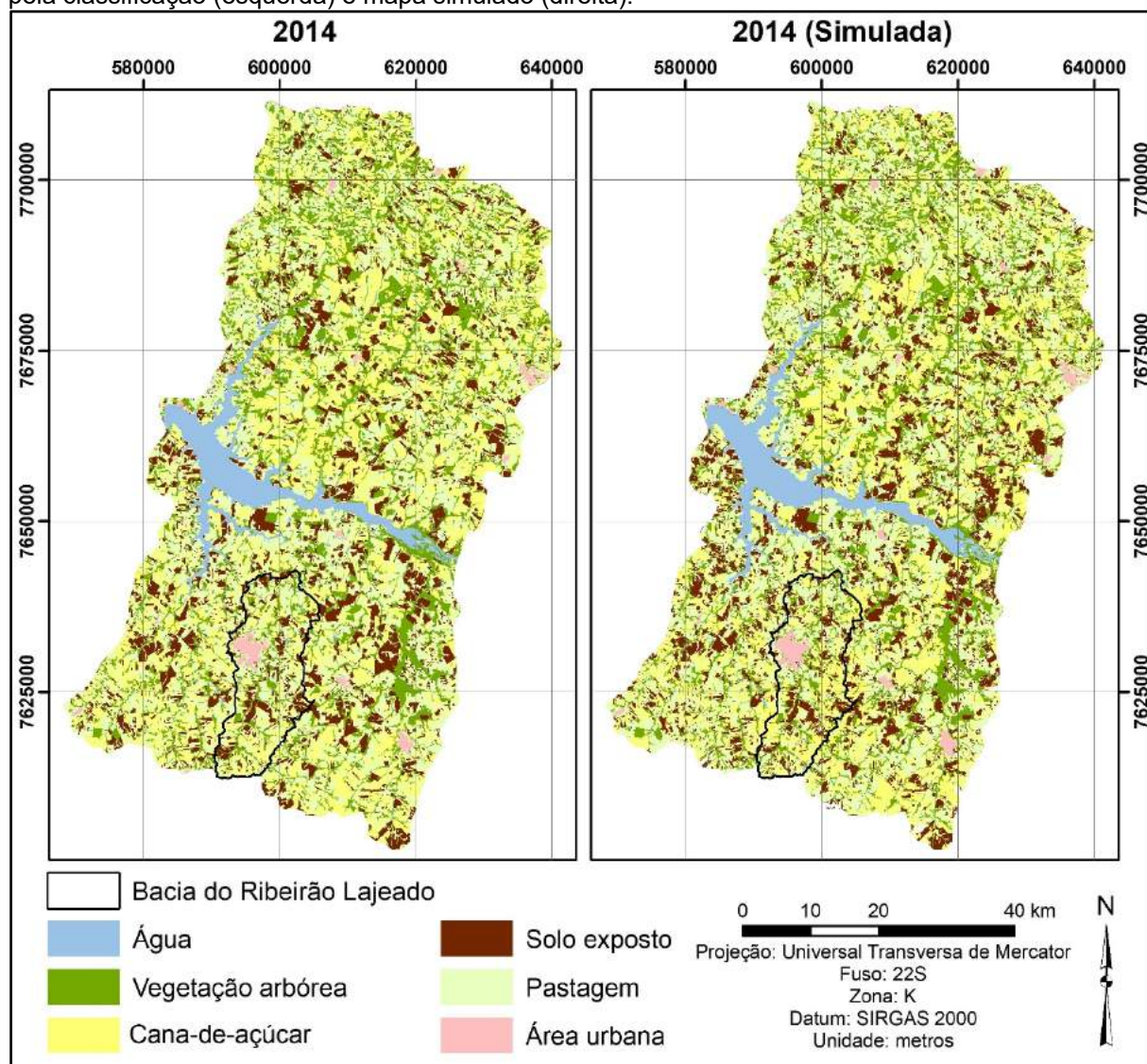
□ Incerteza da Informação Conjunta (U)

Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o período compreendido entre 2008 e 2014, foi utilizado apenas o operador *expand*.

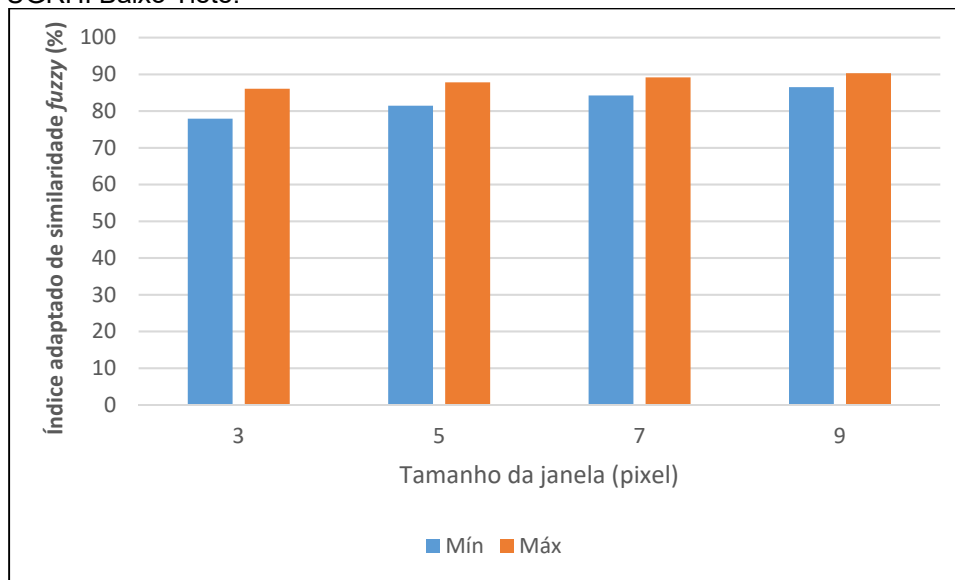
A paisagem simulada para o ano de 2014 pode ser observada na Figura 34, e a validação através do índice adaptado de similaridade *fuzzy* encontra-se na Figura 35.

Figura 34 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2014 referente à UGRHI Baixo Tietê, obtido pela classificação (esquerda) e mapa simulado (direita).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 35 – Índice adaptado de similaridade *fuzzy* com decaimento constante para a paisagem simulada (2014) da UGRHI Baixo Tietê.

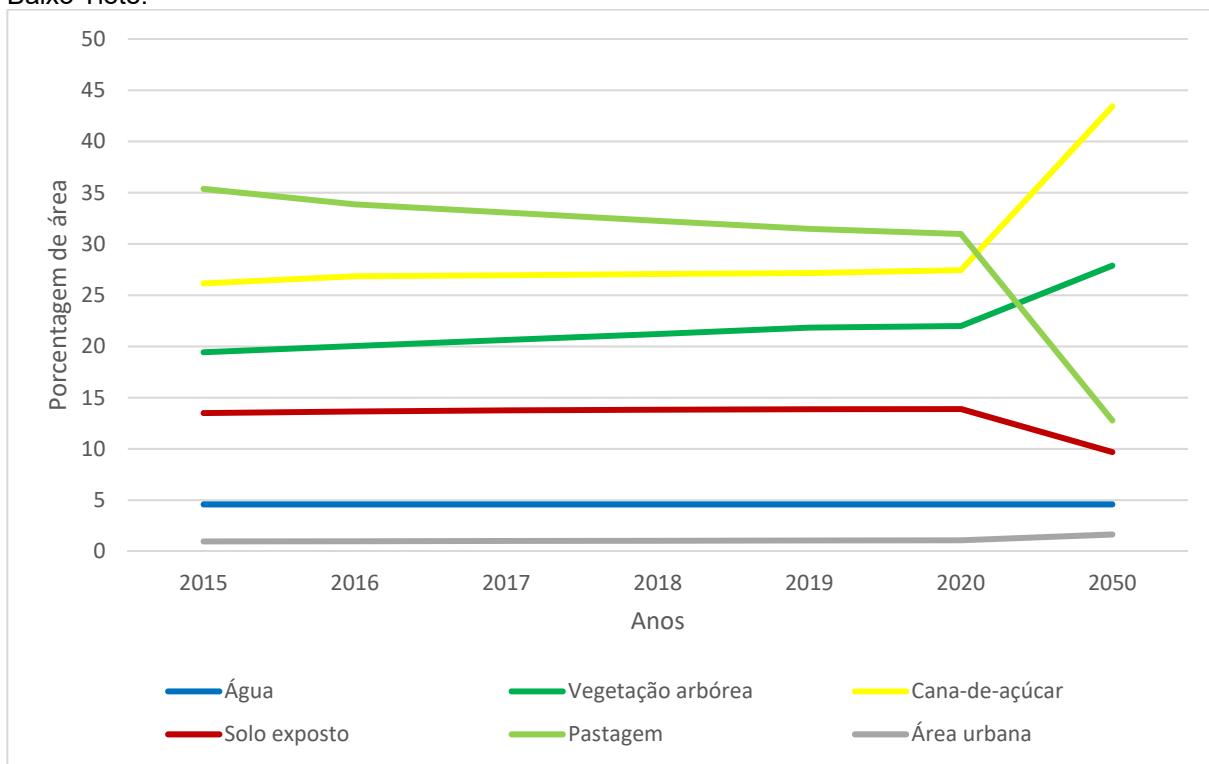


Fonte: Elaborada pelo autor.

5.3.6 Prognósticos

A Figura 36 apresenta o gráfico ilustrando as alterações ocorridas nas paisagens simuladas.

Figura 36 - Gráfico ilustrando as alterações de área ocorridas para as paisagens simuladas da UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

É importante salientar que os prognósticos de uso e cobertura da terra gerados são estacionários, o que aumenta as chances de erro de previsão, visto que cenários estacionários não contemplam variáveis exógenas (que são aquelas de difícil previsibilidade e que em geral causam alterações de trajetória de grande envergadura no sistema analisado). Essas variáveis podem ser mudanças tecnológicas, demográficas, políticas e econômicas, entre outras.

As tabelas com as áreas das paisagens simuladas estão disponíveis no Apêndice E, e os mapas com os prognósticos gerados no Apêndice F.

5.4 PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS E FISIOGRÁFICOS DA BACIA DO RIBEIRÃO LAJEADO

Os parâmetros morfométricos da bacia do ribeirão Lajeado foram calculados utilizando o MDE, a delimitação da bacia e a rede de drenagem obtida através das cartas topográficas do IGBE e IGC. A Tabela 26 apresenta os parâmetros morfométricos e fisiográficos calculados.

Tabela 26 – Parâmetros morfométricos e fisiográficos da bacia do ribeirão Lajeado.

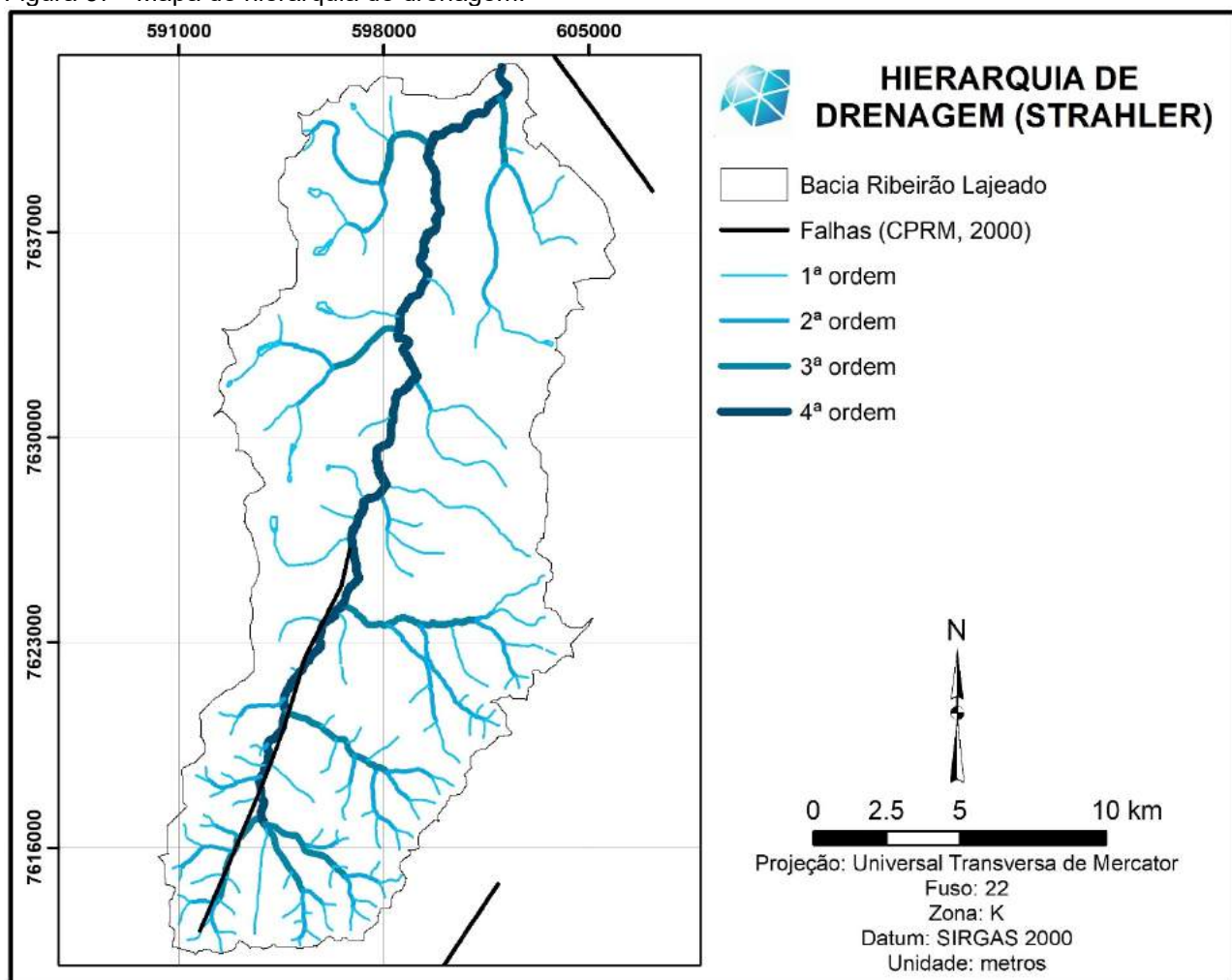
Parâmetros	Valores
Área de drenagem (<i>A</i>)	285,11 km ²
Perímetro (<i>P</i>)	121,74 km
Coeficiente de compacidade (<i>K_c</i>)	2,018
Fator de forma (<i>K_f</i>)	0,177
Índice de circularidade (<i>I_c</i>)	0,2417
Padrão de drenagem	Dendrítico
Orientação	Sul-sudoeste – Norte-nordeste
Declividade mínima	0,0 %
Declividade média	4,8 %
Declividade máxima	97,3 %
Elevação mínima	361 m
Elevação média	429 m
Elevação máxima	522 m
Declividade média do maior curso d'água	1,30 %
Comprimento total dos canais (<i>L_t</i>)	293 km
Comprimento do canal principal (<i>L_p</i>)	40 km
Ordem da bacia	4 ^a
Densidade de drenagem (<i>D_d</i>)	1.027 m/km ²
Extensão média do escoamento superficial (<i>I</i>)	243 m

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores obtidos para os parâmetros Coeficiente de compacidade (K_c) e Fator de forma (K_f) indicam que a bacia está pouco sujeita a grandes enchentes. O Índice de circularidade (I_c) obtido de 0,2418 encontra-se abaixo do valor de 0,5 apontado por Miller (1953), indicando materiais geológicos homogêneos, bacias alongadas e altamente permeáveis.

A bacia do ribeirão Lajeado apresentou 4ª ordem de drenagem (Figura 37). O número total de canais identificados foi 143, dos quais 106 são de 1ª ordem, 28 são de 2ª ordem, 8 são de 3ª ordem e 1 de 4ª ordem. O canal principal possui alinhamento médio de 40°. Também é importante destacar o condicionamento estrutural do ribeirão Lajeado, com a porção sul da bacia encaixado em uma falha, denotando o alinhamento fluvial às condições de superfície.

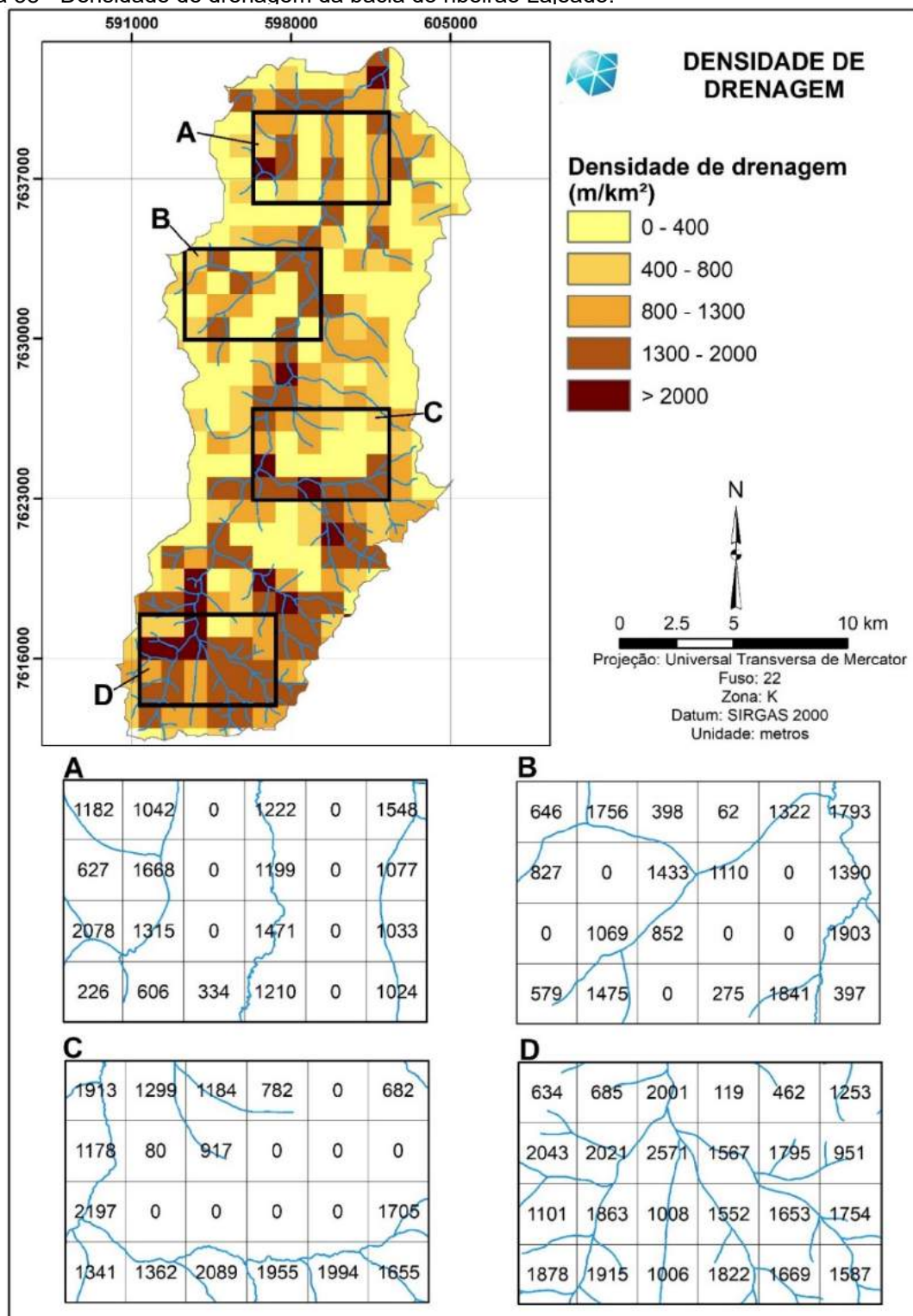
Figura 37 - Mapa de hierarquia de drenagem.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Densidade de drenagem (Dd) da bacia de $1.027\text{m}/\text{km}^2$ mostra que a bacia possui uma rede de drenagem regular, o que pode estar associado com a alta permeabilidade do solo. A Figura 38 apresenta o mapa com a densidade de drenagem da área.

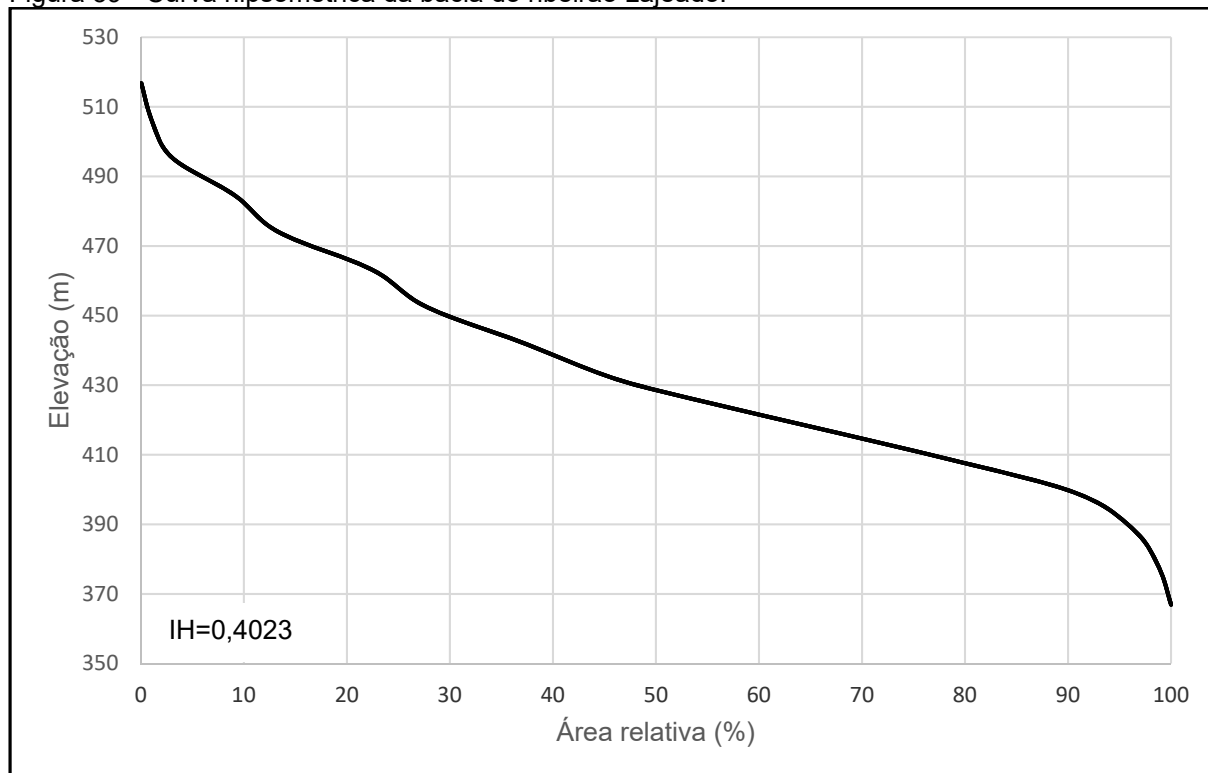
Figura 38 - Densidade de drenagem da bacia do ribeirão Lajeado.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A análise visual da curva hipsométrica da bacia do ribeirão Lajeado (Figura 39) mostra que sua forma é levemente côncava, o que indica que a maior parte da área da bacia reside em elevação relativamente baixa, demonstrando um relevo em estado de maturidade. O valor obtido para a Integral Hipsométrica (IH) de 0,4023 aponta para um relevo de dissecação madura.

Figura 39 - Curva hipsométrica da bacia do ribeirão Lajeado.



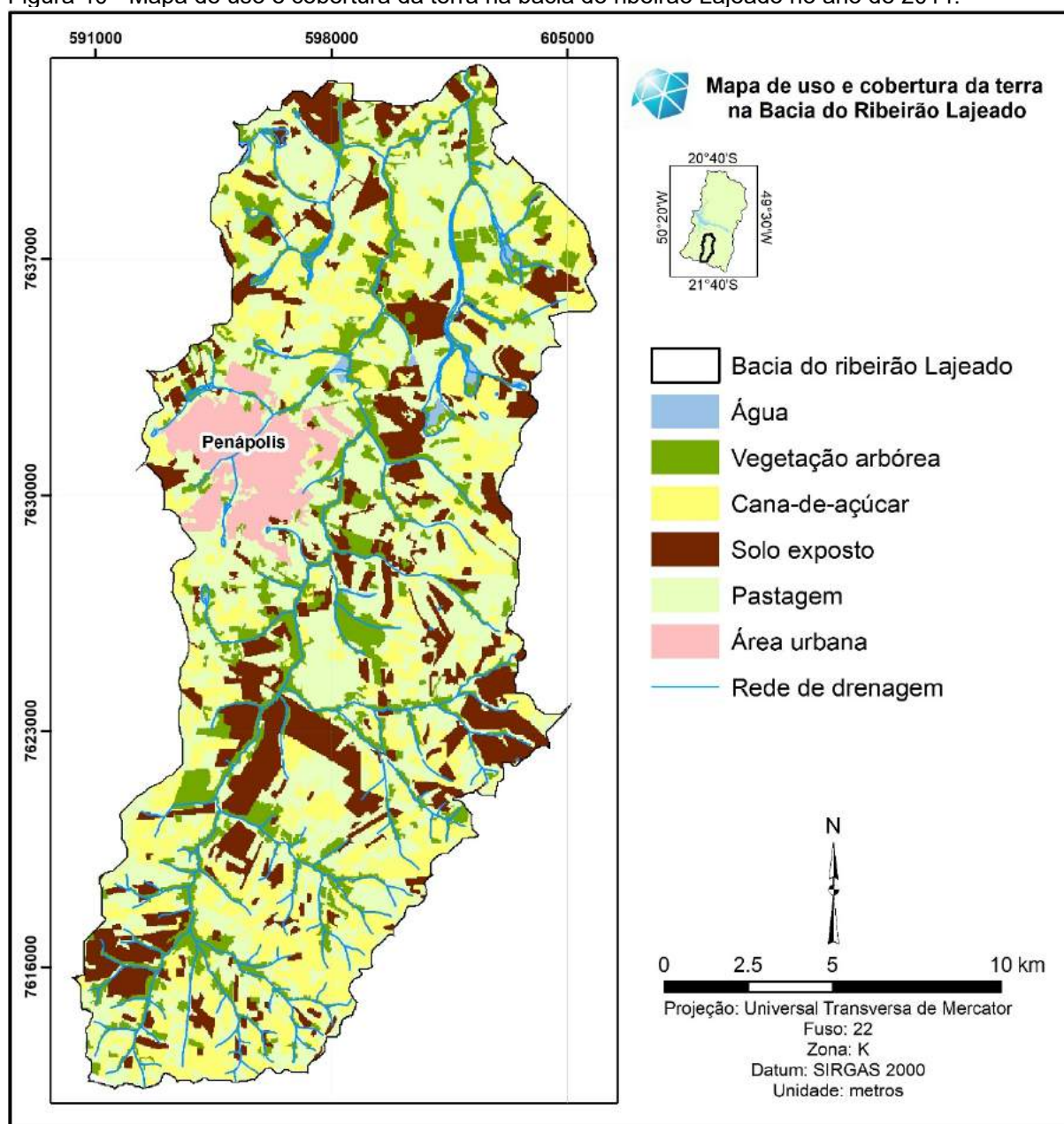
Fonte: Elaborada pelo autor.

5.5 MODELO HIDROLÓGICO

5.5.1 Delimitação das Sub-Bacias

Para o desenvolvimento do modelo hidrológico, foi utilizado o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2014. A Figura 40 mostra o mapa adotado para o modelo hidrológico.

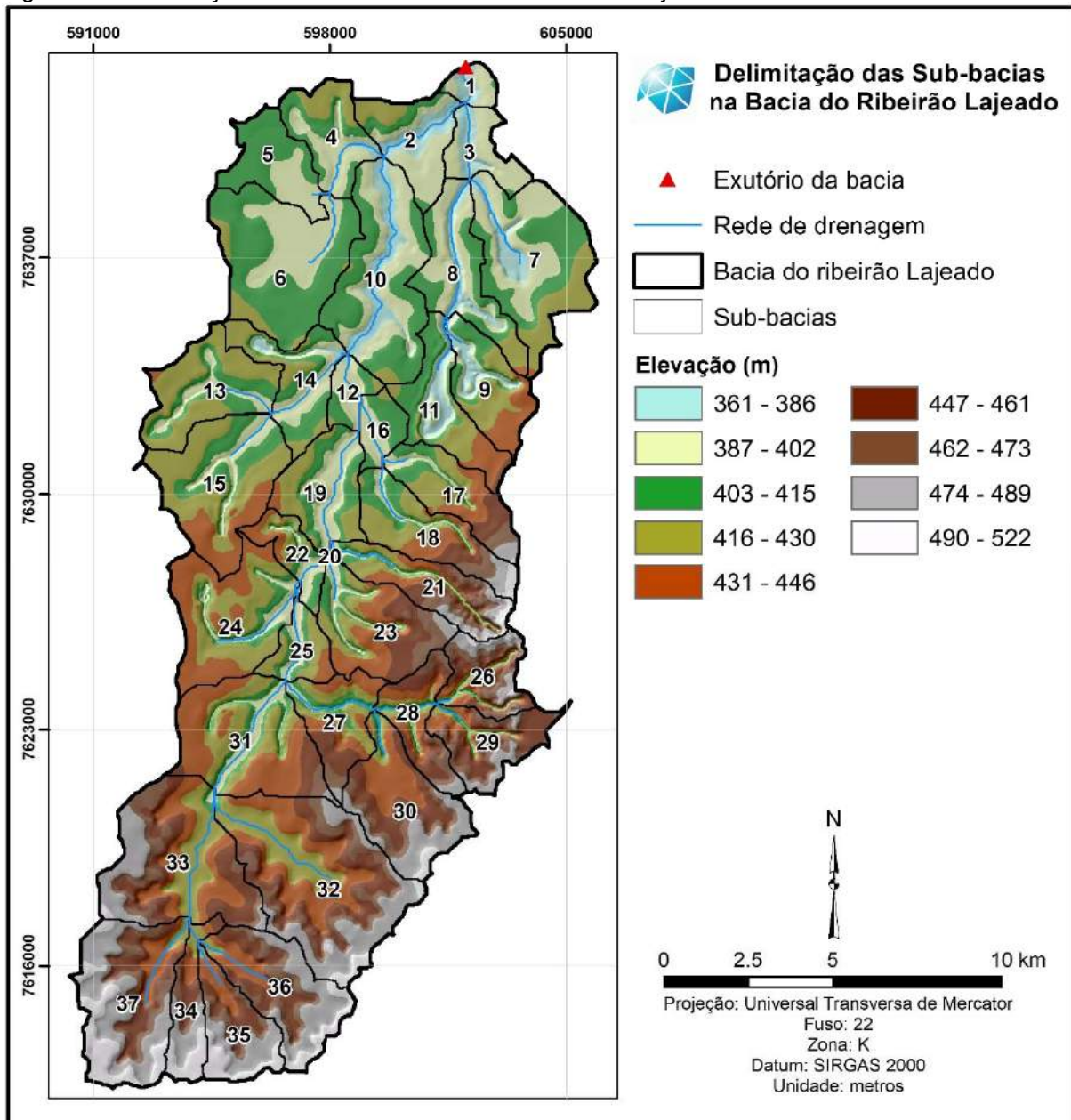
Figura 40 - Mapa de uso e cobertura da terra na bacia do ribeirão Lajeado no ano de 2014.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A delimitação das sub-bacias foi realizada pelo SWAT com base no MDE e gerou 37 sub-bacias. A maior sub-bacia apresentou área de 20,19 km², que corresponde a sub-bacia de número 32 (córrego do Saltinho); e a menor sub-bacia foi a de número 20, com área de 0,104 km². A Figura 41 ilustra a bacia, as sub-bacias e a hidrografia do Lajeado delineadas pelo SWAT.

Figura 41 - Delimitação das sub-bacias na bacia do ribeirão Lajeado.

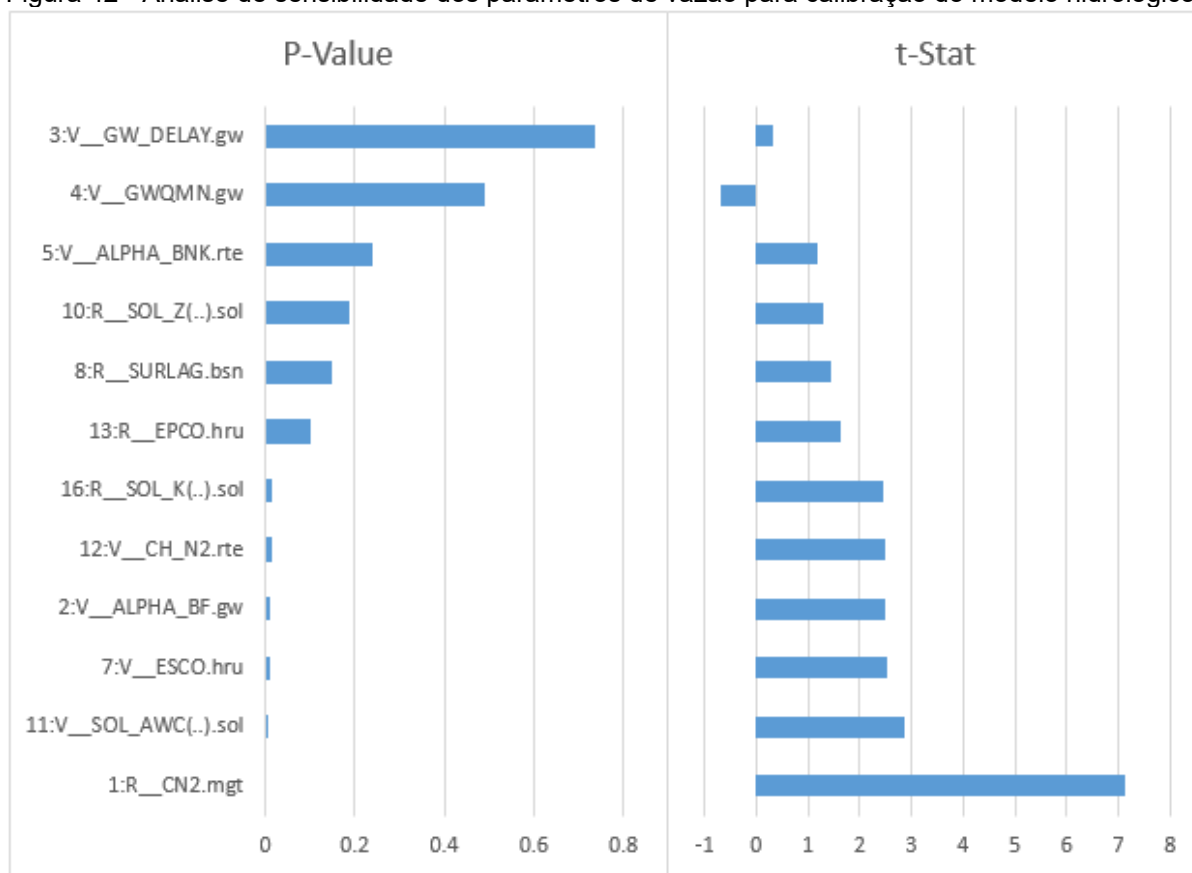


Fonte: Elaborada pelo autor.

5.5.2 Análise de Sensibilidade

Os resultados da análise de sensibilidade mostram que a curva número (CN2), a capacidade de retenção de água no solo (SOL_AWC), o fator de compensação da evaporação da água do solo (ESCO), o fator alfa do fluxo de base (ALPHA_BF), e o Coeficiente de Manning para o canal principal (CH_N2) foram os cinco parâmetros mais sensíveis (Figura 42).

Figura 42 - Análise de sensibilidade dos parâmetros de vazão para calibração do modelo hidrológico.



Fonte: Elaborada pelo autor.

O destaque do parâmetro CN2 (P-Value = 0) no modelo é coerente, pois, este parâmetro é importante no cálculo do escoamento superficial e também determina a quantidade de água que está disponível para os diferentes componentes que contribuem para a vazão (uso e cobertura da terra, tipo de solo e condições de umidade antecedente).

Os altos valores do SOL_AWC indicam que o solo da bacia possui uma alta capacidade de reter água, o que reduz o escoamento superficial e subsuperficial. De acordo com Nossent (2012), o parâmetro SOL_AWC também afeta a absorção de nutrientes pelas plantas, pois determina a captação potencial de água. Quando SOL_AWC diminui, a captação de água potencial aumenta e, como consequência, também aumenta a absorção de nutrientes.

O parâmetro ESCO indica que a evaporação do solo desempenha um papel importante em todo o processo de evaporação, possivelmente devido à cobertura vegetal ser relativamente baixa, a grande quantidade de áreas com solo exposto e a alta temperatura do ar também contribuem para o destaque desse parâmetro.

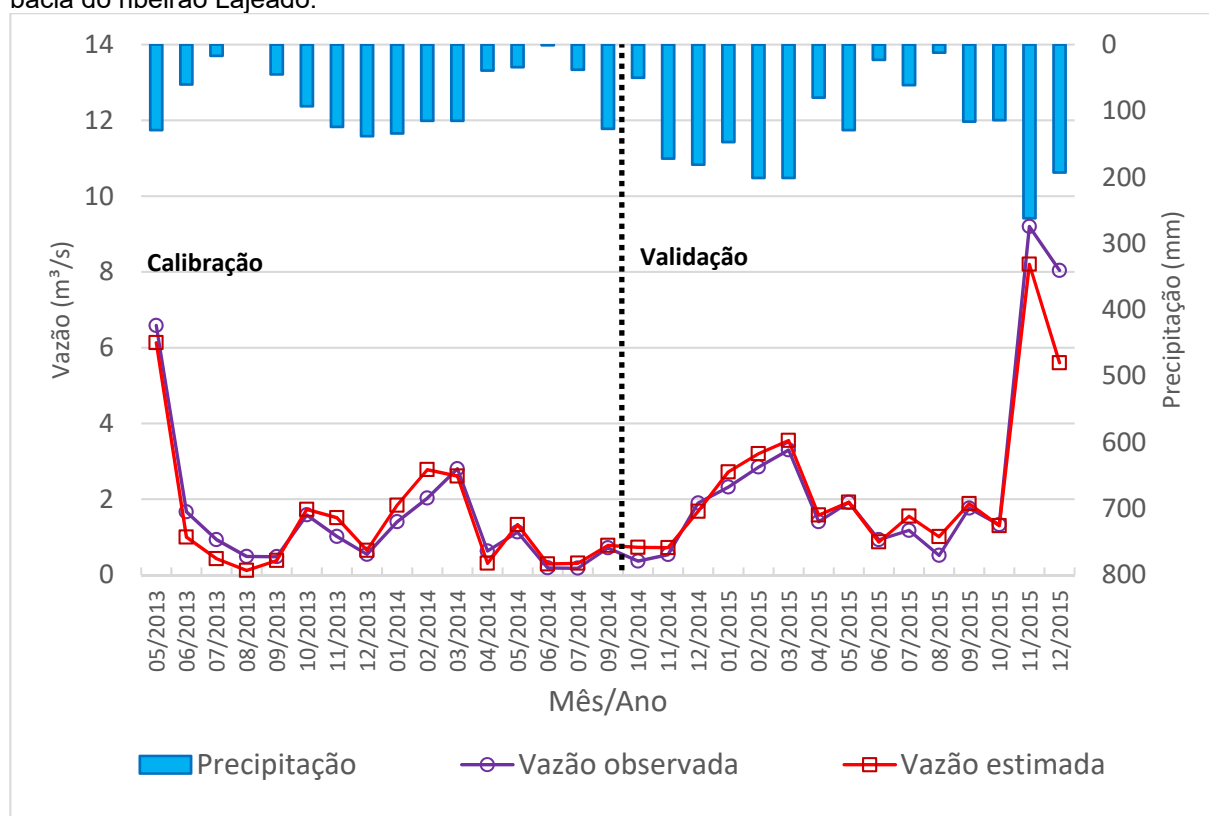
O fator alfa do fluxo de base (ALPHA_BF) é um índice direto de resposta na recarga de água subterrânea. O valor elevado de ALPHA_BF (0,833) revela que a água subterrânea desempenha um papel importante na hidrologia da bacia, principalmente relacionado ao fato de como a alteração no fluxo das águas subterrâneas influencia o canal principal ao longo do tempo.

O Coeficiente de Manning para o canal principal (CH_N2) está relacionado com o escoamento superficial e a velocidade da água no solo e, conseqüentemente, ao tempo de concentração. Este parâmetro está diretamente relacionado ao CN2.

5.5.3 Calibração e Validação do Modelo

Os resultados das vazões estimadas para a bacia do ribeirão Lajeado estão disponíveis na Figura 43.

Figura 43 - Hidrograma com as vazões observadas e simuladas com o registro de precipitação para a bacia do ribeirão Lajeado.



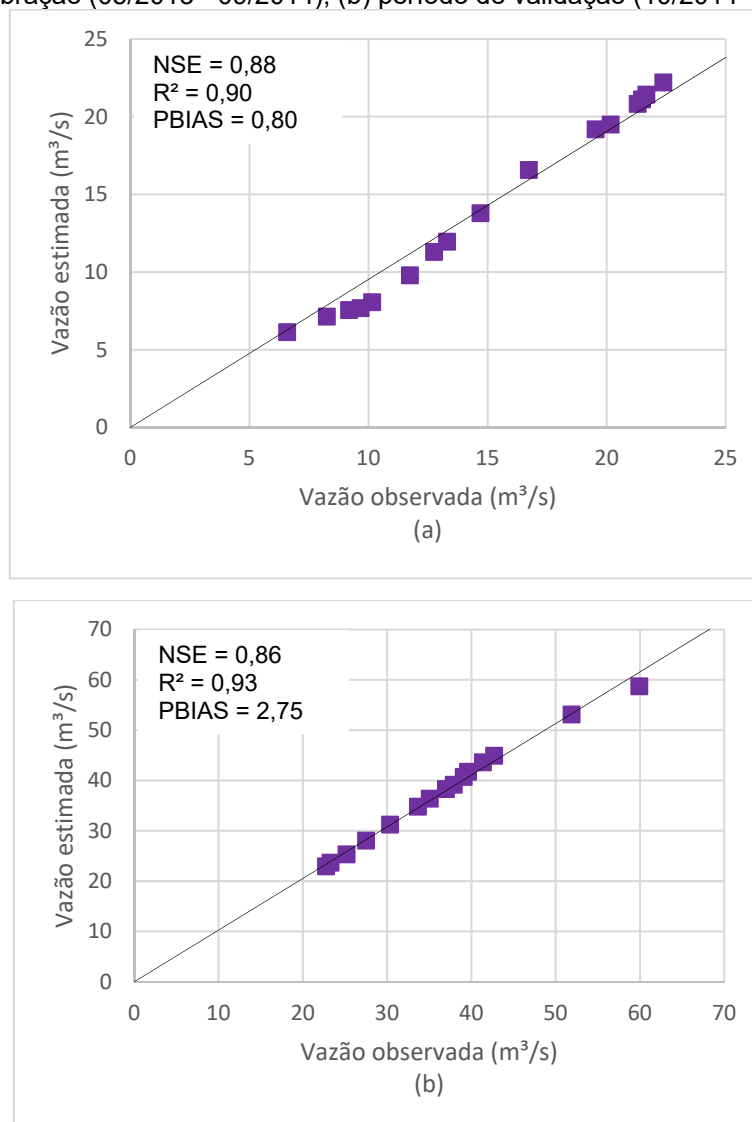
Fonte: Elaborada pelo autor.

Também é possível observar no hidrograma que o período de validação do modelo foi mais chuvoso do que o período de calibração e, por conseqüência, as vazões são mais elevadas.

Na Figura 44, é apresentada a vazão acumulada observada e estimada para o período de calibração e validação do modelo. O coeficiente de determinação, R^2 , dos resultados simulados foi 0,90 com um índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,88 para o período de calibração; R^2 e NSE para o período de validação foram 0,93 e 0,86 respectivamente, o que demonstra a boa correlação do modelo aplicado.

Além dos resultados separados pelo período de calibração e validação, também foi realizado o cálculo dos índices para os dois períodos juntos, em que os valores obtidos ficaram em: NSE = 0,88, R^2 = 0,91 e PBIAS = 2,02. Como indicado pelo resultado do PBIAS, a simulação tende a superestimar a vazão, principalmente nos períodos de maiores índices pluviométricos

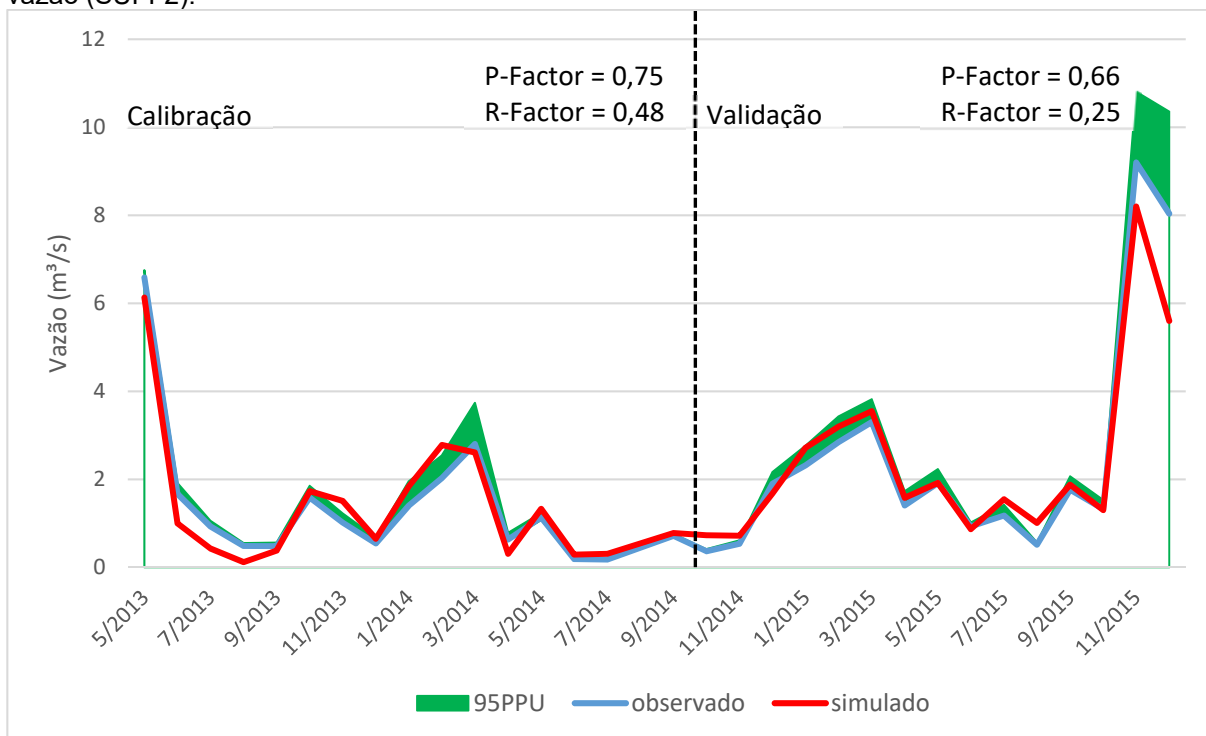
Figura 44 - Comparação da vazão acumulada observada e estimada para a bacia do ribeirão Lajeado: (a) período de calibração (05/2013 - 09/2014); (b) período de validação (10/2014 - 12/2015).



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 45 apresenta os resultados dos coeficientes de avaliação do modelo, P-Factor e R-Factor, além da faixa de incerteza 95 PPU.

Figura 45 - Coeficientes de avaliação de desempenho do modelo para a calibração e validação da vazão (SUFI-2).



Fonte: Elaborada pelo autor.

As maiores incertezas na vazão mensal estimada ocorreram no período do verão, onde ocorrem os picos de vazão, e os valores tendem a ser superestimados. O fluxo de base foi bem reproduzido.

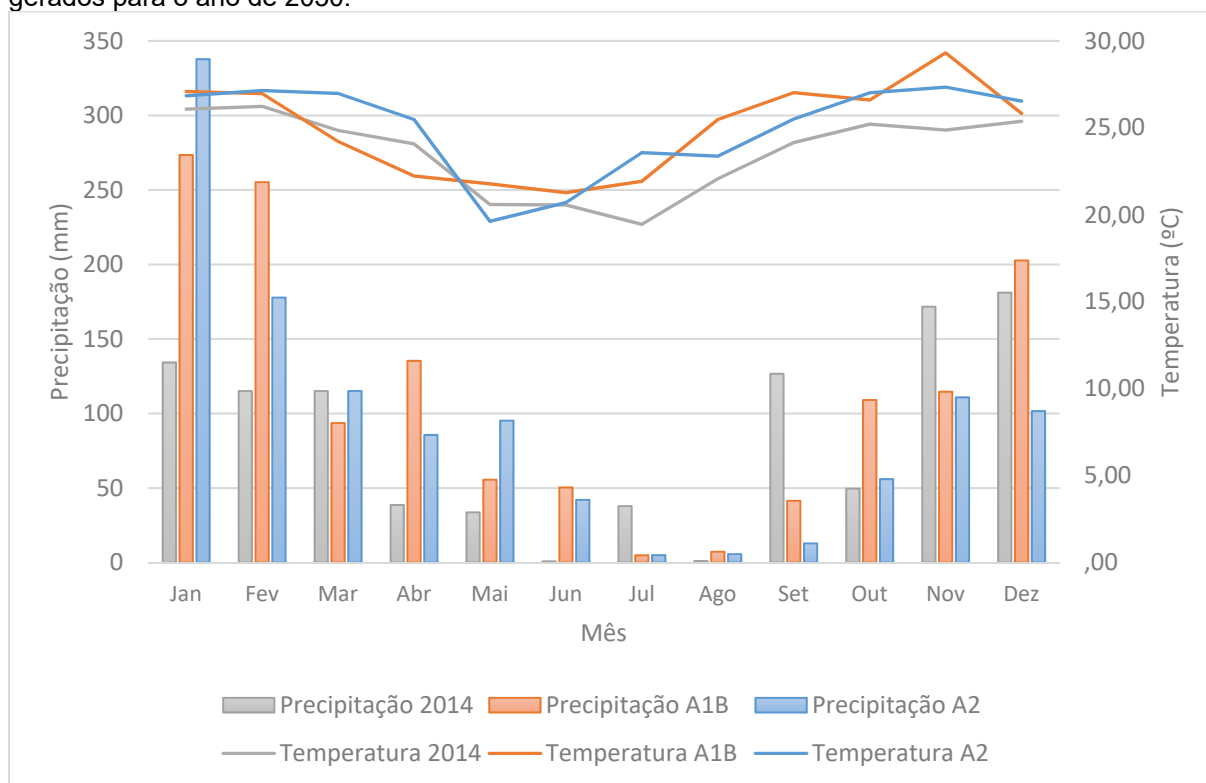
O valor de P-Factor de 0,75 para o período de calibração, e 0,66 para a validação, indicam que 75% e 66%, respectivamente, estão dentro da faixa de 95 PPU.

Os valores de R-Factor obtidos foram aceitavelmente baixos, indicando menor variabilidade nos resultados da simulação.

5.5.4 Projeções de Precipitação e Temperatura

A Figura 46 mostra os valores mensais de temperatura e precipitação para o ano base de 2014 e para os cenários climáticos gerados, A1B e A2, para o ano de 2050.

Figura 46 - Valores mensais de precipitação e temperatura para o ano de 2014 e para os cenários gerados para o ano de 2050.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 46 mostra que o Cenário 2 (A1B) apresenta médias de precipitação superiores ao Cenário 3 (A2), ao passo que a temperatura, apresentou valores mais elevados no período do verão (Dez-Mar) no Cenário 3 (A2), e o Cenário 2 (A1B) mostra um inverno com temperaturas mais baixas comparado ao Cenário 3 (A2).

A temperatura apresentou valores mais elevados para todos os meses no cenário A2, com exceção do mês de maio, que houve uma redução de 4,7% em relação a 2014. Para o Cenário 2 (A1B), a temperatura reduziu apenas nos meses de março e abril. A Tabela 27 mostra a porcentagem mensal de variação na temperatura comparado a 2014.

Em 2014, o total precipitado foi de 1005 mm, enquanto a média observada no período de 2010 a 2015 ficou em 1331 mm. No cenário A1B a precipitação simulada foi de 1343 mm, e a do Cenário A2 foi de 1145 mm. Comparando a precipitação total anual dos dois cenários gerados com a precipitação do ano de 2014, os Cenários A1B e A2 apresentaram aumento de 33,6% e 13,9%, respectivamente.

Cabe ressaltar que os anos de 2014 e 2015 foram atipicamente secos na região sudeste do país, fato influenciado principalmente pela atuação de um bloqueio atmosférico causado por um intenso sistema de alta pressão, que prejudicou o

transporte de umidade da Amazônia e os principais sistemas causadores de chuva na região, como a Zona de Convergência do Atlântico Sul e as frentes frias (MARENGO et al., 2015).

Tabela 27 - Variações na temperatura nos Cenários 1 (A1B) e 2 (A2).

Mês	Temperatura 2014 (°C)	Variação no Cenário A1B (%)	Variação no Cenário A2 (%)
Janeiro	26,1	3,9	2,9
Fevereiro	26,2	2,8	3,5
Março	24,9	-2,5	8,6
Abril	24,1	-7,7	5,8
Maio	20,6	5,8	-4,7
Junho	20,6	3,4	0,6
Julho	19,5	12,7	21,2
Agosto	22,1	15,4	5,9
Setembro	24,2	11,9	5,6
Outubro	25,2	5,5	7,2
Novembro	24,9	17,9	9,9
Dezembro	25,4	1,8	4,6

Fonte: Elaborada pelo autor.

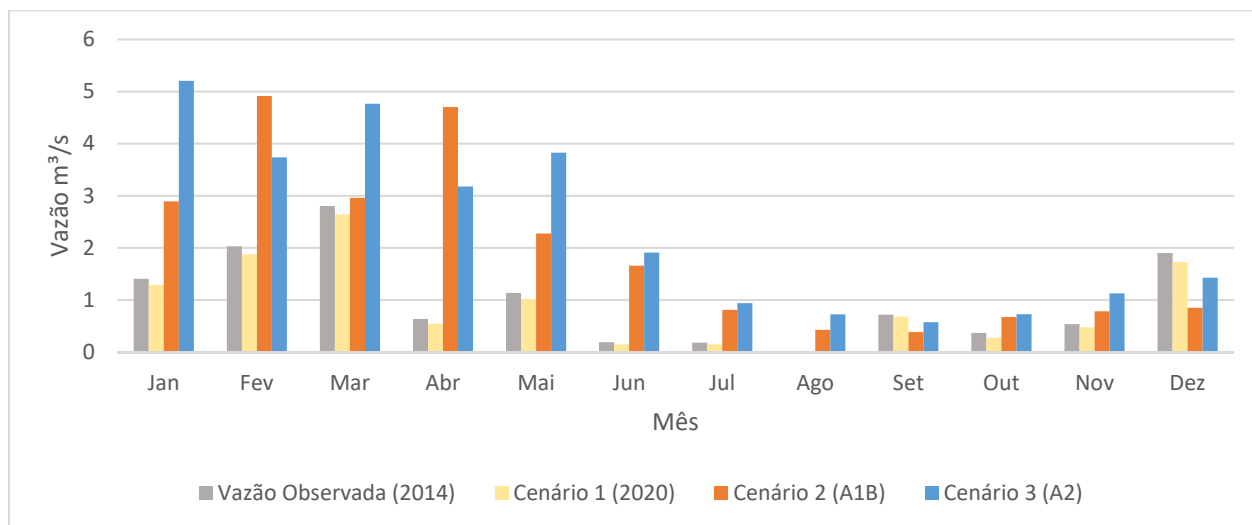
5.5.5 Impactos dos Cenários Gerados na Vazão

Usando os dados de temperatura e precipitação, o modelo hidrológico calibrado e validado foi usado para simular a vazão para o ano de 2020 e 2050. Os resultados foram comparados com o ano de referência de 2014. A Figura 47 mostra a vazão mensal para o ano base de 2014 e para os cenários gerados.

Em média, a vazão aumentou em todos os meses nos dois cenários climáticos futuros (A1B e A2), enquanto o Cenário 1 (2020) apresentou uma redução da vazão de 8,8% em relação a 2014. Também é possível observar que as variações da vazão foram mais acentuadas no verão e outono do que no inverno e primavera.

O Cenário 3 (A2), de altas emissões, produziu um aumento substancial na vazão (aumento de 136,7%), e isto decorre de maiores taxas de precipitação, temperatura e escoamento superficial quando comparado com os outros cenários. Embora não se deve esperar uma relação linear direta entre o aumento da precipitação e a vazão, estudos anteriores (SCHILLING e LIBRA, 2003; ZHANG e SCHILLING, 2006), sugerem que o uso da terra também tem um papel importante na vazão da bacia.

Figura 47 - Variações médias mensais na vazão para o ano de 2014 e cenários criados.



Fonte: Elaborada pelo autor.

No entanto, o aumento da vazão pode não aliviar o problema da escassez de água na estação seca, já que as chuvas estão concentradas no período chuvoso. Isso pode causar inundações ao invés de reduzir o estresse hídrico da bacia. No período de julho a dezembro, a vazão apresentou pouca variação, mesmo com a precipitação mais elevada a partir de setembro.

No Cenário 2 (A1B), a vazão apresentou aumento de 96,1% em relação a 2014, apresentando vazão média mensal de 1,9 m³/s.

5.5.6 Efeitos do Uso e Cobertura da Terra e dos Estados de Tempo nos Componentes Hidrológicos

A disponibilidade hídrica em uma bacia está relacionada a uma série de fatores, meteorológicos e físicos, que definem como a água é distribuída nos componentes do balanço hídrico, como escoamento superficial, água subterrânea, evapotranspiração, entre outros.

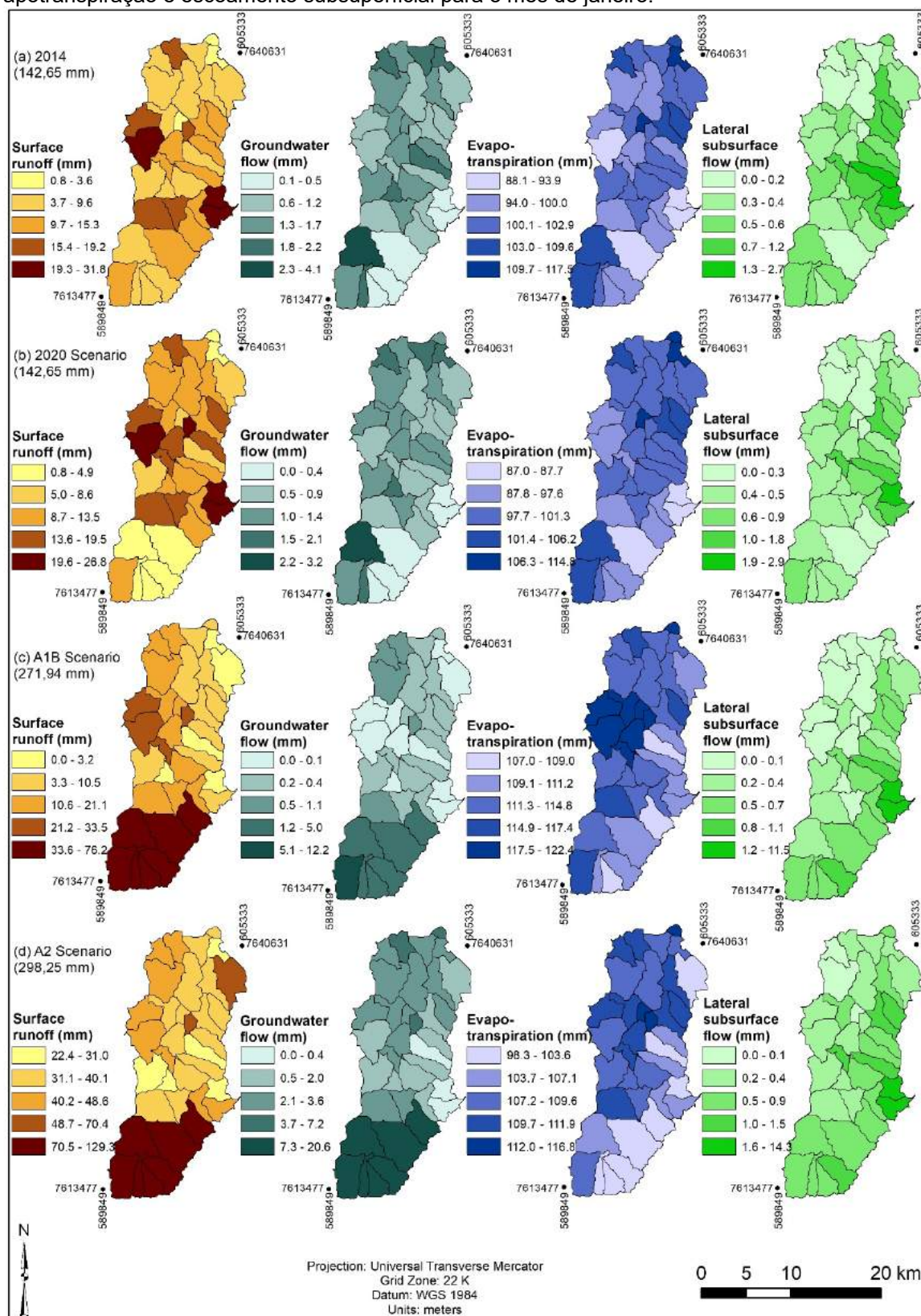
Neste estudo, a evapotranspiração não foi utilizada para calibrar e validar o modelo hidrológico devido à ausência de dados. Como a soma da vazão e da evapotranspiração em um ano é quase igual à precipitação total (ZANG e LIU, 2013), uma boa simulação de vazão também implica uma boa simulação de evapotranspiração.

Na calibração do modelo, a água subterrânea mostrou-se importante na hidrologia da bacia, contribuindo diretamente para a vazão do canal principal, então, através da simulação da vazão foi possível estimar os valores para água subterrânea.

Por ocorrer nas primeiras camadas do solo, fica difícil separar o escoamento subsuperficial do escoamento superficial, já que em pequenas depressões o escoamento subsuperficial pode aflorar e se tornar superficial. Então, o escoamento subsuperficial também contribui para a vazão, pois a área da bacia apresenta terrenos relativamente planos, favorecendo a infiltração, já que 60% da área encontra-se em áreas de até 4% de declividade, 22% da área em até 8% de declividade, e 18% em áreas acima de 8% de declividade. Além disso, os solos da área são bem drenados, o que também contribui para a infiltração da água.

A Figura 48 e a Figura 49 mostram a distribuição espacial do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial para os cenários analisados nos períodos de verão (janeiro) e inverno (julho), respectivamente. O Apêndice G apresenta a distribuição espacial dos parâmetros hidrológicos com base na média anual.

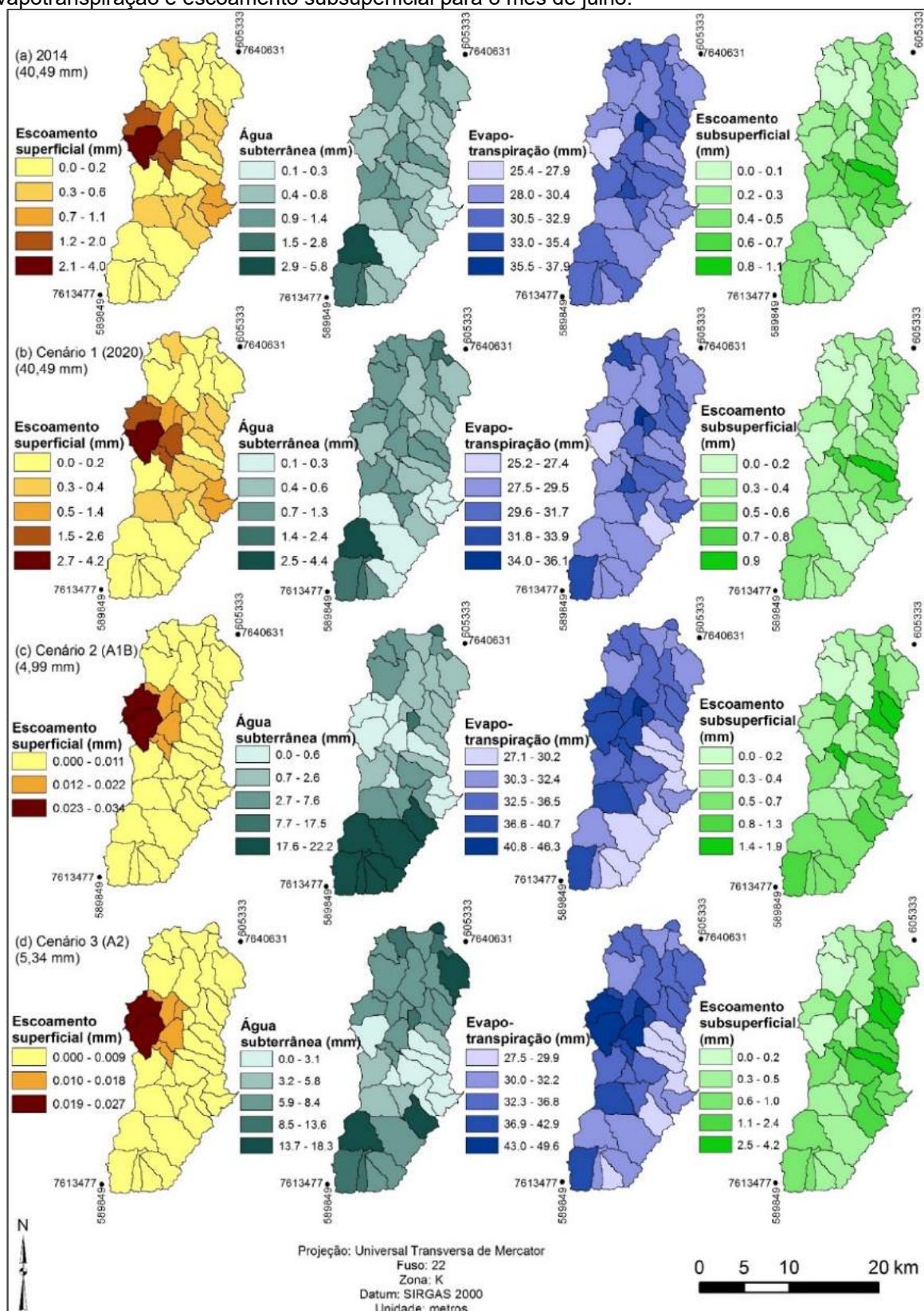
Figura 48 - Padrões espaciais de mudanças do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial para o mês de janeiro.



A primeira linha (a) mostra a distribuição espacial dos parâmetros para o ano base de 2014. A segunda linha (b), apresenta os parâmetros para o Cenário 1 (2020). A terceira linha (c), são os parâmetros para o Cenário 2 (A1B), e, a última (d) para o Cenário 3 (A2). Os valores entre parênteses informam a precipitação acumulada no mês.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 49 - Padrões espaciais de mudanças do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial para o mês de julho.



A primeira linha (a) mostra a distribuição espacial dos parâmetros para o ano base de 2014. A segunda linha (b), apresenta os parâmetros para o Cenário 1 (2020). A terceira linha (c), são os parâmetros para o Cenário 2 (A1B), e, a última (d) para o Cenário 3 (A2). Os valores entre parênteses informam a precipitação acumulada no mês.

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 48 e a Figura 49 mostram que, evidentemente, o verão e o inverno apresentam regimes hidrológicos muito diferentes, controlados pela quantidade e intensidade das chuvas, temperatura e pelas mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra.

Nos dois cenários de mudanças climáticas gerados, é possível observar que apresentaram o mês de janeiro mais chuvoso e o mês de julho mais seco, comparados com o ano de 2014.

No mês de janeiro (verão), as variações no escoamento superficial no Cenário 1 ocorreram sobretudo nas áreas de borda da bacia, onde a declividade é mais acentuada. A redução no escoamento superficial nessas áreas pode ter ocorrido, principalmente, devido a substituição de áreas de pastagem (-11,08%) por cana-de-açúcar (+8,13%), que possui maior capacidade de retenção de água do que a pastagem.

A descarga de água subterrânea no Cenário 1 apresentou redução comparado ao ano de 2014, possivelmente devido à cana-de-açúcar. As áreas que apresentam maior descarga de água subterrânea são nas áreas de cabeceiras de drenagem, com destaque para a sub-bacia 33 (córrego do Salto), e estas áreas são caracterizadas por superfície freática rasa e rios efluentes, influenciados pela elevação regional dos níveis d'água devido à proximidade da barragem de Nova Avanhandava.

As alterações ocorridas nas sub-bacias referentes à evapotranspiração no Cenário 1 estão diretamente ligadas às mudanças do uso e cobertura da terra. As áreas cobertas com vegetação arbórea e cana-de-açúcar apresentam os valores mais elevados de evapotranspiração, enquanto as áreas com solo exposto, pastagem e área urbana apresentaram valores mais baixos.

O escoamento subsuperficial não apresentou grandes mudanças comparado a 2014; as maiores mudanças concentraram-se nas sub-bacias 26 e 29, localizadas na borda da bacia (Figura 41). Nestas sub-bacias houve uma redução média de 6,22% na pastagem e de 7,50% no solo exposto, enquanto as áreas de cana-de-açúcar e vegetação arbórea aumentaram em média 9,7% e 4%, respectivamente. A redução das áreas de solo exposto e pastagem dando lugar para a vegetação arbórea e cana-de-açúcar podem explicar o aumento no escoamento subsuperficial.

No Cenário 2 (A1B), os impactos foram mais pronunciados, apresentando aumento em todos os componentes hidrológicos no mês de janeiro (verão),

influenciados principalmente pela taxa de precipitação mais elevada (+33,6%) em relação a 2014.

Neste cenário, o escoamento superficial em janeiro apresentou um grande aumento comparado com 2014. As maiores mudanças neste parâmetro foram encontradas nas sub-bacias localizadas nas áreas de cabeceiras de drenagem, com destaque para as sub-bacias 30 (córrego do Papagaio) e 32 (córrego do Saltinho).

Os parâmetros de descarga de água subterrânea e escoamento subsuperficial neste cenário apresentaram um crescimento significativo. Essas alterações podem estar ligadas à substituição da pastagem pela cana-de-açúcar em grande parte da bacia, principalmente nas áreas mais elevadas, onde se encontram as áreas de nascentes. Os valores mais elevados relativos à evapotranspiração, quando comparados com o ano base de 2014, estão relacionados ao aumento da precipitação e da temperatura (média de 1,3 °C no ano).

No Cenário 3 (A2), destaca-se o aumento da descarga de água subterrânea, escoamento subsuperficial e escoamento superficial para o mês de janeiro (verão) na maioria das sub-bacias.

A taxa de escoamento superficial em janeiro está associada às mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra e a precipitação mais intensa, maior que o dobro da observada em 2014, e também pode estar relacionada com a saturação do solo. O escoamento superficial elevado contribui para o efeito de erosividade da chuva, afetando o desprendimento e o transporte de partículas.

O aumento da contribuição da água subterrânea e o escoamento subsuperficial sobre a vazão pode estar associado com a distribuição e intensidade de eventos excepcionais de chuvas nas áreas de recarga, o que pode resultar em níveis de água mais altos, elevando o risco de inundações e com danos às propriedades e às culturas. A descarga de água subterrânea ocorre principalmente ao longo dos sistemas de drenagem e zonas úmidas, incluindo lagos, planícies e planícies de inundação.

Em julho (inverno), o Cenário 1 (2020) manteve a taxa de escoamento superficial pouco alterada quando comparado com o ano de 2014, com as maiores taxas de escoamento localizadas nas sub-bacias onde se encontra a área urbana. Nos outros cenários, a taxa de escoamento é praticamente nula, devido à baixa precipitação. Estas mudanças no escoamento afetam potencialmente a população, a

agricultura de irrigação e as indústrias, que dependem fortemente da água fornecida pela bacia.

A descarga de água subterrânea no mês de julho, apresentou valores mais elevados do que os do mês de janeiro, com exceção do Cenário 3 (A2), mostrando que a água subterrânea exerce um papel importante na vazão durante o período de estiagem, concordando com os resultados obtidos na fase de análise de sensibilidade do modelo.

5.5.7 Relação Entre Precipitação, Temperatura e Uso e Cobertura da Terra na Vazão

O Apêndice H apresenta os diagramas de dispersão utilizando regressão linear simples. O coeficiente de determinação (R^2) foi calculado com base nos dados da precipitação anual total, temperaturas médias anuais e as áreas das classes de uso e cobertura da terra dos anos de 2014, 2020, e 2050, utilizando os prognósticos gerados.

A correlação entre vazão e precipitação apresentou um coeficiente de determinação moderado, de 0,5078, indicando que não há uma relação linear direta entre as duas variáveis. Jha et al. (2004) mostraram que no SWAT, um aumento de 21% na precipitação média anual leva a um aumento de 50% na vazão.

A temperatura apresentou R^2 de 0,9454, indicando uma forte correlação positiva. Isso ocorre porque temperaturas mais altas aceleram o ciclo hidrológico e aumentam as chuvas, como foi encontrado por Funk e Brown (2009); Laderach et al. (2010) e Odira et al. (2010).

De modo geral, a vazão apresentou maior correlação com as mudanças do uso e cobertura da terra, com exceção da fraca correlação negativa encontrada com a vegetação arbórea (R^2 de 0,3901). Os dados plotados indicam que quanto maior a área ocupada com a vegetação arbórea menor será a vazão. De acordo com HAMILTON e KING, 1983 e BRUIJNZEEL, 1990, a remoção parcial ou total da cobertura arbórea aumenta a quantidade total de água nos rios, influenciada principalmente pela diminuição da evapotranspiração das árvores, que faz com que os solos fiquem mais úmidos e, portanto, mais sensíveis à chuva.

A cana-de-açúcar, solo exposto, pastagem e área urbana apresentaram valores de R^2 elevados (0,8649, 0,9356, 0,7736 e 0,8893, respectivamente). As classes solo exposto e pastagem apresentaram uma forte relação negativa, indicando que quanto maior a área ocupada por essas classes, menor é a vazão. A cana-de-açúcar e a área

urbana apresentaram relação positiva com a vazão. Porém, como demonstrado por Schmidt (1997), a relação da cana-de-açúcar com a vazão é complexa, e depende de vários fatores, como sua localização na bacia, as condições do solo e da encosta, o estágio de crescimento, as práticas de manejo e as condições climáticas locais. Portanto, essa relação positiva encontrada com a cana-de-açúcar deve ser vista com cautela, pois pode ter sido enviesada pelo aumento da área plantada de cana-de-açúcar no ano de 2050 e ao aumento da taxa de precipitação.

6 DISCUSSÃO

Para dar suporte à pesquisa, um trabalho de campo foi conduzido na área da bacia do ribeirão Lajeado em outubro de 2016. No Apêndice I, encontra-se a lista com as fotos e os pontos visitados durante o campo.

É importante reconhecer que não há um único modelo que seja capaz de capturar todos os processos-chave para explorar as mudanças de uso e cobertura da terra em diferentes escalas espaciais e temporais relevantes, a fim de se fazer uma avaliação completa dos fatores que impulsionam as mudanças (VERBURG, EICKHOUT e VAN MEIJL, 2008).

A análise realizada explora as mudanças ocorridas não somente do ponto de vista estatístico, mas também físico.

Incerteza dos dados

Dois modelos foram combinados neste estudo, o Dinamica EGO e o SWAT, com o objetivo de gerar prognósticos espaço-temporais de uso e cobertura da terra e verificar sua influência nos componentes hídricos da bacia. O processo de modelagem envolve uma série de configurações complexas de ambos os modelos, que são susceptíveis a incertezas nos resultados. Além disso, a escolha do modelo e o próprio modelo, especialmente o modelo hidrológico de base física, são importantes fontes de incerteza (CHEN, XU e GUO, 2012).

O modelo de mudanças de uso e cobertura da terra realiza as projeções utilizando a cadeia de Markov, que se baseia no pressuposto que as mudanças projetadas seguirão uma tendência histórica observada, o que nem sempre corresponde à realidade, além de o modelo não considerar nas projeções de uso e cobertura da terra fatores climáticos que podem influenciar o uso da terra. Assim, é difícil garantir que as mudanças projetadas serão realistas para o futuro, especialmente quando as projeções são realizadas no médio ou longo prazo, já que uma série de fatores estão envolvidos nessa questão.

A coleta dos dados necessários para implementar os modelos foi uma questão importante e também um processo demorado. Dificuldades na aquisição dos dados não permitiram obter todas as variáveis em escala adequada ao estudo. A incompatibilidade de escala entre as variáveis unidades litoestratigráficas e solos é um fator que deve ser levado em consideração, pois isso pode ser uma fonte de erros

no processo de simulação, já que modelos são construídos sobre algumas hipóteses e generalizações que podem não ser necessariamente verdadeiras.

Além disso, outras variáveis poderiam ser incorporadas ao modelo para tentar melhorar os resultados, como dados censitários que auxiliariam a classe área urbana a obter melhores resultados.

Validação do modelo

Os valores obtidos para a validação dos mapas simulados de uso e cobertura da terra utilizando o método adaptado de similaridade *fuzzy* variam de 58,3% para o ano de 2002 a 87,8% para o ano de 2014, utilizando como base uma janela de 5x5 *pixels*. Em trabalhos semelhantes, que utilizam a bacia hidrográfica como unidade de estudo e imagens Landsat como fonte de informação, Benedetti (2010) encontrou valores entre 71,2% e 80,3%, estudando as mudanças na cobertura florestal das serras gaúchas e utilizando cinco classes de cobertura da terra. Molin (2014) analisou a vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba utilizando sete classes de cobertura da terra e obteve valores de validação entre 40% e 58%; Pisani (2013) estudou o aporte de sedimentos na sub-bacia do rio Capivara em Botucatu-SP adotando seis classes de uso da terra, e os valores da validação ficaram entre 64% e 70%.

A utilização de uma plataforma para calcular parâmetros de métricas de paisagem auxiliou na obtenção de melhores resultados na validação do modelo de mudanças de uso e cobertura da terra, e os resultados obtidos estão de acordo com outros trabalhos consultados na literatura.

Mudanças no uso e cobertura da terra

No período compreendido entre 1985 e 1996 (11 anos), houve poucas alterações nas classes de uso e cobertura da terra. As classes pastagem e água permaneceram praticamente inalteradas, ocupando cerca de 66% e 5%, respectivamente, e a classe cana-de-açúcar ocupando uma média de 6,25% de toda área.

As oscilações de área na classe água podem ter ocorrido devido a variações no ângulo de aquisição das imagens, variações sazonais das planícies inundáveis, de represamentos, ou também devido a erros de classificação.

A partir do ano 2002, a expansão da cultura da cana-de-açúcar tornou-se mais expressiva, ocupando 14,55% da área, correspondendo a 671,42 km². Esse fato é

confirmado por Rudorff et al. (2010), que apontam um incentivo no ano de 2002 para a produção de cana-de-açúcar no estado de São Paulo devido ao anúncio dos veículos flex pela indústria automobilística brasileira, e a região noroeste do estado foi a que teve a expansão mais significativa.

Quanto ao corte da cana-de-açúcar, a mudança do corte manual para a colheita mecanizada foi uma ação importante para a conservação do solo, já que a queima agrava os processos erosivos devido à falta da cobertura vegetal e a colheita mecanizada mantém a palha no solo, protegendo-o da erosão e aumentando a quantidade de matéria orgânica. Em 2014, apenas 8% de toda a cana-de-açúcar da área estudada estava plantada em áreas com declividade superior a 12%, não permitindo a colheita mecanizada.

O aumento da área de vegetação arbórea em áreas antes ocupadas com cana-de-açúcar e pastagens no período de 2008 a 2014 pode ser um reflexo do Protocolo Agroambiental do Setor Sucroenergético Paulista (SÃO PAULO, 2007), que definiu a proteção de áreas de mata ciliares e nascentes, além de prever a recuperação da vegetação em áreas rurais do empreendimento canavieiro.

É importante salientar que a classe solo exposto está fortemente atrelada à cana-de-açúcar, e então, possui uma sazonalidade, ocorrendo nos períodos de entressafra e de rebrota da cana-de-açúcar. Vale ressaltar ainda que a cana-de-açúcar cultivada em grandes áreas é colhida geralmente entre os meses de abril e dezembro, sendo o calendário de corte variável e definido pelas usinas.

Durante todo o período estudado, a classe área urbana apresentou um crescimento de 23,53 km², representando um aumento superior a 118%. A expansão urbana, quando ocorrida sem planejamento, causa o avanço sobre terras agrícolas, e esta conversão impermeabiliza o solo e, conseqüentemente, aumenta o escoamento superficial, podendo causar a erosão. Além disso, o aumento da densidade populacional nos países em desenvolvimento também contribui para a degradação da terra quando os agricultores cultivam continuamente a terra, sem a reposição adequada de nutrientes do solo (NKONYA et al., 2012).

A classe vegetação arbórea perdeu 347,95 km² de área em 17 anos, no período de 1985 a 2002. A partir do ano 2008, iniciou-se a regeneração desta classe, e em 2014, a área ocupada pela vegetação arbórea foi superior à observada no ano de 1985. Essa recuperação da vegetação ocorreu principalmente devido a programas de recuperação das margens de corpos e cursos d'água empregados pelos

municípios. A vegetação arbórea da área é constituída por remanescentes de mata ciliar e por fragmentos de mata dispersos, sendo o mais representativo o encontrado no município de Promissão, onde se localizam alguns assentamentos rurais.

Quando considerada apenas a bacia do ribeirão Lajeado, a vegetação arbórea reduziu-se em 40,7 km² no período de 1985 a 2002, e a partir de 2008, foi possível observar o início da regeneração desta classe. Nessa bacia, o Consórcio Intermunicipal ribeirão Lajeado (CIRL) possui um programa de recomposição ciliar e de manejo do solo, que visa realizar o plantio de espécies nativas e orientar os proprietários para práticas de conservação do solo.

O trabalho de campo realizado ao longo da bacia do ribeirão Lajeado revelou que as mudanças ocorridas nas últimas décadas no uso e cobertura da terra ainda são perceptíveis, com alguns trechos apresentando assoreamentos, solapamentos de margens e erosões. A mata ciliar ocorre em faixas estreitas ao longo do rio, formada por fragmentos descontínuos e remanescentes florestais afastados das margens. A recomposição florestal realizada pelo CIRL está concentrada na área à montante da captação de água do município de Penápolis e visa principalmente à proteção das áreas de nascente e dos cursos d'água.

As margens são ocupadas principalmente pelo cultivo da cana-de-açúcar, pecuária bovina e áreas urbanas. A ausência de cercamento ao longo das áreas sem mata ciliar permite que o gado chegue até o leito, contribuindo para o aparecimento de sulcos devido ao pisoteamento.

O trecho localizado à jusante da área de captação de água de Penápolis é o mais degradado da bacia. É onde ocorre o lançamento dos efluentes líquidos de origem sanitária provenientes das lagoas de tratamento (Apêndice I, Ponto 29), e como o esgoto não é tratado adequadamente e lançado sobre o ribeirão Lajeado, causa a degradação da qualidade da água e desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos e terrestres (BRANCO, 1993).

Quanto ao uso de defensivos agrícolas, os pequenos produtores da região, que cultivam principalmente hortaliças, banana e batata doce, informaram que, devido ao tamanho reduzido da área plantada, não aplicam defensivos em larga escala, porém, a maior parte da bacia é coberta por cana-de-açúcar e a aplicação de herbicidas para controle de plantas daninhas impacta a qualidade da água que é captada para tratamento e distribuição, além de poder contaminar o solo e a água subterrânea se não forem aplicados adequadamente.

Entre as variáveis que mais contribuíram para as mudanças de uso e cobertura da terra, destacaram-se a distância às estradas principais, distância às estradas secundárias e a altimetria. Em estudo realizado por Pisani (2013), a variável distância às estradas vicinais foi apontada como uma das mais importantes no entendimento das mudanças na paisagem.

Isso pode ser explicado devido ao fato de que a rede viária é utilizada para o escoamento da produção de cana-de-açúcar, e a proximidade de estradas das áreas produtoras facilita a logística de transporte. Quanto à topografia, as áreas mais suscetíveis à alteração encontram-se na porção mais plana da bacia, onde está presente a unidade de relevo colinas amplas.

Os prognósticos gerados, com base na matriz de transição do último período de simulação, fizeram com que os futuros padrões de uso e cobertura da terra não resultassem significativamente diferentes do padrão real observado em 2014, em que a classe pastagem apresenta uma tendência de redução anual, enquanto as classes vegetação arbórea, cana-de-açúcar, solo exposto e área urbana revelam uma tendência ao crescimento.

O acentuado decaimento da área de pastagem nos prognósticos gerados pode ser relacionado com a força expansiva da cana-de-açúcar, associado com uma mudança da pecuária extensiva para uma pecuária intensiva, o que intensifica a migração das pastagens para a lavoura.

Modelo hidrológico

No modelo hidrológico, foram analisados quatro componentes hidrológicos (escoamento superficial, água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial) simulados no modelo SWAT, porém, o modelo foi calibrado e validado usando apenas um componente, a vazão. Portanto, as estimativas previstas dos componentes que não foram calibrados são mais incertas. Outras fontes de incerteza no modelo hidrológico incluem o MCG, as incertezas nas futuras condições climáticas e nos cenários de emissões, erros de *downscaling* nos dados de precipitação e temperatura e erros inerentes ao próprio SWAT (ROSTAMIAN et al., 2008).

Outro fator importante que deve ser considerado na análise dos resultados é o número limitado de estações pluviométricas existentes na área. Além de o número ser insuficiente, o período de dados disponíveis também foi um fator limitante para a seleção das estações. No entanto, como o objetivo foi avaliar os impactos de longo

prazo ao invés de impactos de eventos, ou eventos individuais, em um curto período de tempo, o modelo bem calibrado e validado em uma escala mensal pode ser considerado aceitável para avaliar os impactos de longo prazo do clima e do uso e cobertura da terra (WU, LIU e GALLANT, 2012).

Os valores dos índices estatísticos obtidos para avaliar a *performance* do modelo estão de acordo com outros estudos que foram conduzidos em diferentes partes do país. Pontes et al. (2016) estudaram as bacias dos rios Camanducaia e Jaguarí e obtiveram valores de NSE de 0,85 e 0,88 para o período de calibração e validação, respectivamente, e PBIAS de -10,9 para calibração e -1,1 para o período de validação. Silva et al. (2015) realizaram a análise de sensibilidade e calibração do modelo para a vazão na bacia do rio Poxim, em Sergipe. Para o período de calibração, os valores de NSE e PBIAS ficaram em 0,74 e 4,79, respectivamente, e para validação o NSE alcançado foi de 0,88 e PBIAS de -17,70.

O aumento na vazão e no volume do escoamento superficial encontrados nos cenários climáticos gerados são provavelmente devido às chuvas mais intensas, bem como a conversão em terras agrícolas (cana-de-açúcar). Os estágios iniciais da plantação podem levar à compactação e selagem do solo (BRONSTERT, 2003). Assim, o desenvolvimento das plantações pode causar excesso de escoamento superficial como resultado da formação de uma camada superficial com baixa capacidade de armazenamento de humidade e condutividade hidráulica.

Além disso, a precipitação é a principal força motriz do ciclo hidrológico, e qualquer mudança na quantidade será refletida nos componentes hidrológicos da bacia. O aumento da temperatura observada nos cenários climáticos gerados afeta a evapotranspiração e a produção vegetal que, em última instância, afetará a cobertura da terra no longo prazo (MANGO, 2010).

De acordo com Assad e Pinto (2008), o aumento da temperatura pode ser benéfico para a cultura da cana-de-açúcar, podendo dobrar a área plantada nas próximas décadas. Porém, com o aumento contínuo da temperatura ao longo das décadas, a cultura precisará de mais áreas irrigadas, podendo afetar a resposta hidrológica da bacia.

Os cenários combinados da paisagem simulada de 2050 com o prognóstico de precipitação e temperatura para o cenário A2 mostraram que as maiores diferenças percentuais na vazão foram simuladas com até 136,7%, comparadas com o ano de referência de 2014. Embora a simulação tenha conseguido mostrar que a resposta

hidrológica se intensificará com as mudanças ocorridas nas projeções de precipitação, temperatura e mudanças no uso e cobertura da terra, uma interpretação cuidadosa do resultado é necessária. Isto é devido ao número limitado de fatores considerados em relação às mudanças climáticas usados no estudo, enquanto outros fatores, como fenômenos atmosféricos (La Niña e El Niño) que desempenham papéis importantes no clima, afetando a resposta hidrológica futura, não foram incluídos na análise (LOPES e DRACUP, 2010; PENALBA e RIVERA, 2016).

Outro fator que deve ser considerado na avaliação dos resultados é que o ano de 2014, utilizado como referência para as comparações, foi atipicamente seco, o que dificulta as comparações com os cenários gerados.

O Cenário 1 (2020) apresentou redução de 8,8% na vazão anual da bacia. Nesse cenário, qualquer mudança na vazão é significativa, uma vez que as alterações são atribuídas inteiramente às mudanças no uso e cobertura da terra da bacia.

7 CONCLUSÃO

No Brasil, ainda é um desafio desenvolver estudos que necessitam de uma grande quantidade de dados, como o modelo hidrológico adotado neste estudo. O SWAT necessita de uma grande quantidade de informações para gerar resultados confiáveis, e essas informações nem sempre estão disponíveis de forma acessível para os usuários. Além da dificuldade na obtenção, outro fator que atrapalha a elaboração desses estudos é a qualidade dos dados, que muitas vezes não estão na escala ou na precisão adequados.

O uso de cenários neste estudo ajudou a entender e visualizar melhor como as mudanças no uso e cobertura da terra e as mudanças climáticas agem em conjunto para alterar a resposta hidrológica da bacia. Infelizmente, o curto período de dados de vazão disponível na área foi um fator limitante para extrapolar a análise para outros períodos, e assim entender melhor a relação entre uso e cobertura da terra e a hidrologia local.

Os resultados das tendências de vazão associados com os cenários de mudanças climáticas indicaram que pode haver um aumento na vazão dos rios da bacia do ribeirão Lajeado, principalmente na estação chuvosa. Embora o modelo utilizado não seja capaz de quantificar o quanto cada fator contribuiu nas mudanças dos componentes hidrológicos, pode-se afirmar que as mudanças no uso e cobertura da terra exercem um papel importante na alteração dos componentes hidrológicos, com destaque para a cana-de-açúcar e a área urbana. Com base nessas informações, estratégias adequadas podem ser implementadas, como planejar desenvolvimento urbano, particularmente ao longo de rios e em áreas de várzea.

As mudanças do uso e cobertura da terra encontradas na área estudada, principalmente o avanço da cultura da cana-de-açúcar nas últimas décadas, são típicas de muitas regiões do Brasil, principalmente no estado de São Paulo. A abordagem adotada neste trabalho pode ser utilizada em outras áreas para auxiliar o planejamento integrado de uso da terra e da hidrologia.

O estudo dos estados de tempo foi baseado em simulações de apenas um modelo climático (CM 2.1) e um método estatístico de *downscaling* (SDSM). Essas limitações devem ser consideradas na avaliação dos resultados e no planejamento de um trabalho futuro, pois, se fossem considerados outros modelos climáticos na análise, eles poderiam proporcionar uma visão e compreensão mais profunda dos

resultados. Outro fator limitante para comparação dos resultados obtidos, é a escassez de trabalhos no Brasil avaliando o impacto das mudanças climáticas sobre os parâmetros hidrológicos nas bacias hidrográficas.

A modelagem climática realizada neste estudo foi feita considerando os cenários SRES. Atualmente, uma abordagem ligeiramente diferente é realizada, considerando a concentração de gases do efeito estufa, e não as emissões, denominada Caminhos Representativos de Concentração (*Representative Concentration Pathways* - RCPs). Assim, recomenda-se aplicar esta nova abordagem na modelagem climática em trabalhos futuros.

Em resumo, as características climáticas principais encontradas na bacia do ribeirão Lajeado para o futuro (2050) foram a temperatura e a precipitação mais elevadas, e ambas, em conjunto, levaram a um aumento da vazão, que pode favorecer inundações nas áreas mais baixas da bacia.

A integração de diferentes modelos, como o realizado neste estudo, fornece uma perspectiva para a compreensão dos possíveis impactos hidrológicos futuros, podendo auxiliar na elaboração de políticas públicas que visem preservar a qualidade e a quantidade de água disponível para uso. Além disso, os resultados quantitativos nas formas de mapas, hidrogramas e dados tabulados podem ser usados alternativamente para facilitar uma maior educação comunitária e engajamento no processo de tomada de decisão.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340-1352. 2004.
- ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, n. 2-4, p. 413-430. 2/15/, 2007.
- ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT. in: MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation, Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2007. **Proceedings**. p. 1603-1609.
- ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP: SWAT Calibration and uncertainty programs – A user manual**. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland. 100p. 2015.
- AES TIETÊ, **Nova Avanhandava**, Disponível em: <<http://www.aestiete.com.br>> Acesso em: 23 mai, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS – ANTAQ. **Transporte de cargas nas hidrovias brasileiras 2010**. Hidrovia do Paraná-Tietê. Superintendência de Navegação Interior. 2011.
- AGTERBERG, F. **Geomathematics: Theoretical Foundations, Applications and Future Developments**, Springer International Publishing, v.18, 553p. 2014.
- AGTERBERG, F. P.; BONHAM-CARTER, G. F. Deriving weights of evidence from geoscience contour maps for the prediction of discrete events, In: International Symposium APCOM, 22., 1990, Berlim, **Proceedings...** Berlin: Technical University of Berlin, 1990, Artigos, p. 381-395, CD-ROM.
- AKIN, A.; SUNAR, F.; BERBEROĞLU, S. Urban change analysis and future growth of Istanbul. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 8, p. 1-15. 2015.
- AL-BAKRI, J. T.; SALAHAT, M.; SULEIMAN, A.; SUIFAN, M.; HAMDAN, M. R.; KHRESAT, S.; KANDAKJI, T. Impact of climate and land use changes on water and food security in Jordan: Implications for transcending “the tragedy of the commons”. **Sustainability**, v. 5, n. 2, p. 724-748. 2013.
- ALMEIDA, C. M.; BATTY, M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; LOPES, C. Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation, **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 27, n. 5, p. 481-509, 2003.
- ALMEIDA, C. M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G. Perspectiva histórica de modelos de dinâmicas urbanas e regionais, In: ALMEIDA, C. M.; CÂMARA, G.;

MONTEIRO, A. M. V. **Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p.254-285.

ALMEIDA, F. F. M. Fundamentos geológicos do relevo paulista, **Bol, Inst, Geogr, e Geol.**, São Paulo, v, 41, p, 169-263, 1964.

ANDERSEN, J.; REFSGAARD, J. C.; JENSEN, K. H. Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin - model construction and validation, **Journal of Hydrology**, v, 247, n, 3, p, 200-214, 2001.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89. 1998.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508. 2012.

ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., SRINIVASAN, R., WILLIAMS, J. R., HANEY, E.B., & NEITSCH, S. L. (2012a). **Soil and water assessment tool input/output documentation version 2012**. Texas Water Resources Institute.

ASSAD, E.D.; PINTO, H.S. **Aquecimento Global e a Nova Geografia da produção Agrícola no Brasil**. 1. ed. Brasília: Embaixada Britânica, 2008. v.1. 82 p.

BARBOSA, H. M. J.; MARENGO, J. A. Análise preliminar da TSM dos modelos acoplados utilizados no IPCC-AR4. Anais... CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, São Paulo: SBMet, 2008.

BARNI, P. E. **Reconstrução e asfaltamento da Rodovia BR-319: Efeito “dominó” pode elevar as taxas de desmatamento no Sul do Estado de Roraima**. 2009. 137f. Dissertação (mestrado em Ciências de Florestas Tropicais). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM.

BATEZELLI, A.; SAAD, A. R.; ETCHEBEHERE, M. L. C.; PERINOTTO, J. A. J.; FULFARO, V. J. Análise Estratigráfica aplicada à Formação Araçatuba (Grupo Bauru-Ks) no centro-oeste do Estado de São Paulo. **Geociências**, v. 22, n. 1, p. 5-32. 2003.

BATTY, M. Cellular automata and urban form: a primer, **Journal of the American Planning Association**, v. 63, n. 2, p. 266-274, 1997.

BATTY, M.; XIE, Y.; SUN, Z. Modeling urban dynamics through GIS-based cellular automata, **Computers, environment and urban systems**, v. 23, n. 3, p. 205-233, 1999.

BELL, E. J.; HINOJOSA, R. C. Markov Analysis of Land-Use Change - Continuous Time and Stationary Processes, **Socio-Economic Planning Sciences**, v. 11, n. 1, p. 13-17, 1977.

- BENEDETTI, A. **Modelagem dinâmica para simulação de mudanças na cobertura florestal das serras do sudeste e campanha meridional do Rio Grande do Sul**. 2010. 167f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Santa Maria, RS, Universidade Federal de Santa Maria, 2010.
- BERGSTRÖM, S.; FORSMAN, A. Development of a conceptual deterministic rainfall-runoff model. **Hydrology Research**, v. 4, n. 3, p. 147-170. 1973.
- BISHOP, M. P.; SHRODER JR, J. F.; BONK, R.; OLSENHOLLER, J. Geomorphic change in high mountains: a western Himalayan perspective. **Global and Planetary change**, v. 32, n. 4, p. 311-329. 2002.
- BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**, Pergamon, 1994.
- BONHAM-CARTER, G. F.; AGTERBERG, F. P.; WRIGH, D. F. Weights of evidence modeling: a new approach to mapping mineral potential, In: AGTERBERG, F.P.; BONHAM-CARTER, G. F. (Eds.) **Statistical Applications in the Earth Sciences**: Geol, Surv, Of Canada, Paper, pp, 171–183, 1989.
- BRANCO, S. M. **Água: origem, uso e preservação**. 2. ed. São Paulo: Moderna, 1993. 71p.
- BRASIL, Ministério da Agricultura, Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas, Comissão de solos, **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo**, Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas, 1960, 634p, (SNPA, Boletim 12).
- BRONSTERT, A. Floods and climate change: interactions and impacts. **Risk Analysis**, v. 23, n. 3, p. 545-557. 2003.
- BROOK, H.; ARGAW, M.; SULAIMAN, H.; ABIYE, A. The Impact of Land Use/Land Cover Change on Hydrological Components due to Resettlement Activity: SWAT Model Approach. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 37, n. 1, p. 49-60. 2011.
- BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion**: a state of knowledge review. Paris, UNESCO International Hydrological Programme. 1990.
- CEPAGRI, Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <<http://www.cepagri.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 22 de abril de 2014.
- CETEC, Centro Tecnológico de Fundação Paulista de Tecnologia e Educação, CBH-BT – Comitê da Bacia Hidrográfica do Baixo Tietê, **Situação dos Recursos Hídricos do Baixo Tietê – UGRHI 19**, Minuta Preliminar do Relatório Técnico Final, Diretor – CTEC: Wiltevar Verati, Lins, 1999.

CHADID, M. A.; DÁVALOS, L. M.; MOLINA, J.; ARMENTERAS, D. A Bayesian Spatial Model Highlights Distinct Dynamics in Deforestation from Coca and Pastures in an Andean Biodiversity Hotspot. **Forests**, v. 6, n. 11, p. 3828-3846. 2015.

CHANG, H.; FRANCIK, J. Climate Change, Land-Use Change, and Floods: Toward an Integrated Assessment. **Geography Compass**, v. 2, n. 5, p. 1549-1579. 2008.

CHEN, H.; XU, C.Y.; GUO, S. Comparison and evaluation of multiple GCMs, statistical downscaling and hydrological models in the study of climate change impacts on runoff. **Journal of hydrology**, v. 434, p. 36-45. 2012.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**, 2001, 270 p, Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2001.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**, CRC press, 2009.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1, p. 206-217. 2003.

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

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Serviço Geológico do Brasil. **Banco de Dados GEOBANK**. 2000. Disponível em: <<http://geobank.sa.cprm.gov.br/>>.

CROOKS, A. T. The repast simulation/modelling system for geospatial simulation. **CASA Working Paper**, v. 123, 38p, 2007.

DELANEZE, M. E.; RIEDEL, P. S.; MARQUES, M. L.; FERREIRA, M. V. Modelagem dinâmica espacial para o monitoramento do crescimento urbano no entorno do duto orbel. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n. 66/3. 2014.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Banco de dados hidrológicos**. 2016. Disponível em: <<http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>>.

EMBRAPA, **Sistema brasileiro de classificação de solos**, Rio de Janeiro, v. 412, 1999.

EMURPE - Empresa Municipal de Urbanização de Penápolis, Disponível em: <<http://www.penapolis.sp.gov.br/secretarias.php?codigo=15>>, Acesso em: 21 de abril de 2014.

ENVI, Environment for Visualizing Images. FLAASH, User's Guide. **Atmospheric Correction Module**: QUAC and FLAASH User's Guide, Version 4,7, ITT Visual Information Solutions Inc, 2009.

ESRI, Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS Desktop**. Versão 10.3.1
Redlands: ESRI Inc., 2015.

FAMIGLIETTI, J.; WOOD, E. Multiscale modeling of spatially variable water and energy balance processes. **Water Resources Research**, v. 30, n. 11, p. 3061-3078. 1994.

FERNANDES, A. J. **Tectonica cenozóica na porção média da bacia do rio Piracicaba e sua aplicação à hidrogeologia**. 1997. 269f. Tese (doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia). Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru (Neocretaceo), **Revista Brasileira de Geociências**, n.30 (4), 717-728, 2000.

FERNANDES, L. A. Mapa litoestratigráfico da parte oriental da Bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1:1,000,000, **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 55, 53-66, 2004.

FIGUEIREDO, E. E. Estimativa de Parâmetros Físicos do Solo da Bacia Representativa de Sumé com Base na Textura, **Anais** do IV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Campina Grande, Paraíba, ABRH, 1998.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDI, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574. 2005.

FUNK, C. C.; BROWN, M. E. Declining global per capita agricultural production and warming oceans threaten food security. **Food Security**, v. 1, n. 3, p. 271-289. 2009.

GARCÍA, G. C. **Aplicación de un modelo espacial para la elaboración de escenarios de uso/cobertura del suelo en la Huacana, Michoacán**. 2008. 70f. Dissertação (mestrado em Geografia). Facultad de Filosofía y Letras. UNAM, Cidade do México.

GAYLORD, R. J.; NISHIDATE, K. **Modeling Nature**: Cellular Automata Simulations with Mathematica, Springer-Verlag, Inc., 1996.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143-150. 2002.

GIUDICE, R. **Conservation in southeastern Peruvian Amazon**: two approaches. 2009. 234f. Dissertação (mestrado em Ciências Biológicas). University of East Anglia, Norwich.

GOODACRE, A. K.; BONHAM-CARTER, G. F.; AGTERBERG, D. F.; WRIGHT, D. F. A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. **Tectonophysics**, v. 217, n. 3-4, p. 285-

305, 1993.

GRAVELIUS, H. Grundrifi der Gesamten Gewcisserkunde. Band I: Flufikunde. **Compendium of Hydrology**, vol. I. Rivers. German. Goschen, Berlin. 1914.

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.

HAMBY, D. M. A review of techniques for sensitivity analysis of environmental models. **Environ. Monitoring and Assessment**, 32(2): 135-154, 1994.

HAMILTON, L. S.; KING, P. N. **Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses or conversions**. Westview Press Boulder. 1983.

HARGREAVES, G. L.; HARGREAVES, G. H.; RILEY, J. P. Agricultural benefits for Senegal River basin. **Journal of irrigation and Drainage Engineering**, v. 111, n. 2, p. 113-124. 1985.

HOOKE, R. L. On the history of humans as geomorphic agents, **Geology**, v, 28, n, 9, p, 843-846, 2000.

HORTON, R. E. Drainage-basin characteristics. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 13, n. 1, p. 350-361. 1932.

HOSSAIN, M.; CHIKITA, K.; MIYAMOTO, T. **Sediment loading processes in a tectonic and forested catchment**: field observations and modelling. In: Japan Geoscience Union Meeting, 2014, Kanagawa, Japão.

HUSSAIN, M.; NADYA, S.; CHIA, F. Estimating Probable Maximum Precipitation for Linau River Basin in Sarawak. **UNIMAS e-Journal of Civil Engineering**, v. 5, n. 3, p. 5. 2015.

HUTCHINSON, M. F. Calculation of hydrologically sound digital elevation models. In: Proceedings of the Third International Symposium on Spatial Data Handling. International Geographical Union Columbus, Ohio, 1988. **Proceedings**. v. p. 117-133.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v. 106, n. 3-4, p. 211-232. 1989.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**, Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IMBEAU, M.E. **La Durance**: Regime. Crues et inondations. Ann. Ponts Chausses Mem. Doc. Ser., 3(1), 5-18, 1892.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA, Portal Ipeadata. **Produção - cana-de-açúcar**. Disponível em: <<http://ipeadata.gov.br/>>, Acesso em: 4 jan 2016.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA, Portal Ipeadata. **Índice de Desenvolvimento Humano Municipal**. Disponível em: <<http://ipeadata.gov.br/>>, Acesso em: 16 ago 2014.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo**, São Paulo, 1981.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2001: the scientific basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [HOUGHTON, J.T.; DING Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881p., 2001.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: the physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.; TIGNOR, M.M.B.; MILLER, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p., 2007.

JACOB, D.; PODZUN, R. Sensitivity studies with the regional climate model REMO. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 63, n. 1, p. 119-129. 1997.

JAKEMAN, A.; LITTLEWOOD, I.; WHITEHEAD, P. Computation of the instantaneous unit hydrograph and identifiable component flows with application to two small upland catchments. **Journal of hydrology**, v. 117, n. 1-4, p. 275-300. 1990.

JENSEN, J.R.; RAMSEY, E.W.; HALKARD, E.M.; CHRISTENSEN, E.J.; SHARITZ, R.R. Inland wetland change detection using aircraft MSS data. **Photogramm. Eng. Remote Sensing**, 53, 521–529, 1987.

JHA, M.; PAN, Z.; TAKLE, E. S.; GU, R. Impacts of climate change on streamflow in the Upper Mississippi River Basin: A regional climate model perspective. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 109, n. D9. 2004.

JRC - Joint Research Centre – European Commission/Institute for Remote Sensing Applications, ESA - European Space Agency/ESRIN – Earthnet Programme Office, **Modelling Deforestation Processes – A Review**, Trees Series B: Research Report n° 1, Luxembourg: ECSC-EC-EAEC, 1994.

JUDGE, G. G.; SWANSON, E. R. Markov chains: basic concepts and suggested uses in agricultural economics, **Australian Journal of Agricultural Economics**, v, 6, n. 2, p. 49-61, 1962.

KAYASTHA, N. **Refining the committee approach and uncertainty prediction in hydrological modelling**. 2014. 195f. Tese (doutorado em Ciência da Água e Hidroinformática). Institute for Water Education. Delft University of Technology, Holanda.

KJELLSTRÖM, E.; BÄRRING, L.; GOLLVIK, S.; HANSSON, U.; JONES, C.; SAMUELSSON, P.; ULLERSTIG, A.; WILLÉN, U.; WYSER, K. **A 140-year**

simulation of European climate with the new version of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3). SMHI. 2005.

KNUTTI, R.; MASSON, D.; GETTELMAN, A. Climate model genealogy: Generation CMIP5 and how we got there. **Geophysical Research Letters**, v. 40, n. 6, p. 1194-1199. 2013.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; BAITELLO, J. B.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; YWANE, M. S. S.; LIMA, L. M. P. R.; KANASHIRO, M. M.; BARRADAS, A. M. F.; BORGIO, S. C. Levantamento da vegetação natural e caracterização de uso do solo no estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, 2003. Belo Horizonte-MG. **Anais...** Belo Horizonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2003. p. 2779-2785.

LADERACH, P.; EITZINGER, A.; OVALLE, O.; RAMIREZ, J.; JARVIS, A. **Climate Change Adaptation and Mitigation in the Kenyan Coffee Sector**. Final Report. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) A.A. 6713, Cali, Colômbia, 2010.

LAMBIN, E. F.; ROUNSEVELL, M.; GEIST, H. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 82, n. 1, p. 321-331, 2000.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, p. 159-174. 1977.

LI, K. Y.; COE, M. T.; RAMANKUTTY, N.; JONG, R. Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. **Journal of hydrology**, v. 337, n. 3, p. 258-268. 2007.

LIDÉN, R.; HARLIN, J. Analysis of conceptual rainfall-runoff modelling performance in different climates. **Journal of hydrology**, v. 238, n. 3, p. 231-247. 2000.

LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA- ARS watersheds. **Journal of Hydrological Research**, v.12, p.173 - 189, 2007.

LOPES, A.; DRACUP, J. Influence of El Nino and ITCZ on Brazilian River Streamflows. In: AGU Fall Meeting Abstracts, 2010. **Proceedings**.

LØRUP, J. K.; REFSGAARD, J. C.; MAZVIMAVI, D. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: case studies from Zimbabwe. **Journal of Hydrology**, v. 205, n. 3-4, p. 147-163. 1998.

MAEDA, E. E.; ALMEIDA, C. M.; XIMENES, A. C.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; PELLIKKA, P. 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. 2010.

MANGO, L. M. **Modeling the effect of land use and climate change scenarios on the water flux of the Upper Mara River flow, Kenya**. 2010. 189f. Dissertação

(mestrado em Estudos Ambientais). Florida International University, Miami, EUA. 2010.

MANNIGEL, A. R.; PASSOS E CARVALHO, M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L.R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo, **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, A.; ALVES, L. M.; MENDIONDO, E. M.; OBREGÓN, G.; SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31-44. 2015.

MAS, J.F.; SANDOVAL, A. F. Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. **GeoTrópico**, v. 5, n. 1, p. 1-24. 2011.

MAS, J.F.; PÉREZ-VEGA, A.; CLARKE, K. C. Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 38-45. 2012.

MCGARIGAL, K., MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351, 1995.

MENGISTU, K. T. **Watershed hydrological responses to changes in land use and land cover, and management practices at Hare Watershed, Ethiopia**. 2009. 244f. Tese (doutorado em engenharia). Universität Siegen, Research Institute for Water and Environment, Siegen, Germany. 2009.

MILLER, V. C. **A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee**. Technical report, 3, Office of the Naval Research. Dept. Geol, Columbia Univ. New York. 1953.

MOLIN, P. G. **Dynamic modeling of native vegetation in the Piracicaba River basin and its effects on ecosystem services**. 2014. 148f. Tese (doutorado em Recursos florestais). ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP.

MONTEITH, J.L. Evaporation and environment. In: FOGG, G.E. (Editor), **The State and Movement of Water in Living Organisms**, 19th Symposium of the Society for Experimental Biology. Cambridge University Press, London, UK, pp. 205-234. 1965.

MORIASI, D.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans. Asabe**, v. 50, n. 3, p. 885-900. 2007.

MORIN, G. CEQUEAU hydrological model. In: SINGH, V.P. (Editor), **Computer Models of Watershed Hydrology**. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, USA., 507– 576, 2002.

MULVANEY, T. J. On the use of self-registering rain and flood gauges in making observations of the relations of rainfall and flood discharges in a given catchment, **Proceedings of the Institution of Civil Engineerings of Irland**, 4:19–31, 1851.

NASH, J.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles, **Journal of hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NOVAES, M. R. **ANALISE DA REDUÇÃO DA QUEIMA NA COLHEITA DA CANA-DE-AÇÚCAR POR MEIO DE MODELAGEM DINAMICA ESPACIAL**. 2010. 155f. Dissertação (mestrado em Sensoriamento Remoto). INPE, São José dos Campos-SP.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009**. Texas Water Resources Institute. 2011.

NKONYA, E.; KARSENTY, A.; MSANGI, S.; SOUZA JR, C.; SHAH, M.; VOM BRAUN, J.; GALFORD, G.; PARK, S. **Sustainable land use for the 21st century**. United Nations Department of Economic and Social Affairs. Division for Sustainable Development, 94p. 2012.

NOSSENT, J. Sensitivity and uncertainty analysis in view of the parameter estimation of a SWAT model of the River Kleine Nete, Belgium. 2012. 462f. Tese (doutorado em Engenharia). Vrije Universiteit Brussel, Bruxelas.

NTI, I. K. **Geospatial process modelling for land use cover change**. 2013. 233f. Tese (doutorado em computação e ciência matemática). Auckland University of Technology, Auckland.

ODIRA, P.M.A.; NYADAWA, M.O.; NDWALLAH, B.O.; JUMA, N.A.; OBIERO, J.P. Impact of Land Use/Cover dynamics on Stream flow: A Case of Nzoia River Catchment, Kenya. **Nile Basin Water Science & Engineering Journal**, Vol.3, Issuc2, p. 64-78. 2010.

OGDEN, F.L. **CASC2D Version 1.18 Reference Manual**. Dept. of Civil & Environmental Engineering, U-37, University of Connecticut, Storrs, CT 06269, p. 106, 1998.

OLIVEIRA, J. B. Solos do Estado de São Paulo: Descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 112p, **Boletim Científico**, v. 45, 1999.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: legenda expandida, Campinas, Instituto Agronômico/EMBRAPA-Solos, Campinas, 1999, 64p, Inclui mapas.

PAL, S. K. Statistics for geoscientists: techniques and applications. **Statistics for geoscientists: techniques and applications**. 1998.

PARKER, D. C.; MANSON, S. M.; JANSSEN, M. A.; HOFFMANN, M. J.; DEADMAN, P. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land- cover change: A review, **Annals of the Association of American Geographers**, 93(2): 314-337, 2003.

PENALBA, O. C.; RIVERA, J. A. Precipitation response to El Niño/La Niña events in Southern South America—emphasis in regional drought occurrences. **Advances in Geosciences**, v. 42, p. 1-14. 2016.

PERRATON, J.; BAXTER, R. S. **Models, evaluations and information systems for planners**, MTP Construction, 1974.

PISANI, R. J. **Modelagem espacial dinâmica para o monitoramento do aporte de sedimentos na sub-bacia do rio Capivara, município de Botucatu-SP**. 2013. 163f. Tese (doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro.

PONTES, L. M.; VIOLA, M. R.; SILVA, M. L. N.; BISPO, D. F. A.; CURI, N. Hydrological Modeling of Tributaries of Cantareira System, Southeast Brazil, with the Swat Model. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1037-1049. 2016.

POLHILL, J. G.; GOTTS, N. M.; LAW, A. N. Imitative versus nonimitative strategies in a land-use simulation. **Cybernetics & Systems**, v. 32, n. 1-2, p. 285-307. 2001.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. **Monthly Weather Review**, v. 100, n. 2, p. 81-92. 1972.

REFSGAARD, J. C.; STORM, B. MIKE SHE, In: SINGH, V. P. (editor) **Computer Models of Watershed Hydrology**, Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, 809–846, 1995.

REFSGAARD, J. C. Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes, In: ABBOTT, M. B.; REFSGAARD, J. C. (eds.), **Distributed Hydrological Modelling**, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 17-39, 1996.

REFSGAARD, J. C. Parameterisation, calibration, and validation of distributed hydrological models. **J. Hydrol.** 198 (1): 69-97, 1997.

ROSBJERG, D.; MADSEN, H. **Concepts of Hydrological Modeling**, John Wiley and Sons, Ltd, 2005.

ROSSETTI, L. A. F. G.; ALMEIDA, C. M.; PINTO, S. A. F. Modelagem dinâmica espacial de mudanças no uso da terra da cidade de Rio Claro, SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15, 2011. Curitiba-PR. **Anais...** Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011. p. 6703-6710.

ROSTAMIAN, R.; JALEH, A.; AFYUNI, M.; MOUSAVI, S. F.; HEIDARPOUR, M.; JALALIAN, A.; ABBASPOUR, K. C. Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. **Hydrological Sciences Journal**, v. 53, n. 5, p. 977-988. 2008.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, A. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076. 2010.

RYKIEL, E. J. Testing ecological models: the meaning of validation, **Ecological modelling**, v. 90, n. 3, p. 229-244, 1996.

SÁNCHEZ, E.; GALLARDO, C.; GAERTNER, M.A.; ARRIBAS, A.; CASTRO, M. Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. **Global and Planetary Change**, v. 44, n. 1, p. 163-180. 2004.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **O protocolo ambiental**. 2007. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/protocolo-agroambiental/>>. Acesso em: 17 jul. 2017.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Estadual nº. 11.241/2002**: Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. 2002. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html>>. Acesso em: 17 jul. 2017.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SAXTON, K. E.; WILLEY, P. H. The SPAW Model for agricultural field and pond hydrologic simulation, Ch, 17 in: **Mathematical Modeling of Watershed Hydrology** (ed, by V, P, Singh & D, Frevert), 401–435, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA, 2005.

SCHILLING, K. E.; LIBRA, R. D. Increased baseflow in Iowa over the second half of the 20th century. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 4, p. 851-860. 2003.

SCHMIDT, E. Impacts of sugarcane production on water resources. **Proc. S. Afr Sugar Technol. Assoc**, v. 71, p. 73-75. 1997.

SCHUOL, J.; ABBASPOUR, K. C. Using monthly weather statistics to generate daily data in a SWAT model application to West Africa, **Ecological Modeling**, Vol. 201, pp 301-311, 2007.

SILVA, M. G.; AGUIAR NETTO, A. O.; NEVES, R. J. J.; VASCO, A. N.; ALMEIDA, C.; FACCIOLI, G. G. Sensitivity Analysis and Calibration of Hydrological Modeling of the Watershed Northeast Brazil. **Journal of Environmental Protection**, v. 6, n. 8, p. 837. 2015.

SILVA, P. F.; CHANG, H. K.; CAETANO-CHANG, M. R. Estratigrafia de subsuperfície do Grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo, **Revista Brasileira de Geociências**, v, 35, p, 77-88, 2005.

SILVA C.R.; QUINTAS M.C.L.; CENTENO J.A.S. **Estudo do Método de Interpolação do Inverso da Distância a Uma Potência**. Anais... II Simpósio Brasileiro de Geomática Presidente Prudente - SP. V Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas. p. 057-062, 2007.

SIMIN, C.; RONGQUN, Z.; WENLING, C.; HUI, Y. Band selection of hyperspectral images based on Bhattacharyya distance. **WSEAS Trans Inf Sci Appl**, v. 6, n. 7, p. 1165-1175. 2009.

SLOAN, P. G.; MOORE, I. D. Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds, **Water Resources Research**, v, 20, n, 12, p, 1815-1822, 1984.

SLOAN, P. G.; MORRE, I. D.; COLTHARP, G. B.; EIGEL, J. D. **Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds**, Water Resources Inst, Report 142, Univ, Kentucky, Lexington, 1983.

SOARES-FILHO, CERQUEIRA, G. C.; B. S.; PENNACHIN, C. L. 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.; CERQUEIRA, G. C.; ARAÚJO, W. L.; VOLL, E. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular, In: Albernaz, A, L, et al., (Ed.), **Ferramentas para modelagem da distribuição de espécies em ambientes tropicais**, S/I: Editora Museu Paraense Emílio Goeldi, 2003, p. 1-16.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEVRE, P.; SCHLESINGER, P.; MCGRATH, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia, **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 137-152, 2005.

SOARES-FILHO, B., RODRIGUES, H., COSTA, W. **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO**. Centro de Sensoriamento Remoto (IGC/UFGM) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil, 114 p. 2009.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142. 1952.

SULIMAN, A. H. A.; JAJARMIZADEH, M.; HARUN, S.; DARUS, I. Z. M. Comparison of semi-distributed, GIS-based hydrological models for the prediction of streamflow in a large catchment. **Water Resources Management**, v. 29, n. 9, p. 3095-3110. 2015.

TOBLER, W. Cellular geography. In: (Ed.). **Philosophy in geography**: Springer, 1979. p.379-386. ISBN 940099396X.

TROUPIN, D.; CARMEL, Y. Landscape patterns of development under two alternative scenarios: Implications for conservation. **Land Use Policy**, v. 54, p. 221-234. 2016.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2009.

TURNER, B.; MEYER, W. B.; SKOLE, D. L. Global land-use/land-cover change: towards an integrated study. **Ambio. Stockholm**, v. 23, n. 1, p. 91-95. 1994.

TYAGI, J. V.; MISHRA, S. K.; SINGH, R.; SINGH, V. P. SCS-CN based time-distributed sediment yield model, **Journal of Hydrology**, v. 352, p. 388-403, 2008.

URSIC, S.; DENDY, F. E. Sediment yields from small watersheds under various land uses and forest covers, **US Department of Agriculture, Miscellaneous Publication**, v, 970, p, 47-52, 1965.

USDA, Soil Conservation Service, **National Engineering Handbook**, Section 4 Hydrology (Chapters 4–10), 1972.

VAN LIEW, M. W.; ARNOLD, J.; BOSCH, D. Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model, **Transactions of the ASAE**, v. 48, n. 3, p. 1025-1040, 2005.

VERBURG, P. H.; SCHOT, P. P.; DIJST, M. J.; VELDKAMP, A. Land use change modelling: current practice and research priorities, **GeoJournal**, v. 61, n. 4, p. 309-324, 2004.

VERBURG, P. H.; EICKHOUT, B.; VAN MEIJL, H. A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use. **The Annals of Regional Science**, v. 42, n. 1, p. 57-77, 2008.

VERBURG, P. H.; KOOMEN, E.; HILFERINK, M.; PÉREZ-SOBA, M.; LESSCHEN, J. P. An assessment of the impact of climate adaptation measures to reduce flood risk on ecosystem services, **Landscape ecology**, v. 27, n. 4, p. 473-486, 2012.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. McGraw-Hill do Brasil. São Paulo, SP. 1975.

VON NEUMANN, J. **Theory of Self-Reproducing Automata**, University of Illinois Press, 1966.

WAINGER, L.; RAYBURN, J.; PRICE, E. Review of land use change models: applicability to projections of future energy demand in the Southeast United States, **UMCES (CBL) Ref**, n 07-187, 2007.

WANG, G., YANG, H.; WANG, L.; XU, Z.; XUE, B. Using the SWAT model to assess impacts of land use changes on runoff generation in headwaters. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 3, p. 1032-1042. 2014.

WANG, L.; YOUNG, S. S.; WANG, W.; REN, G.; XIAO, W.; LONG, Y.; LI, J.; ZHU, J. Conservation priorities of forest ecosystems with evaluations of connectivity and future threats: Implications in the Eastern Himalaya of China. **Biological Conservation**, v. 195, p. 128-135. 2016.

WHITE, R.; ULJEE, I.; ENGELEN, G. Integrated modelling of population, employment and land-use change with a multiple activity-based variable grid cellular automaton. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 26, n. 7, p. 1251-1280, 2012.

WILBY, R.L.; DAWSON, C.W. **SDSM 4.2 – A decision support tool for the assessment of regional climate change impacts**, User Manual. LE11 3TU, UK, Leics, 2007.

WILBY, R. L.; DAWSON, C. W.; BARROW, E. M. SDSM—a decision support tool for the assessment of regional climate change impacts. **Environmental Modelling & Software**, v. 17, n. 2, p. 145-157. 2002.

WILENSKY, U. **NetLogo**. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University: Evanston, IL, 1999.

WU, Y.; LIU, S.; GALLANT, A. L. Predicting impacts of increased CO₂ and climate change on the water cycle and water quality in the semiarid James River Basin of the Midwestern USA. **Science of the Total Environment**, v. 430, p. 150-160. 2012.

XIMENES, A. D. C.; ALMEIDA, C. M.; AMARAL, S.; ESCADA, M. I. S.; AGUIAR, A. P. D. Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 14, n. 3, p. 370-391. 2008.

YATES, D. N. WatBal: An integrated water balance model for climate impact assessment of river basin runoff. **International Journal of Water Resources Development**, v. 12, n. 2, p. 121-140. 1996.

ZANG, C.; LIU, J. Trend analysis for the flows of green and blue water in the Heihe River basin, northwestern China. **Journal of Hydrology**, v. 502, p. 27-36. 2013.

ZHANG, Y. K.; SCHILLING, K. Increasing streamflow and baseflow in Mississippi River since the 1940s: Effect of land use change. **Journal of Hydrology**, v. 324, n. 1, p. 412-422. 2006.

ZHANG, L. **Impact of land use and climate change on hydrological ecosystem services (water supply) in the dryland area of the middle reaches of the Yellow River**. 2015. 121f. Tese (doutorado em Recursos Naturais). Faculdade de Ciências Ambientais, Universidade Técnica de Dresden, Dresden.

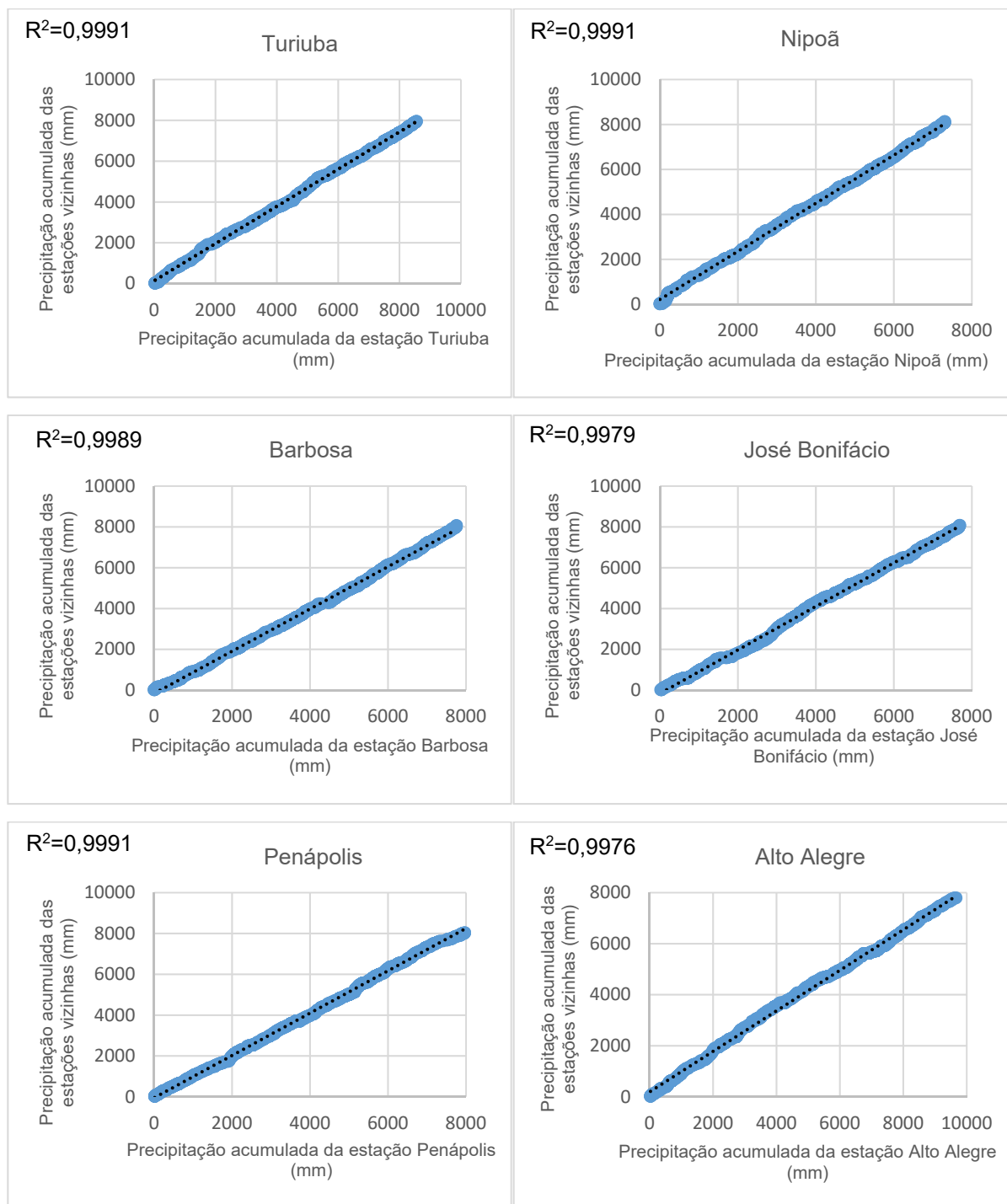
APÊNDICE

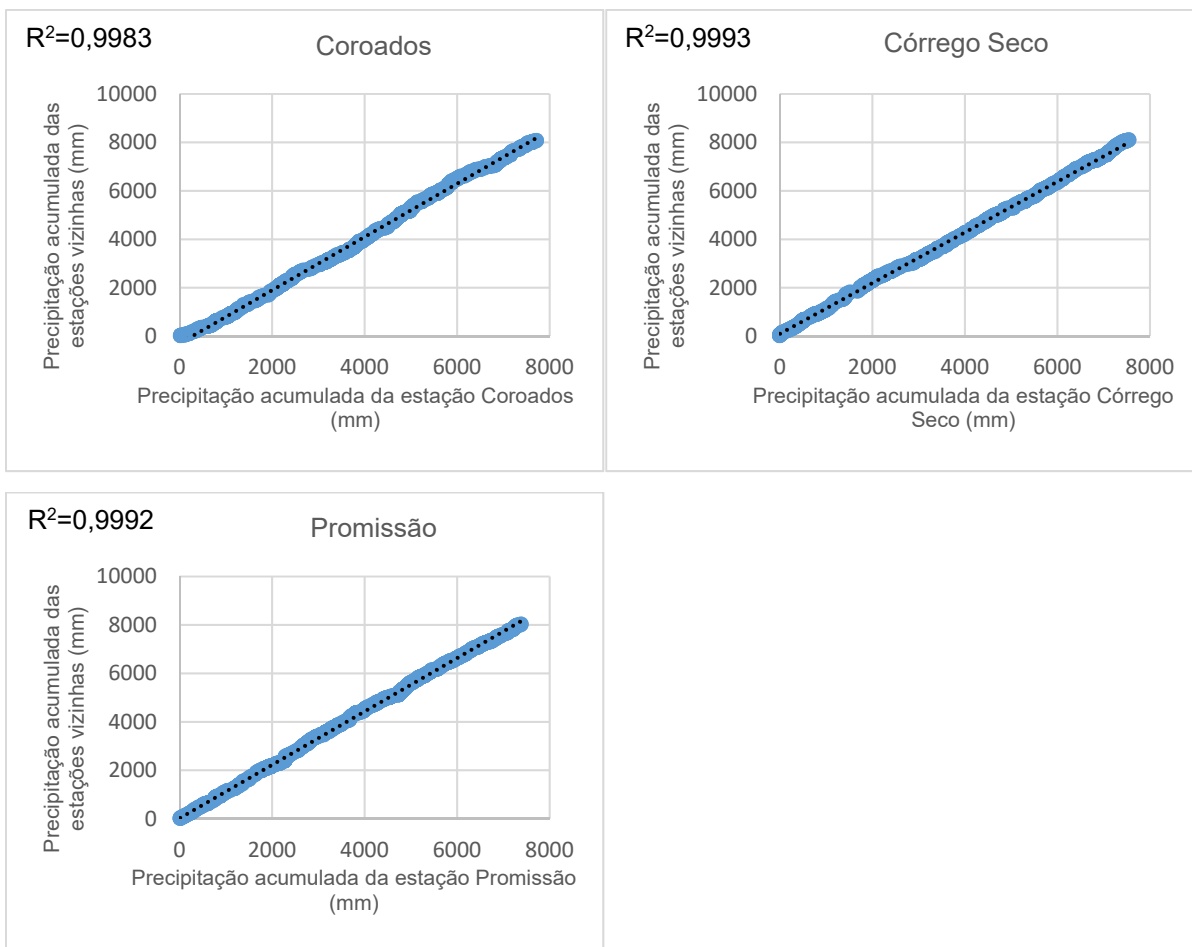
APÊNDICE A – Características físicas das classes de solo.

	Horizonte 1		Horizonte 2		Horizonte 3		Horizonte 4		Horizonte 5		Horizonte 6		Horizonte 7	
Parâmetros	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA
SNAM	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	LV	PVA	-	PVA
NLAYERS	6	7	6	7	6	7	6	7	6	7	6	7	-	7
HYDGRP	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	-	B
SOL_ZMX	640	1400	640	1400	640	1400	640	1400	640	1400	640	1400	-	1400
ANION_EXCL	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	-	0,5
SOL_Z	130	100	280	260	640	380	1550	1060	2550	1400	4050	2000	-	2500
SOL_BD	1	1,37	1,34	1,41	1,2	1,46	1,03	1,42	1,01	nd*	1	nd*	-	nd*
SOL_AWC	1	1,1	1	1,2	1,1	1,1	1,1	1	1,2	1	1,2	1	-	1
SOL_K	1,13	6,25	1,26	2,65	1,11	1,31	1,01	0,99	0,89	0,78	0,79	0,86	-	0,74
SOL_CBN	2,4	1,1	1,7	0,8	1,3	0,7	0,8	0,6	0,3	0,4	0,6	0,4	-	0,2
CLAY	60	14	65	27	72	41	72	54	74	57	73	56	-	52
SILT	24	28	19	27	14	27	15	16	12	13	11	14	-	17
SAND	14	26	11	21	12	18	12	11	12	12	14	11	-	14
ROCK	2	37	5	28	2	21	1	18	2	18	2	19	-	21
SOL_ALB	0,23	0,39	0,30	0,44	0,36	0,45	0,44	0,47	0,53	0,51	0,47	0,51		0,55
USLE_K	0,0063	0,0386	0,0046	0,0178	0,0036	0,0110	0,0038	0,0050	0,0032	0,0044	0,0034	0,0045	-	0,0060

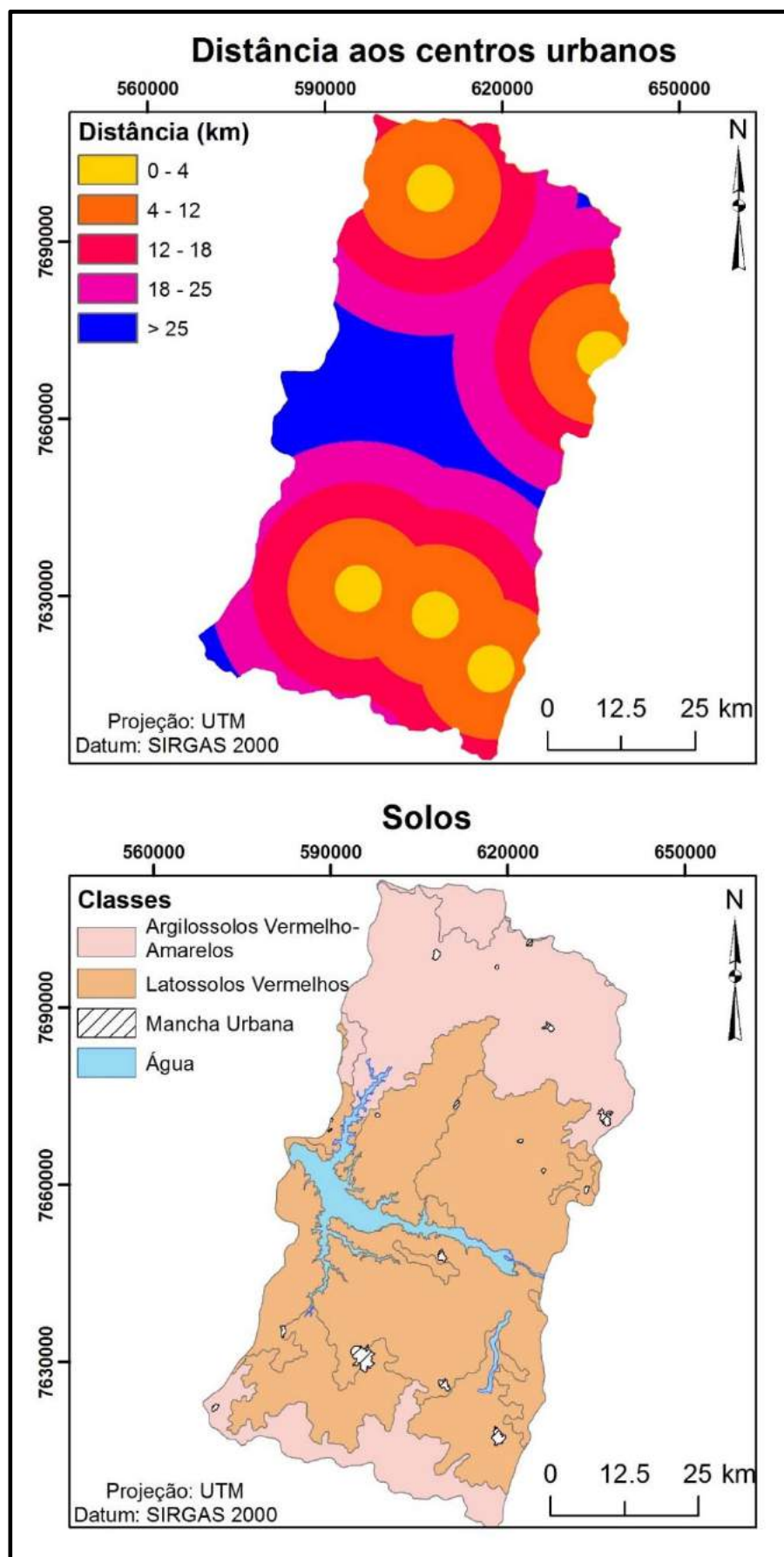
nd*: não disponível.

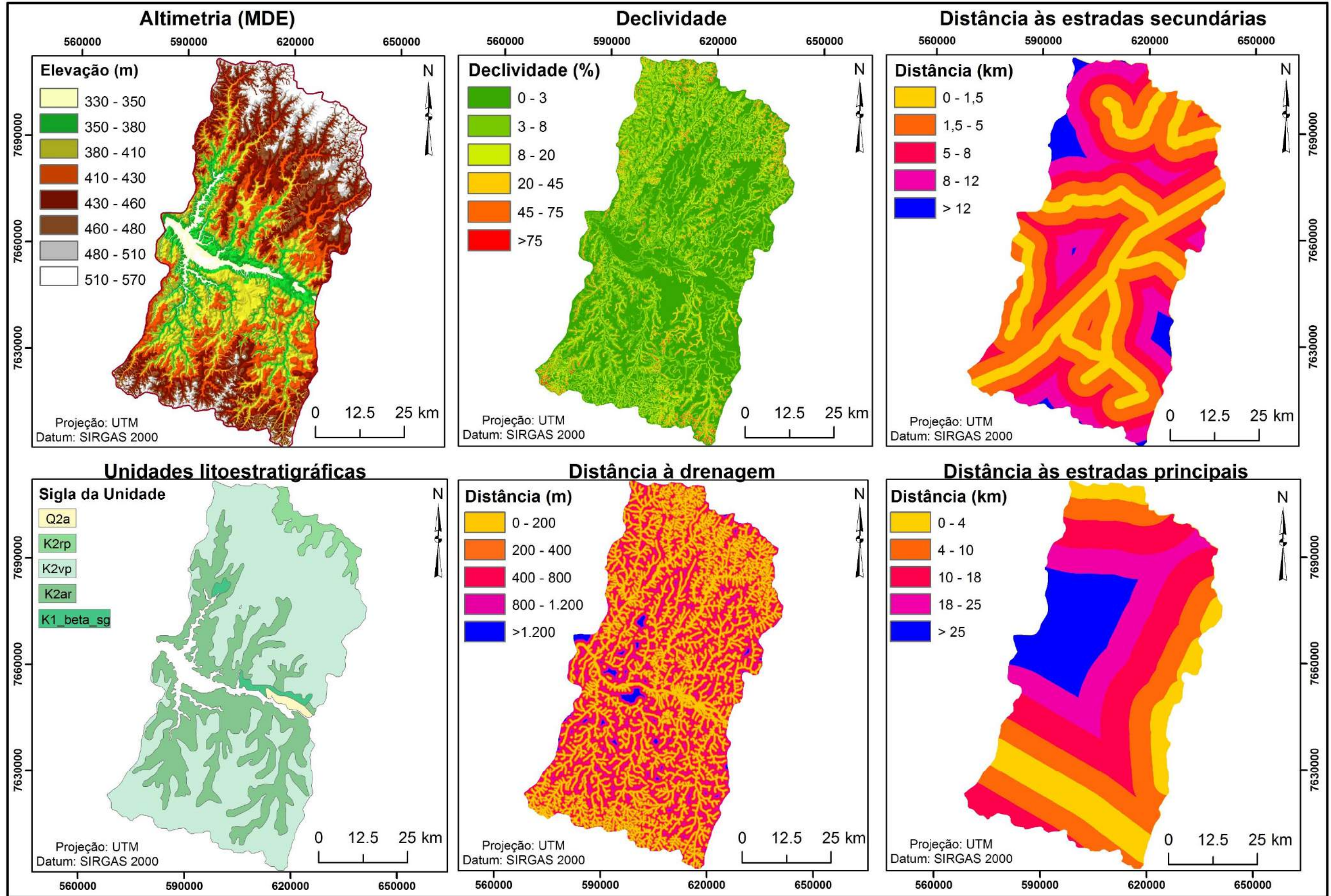
APÊNDICE B – Consistência do registro de chuvas da bacia do reservatório de Nova Avanhandava usando o método de dupla massa (2010 – 2015).





Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE C – Variáveis utilizadas para calibração do modelo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE D – Matrizes de erro e resultados estatísticos das classificações do uso e cobertura da terra.

Tabela 28 - Matrizes de erro para as classificações de uso e cobertura da terra.

(continua)

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (1985)					
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
Imagem Classificada (1985)	Água	49	0	0	0	0	0
	Vegetação arbórea	1	49	2	0	0	1
	Cana-de-açúcar	0	0	46	4	1	0
	Solo exposto	0	0	0	42	0	2
	Pastagem	0	1	2	4	49	9
	Área urbana	0	0	0	0	0	38
	Total	50	50	50	50	50	50

Exatidão Global = (273/300) **91,00%**Kappa = **0,90**

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (1990)					
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
Imagem Classificada (1990)	Água	50	0	0	1	0	0
	Vegetação arbórea	0	47	0	0	1	0
	Cana-de-açúcar	0	1	49	0	0	0
	Solo exposto	0	0	0	32	0	1
	Pastagem	0	2	1	17	49	5
	Área urbana	0	0	0	0	0	44
	Total	50	50	50	50	50	50

Exatidão Global = (271/300) **90,33%**Kappa = **0,89**

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (1996)					
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana
Imagem Classificada (1996)	Água	44	0	0	0	0	0
	Vegetação arbórea	2	50	7	0	0	0
	Cana-de-açúcar	0	0	43	0	0	0
	Solo exposto	4	0	0	38	0	4
	Pastagem	0	0	0	12	50	12
	Área urbana	0	0	0	0	0	34
	Total	50	50	50	50	50	50

Exatidão Global = (259/300) **86,33%**Kappa = **0,85**

Tabela 28 - Matrizes de erro para as classificações de uso e cobertura da terra.
(conclusão)

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (2002)						
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana	Total
Imagem Classificada (2002)	Água	42	0	0	0	0	0	42
	Vegetação arbórea	1	49	0	0	0	0	50
	Cana-de-açúcar	0	1	49	0	2	0	52
	Solo exposto	0	0	0	46	6	0	52
	Pastagem	7	0	1	4	42	9	63
	Área urbana	0	0	0	0	0	41	41
	Total	50	50	50	50	50	50	300

Exatidão Global = (269/300) **89,66%**

Kappa = **0,89**

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (2008)						
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana	Total
Imagem Classificada (2008)	Água	38	0	0	0	0	0	38
	Vegetação arbórea	1	49	4	0	0	0	54
	Cana-de-açúcar	0	0	44	0	0	0	44
	Solo exposto	0	0	0	31	6	0	37
	Pastagem	11	1	2	19	44	3	80
	Área urbana	0	0	0	0	0	47	47
	Total	50	50	50	50	50	50	300

Exatidão Global = (253/300) **84,33%**

Kappa = **0,83**

Classes de Cobertura da terra		Imagem de referência (2014)						
		Água	Vegetação arbórea	Cana-de-açúcar	Solo exposto	Pastagem	Área urbana	Total
Imagem Classificada (2014)	Água	45	0	0	0	0	0	45
	Vegetação arbórea	1	50	2	0	2	0	55
	Cana-de-açúcar	4	0	43	0	1	0	48
	Solo exposto	0	0	2	50	5	0	57
	Pastagem	0	0	3	0	42	1	46
	Área urbana	0	0	0	0	0	49	49
	Total	50	50	50	50	50	50	300

Exatidão Global = (279/300) **93,00%**

Kappa = **0,92**

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 29 - Resultados estatísticos para as classificações de uso e cobertura da terra.

(continua)

Classes de cobertura da terra	Acurácia do Produtor		Erros de Omissão	Erros de Inclusão	Acurácia do Usuário	
	Pixel	(%)	(%)	(%)	Pixel	(%)
1985						
Água	49/50	98	2	0	49/49	100
Vegetação arbórea	49/50	98	2	7,5	49/53	92,5
Cana-de-açúcar	46/50	92	8	9,8	46/51	90,2
Solo exposto	42/50	84	16	4,5	42/44	95,5
Pastagem	49/50	98	2	24,6	49/65	75,4
Área urbana	38/50	76	24	0	38/38	100
Média	45,5/50	91	9	7,8	45,5/50	92,2
1990						
Água	50/50	100	0	1,9	50/51	98,0
Vegetação arbórea	47/50	94	6	2,1	47/48	97,9
Cana-de-açúcar	49/50	98	2	2	49/50	98
Solo exposto	32/50	64	36	3	32/33	97
Pastagem	49/50	98	2	33,8	49/74	66,2
Área urbana	44/50	88	12	0	44/44	100
Média	45,1/50	90,3	9,6	7,1	45,1/50	92,8
1996						
Água	44/50	88	12	0	44/44	100
Vegetação arbórea	50/50	100	0	15,3	50/59	84,7
Cana-de-açúcar	43/50	86	14	0	43/43	100
Solo exposto	38/50	76	24	17,4	38/46	82,6
Pastagem	50/50	100	0	32,4	50/74	67,6
Área urbana	34/50	68	32	0	34/34	100
Média	43,1/50	86,3	13,6	10,8	43,1/50	89,1
2002						
Água	42/50	84	16	0	42/42	100
Vegetação arbórea	49/50	98	2	2	49/50	98
Cana-de-açúcar	49/50	98	2	5,8	49/52	94,2
Solo exposto	46/50	92	8	11,5	46/52	88,5
Pastagem	42/50	84	16	33,3	42/63	66,7
Área urbana	41/50	82	18	0	41/41	100
Média	44,8/50	89,6	10,3	8,8	44,8/50	91,2

Tabela 29 - Resultados estatísticos para as classificações de uso e cobertura da terra.
(conclusão)

Classes de cobertura da terra	Acurácia do Produtor		Erros de Omissão	Erros de Inclusão	Acurácia do Usuário	
	Pixel	(%)	(%)	(%)	Pixel	(%)
2008						
Água	38/50	76	24	0	38/38	100
Vegetação arbórea	49/50	98	2	9,3	49/54	90,7
Cana-de-açúcar	44/50	88	12	0	44/44	100
Solo exposto	31/50	62	38	16,2	31/37	83,8
Pastagem	44/50	88	12	45	44/80	55
Área urbana	47/50	94	6	0	47/47	100
Média	42,1/50	84,3	15,6	11,7	42,1/50	88,2
2014						
Água	45/50	90	10	0	45/45	100
Vegetação arbórea	50/50	100	0	9,1	50/55	90,9
Cana-de-açúcar	43/50	86	14	10,4	43/48	89,6
Solo exposto	50/50	100	0	12,3	50/57	87,7
Pastagem	42/50	84	16	8,7	42/46	91,3
Área urbana	49/50	98	2	0	49/49	100
Média	46,5/50	93	7	6,7	46,5/50	93,2

Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE E – Área de uso e cobertura da terra para as paisagens simuladas para a UGRHI Baixo Tietê.

Tabela 30 - Área por classe de uso e cobertura da terra das paisagens simuladas para a UGRHI Baixo Tietê.

Classes de cobertura da terra	2015		2016		2017	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	211,68	4,59	211,68	4,59	211,68	4,59
Vegetação arbórea	895,96	19,43	924,06	20,04	951,31	20,63
Cana-de-açúcar	1205,90	26,15	1238,47	26,85	1242,99	26,95
Solo exposto	622,62	13,50	629,88	13,66	634,57	13,76
Pastagem	1631,43	35,37	1562,33	33,87	1524,80	33,06
Área urbana	44,63	0,97	45,79	0,99	46,92	1,02

Classes de cobertura da terra	2018		2019		2020	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	211,68	4,59	211,68	4,59	211,68	4,59
Vegetação arbórea	978,83	21,22	1007,14	21,84	1014,22	21,99
Cana-de-açúcar	1248,52	27,07	1252,68	27,16	1266,05	27,45
Solo exposto	637,50	13,82	639,95	13,88	640,77	13,89
Pastagem	1487,44	32,25	1451,46	31,47	1428,86	30,98
Área urbana	48,08	1,04	49,25	1,07	50,42	1,09

Classes de cobertura da terra	2050	
	km ²	(%)
Água	211,68	4,59
Vegetação arbórea	1285,69	27,88
Cana-de-açúcar	2002,31	43,41
Solo exposto	446,82	9,69
Pastagem	589,58	12,78
Área urbana	76,14	1,65

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 31 - Área por classe de uso e cobertura da terra das paisagens simuladas para a bacia do ribeirão Lajeado.

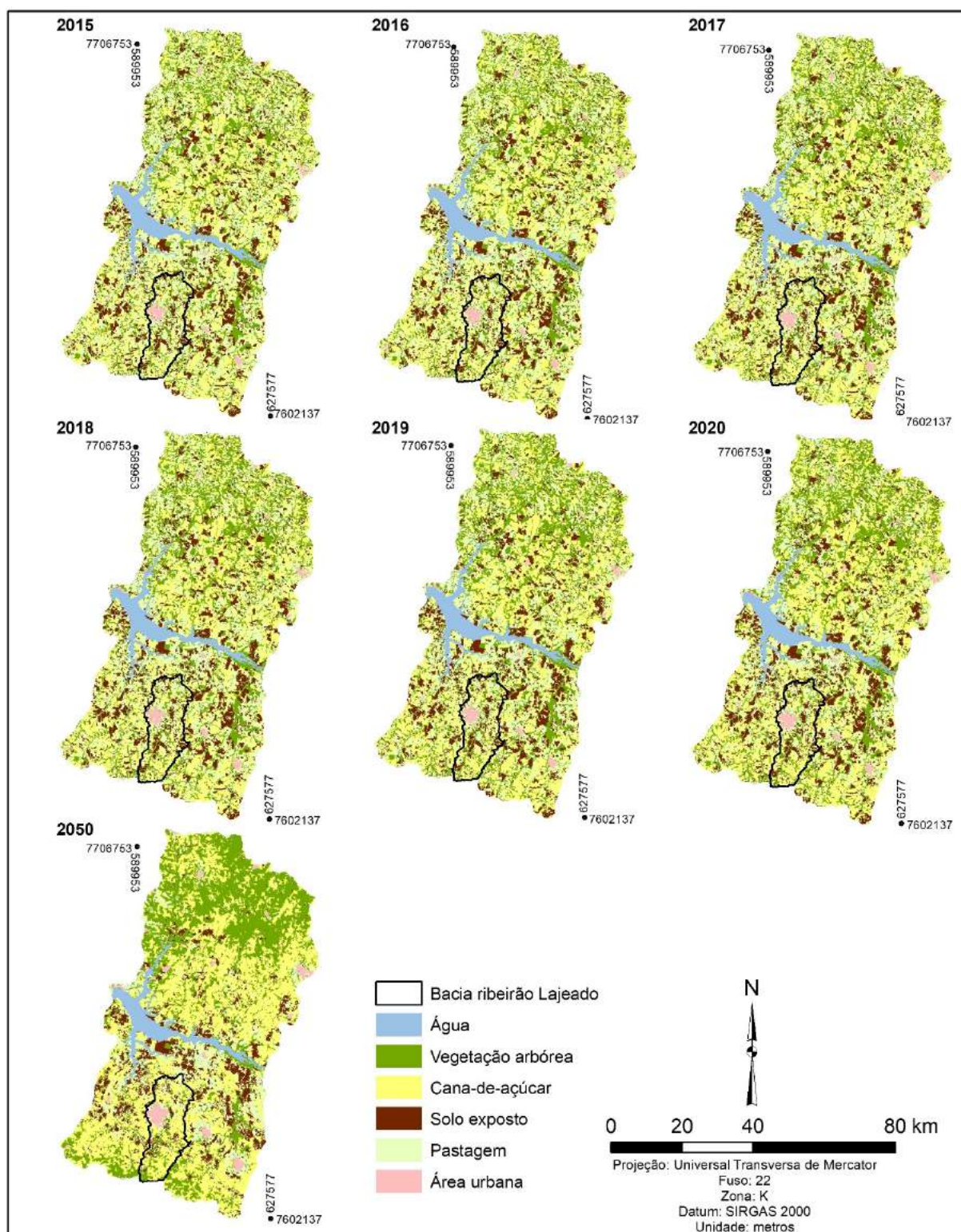
Classes de cobertura da terra	2015		2016		2017	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	1,57	0,55	1,57	0,55	1,57	0,55
Vegetação arbórea	42,84	15,04	43,35	15,21	43,90	15,41
Cana-de-açúcar	64,88	22,78	68,79	24,14	71,99	25,27
Solo exposto	48,32	16,96	48,88	17,16	49,75	17,47
Pastagem	112,74	39,57	107,42	37,70	102,50	35,98
Área urbana	14,50	5,09	14,85	5,21	15,13	5,31

Classes de cobertura da terra	2018		2019		2020	
	km ²	(%)	km ²	(%)	km ²	(%)
Água	1,57	0,55	1,57	0,55	1,57	0,55
Vegetação arbórea	44,29	15,55	44,99	15,79	45,73	16,05
Cana-de-açúcar	76,58	26,88	80,27	28,18	85,81	30,12
Solo exposto	50,22	17,63	50,56	17,75	51,01	17,90
Pastagem	96,68	33,94	91,67	32,18	84,64	29,71
Área urbana	15,50	5,44	15,79	5,54	16,09	5,65

Classes de cobertura da terra	2050	
	km ²	(%)
Água	1,58	0,55
Vegetação arbórea	42,46	14,90
Cana-de-açúcar	142,22	49,92
Solo exposto	30,90	10,85
Pastagem	45,17	15,85
Área urbana	22,56	7,92

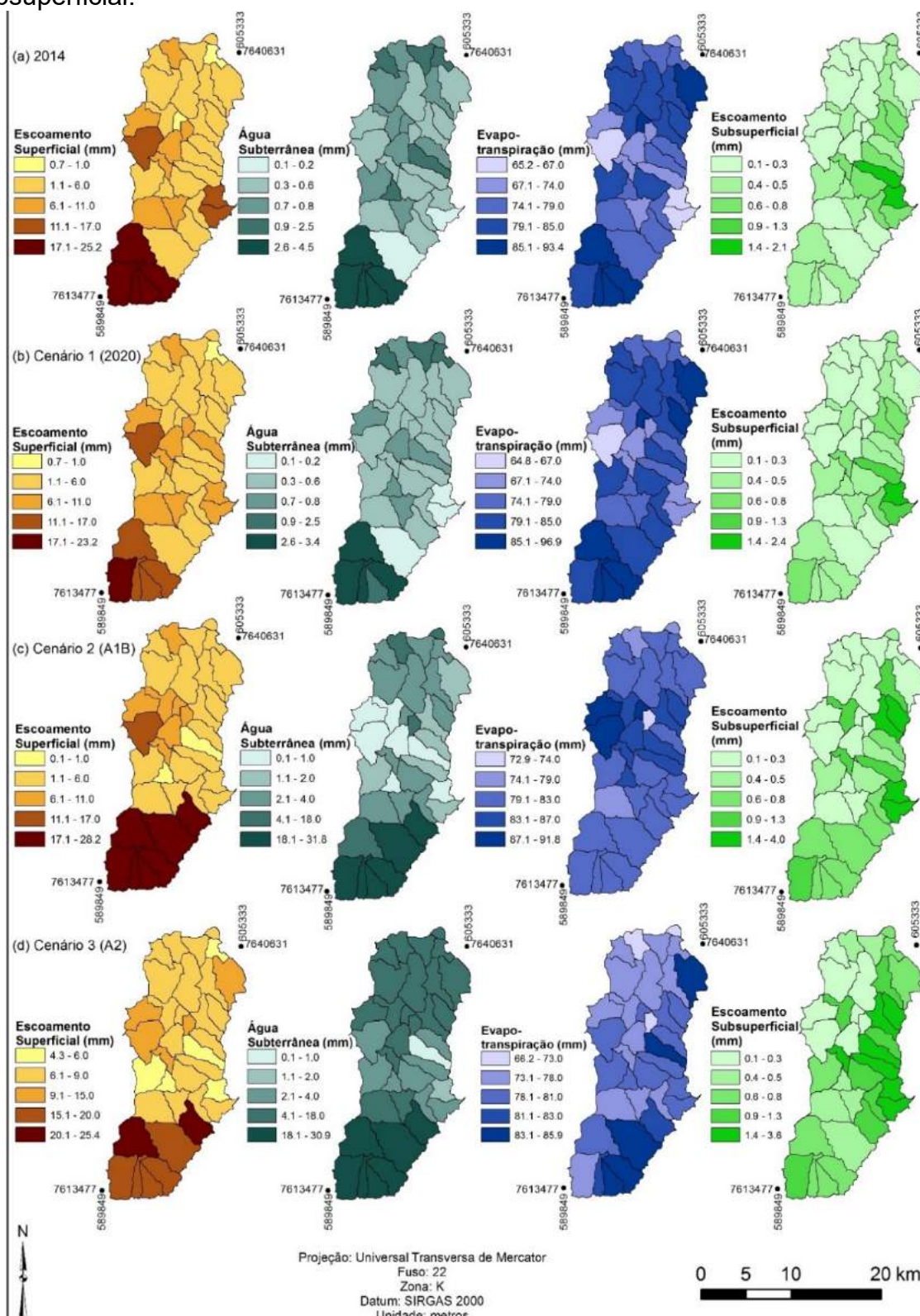
Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE F – Prognósticos do uso e cobertura da terra para o período de 2015 a 2020 e 2050 para a UGRHI Baixo Tietê.



Fonte: Elaborada pelo autor.

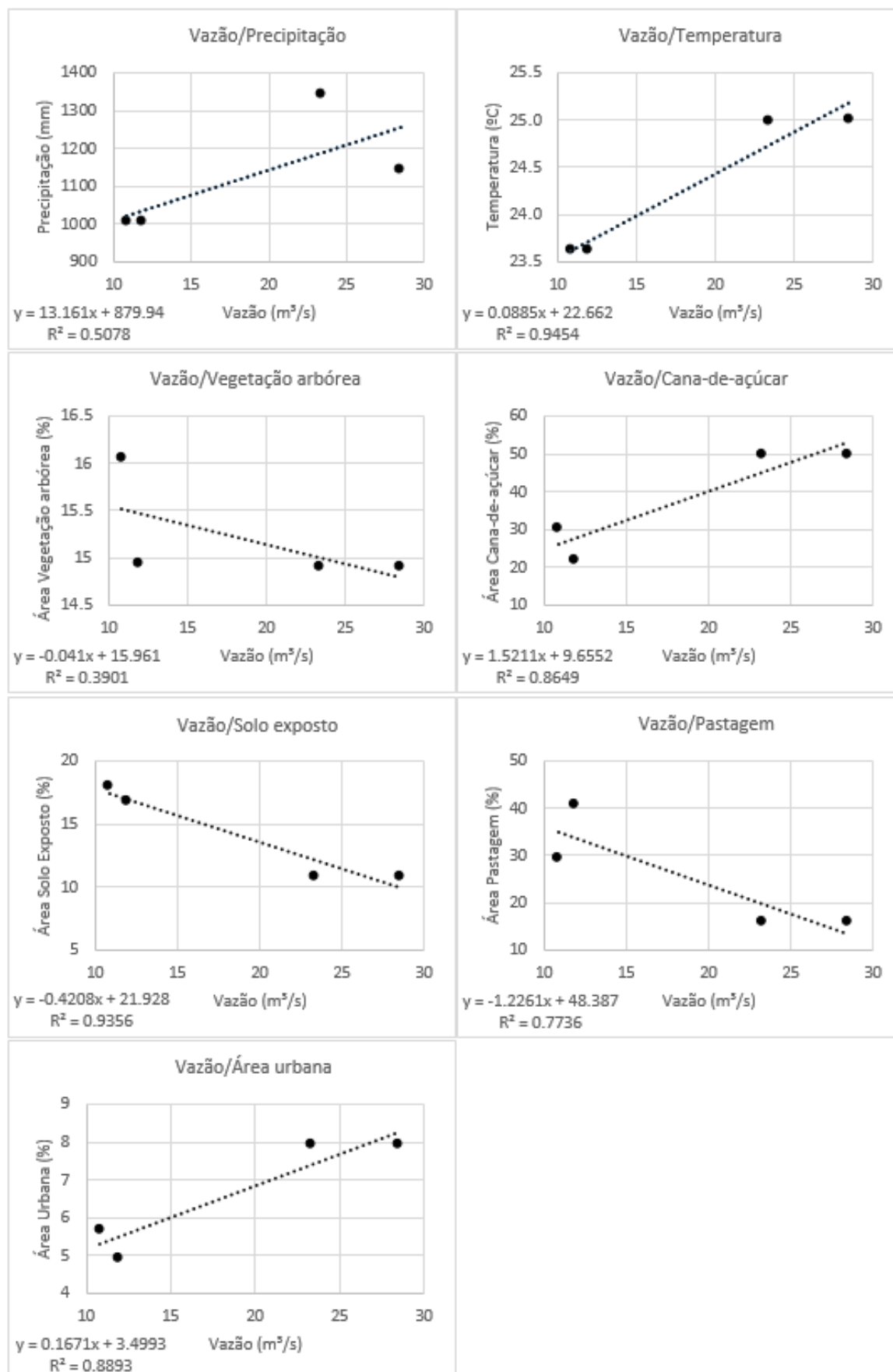
APÊNDICE G – Média anual dos padrões espaciais de mudanças do escoamento superficial, descarga de água subterrânea, evapotranspiração e escoamento subsuperficial.



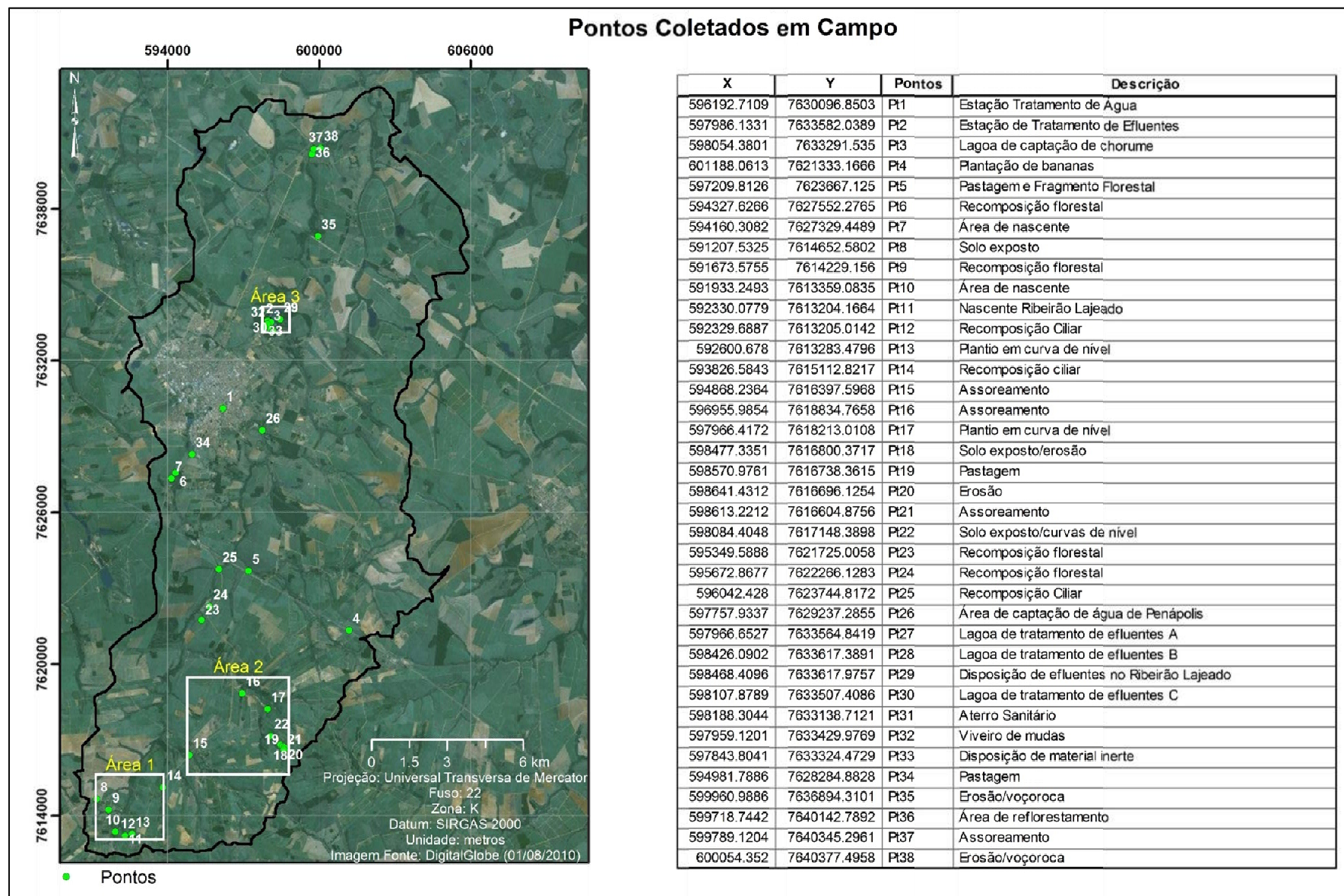
A primeira linha (a) mostra a distribuição espacial dos parâmetros para o ano base de 2014. A segunda linha (b), apresenta os parâmetros para o Cenário 1 (2020). A terceira linha (c), são os parâmetros para o Cenário 2 (A1B), e, a última (d) para o Cenário 3 (A2). Os valores entre parênteses informam a precipitação acumulada no mês.

Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE H – Diagramas de dispersão mostrando a relação da precipitação, temperatura e as áreas de uso e cobertura da terra com a vazão.

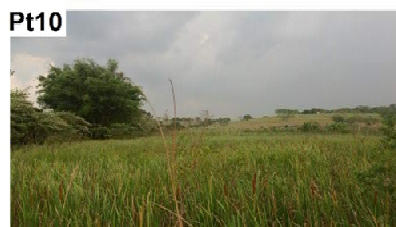
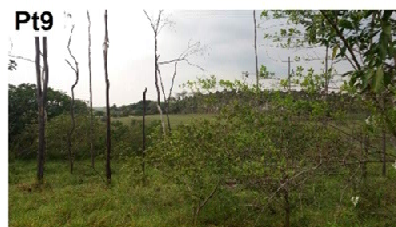


Fonte: Elaborada pelo autor.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Área 1: Cabeceira de Drenagem



● Pontos

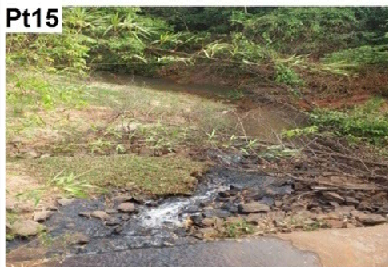


X	Y	Pontos	Descrição
591207.5325	7614652.5802	Pt8	Solo exposto
591673.5755	7614229.156	Pt9	Recomposição florestal
591933.2493	7613359.0835	Pt10	Área de nascente
592330.0779	7613204.1664	Pt11	Nascente Ribeirão Lajeado
592329.6887	7613205.0142	Pt12	Recomposição Ciliar
592600.678	7613283.4796	Pt13	Plantio em curva de nível
593826.5843	7615112.8217	Pt14	Recomposição ciliar

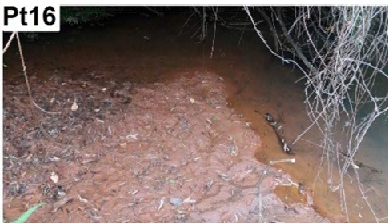
Fonte: Elaborada pelo autor.

Área 2: Áreas Degradadas

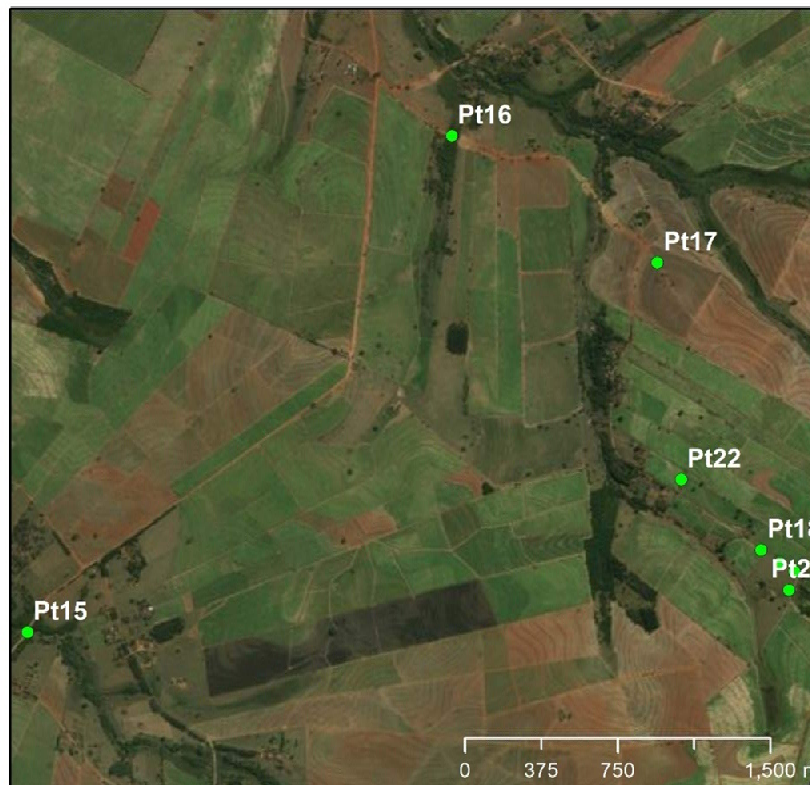
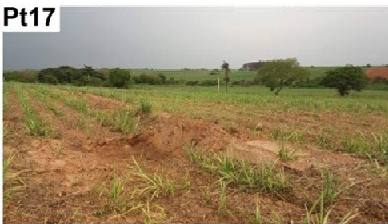
Pt15



Pt16



Pt17



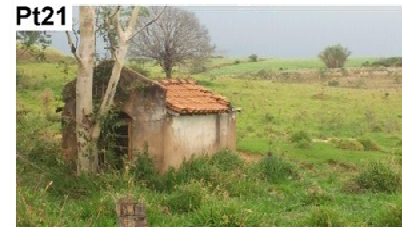
● Pontos

X	Y	Pontos	Descrição
594868.2364	7616397.5968	Pt15	Assoreamento
596955.9854	7618834.7658	Pt16	Assoreamento
597966.4172	7618213.0108	Pt17	Plantio em curva de nível
598477.3351	7616600.3717	Pt18	Solo exposto/erosão
598570.9761	7616738.3615	Pt19	Pastagem
598641.4312	7616696.1254	Pt20	Erosão
598613.2212	7616604.8756	Pt21	Assoreamento
598084.4048	7617148.3898	Pt22	Solo exposto/curvas de nível

Pt18



Pt21

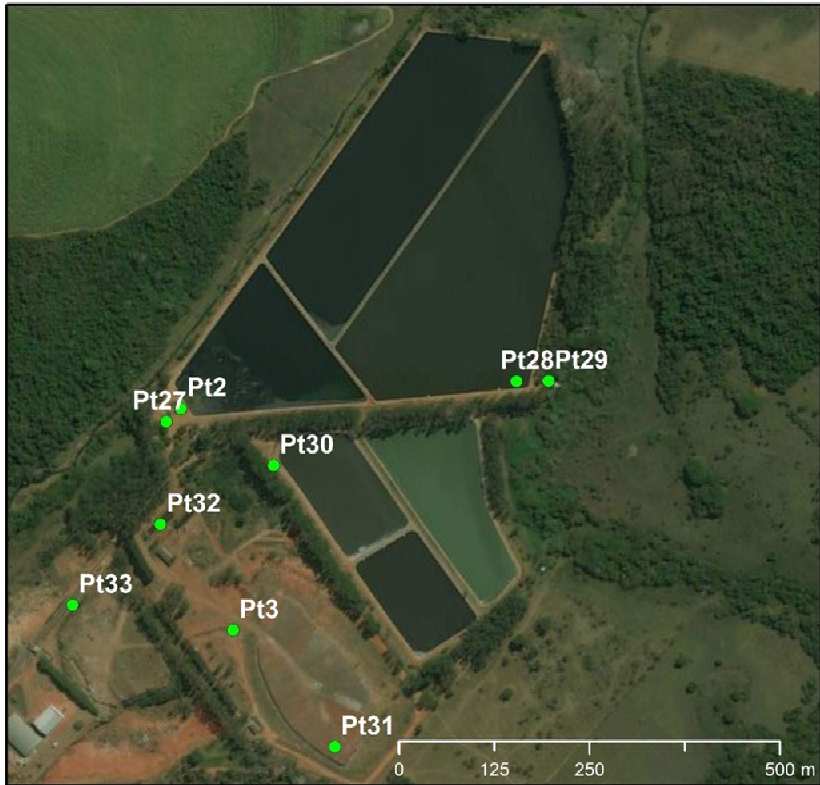
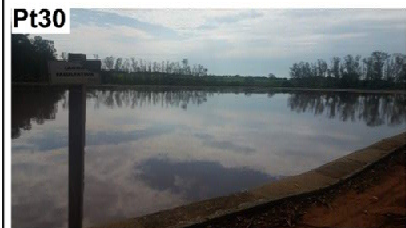
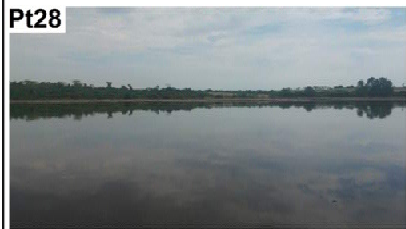


Pt22



Fonte: Elaborada pelo autor.

Área 3: Estação de Tratamento de Efluentes



● Pontos

X	Y	Pontos	Drecrição
597986.1331	7633582.0389	Pt2	Estação de Tratamento de Efluentes
598054.3801	7633291.535	Pt3	Lagoa de captação de chorume
597966.6527	7633564.8419	Pt27	Lagoa de tratamento de efluentes A
598426.0902	7633617.3891	Pt28	Lagoa de tratamento de efluentes B
598468.4096	7633617.9757	Pt29	Disposição de efluentes no Ribeirão Lajeado
598107.8789	7633507.4086	Pt30	Lagoa de tratamento de efluentes C
598188.3044	7633138.7121	Pt31	Aterro Sanitário
597959.1201	7633429.9769	Pt32	Viveiro de mudas
597843.8041	7633324.4729	Pt33	Disposição de material inerte



Fonte: Elaborada pelo autor.