



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/02.29.22.26-TDI

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL DA PERDA DE SOLO ASSOCIADA ÀS MUDANÇAS DE COBERTURA E USO DA TERRA NA BACIA DO ALTO IGUAÇU-PR

Ana Lígia do Nascimento Martins

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Claudia Maria de
Almeida, e Rodrigo de Campos
Macedo, aprovada em 27 de
fevereiro de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/423NM35>>

INPE
São José dos Campos
2020

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Gabinete do Diretor (GBDIR)
Serviço de Informação e Documentação (SESID)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):**Presidente:**

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CGCPT)

Membros:

Dra. Carina Barros Mello - Coordenação de Laboratórios Associados (COCTE)

Dr. Alisson Dal Lago - Coordenação-Geral de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CGCEA)

Dr. Evandro Albiach Branco - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (COCST)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia e Tecnologia Espacial (CGETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT)

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação - (CPG)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Cauê Silva Fróes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/02.29.22.26-TDI

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL DA PERDA DE SOLO ASSOCIADA ÀS MUDANÇAS DE COBERTURA E USO DA TERRA NA BACIA DO ALTO IGUAÇU-PR

Ana Lígia do Nascimento Martins

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Claudia Maria de
Almeida, e Rodrigo de Campos
Macedo, aprovada em 27 de
fevereiro de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/423NM35>>

INPE
São José dos Campos
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Martins, Ana Lígia do Nascimento.

M366m Modelagem dinâmica espacial da perda de solo associada às mudanças de cobertura e uso da terra na bacia do alto Iguaçu-PR / Ana Lígia do Nascimento Martins. – São José dos Campos : INPE, 2020.

xxii + 131 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/02.29.22.26-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2020.

Orientadores : Drs. Claudia Maria de Almeida, e Rodrigo de Campos Macedo.

1. Modelagem dinâmica espacial. 2. Uso e cobertura da terra. 3. Erosão. 4. Perda de solo. I.Título.

CDU 528.8:332.3(816.2)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Ana Lígia do Nascimento Martins**

Título: "MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL DA PERDA DE SOLO ASSOCIADA ÀS MUDANÇAS DE COBERTURA E USO DA TERRA NA BACIA DO ALTO IGUAÇU - PR"

Aprovado (a) pela Banca Examinadora em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de **Mestre** em **Sensoriamento Remoto**

Dra. Maria Isabel Sobral Escada



Presidente / INPE / SJCampos - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dra. Claudia Maria de Almeida



Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Rodrigo de Campos Macedo

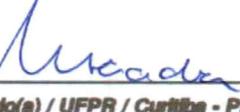


Orientador(a) / UFPR / Curitiba - PR

() Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Dr. Júnior Ruiz Garcia



Convidado(a) / UFPR / Curitiba - PR

Participação por Vídeo - Conferência

Aprovado () Reprovado

Este trabalho foi aprovado por:

() maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 27 de fevereiro de 2020

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Juarez e Roneide, pelo apoio incondicional e inúmeras palavras de incentivo durante os anos de mestrado. Sou grata por nunca terem medido esforços para ajudar na concretização dos meus sonhos.

Aos meus orientadores, Dra. Cláudia Maria de Almeida e Dr. Rodrigo de Campos Macedo, meus sinceros agradecimentos por aceitarem conduzir essa pesquisa, pelo confiança e incentivo durante todo o processo.

Aos pesquisadores Dra. Maria Isabel Sobral Escada, Dr. Camilo Daleles Rennó e Dr. Júnior Garcia Ruiz, pelas valiosas contribuições na construção da dissertação.

Aos colegas de mestrado por toda a ajuda durante essa jornada, em especial o Izak, pela amizade, companheirismo e disponibilidade de ajudar.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pelas instalações e toda infraestrutura necessária e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu é uma importante bacia do Estado do Paraná, localizada na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), que tem vivenciado diversos problemas ambientais e sociais, associados à intensificação da agricultura e expansão urbana. Tais mudanças podem acelerar os processos erosivos na bacia e comprometer ainda mais a qualidade das águas, por meio de assoreamento e transporte de sedimentos. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi estimar a perda de solo associada às mudanças de uso e cobertura da terra na bacia no período de 1985 a 2015, e obter prognósticos no curto prazo até 2030, a fim de subsidiar a criação de políticas de fiscalização ambiental e manejo adequado do solo. A modelagem das mudanças de uso e cobertura da terra foi realizada na plataforma Dinâmica EGO, por meio da parametrização, calibração e validação de modelos dinâmico-espaciais, baseados no paradigma de autômatos celulares. As estimativas da perda de solo foram obtidas por meio da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), acoplada ao modelo de uso e cobertura da terra na mesma plataforma, permitindo a obtenção de resultados integrados. Os resultados da modelagem evidenciaram as áreas com maior probabilidade de mudança, e os fatores mais atrativos à ocorrência de novas transições. Foi verificado que a expansão urbana teve padrão inverso à expansão agrícola, com maior probabilidade de ocorrência quanto mais próximo de rodovias pavimentadas e linhas de transmissão de energia. O aumento da declividade e a proximidade de corpos d'água foi um fator limitante ao desmatamento, entretanto, não impediu a degradação em unidades de conservação. As estimativas de perda de solo mostraram que cerca de 57% da bacia apresentou baixo potencial de erosão, com perdas de solos inferiores a $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Por outro lado, uma área significativa de 18% da bacia teve perdas de solo muito altas, superiores a $200 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, incluindo áreas de intenso uso agrícola e desmatamento. A espacialização das perdas de solo por pixels permitiu estimar a perda de solo total no período, que aumentou em 6,29% entre 1995 e 2015. A análise da perda de solo por sub-bacias apontou as regiões que tiveram as maiores perdas, e que necessitam de melhores ações de manejo e conservação. A análise integrada das mudanças de cobertura da terra e perda de solo por meio da acoplagem dos modelos, prevê em um cenário *business as usual*, a intensificação do desmatamento na região até 2030, em função da expansão de áreas agrícolas e urbanas, culminando em um aumento de mais de 690 mil ton na perda de solo, em relação ao ano de 2015.

Palavras-chave: Modelagem dinâmica espacial. Uso e cobertura da terra. Erosão. Perda de solo.

SPATIAL DYNAMIC MODELING OF SOIL LOSS RELATED TO LAND USE AND LAND COVER CHANGES IN THE UPPER IGUAÇU BASIN - PR

ABSTRACT

The Upper Iguaçu Basin is an important watershed in the State of Paraná, located in the Metropolitan Region of Curitiba (RMC), which has witnessed several environmental and social problems related to agriculture intensification and urban expansion. Such changes can accelerate erosion processes and jeopardize water quality due to siltation and sediment transport. In this context, the goal of this study was to estimate the soil loss related to land use and land cover changes (LULCC) between 1985 to 2015, in order to obtain short-term prognosis up to the year 2030, to subsidize new environmental policies and sustainable soil management. The land use and land cover modeling was performed in the Dinamica EGO platform, through the parameterization, calibration and validation of spatial dynamic models based on the cellular automata paradigm. Soil loss estimates were obtained through the Universal Soil Loss Equation (USLE), coupled with the LULCC model on the same platform, allowing integrated results. The modeling results showed the areas that were most likely to change, besides the most attractive factors that led to new transitions. It was found that urban expansion had an inverse pattern to agricultural expansion, with a greater probability to expand the closer to paved highways and power transmission lines. The increase in slope and proximity of water bodies were a limiting factor to deforestation, however, it did not prevent degradation in conservation units. The soil loss estimates showed that about 57% of the basin had low erosion potential, with soil losses below $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$. On the other hand, a significant area of 18% of the basin had very high soil losses, above $200 \text{ t.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$, including areas of intense agricultural use and deforestation. The spatialization of soil losses by pixels made it possible to estimate the total soil loss in the period, which increased by 6.29% between 1995 and 2015. The analysis of soil loss by sub-basins pointed out the regions with highest losses and needed better management and conservation practices. The integrated analysis of LULCC and soil loss through the tight-coupling of models, foresees a business as usual scenario of deforestation in the region by 2030, due to the expansion of agricultural and urban areas, culminating in an increase of more than 690 thousand tons in soil loss, compared to the year 2015.

Keywords: Spatial Dynamic Modeling, Land Cover and Land Use, Erosion, Soil Loss.

LISTA DE FIGURAS

Pág,

Figura 2.1 - Tipos de vizinhança: a) Vizinhança de Von Neumann para $r=1$ e $r=2$; b) Vizinhança de Moore para $r=1$ e $r=2$;	13
Figura 2.2 - Tipos de erosão linear: a) erosão por sulcos; b) erosão por ravina; c) erosão por voçoroca.	14
Figura 3.1 - Mapa de localização da área de estudo.	23
Figura 3.2 - Fluxograma metodológico.	29
Figura 3.3 - Mapa de distância às rodovias pavimentadas	34
Figura 3.4 - Mapa de distância às rodovias não pavimentadas.	35
Figura 3.5 - Mapa de distância à linha ferroviária.	35
Figura 3.6 - Mapa de distância à malha hidrográfica.	36
Figura 3.7 - Mapa de distância às linhas de transmissão de energia elétrica.	36
Figura 3.8 - Mapa de distância à aterros sanitários e lixões.	37
Figura 3.9 - Mapa de unidades de conservação	38
Figura 3.10 - Mapa de declividade.	38
Figura 3.11 - Cálculo do índice de similaridade <i>fuzzy</i> adaptado com filtragem de convolução em janela de tamanho 3×3 .	42
Figura 3.12 - Mapa de localização das estações pluviométricas.	43
Figura 3.13 - Mapa de solos.	46
Figura 3.14 - Acoplagem dos modelos de uso e cobertura da terra e estimativas de perda de solo na plataforma Dinamica EGO.	50
Figura 3.15 - Detalhamento do modelo de perda de solo (USLE).	51
Figura 4.1 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 1985.	53
Figura 4.2 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 1995.	53
Figura 4.3 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 2005.	54
Figura 4.4 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 2015.	54
Figura 4.5 - Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2015.	56
Figura 4.6 - Produção de soja na RMC no período entre 1990 e 2015.	58
Figura 4.7 - Produção de bovinos e suínos na RMC no período entre 2008 e 2015.	59
Figura 4.8 - Reservatórios de abastecimento da RMC: a) Área destinada a represa do Rio Passaúna em 1985; b) Represa do Rio Passaúna em 1995; c) Área destinada a represa do rio Iraí em 1995; d) Represa do Rio Iraí em 2005.	60
Figura 4.9 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 1985 a 1995.	61
Figura 4.10 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 1995 a 2005.	61
Figura 4.11 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 2005 a 2015.	61
Figura 4.12 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) desmatamento em relação à distância da malha hidrográfica; b)	

expansão de floresta plantada em relação à níveis de declividade.	66
Figura 4.13 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) expansão da vegetação campestre em relação à unidades de conservação; b) expansão de pastagens em relação à distância de rodovias não pavimentadas.....	67
Figura 4.14 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Expansão urbana em relação à distância de aterros sanitários e lixões; b) Regeneração florestal em relação à distância da malha hidrográfica.....	68
Figura 4.15 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 1995: a) Mapa real; b) Mapa simulado.....	70
Figura 4.16 – Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Desmatamento em relação à distância de áreas urbanas; b) Expansão urbana em relação à distância de rodovias pavimentadas.....	74
Figura 4.17 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 2005: a) Mapa real; b) Mapa simulado.....	76
Figura 4.18 – Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Desmatamento em relação à níveis de declividade; b) Expansão urbana em relação à distância de linhas de transmissão de energia elétrica.....	80
Figura 4.19 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 2015: a) Mapa real; b) Mapa simulado.....	82
Figura 4.20 - Simulação de uso e cobertura da terra para prognósticos de curto prazo: a) simulação para o ano 2025; b) simulação para o ano 2030.	84
Figura 4.21 - Mapa do fator de erosividade média anual no período de 1985 a 2015.	88
Figura 4.22 - Mapa de erodibilidade dos solos (Fator K).....	89
Figura 4.23 - Mapa do fator topográfico (LS).....	92
Figura 4.24 - Mapas do fator de uso, manejo e práticas conservacionistas de 2015 obtidos a partir da: a) Tabela A; b) Tabela B; c) Tabela C; e d) Tabela D.....	93
Figura 4.25 – Estimativas de perda de solo anuais no período entre 1985 e 2015.	94
Figura 4.26 - Estimativas de perda de solo e incertezas associadas: a) Mapa de perda de solo de 1985; b) Mapa de incerteza de 1985; c) Mapa de perda de solo de 1995; d) Mapa de incerteza de 1995; e) Mapa de perda de solo de 2005; f) Mapa de incerteza de 2005; g) Mapa de perda de solo de 2015; h) Mapa de incerteza de 2015.	97
Figura 4.27 - Estimativas de perda de solo espacializada por sub-bacias nos anos: a) 1985; b) 1995; c) 2005; d) 2015.	100
Figura 4.28 - Dinâmica de uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Miringuava-Mirim nos anos: a) 1985; b) 1995; c) 2005; d) 2015.	101
Figura 4.29 - Perda de solo espacializada por pixel no período de 2016 a 2030.	102

Figura 4.30 - Estimativas prospectivas de perda de solo e incertezas associadas: a) Mapa de perda de solo de 2025; b) Mapa de incerteza de 2025; c) Mapa de perda de solo de 2030; b) Mapa de incerteza de 2030.....	103
Figura 4.31 - Perda de solo espacializada por sub-bacias nos prognósticos no curto prazo nos anos: a) 2025; b) 2030.....	104
Figura 4.32 - Dinâmica de uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Cotia nos anos: a) 2015; b) 2025; e c) 2030.....	105
Figura B.1 - Pluviosidade média mensal e erosividade média mensal das 21 estações na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período de 1985 a 2015.	128
Figura B.2 - Pluviosidade média anual e erosividade média anual das 21 estações na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período de 1985 a 2015.	128

LISTA DE TABELAS

Pág,

Tabela 3.1 - População registrada na RMC no período entre 1970 e 2015.	24
Tabela 3.2 - Dados utilizados na modelagem e estimativa de perda de solo...	26
Tabela 3.3 - <i>Softwares</i> utilizados nos procedimentos metodológicos.	27
Tabela 3.4 - Descrição das classes de uso e cobertura da terra e reclassificação.....	31
Tabela 3.5 - Informações das estações pluviométricas utilizadas.....	44
Tabela 3.6 - Fator de erodibilidade aplicado às classes de solo.	46
Tabela 4.1 - Área das classes de uso e cobertura da terra em ha e percentual no período entre 1985 e 2015.	55
Tabela 4.2 - Alterações de uso e cobertura da terra ao longo dos três períodos de análise.	55
Tabela 4.3 - Matriz de transição global no período entre 1985 e 1995.	64
Tabela 4.4 - Matriz de transição individual no período entre 1985 e 1995.	64
Tabela 4.5 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 1985 e 1995.	69
Tabela 4.6 - Diferença entre o mapa real e mapa simulado do ano de 1995...	71
Tabela 4.7 - Índices de similaridade fuzzy entre o mapa real e o mapa simulado de 1995.	71
Tabela 4.8 - Matriz de transição global no período de 1995 a 2005.....	72
Tabela 4.9 - Matriz de transição individual no período de 1995 a 2005.	73
Tabela 4.10 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 1995 e 2005.	75
Tabela 4.11 - Diferença percentual em o mapa real e mapa simulado do ano de 2005.	77
Tabela 4.12 - Índices de similaridade entre o mapa real e o mapa simulado de 2005.	77
Tabela 4.13 - Probabilidades globais de transição no período de 2005 a 2015.	78
Tabela 4.14 - Probabilidades individuais de transição no período de 2005 a 2015.	79
Tabela 4.15 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 2005 e 2015.	81
Tabela 4.16 - Diferença percentual em o mapa real e mapa simulado do ano de 2015.	83
Tabela 4.17 - Índices de similaridade entre o mapa real e o mapa simulado de 2015.	83
Tabela 4.18 – Diferenças entre o mapa real de 2015, e simulações de 2025 e 2030.	85
Tabela 4.19 - Probabilidades globais de transição no período de 2015 a 2025.	86
Tabela 4.20 - Probabilidades globais de transição no período de 2015 a 2030.	87

Tabela 4.21 - Classes de erodibilidade dos solos (Fator K) segundo a classificação proposta de Mannigel et al. (2002).....	90
Tabela 4.22 - Classificação da perda de solo no período entre 1985 e 2015. .	98
Tabela A.1 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 1985 a 1995.....	122
Tabela A.2 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 1995 a 2005.....	124
Tabela A.3 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 2005 a 2015.....	126
Tabela B.1 - Pluviosidade média mensal e média anual das estações pluviométricas da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu de 1985 a 2015.....	127
Tabela B.2 - Erosividade média mensal e média anual das estações pluviométricas da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu de 1985 a 2015.....	128

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANGPS	<i>Agricultural Non-Point Source Model</i>
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
CA	<i>Cellular Automata</i>
CLUE-S	<i>Conversion of Land Use and its Effects</i>
CSR	Centro de Sensoriamento Remoto
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
EGO	<i>Environment for Geoprocessing Objects</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	<i>Inverse Distance Weighting</i>
INVEST	<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>
IPARDES	Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
IQQM	<i>Integrated Quantity and Quality Model</i>
IQR	<i>Interquartile Range</i>
JIU	<i>Joint Information Uncertainty</i>
MAPBIOMAS	Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil
MDE	Modelo Digital de Elevação
MFD	<i>Multiple Flow Direction</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
ONG	Organização Não Governamental
PIB	Produto Interno Bruto
PLM	<i>Patuxent Landscape Model</i>
REPAST	<i>Recursive Porous Agent Simulation Toolkit</i>
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
RMSPE	<i>Root Mean Squared Percentage Error</i>
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
SACI	Simulador de Ambiente da Cidade
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SWAT	<i>Soil and Water Assessment</i>
SWRR	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
TNC	<i>The Nature Conservancy</i>
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>
WWF	<i>World Wildlife Fund</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Perda de solo média anual
R	Fator de erosividade da chuva
K	Fator de erodibilidade do solo
LS	Fator topográfico
C	Fator de uso e manejo do solo
P	Fator de práticas conservacionistas
ha	Hectare
h	Hora
min	Minuto
m	Metro
m ²	Metro quadrado
mm	Milímetro
km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
rad	Radiano
t	Tonelada
MJ	Mega Joule
W ⁺	Peso de evidência positivo
°	Grau
°C	Grau Celsius
%	Porcentagem
λ	Comprimento
θ	Declividade

SUMÁRIO

Pág,

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Objetivo geral.....	4
1.2	Objetivos específicos.....	4
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	5
2.1	Mudanças de uso e cobertura da terra	5
2.1.1	Causas e impactos ambientais.....	6
2.1.2	Modelagem de uso e cobertura da terra	9
2.1.2.1	Autômatos celulares.....	12
2.2	Processos erosivos em bacias hidrográficas	13
2.2.1	Modelos de erosão e estimativa de perda de solo	16
2.2.1.1	Equação Universal de Perda do Solo	18
2.2.1.1.1	Fator de erosividade	19
2.2.1.1.2	Fator de erodibilidade	20
2.2.1.1.3	Fator topográfico.....	20
2.2.1.1.4	Fator de uso e manejo	21
2.2.1.1.5	Fator de práticas conservacionistas.....	21
2.3	Acoplamento de modelos	22
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1	Área de estudo	23
3.2	Material utilizado.....	25
3.3	Metodologia	27
3.3.1	Mapas de uso e cobertura da terra e detecção de mudanças.....	30
3.3.2	Preparação do modelo de uso e cobertura da terra.....	33
3.3.2.1	Parametrização.....	33
3.3.2.2	Calibração.....	40
3.3.2.3	Validação	41
3.3.3	Preparação do modelo de perda de solo	43
3.3.3.1	Fator de erosividade (R)	43
3.3.3.2	Fator de erodibilidade (K)	45
3.3.3.3	Fator topográfico (LS).....	47
3.3.3.4	Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas (CP).....	48
3.3.4	Acoplamento dos modelos e execução da simulação.....	49
3.3.5	Avaliação de incertezas da estimativa de perda de solo.....	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	Mapas de uso e cobertura da terra e detecção de mudanças	53
4.2	Modelagem de cobertura e uso terra	63

4.2.1	Período de simulação: 1985 - 1995	64
4.2.2	Período de simulação: 1995 - 2005	72
4.2.3	Período de simulação: 2005 - 2015	78
4.2.4	Prognósticos: 2025 e 2030.....	84
4.3	Estimativas de perda de solo.....	88
4.3.1	Fator de erosividade (R).....	88
4.3.2	Fator de erodibilidade (K).....	89
4.3.3	Fator topográfico (LS)	91
4.3.4	Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas - CP	92
4.3.5	Estimativas de perda de solo: 1985 - 2015	93
4.3.6	Prognósticos: 2025 e 2030.....	102
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
	APÊNDICE A: PARÂMETROS DE CALIBRAÇÃO DOS MODELOS	122
	APÊNDICE B: PLUVIOSIDADE E EROSIVIDADE MÉDIA ANUAL	128
	APÊNDICE C: SIMULAÇÕES FUTURAS DE USO E COBERTURA DA TERRA	131

1 INTRODUÇÃO

Mudanças de uso e cobertura da terra são fenômenos cruciais que afetam diversos aspectos do sistema terrestre, e podem estar associadas a impactos adversos em diferentes escalas temporais e espaciais. Seus efeitos podem ser observados em nível local e regional, como alterações no ciclo hidrológico de bacias hidrográficas, degradação dos solos e perda da biodiversidade. Os impactos também podem repercutir em nível global, como mudanças no clima terrestre, deterioração da qualidade do ar, água e solo, aumento de desastres ambientais e comprometimento de recursos naturais (BURAKA et al., 2019).

As atividades humanas são um dos fatores mais importantes que impulsionam as mudanças de uso e cobertura da terra, a exemplo, a degradação de ecossistemas naturais em função do uso agropecuário. Segundo Campbell et al. (2017), as áreas de cultivo e pastagem representam uma das maiores coberturas da terra, podendo chegar a 40% de toda a superfície terrestre. Ambas atividades exercem grandes impactos ambientais, entre eles, o consumo de 70% da água doce mundial e aumento das taxas de perda de solo pela intensificação da agricultura (FAO, 2020). A pecuária também contribui diretamente com mudanças climáticas globais, principalmente pela emissão de gases de efeito estufa, como dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄).

Outro importante impacto decorrente de atividades antrópicas é a expansão urbana, que quando ocorre sem planejamento adequado, pode culminar na destruição de áreas de vegetação natural e surgimento de problemas de cunho ambiental e social. Um exemplo, é a ocupação irregular e surgimento de áreas precarizadas em termos de infraestrutura e serviços (MANJUNATHA et al., 2019). Além disso, a presença de cidades e aglomerados urbanos densamente ocupados, aliados ao tipo de relevo e à supressão da vegetação, pode exercer uma grande pressão sobre os recursos naturais, principalmente com a poluição dos recursos hídricos (INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ, 2013).

A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu é um grande exemplo nesse contexto, uma importante bacia do Estado do Paraná, localizada na Região Metropolitana de

Curitiba, que se destaca pelo crescimento de suas atividades agropecuárias, industriais e de prestação de serviços. A bacia é responsável pela maior participação do PIB no Estado, que foi registrada em 39,17% no ano de 2014 (IPARDES, 2017), e tem passado por intenso adensamento urbano e industrial, atrelado à uma série de problemas ambientais e sociais.

Já são verificadas na região o aumento da ocupação irregular em áreas de risco e intensificação de desastres naturais. Apenas entre 2011 e 2015, houve registro de mais de 313 ocorrências, incluindo eventos como vendavais, enxurradas, alagamentos, inundações e deslizamentos (PARANÁ, 2015a). Com o adensamento populacional, houve também um aumento na geração de resíduos sólidos e de efluentes domésticos e industriais. Muitos rios já se encontram em situação crítica, com águas poluídas e extremamente poluídas, marcando a bacia como a pior situação de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) remanescente de todo o estado (IPARDES, 2017).

Além dos problemas associados à intensa urbanização, a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu tem registrado expansão de atividades agrícolas, em consonância com o crescimento do mercado metropolitano local e surgimento de empreendimentos imobiliários, residenciais e comerciais (IPARDES, 2013). A região necessita de medidas mais efetivas na gestão adequada do uso do solo, uma vez que também são identificadas áreas de preservação ambiental degradadas, incluindo mananciais, várzeas e áreas de preservação permanente (APP) (IPARDES, 2017).

Toda essa dinâmica de uso e cobertura da terra pode intensificar a ocorrência de processos erosivos, que apesar de serem eventos naturais, podem ser acelerados por atividades antrópicas, aumentando significativamente as taxas de perda de solo (FAO, 2019). Impactos da perda de solo podem incluir a diminuição de nutrientes e da fertilidade de solo, acúmulo de sedimentos em rios, canais e reservatórios. Tais impactos podem culminar no aumento do nível dos corpos d'água, levando a um maior risco de enchentes e alagamentos em áreas urbanizadas (GUO et al., 2018).

Nesse contexto, o problema de pesquisa a ser enfrentado é a inexistência de estudos ou relatórios ambientais que enfatizem o efeito direto das mudanças de uso e cobertura da terra na perda de solo em toda a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu. Nesse sentido, a hipótese adotada é de que a modelagem das mudanças de uso e cobertura da terra e perda de solo pode ser uma importante ferramenta nesse âmbito, capaz de evidenciar as alterações no uso da terra mais significativas ao aumento de taxas de perda de solo na bacia. Além disso, a modelagem pode apontar as áreas mais suscetíveis à erosão, e que necessitam de medidas mais efetivas de manejo e conservação do solo. Dessa forma, os resultados podem subsidiar a criação de novas políticas ambientais, voltadas ao manejo sustentável da bacia, visando reduzir perdas de solo e mitigar seus impactos.

A simulação de cenários de uso e cobertura da terra pode ser eficiente para avaliar quanto, onde e quando as mudanças podem acontecer (ARCOVERDE, 2013), sendo capaz de representar a interação entre os componentes do ecossistema e o sistema antropogênico, explicitando a intervenção humana (BOCKSTAEEL et al., 1995). Os modelos dinâmicos espaciais vêm sendo muito utilizados para essa finalidade, com destaque para modelos baseados em autômatos celulares. Autômatos são estruturas formais baseadas em grades, nas quais os processos de mudança são representados célula a célula, e dependem do estado atual de uma célula e de suas vizinhas (ALMEIDA, 2003).

Modelos matemáticos e computacionais, com o objetivo de prever processos erosivos também têm sido muito utilizados, tendo como uma das principais vantagens, a possibilidade de se investigar diversos cenários e suas consequências (SILVA et al., 2003). Um dos modelos empíricos mais utilizados em todo o mundo é a Equação Universal de Perda de Solos, *Universal Soil Loss Equation* (USLE), que visa quantificar o transporte e a deposição de solo por erosão hídrica.

1.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral estimar a perda de solo associada às mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, no período de 1985 a 2015 e prognósticos no curto prazo até o ano 2030, a fim de subsidiar a criação de novas políticas ambientais de conservação do solo nas áreas mais suscetíveis à erosão.

1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- a) Detectar as mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período entre 1985 e 2015;
- b) Parametrizar, calibrar e validar modelos dinâmico-espaciais baseados em autômatos celulares, a fim de obter simulações anuais de uso e cobertura da terra na bacia no período entre 1985 e 2015;
- c) Estender as simulações anuais de uso e cobertura da terra para um horizonte no curto prazo até o ano de 2030, adotando um cenário *Business as Usual*;
- d) Estimar anualmente a perda de solo no período entre 1985 e 2015 e prognósticos até o ano 2030, por meio da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), analisando os resultados espacializados por pixels e por sub-bacias;
- e) Avaliar as incertezas nas estimativas de perda de solo, variando o fator de uso de manejo da USLE, de forma a identificar o comportamento do modelo frente às alterações nos dados de entrada.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo traz a literatura associada ao tema da dissertação, apresentando primeiramente, os conceitos relacionados às mudanças de uso e cobertura da terra, suas causas e impactos ambientais. Em seguida, é apresentada uma breve revisão dos diferentes modelos de uso e cobertura da terra, com enfoque em modelos baseados no paradigma de autômatos celulares.

Posteriormente, são apresentados importantes conceitos sobre erosão em bacias hidrográficas, e uma revisão dos modelos de estimativa de perda de solo, em especial, a USLE. Por fim, são apresentados conceitos ligados à integração de modelos, fundamentando o acoplamento do modelo de uso e cobertura da terra e de perda de solo na plataforma Dinamica EGO.

2.1 Mudanças de uso e cobertura da terra

Segundo Meyer e Turner (1994), o estudo das transformações da superfície da terra pode ser dividido em dois componentes inter-relacionados: a cobertura e o uso da terra. Apesar de existir uma diferença bem clara entre esses conceitos, eles são frequentemente confundidos e utilizados indistintamente, levando à ambiguidade e confusão entre classificações (MCCONNELL; MORAN, 2000). De forma simples, o termo cobertura da terra refere-se ao estado biofísico da terra, enquanto o uso da terra compreende o emprego humano dado à superfície da terra (MEYER; TURNER, 1994).

A cobertura da terra engloba todos os atributos da superfície e subsuperfície imediata, incluindo biota, solo, topografia, águas superficiais e subterrâneas e estruturas humanas, as quais podem ser identificadas e mensuradas pela análise de imagens aéreas e de satélite (GEIST; LAMBIN, 2001; MIENMANY, 2018). É uma síntese dos vários processos que ocorrem na terra e um dos mais simples indicadores das intervenções humanas, que podem mudar rapidamente com o tempo (FAO, 2016).

Em contrapartida, o uso da terra é um pouco mais complexo, uma vez que envolve a integração de ciências naturais e sociais, para determinar quais

atividades humanas estão ocorrendo em diferentes partes da paisagem (LAMBIN et al., 2001). Diferente da cobertura, o uso da terra deve ser definido em termos de função, por exemplo, uso residencial, comercial, industrial, entre outros (BEYKAEI et al., 2015). De acordo com Meyer e Turner (1994), um único uso pode corresponder a múltiplas classes de cobertura da terra, e da mesma forma, uma classe de cobertura da terra pode apresentar múltiplos usos.

As mudanças de uso e cobertura da terra têm se tornado um dos elementos chave em estudos de mudanças ambientais globais e de desenvolvimento sustentável (OLORUNFEMI et al., 2018). Segundo Meyer e Turner (1994), mudanças na cobertura da terra podem ocorrer através da brusca conversão de uma classe a outra, por exemplo, de vegetação arbórea para vegetação campestre. Também podem ocorrer por modificação, que representa uma mudança gradual de condição dentro da categoria de cobertura, por exemplo, mudanças na composição de espécies florestais devido à degradação.

Da mesma forma, mudanças no uso da terra também podem ocorrer em uma mesma classe de cobertura, de uma classe para outra e pela intensificação de um uso já existente, capazes de causar mudanças na cobertura da terra. Conforme citado por Meyer e Turner (1994), uma cobertura da terra pode mudar, mesmo que seu uso permaneça inalterado, assim como um uso pode mudar, mesmo que sua cobertura permaneça inalterada.

2.1.1 Causas e impactos ambientais

Entender as ações humanas e as forças que levam às mudanças de uso e cobertura da terra é crucial para compreender, modelar e prever mudanças ambientais em diferentes escalas temporais (MEYER; TURNER, 1994). Principalmente para apresentar respostas e eventuais mitigações a essas mudanças em tempo hábil e da melhor forma possível. As causas para as mudanças de uso e cobertura da terra podem ser classificadas em imediatas e subjacentes, ou como são referidas no inglês, *proximate* e *underlying drivers*.

Segundo Geist e Lambin et al. (2001), as causas imediatas ou diretas, constituem as atividades humanas ou ações imediatas, associadas às decisões sobre o uso terra, que afetam diretamente sua cobertura. Causas imediatas são comumente agrupadas em três categorias: expansão agropecuária, expansão da infraestrutura urbana e extração de madeira. Cada categoria é geralmente composta por atividades específicas relacionadas às mudanças.

A expansão agropecuária, por exemplo, envolve mudanças como a conversão de floresta em pastagem, para criação de gado em larga escala, ou a remoção de cobertura florestal para desenvolvimento da agricultura comercial. A expansão da infraestrutura urbana, pode levar a mudanças na infraestrutura de transporte, como a criação de novas estradas, rodovias, ferrovias, entre outros. Na extração de madeira, as mudanças podem ocorrer pela necessidade de lenha, tanto para uso doméstico, quanto para uso industrial, incluindo atividades como corte de madeira a céu aberto, colheita seletiva, entre outras modalidades (GEIST; LAMBIN, 2001; MIENMANY, 2018).

Por outro lado, as causas subjacentes ou causas indiretas, são as forças fundamentais que influenciam as causas diretas de mudança de uso e cobertura da terra. Causas subjacentes podem ser agrupadas em fatores, por exemplo, o fator demográfico, que envolve as dinâmicas da população humana, como crescimento e migração, ou o fator econômico, como o desenvolvimento do comércio, crescimento de setores industriais e estruturas econômicas.

Outros exemplos são o fator tecnológico, que engloba progressos e mudanças tecnológicas no setor de agricultura entre outros; o fator cultural ou sociopolítico; fatores políticos ou institucionais e por fim, fatores biofísicos, como vegetação e topografia (GEIST; LAMBIN, 2001; LAMBIN et al., 2000; MIENMANY, 2018; PLIENINGER et al., 2016).

Sejam decorrentes de forças diretas ou indiretas, imediatas ou subjacentes, ou da interrelação entre elas, as mudanças de uso e cobertura da terra são grandes causadores de impactos ambientais em diferentes escalas. Segundo Briassoulis (2000), os impactos ambientais podem ser distinguidos de acordo

com o nível espacial em que se manifestam, sejam eles globais, regionais ou locais.

Os impactos ambientais em nível global envolvem mudanças no clima, por meio da intensificação da emissão dos gases do efeito estufa, diminuição na camada de ozônio e aumento do nível dos oceanos. Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2019), entre 2007 e 2016, a agricultura, pecuária e outros usos da terra representaram 23% do total de emissões antrópicas dos gases de efeito estufa. Nesse percentual incluem-se aproximadamente 13% das emissões de dióxido de carbono (CO₂), 44% do metano (CH₄) e 82% do dióxido de nitrogênio (N₂O). As emissões resultantes da produção agrícola tendem a crescer, impulsionadas pelo crescimento da população e mudanças no padrão de consumo.

Em nível regional, os impactos ambientais mais conhecidos incluem a eutrofização dos corpos d'água, acidificação de sistemas terrestres e aquáticos, poluição do solo por nitrato, degradação e desertificação da terra, poluição de águas subterrâneas, poluição de costa marinha, entre outros (SALAZAR et al., 2015). Estes autores também comentam que, as mudanças de uso e cobertura da terra podem afetar o clima regional, por meio de modificações no balanço hídrico e energia, alterando a frequência da precipitação e a temperatura da superfície.

Em nível local, como áreas urbanas, suburbanas e rurais, especialmente aquelas sujeitas a processos de urbanização ou industrialização, os impactos mais recorrentes incluem o aumento do risco de enchentes e inundações, deslizamentos de terra, poluição da água e do ar, erosão do solo, além de sedimentação e contaminação do solo e da água subterrânea (BRIASSOULIS, 2000). Outros impactos incluem a fragmentação da paisagem e redução da biodiversidade. A erosão e perda de solo como impacto das mudanças de uso e cobertura da terra recebe especial enfoque neste trabalho, e é tratada nas próximas seções.

2.1.2 Modelagem de uso e cobertura da terra

Um modelo pode ser definido com uma abstração e aproximação da realidade, obtido a partir da simplificação das relações complexas do mundo real, a um nível que sejam compreensíveis e analiticamente manejáveis (BRIASSOULIS, 2000). Modelos podem ser utilizados como ferramenta de apoio à análise das causas e consequências das mudanças no uso da terra, sendo muito úteis para identificar os fatores socioeconômicos e biofísicos que influenciam tais mudanças, podendo dar suporte à criação de novas políticas ambientais (VERBURG et al., 2019).

Existem diversas classificações para os modelos de uso e cobertura da terra existentes. Neste trabalho, os modelos são apresentados de acordo com sua fundamentação, incorporação de efeitos probabilísticos, premissas adotadas e aspectos temporais e espaciais. Independentemente da classificação, para Lambin et al. (2004), os modelos de uso e cobertura da terra procuram responder pelo menos uma das seguintes perguntas: 1) Quais variáveis socioeconômicas e biofísicas contribuem para explicar as mudanças no uso da terra e por quê? 2) Quais locais são afetados pelas mudanças de uso da terra? Onde? e; 3) A que taxa as mudanças ocorrem? Quando?

No tocante à fundamentação, os modelos podem ser classificados em teóricos ou empíricos. De acordo com Almeida (2003), em modelos teóricos as suposições, premissas e possíveis equações que explicam o comportamento do sistema são definidas *a priori*. Já em modelos empíricos, as conclusões sobre o comportamento do sistema são determinadas *a posteriori*. Alguns modelos que conciliam teoria e empirismo em sua estrutura interna, podem ser chamados de modelos híbridos.

Exemplos de modelos empíricos-estatísticos, segundo Verburg et al. (2019) são: o *Conversion of Land Use and its Effects* (CLUE-S), um modelo dinâmico que usa relações empíricas entre uso e cobertura da terra e forças impulsionadoras, e o *Patuxent Landscape Model* (PLM), um modelo integrado de economia e ecologia, utilizado para modelagem de processos urbanos.

Com relação à adoção de efeitos probabilísticos, os modelos podem ser divididos em determinísticos ou estocásticos. Em um modelo determinístico, os resultados são determinados com precisão, por meio de relações conhecidas entre estados e eventos, sem espaço para variações aleatórias. Exemplos de modelos determinísticos incluem o Simulador de Ambiente da Cidade (SACI), um modelo de simulação de crescimento urbano (POLIDORI, 2004) e o BASS II, um modelo para previsão de urbanização em escala regional na área da baía de São Francisco, na Califórnia, Estados Unidos (CLARKE et al., 1997).

Por outro lado, um modelo estocástico possui ao menos um componente de caráter aleatório explícito na entrada do modelo (CHELANGAT, 2014). Exemplos de modelos estocásticos incluem o LUCAS, um modelo de crescimento econômico (SKRITEK et al., 2015), o SimLucia, em que a estocasticidade está presente no cálculo das probabilidades de transição do uso da terra para cada célula (ALMEIDA, 2003), e o *Conversion of Land Use and its Effects* (CLUE-S), modelo desenvolvido para simular mudanças no uso da terra (VERBURG, 2010).

Quanto às premissas adotadas, os modelos podem ser baseados em agentes ou em processos. Em modelos baseados em agentes, o sistema é modelado como uma coleção de entidades autônomas de tomadas de decisão, chamadas agentes, que individualmente acessam sua situação e tomam decisões baseados em um conjunto de regras (BONABEAU, 2002). Exemplos de modelos baseados em agentes são StarLogo e *Recursive Porous Agent Simulation Toolkit* (REPAST) (ALMEIDA, 2003). Já os modelos baseados em processos focam nas transições de estados, e não nos atores de tais mudanças

No tocante à dimensão espaço-temporal, Almeida (2003) classifica os modelos em não-dinâmicos, dinâmicos não-espaciais e modelos dinâmicos espaciais. Modelos não-dinâmicos são aqueles que não consideram variáveis como tempo e espaço, também chamados de modelos teóricos. Os modelos dinâmicos não-espaciais possuem dimensão temporal explícita, entretanto, não incorporam a dimensão espacial.

Os modelos dinâmicos espaciais, também chamados de dinâmicos espacialmente explícitos, contemplam as dimensões de espaço e tempo. Um exemplo de modelo dinâmico-espacial é o *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (INVEST), um modelo para avaliação de múltiplos serviços ecossistêmicos, desenvolvido pela ONG *The Nature Conservancy* (TNC) em parceria com a *World Wildlife Fund* (WWF) e *Woods Institute for the Environment Stanford* (GARCIA, 2012).

Segundo Soares-Filho et al. (2002), modelos espacialmente explícitos podem ser utilizados para testar hipóteses sobre a evolução da paisagem sob diferentes cenários, a exemplo de modelos ancorados no paradigma de autômatos celulares. Segundo os autores, tais modelos têm se popularizado devido à sua facilidade de implementação e habilidade de ser adaptado para reproduzir diferentes tipos de fenômenos espaciais, como a dinâmica de florestas, crescimento urbano e mudanças de uso e cobertura da terra. Exemplos de modelos baseados em autômatos celulares são SimLucia (VERBURG et al., 2019) e Dinamica EGO, plataforma de modelagem adotada neste trabalho.

O Dinamica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*) é uma plataforma de modelagem ambiental, desenvolvida pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR - UFMG). Foi inicialmente desenvolvido para simular a dinâmica da paisagem em uma fronteira de colonização na Amazônia. Atualmente, essa plataforma vem sendo utilizada em diversas aplicações, na agricultura, áreas urbanas, propagação do fogo, entre outros. A modelagem no Dinamica EGO é ancorada no paradigma dos autômatos celulares, considerando funções estocásticas de alocação de transição, baseadas no método *bayesiano* de pesos de evidência (SOARES-FILHO et al., 2002).

O processo de modelagem envolve três etapas: a parametrização, calibração e validação do modelo. A parametrização tem como objetivo conferir pesos às variáveis de entrada (ALMEIDA, 2003), sejam mapas de uso e cobertura da terra, ou variáveis espaciais estruturadas de acordo com sua natureza

dinâmica ou estática. Na calibração ocorre o ajuste dos parâmetros especificados para o modelo, por meio de análises de dependência espacial e ajuste dos algoritmos de transição. Na validação é quantificado o grau de semelhança entre mapas simulados e o mapa real de referência, com o emprego de métodos estatísticos.

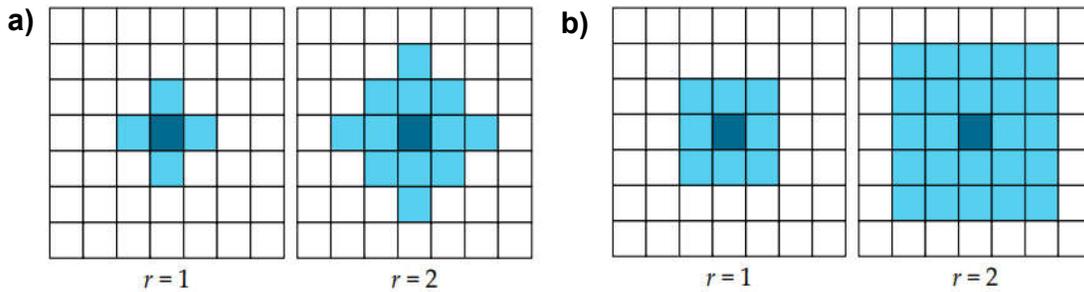
2.1.2.1 Autômatos celulares

Um autômato celular ou *celular automata* (CA) é um modelo matemático à semelhança de uma máquina de estados finitos, porém, formado por uma matriz de células que possuem estados distintos, dependentes de seu estado anterior e do estado dos vizinhos, que se alternam em sucessivos intervalos de tempo discretos (WOLFRAM, 1983). Foram conceitualmente estabelecidos por John Von Neumann durante a década de 1950, e devido à sua simplicidade e capacidade de simular padrões espaciais, ganharam rápida popularidade como ferramenta para modelagem dinâmica espacial de fenômenos ambientais (ROODPOSHTI et al., 2019).

Os autômatos são compostos por quatro elementos: células, estados, vizinhança e regras de transição. As células são as estruturas que compõem uma matriz, e podem ter diferentes dimensões e formatos. Células possuem um estado denominado discreto, pois à medida que o sistema evolui dinamicamente, cada célula pode estar em um dos finitos estados possíveis, de acordo com as regras estabelecidas.

A vizinhança é o conjunto de células em uma grade, que contribui para determinar o próximo estado de uma célula central. Existem diferentes tipos de vizinhança, e dentre os mais comuns estão a vizinhança de *Von Neumann*, representada com quatro células ao redor do centro (Figura 2.1a), e a vizinhança de *Moore*, formada por oito células ao redor de uma célula quadrada (Figura 2.1b). As regras de transição são as funções que determinam a evolução dessas células, também conhecidas como regras de transição local (BOGO et al., 2015).

Figura 2.1 - Tipos de vizinhança: a) Vizinhança de Von Neumann para $r=1$ e $r=2$; b) Vizinhança de Moore para $r=1$ e $r=2$;



Fonte: Evsutin et al. (2016).

Conforme elucidado por Bogo et al. (2015), basicamente os autômatos celulares têm a função de simular comportamentos complexos, a partir de regras simples que valem para todas as células. A atualização do estado das células considera sempre o estado atual da célula central e o estado das células vizinhas, e todas as células alteram seus estados simultaneamente, de acordo com as regras propostas, aplicadas em um intervalo de tempo discreto (GHOSH et al., 2017).

2.2 Processos erosivos em bacias hidrográficas

A erosão do solo refere-se à remoção de partículas, matéria orgânica e nutrientes da superfície terrestre, ocasionada por agentes naturais como a água e o vento (FAO, 2019). Trata-se de um processo geomórfico natural, que ocorre lentamente na formação dos solos e paisagens. Atividades antrópicas, como mudanças no uso da terra vêm acelerando esse processo, levando ao aumento significativo das taxas de perda de solo, tornando-se um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo (BENAVIDEZ et al., 2018; ZHANG et al., 2017).

A erosão hídrica pode ser causada pela ação da água dos mares, rios, lagos e chuva, sendo classificada respectivamente em erosão costeira, fluvial, lacustre e pluvial. Geralmente a erosão hídrica passa por três importantes processos: desagregação, transporte e deposição de sedimentos. Na erosão pluvial, as partículas de solo são desagregadas pela ação direta da chuva, e

transportadas pelo escoamento superficial. Em seguida, pode ocorrer erosão laminar, quando há a remoção de milímetros de solo em finas camadas, e erosão linear, com a formação de sulcos, ravinas, voçorocas (KETEMA; DWARAKISH, 2019).

Sulcos (Figura 2.2a), são pequenos cortes ou filetes na superfície, com profundidade e largura geralmente inferiores a 0,5 m, que ocorrem devido ao arrastamento das partículas do solo pela água. As ravinas (Figura 2.2b) ocorrem quando o escoamento superficial se concentra em determinados locais, escavando o solo. Normalmente tem largura e profundidade superiores a 0,5 m, podendo atingir a rocha quando se encontram em estágios mais avançados de evolução. As voçorocas (Figura 2.2c) são erosões de grande porte, também chamadas de ravinas profundas, que podem chegar ao nível do lençol freático (MICHETTE, 2015).

Figura 2.2 - Tipos de erosão linear: a) erosão por sulcos; b) erosão por ravina; c) erosão por voçoroca.



Fonte: Reis (2001).

Bacias hidrográficas são áreas de captação natural da água de precipitação, capazes de convergir o escoamento para um único ponto de saída chamado de exutório (TUCCI, 1997). Processos erosivos em bacias podem estar relacionados a diversos fatores, entre eles o tipo de solo, geologia, topografia, precipitação e diferentes usos da terra. Segundo Zhang et al. (2017), a principal influência na alteração da erosão em uma bacia é a ação antrópica, por meio das mudanças no uso da terra e alteração da morfologia da paisagem, uma vez

que os demais fatores, como solo e topografia, não se alteram significativamente em curto prazo.

De acordo com Issaka e Ashraf (2017), a aceleração dos processos erosivos por atividades humanas é consequência do desenvolvimento econômico ao longo dos anos. O desenvolvimento, por sua vez, é resultado da busca por melhor qualidade de vida, e pode ter efeitos locais ou externos em detrimento da fauna, flora e dos serviços ecossistêmicos. Conforme citado por Ketema e Dwarakish (2019), os efeitos locais estão associados principalmente às atividades agrícolas, onde a erosão pode levar à redução da profundidade e fertilidade do solo, por meio da perda de nutrientes, culminando no abandono de terras agrícolas.

Dentre os efeitos externos, está a deterioração da qualidade das águas, por meio da poluição e eutrofização, em razão da sedimentação do solo erodido. Com a diminuição da capacidade das redes de drenagem, há um aumento do risco de inundações e transbordamentos (YAŞAR KORKANÇ, 2018). Serviços ecossistêmicos de manutenção da qualidade do ar e do clima também podem ser afetados, uma vez que pode haver a maior emissão de gases atmosféricos como o CO₂. Do mesmo modo, serviços de provisão de água, nutrientes e suporte para desenvolvimento da fauna e flora, podem ser igualmente alterados (FAO, 2019).

O combate à erosão em bacias hidrográficas requer o conhecimento das áreas mais suscetíveis à perda de solo, tanto para avaliar os riscos de erosão, quanto para realizar a gestão deste, determinando os usos do solo mais adequados. Também é essencial que seja realizado um planejamento conservacionista, que contribua para um desenvolvimento sustentável (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1985). Existem diversas metodologias e modelos desenvolvidos para predição de perda de solos em bacias hidrográficas, discutidos a seguir.

2.2.1 Modelos de erosão e estimativa de perda de solo

Modelos de erosão podem ser definidos como descrições matemáticas, utilizadas para representar de forma simplificada os processos erosivos que ocorrem na superfície da terra, fornecendo estimativas de perda de solo sob diferentes cenários (BATISTA et al., 2019; FAO, 2019). Existe uma grande variedade de modelos, que se diferenciam em seu nível de complexidade, processos considerados e requisição de dados de entrada. De modo geral, os modelos podem ser agrupados em três categorias: empíricos, baseados na física e conceituais (MERRITT et al., 2003).

Os modelos empíricos são considerados os mais simples, baseados em equações matemáticas derivadas de observações e experimentações empíricas (PRASAD; TIWARI, 2016). Podem ser implementados em situações em que os dados de entrada são limitados, sendo muito úteis como o primeiro passo na identificação de fontes de geração de nutrientes e sedimentos. Um dos modelos empíricos mais utilizados em todo o mundo é a Equação Universal de Perda de Solo, a *Universal Soil Loss Equation* (USLE), além sua versão revisada, *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) e modificada, *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE).

Modelos baseados na física se apoiam nos conceitos físicos fundamentais dos processos erosivos, incorporando as leis de conservação de energia e massa, além de mudanças espaciais e temporais nos diferentes fatores adotados (DURU et al., 2018; KUSHWAHA; YOUSUF, 2017). São modelos que permitem um conhecimento mais aprofundado de processos como transporte e deposição de sedimentos, e requerem uma grande quantidade de dados. Exemplos de modelos baseados em física incluem o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) e *Soil and Water Assessment* (SWAT), muito utilizado para estimativa de sedimentos.

Os modelos conceituais se apoiam em ambos os modelos empíricos e baseados em física, uma vez que refletem os processos físicos que governam os sistemas, descrevendo-os com relações empíricas (P.U. et al., 2017). Tais modelos, requerem uma grande quantidade de dados hidrológicos e

meteorológicos, e são capazes de fornecer uma indicação quantitativa e qualitativa dos efeitos das mudanças de uso da terra em uma bacia hidrográfica (PRASAD; TIWARI, 2016). O *Agricultural Non-Point Source Model* (AGNPM), *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRR) e o *Integrated Quantity and Quality Model* (IQQM) são exemplos de modelos conceituais.

Segundo Merritt et al. (2003), cada modelo serve a um propósito, e não há um modelo específico mais apropriado que outro para todas as situações, assim a escolha do modelo mais adequado, vai depender da intenção do usuário e das características da área de estudo. Para a estimativa da perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, optou-se pela utilização da Equação Universal de Perda do Solo (USLE), que apesar de ser considerado um modelo simples, pode apresentar uma performance mais estável do que modelos complicados. Ainda segundo Merritt et al. (2003), modelos que possuem uma grande quantidade de parâmetros, correm o risco de apresentar um alto grau de incerteza associado à grande quantidade de dados de entrada.

Tanto a versão revisada (RUSLE) quanto a modificada (MUSLE) não foram consideradas neste trabalho, pois, além de apresentar os mesmos fatores da USLE, incluem atualizações não aplicáveis a esse estudo. As atualizações da RUSLE incluem principalmente o ajuste do fator erodibilidade, considerando mudanças sazonais específicas dos Estados Unidos, como congelamento, degelo e umidade do solo. Também são incluídos subfatores no cálculo do fator de uso e manejo de solo, entre eles, uso prévio da terra, cobertura do dossel, cobertura da superfície, rugosidade da superfície e umidade do solo. Além disso, as estimativas de perda de solo da RUSLE são mais refinadas, pois é realizada uma divisão de cada ano em intervalos de 15 dias, calculando-se a taxa de perda de solo para cada período (RENARD et al., 1991).

As atualizações da MUSLE incluem basicamente, a substituição do fator erosividade por um fator de escoamento. Essa substituição melhora a previsão de produção de sedimentos, elimina a necessidade de taxas de entrega e permite que a equação seja aplicada a eventos de tempestades individuais

(ZHANG et al., 2009). Entretanto, sua aplicação em escala de bacia hidrográfica exige um processamento de dados muito mais sofisticado, exigindo também, a calibração de coeficientes empíricos, que variam de acordo com as condições fisiográficas e hidrológicas das bacias (SADEGHI et al., 2007). Todas essas exigências da RUSLE e MUSLE tornam-se inviáveis, tendo em vista a proposta desse trabalho.

2.2.1.1 Equação Universal de Perda do Solo

A Equação Universal de Perda do Solo (USLE) é utilizada para estimar a perda de solo até o longo prazo, em diferentes tipos de uso e cobertura da terra, em relação à declividade, tipo de solos, precipitação e atividades de manejo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Foi originalmente desenvolvida para a escala de parcelas agrícolas nos Estados Unidos da América, e vem sendo utilizada em muitos países em diferentes escalas e regiões geoclimáticas (BENAVIDEZ et al., 2018).

A estimativa de perda de solo é obtida por meio da multiplicação de seis fatores, conforme descrito na Equação 2.1, e a descrição de seus fatores é apresentada detalhadamente nos tópicos a seguir.

$$A = R * K * L * S * C * P , \quad (2.1)$$

em que:

A é a perda de solo média anual (t.ha⁻¹.ano⁻¹);

R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹);

K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h.MJ⁻¹.mm⁻¹);

L é o fator de comprimento de rampa (adimensional);

S é o fator de declividade de rampa (adimensional)¹;

C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional) e;

P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional)².

¹ Os fatores L e S podem ser agrupados em um único fator, chamado fator topográfico LS.

2.2.1.1.1 Fator de erosividade

O fator de erosividade (R) expressa o efeito das chuvas na erosão do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). É obtido por meio do índice EI_{30} , que se refere ao valor médio anual do produto da energia cinética de uma chuva (E) por sua máxima intensidade em 30 min (KINNELL, 2019; SINGH; PANDA, 2017). A metodologia padrão para determinar o índice EI_{30} é o método pluviográfico, que necessita de séries diárias de precipitação com o mínimo de 20 anos de dados.

Também é possível trabalhar com médias mensais de precipitação, a partir do método pluviométrico, que utiliza equações que relacionam ambas as metodologias, agregando um coeficiente da chuva (R_c), que utiliza dados de precipitação média mensal e anual (WALTRICK et al., 2015).

Segundo a revisão realizada por Waltrick *et al.* (2015), o Estado do Paraná conta com quatro estimativas de erosividade utilizando o parâmetro EI_{30} . A primeira delas foi realizada pelo método pluviográfico por Castro Filho *et al.* (1982), que utilizaram séries históricas de pluviosidade de 1975 a 1980 de cinco cidades do Paraná. A segunda estimativa foi realizada por Rufino *et al.* (1986), que também adotaram o método pluviográfico e estenderam o estudo para 31 localidades do Paraná, utilizando séries históricas de pluviosidade de 1972 a 1984.

Na terceira estimativa, Rufino et al. (1993) adotaram o método pluviométrico, e dividiram o Estado do Paraná em oito regiões, determinando uma equação de correlação entre o parâmetro EI_{30} do método pluviográfico, e o coeficiente de correlação da chuva R_c . Dessa forma foi possível estimar a erosividade para 144 locais do estado do Paraná com séries históricas de 1972 a 1989, regiões que não possuíam dados pluviográficos.

A quarta estimativa foi realizada por Waltrick et al. (2015), que adotaram o método pluviométrico e as oito equações de correlação descritas por Rufino et al. (1993), com dados de 1986 a 2008, para 114 localidades do estado. Os

² Os fatores C e P podem ser agrupados em um único fator, chamado fator de uso e manejo do solo e de práticas conservacionistas CP.

autores também revalidaram as equações, calculando a erosividade pelo método pluviográfico para algumas localidades. Por meio de uma regressão linear e índices de correlação superiores a 0,92 foi verificado que as equações propostas por Rufino continuam válidas.

2.2.1.1.2 Fator de erodibilidade

O fator de erodibilidade (K) está relacionado às propriedades do solo que afetam a erosão, influenciando a infiltração, permeabilidade, formas de dispersão, transporte das chuvas e escoamento (ALEWELL et al., 2019). Conforme citado por Benavidez et al. (2018), existem diversas equações para estimar o fator de erodibilidade. O uso de nomogramas proposto por Wischmeier e Smith (1978) é uma das metodologias mais conhecidas, que relaciona os percentuais de silte e areia fina, areia, matéria orgânica, além de informações sobre a estrutura e permeabilidade do solo.

2.2.1.1.3 Fator topográfico

O fator topográfico (LS) é composto pelo fator comprimento de rampa (L) – definido como a distância do ponto de origem do escoamento até o ponto em que a inclinação diminui, ou o ponto em que a água do escoamento entra pelo canal bem definido – e o fator de declividade (S) (GANASRI; RAMESH, 2016). Originalmente, esse fator foi desenvolvido para vertentes regulares, expressando a razão de perda de solo em um local, em relação a uma unidade experimental padrão de comprimento de rampa uniforme, igual a $\lambda = 22,6$ m e declividade igual a $\theta = 9\%$ (WISCHMEIER, SMITH, 1978).

Foster e Wischmeier (1974) desenvolveram também uma metodologia para vertentes irregulares, subdividindo a inclinação em diversos segmentos regulares. Para bacias hidrográficas, o conceito de comprimento de rampa perde sua importância, uma vez que deve ser considerada a influência da topografia nos processos erosivos, especialmente aquelas causadas pela concentração de fluxo ao longo das vertentes (SALGADO, 2011).

Nesse sentido, foi proposta a substituição do fator comprimento de rampa (L) por uma unidade denominada área de contribuição ou captação, expressa pela relação entre fluxo acumulado e a largura do fluxo em determinada célula. O uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE) para calcular uma área de contribuição e o fator topográfico, permitem realizar estudos em áreas de topografia mais complexas (DESMET; GOOVERS, 1996).

2.2.1.1.4 Fator de uso e manejo

O fator de uso e manejo do solo (C) é definido como a razão de perda de solo de um terreno com cobertura e manejos específicos, em relação a uma mesma área continuamente limpa e preparada para o plantio (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Esse fator varia entre 0 e 1, se aproximando de zero quanto mais protegida for a cobertura por vegetação, e de 1 quanto mais desprotegida for a cobertura, estando, portanto, mais sujeita à erosão (GANASRI; RAMESH, 2016).

Uma forma simples de se determinar o fator C é utilizar tabelas de referência, em estudos que reportaram valores para coberturas similares, ou estudos que foram realizados na mesma área ou região, considerada uma metodologia mais eficiente, especialmente em escalas menores (BENAVIDEZ et al., 2018).

2.2.1.1.5 Fator de práticas conservacionistas

O fator de práticas conservacionistas (P) expressa a razão de perda de solo em uma área com determinadas práticas conservacionistas, em relação a uma área com agricultura em linha reta acima e abaixo da encosta (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Valores típicos de P variam de 0 a 1, e quanto maior o emprego das práticas conservacionistas na mitigação da erosão, menor o valor de P.

As práticas mais comuns englobam o plantio de contorno, cultivo em faixa, sistemas de cultivo em terraços e vias de água estabilizadas. Segundo Benavidez et al. (2018), assim como o fator C, os valores de P podem ser obtidos da literatura. A dificuldade de se mapear com precisão as práticas

conservacionistas, têm feito com que muitos autores ignorem esse fator, adotando P igual a 1, ou adotando valores de C que já considerem práticas de suporte.

2.3 Acoplamento de modelos

O acoplamento de modelos é definido como a junção de modelos distintos, que foram desenvolvidos para simular processos em um sistema (KAMP; SAVENIJE, 2007). Segundo Goldstein (2008), a integração de modelos permite a troca de dados por meio de uma interface comum, sem a necessidade de assistência do usuário, permitindo uma compreensão da evolução de um sistema como um todo, ao invés da interpretação de processos simples e isolados. Kamp e Savenije (2007) afirmam que a integração de modelos pode ser muito benéfica, e citam um exemplo importante do acoplamento de gestão de recursos hídricos, em que é importante conectar modelos hidrológicos, hidráulicos e ecológicos. Entretanto, esse acoplamento pode apresentar muitos desafios, devido ao uso de diferentes formatos de dados, compatibilidade entre escalas, e habilidade de modificar códigos fonte.

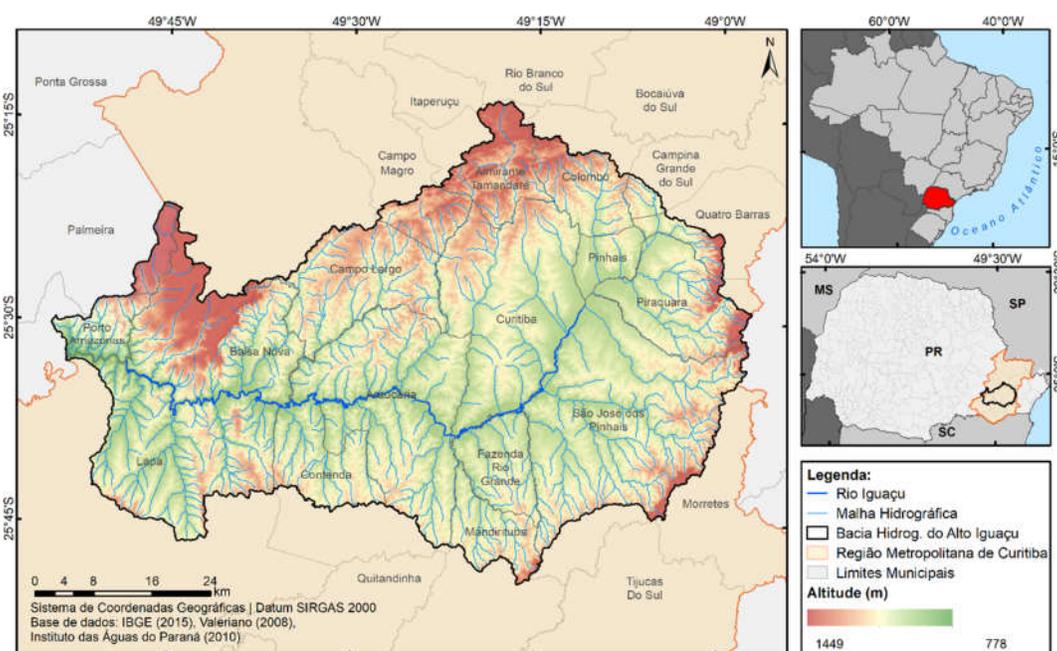
Segundo Bivand e Lucas (1997), a integração de modelos possui duas tipologias básicas: o *Loose-coupling* e o *Tight-coupling*. Geralmente, um acoplamento do tipo *Loose-coupling* tem a maior aceitação dos usuários, e é implementado pelo compartilhamento de formatos de dados entre modelos. Já um acoplamento do tipo *Tight-coupling* necessita de mecanismos nos programas em execução para troca de dados, como chamadas de procedimento remoto. O aprimoramento do sistema e a integração total exigem acesso ao código-fonte. Para Almeida (2003), em um *Loose-coupling*, é necessário que a execução do primeiro modelo seja finalizada para que seus resultados alimentem o segundo modelo. Por outro lado, em um *Tight-coupling* há uma interlocução entre os modelos a cada passo de tempo, uma vez que o resultado de um modelo se torna a entrada de outro modelo no passo de tempo seguinte.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu (Figura 3.1) que possui 361.935,81 ha e abrange 18 municípios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC) no Estado do Paraná. A bacia é uma das Unidades Hidrográficas de Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, o maior rio totalmente paranaense de 1.320 km de extensão, formado pelo encontro dos Rios Iraí e Atuba na porção leste do município de Curitiba (IAP, 2018).

Figura 3.1 - Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Produção da autora.

A região é caracterizada pela grande diversidade de ambientes naturais, como a Serra do Mar, localizada na porção leste da bacia, onde as altitudes podem chegar a 1.400 m, e a Escarpa Devoniana, à oeste da RMC. O relevo é relativamente plano, bastante favorável à ocupação urbana, que se estende por áreas de até 10% de declividade (IPARDES, 2013). O clima da região é classificado como subtropical mesotérmico, sem estação seca, com verões suaves, invernos relativamente frios e ocorrência frequente de geadas.

A temperatura anual média varia entre 12,9 °C e 22,5°C nos meses mais frios e quentes respectivamente. Na RMC, a precipitação média anual é de 1.400 mm, variando em torno de 1.200 mm na porção norte, podendo chegar a 2.000 mm no setor leste. A geologia da bacia é formada, em grande parte, por rochas metamórficas e ígneas, com diferentes tipos litológicos de complexo arranjo estrutural. A evolução geológica da região remonta a mais de dois bilhões de anos, registrando sucessivos episódios de metamorfismo, intrusões magmáticas, deformações, erosão e deposição de sedimentos (SUDERHSA, 2007).

O uso e ocupação da terra na bacia é fortemente influenciado pela ocupação urbana na RMC, que registrou as taxas de crescimento populacional mais elevadas do estado nos últimos anos. Segundo o IPARDES (2017), esse crescimento vem aumentando a pressão de ocupações sobre espaços vulneráveis e com restrições ambientais, como áreas de mananciais de abastecimento e várzeas dos rios. A evolução da população da RMC entre os anos 1970 e 2015 pode ser observada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - População registrada na RMC no período entre 1970 e 2015.

Ano	População (hab)
1970	869.937
1991	2.101.691
1995	2.506.270
2005	3.185.314
2015	3.512.344

Fonte: IBGE (2019a).

Na RMC são predominantes áreas de uso urbano, com intensa atividade industrial, comercial e de serviços, como a produção de papel e celulose, frigoríficos, laticínios, produtos alimentícios, curtumes e abatedouros. O crescimento do ramo automobilístico é outro destaque da região, principalmente a partir da década de 1990, com a implantação do Parque Automotivo da Audi e Renault em São José dos Pinhais. Com o crescimento da indústria veio também a ocupação de importantes rodovias, como a antiga BR-116, BR-376, BR-277 e BR-476, que em 2002 foram ligadas pelo Contorno

Leste. Essa foi uma das grandes obras de engenharia do país, afirmando-se como uma nova fronteira para localização de atividades econômicas (SUDERHSA, 2007).

A expansão urbana tem exercido forte impacto na qualidade das águas da bacia, levando à poluição dos recursos hídricos e deterioração da qualidade das águas para abastecimento. Entre as principais causas está a geração de efluentes e intensificação de processos erosivos, que podem levar ao assoreamento dos rios. Segundo o IPARDES (2017), dentre todas as bacias do Paraná, a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu aparece como a maior geradora de efluentes, e necessita de medidas de recuperação e tratamento dos rios, uma vez que demanda a maior quantidade hídrica do estado, quase 90% das águas de mananciais superficiais.

A expansão agropecuária na região também tem contribuído fortemente com a poluição hídrica, em função da utilização inadequada de defensivos agrícolas. O crescimento da silvicultura também vem causando impactos, entre eles, o depauperamento do solo devido à prática de queimadas, e a interferência no regime hídrico local pela maior necessidade de água das espécies utilizadas em reflorestamentos (SUDERHSA, 2007).

3.2 Material utilizado

Os dados utilizados na modelagem das mudanças de uso e cobertura da terra e estimativa de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu estão apresentados na Tabela 3.2. Os *softwares* utilizados estão apresentados na Tabela 3.3, acompanhada de uma breve descrição dos mesmos.

Tabela 3.2 - Dados utilizados na modelagem e estimativa de perda de solo.

Descrição	Tipo	Ano	Fonte	Finalidade
Limite da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu	Vetorial (polígono)	2010	INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (2010)	Delimitação da área de estudo
Limite das sub-bacias do Alto Iguaçu	Vetorial (polígono)	2010	INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (2010)	Espacialização da perda de solo por sub-bacias
Limites Municipais	Vetorial (polígono)	2015	IBGE (2015a)	Delimitação dos municípios da área de estudo
Classificação de uso e cobertura da terra	Matricial (30m)	1985, 1995, 2005, 2015	3ª Coleção do MAPBIOMAS (2019)	Mapas de referência no modelo de uso e cobertura da terra
Unidades de conservação	Vetorial (polígono)	2014	MMA (2014)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Linha ferroviária (Escala 1:250.000)	Vetorial (linha)	2015	IBGE (2015a)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Rodovias pavimentadas (Escala 1:250.000)	Vetorial (linha)	2015	IBGE (2015a)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Rodovias não pavimentadas (Escala 1:250.000)	Vetorial (linha)	2015	IBGE (2015a)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Malha hidrográfica (Escala 1:250.000)	Vetorial (linha)	2015	ANA (2017)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Linhas de transmissão de energia elétrica (Escala 1:250.000)	Vetorial (linha)	2000	EPE (2000)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Aterros Sanitários e Lixões (Escala 1:10.000)	Vetorial (polígono)	2000	INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (2010)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Declividade	Matricial (30m)	2000	TOPODATA - VALERIANO (2008)	Variável explicativa no modelo de uso e cobertura da terra
Modelo Digital de Elevação	Matricial (30m)	2000	TOPODATA - VALERIANO (2008)	Obtenção do fator topográfico da USLE
Mapa de Solos (Escala 1:250.000)	Vetorial (polígono)	2014	EMBRAPA (2008)	Obtenção do fator de erodibilidade da USLE
Dados de Pluviosidade média mensal (mm)	Tabelas	1985 a 2015	Plataforma HydroWeb - SNIRH (2019)	Obtenção do fator de erosividade da USLE

Fonte: Produção da autora.

Tabela 3.3 - *Softwares* utilizados nos procedimentos metodológicos.

Dado	Finalidade
ArcGIS 10.5	Edição vetorial, geração dos mapas de distância, padronização dos sistemas cartográficos de referência (datum e projeção).
IDRISI 3.2	Tabulação cruzada entre mapas de uso e cobertura da terra, mapas de transição e correção de transições espúrias.
Dinamica EGO 4.0.11	Montagem do cubo estático, modelagem dinâmica espacial, acoplagem do modelo de perda de solo (USLE)
SAGA GIS 2.1.2	Geração do mapa de área de contribuição para cálculo do fator topográfico da USLE
Jupyter Notebook	Geração do mapa de incerteza e mediana das estimativas de perda de solo utilizando código em Python

Fonte: Produção da autora.

3.3 Metodologia

A metodologia foi dividida em cinco etapas. Na primeira etapa foi realizada a preparação dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos 1985, 1995, 2005 e 2015 e detecção de mudanças. A preparação contou com uma análise qualitativa das classes do MapBiomass (2019), com o auxílio das imagens do *Google Earth*. Posteriormente foi realizada uma reclassificação com o agrupamento de classes. As mudanças ocorridas na bacia foram detectadas por meio de uma operação de tabulação cruzada entre os mapas, seguido de correção de transições espúrias no *software* Idrisi, gerando também, os mapas de transição.

Na segunda etapa foi realizada a preparação dos modelos de uso e cobertura da terra na plataforma Dinamica EGO. Para isso, os trinta anos de estudo foram divididos em três períodos de 10 anos, de 1985 a 1995, 1995 a 2005 e 2005 a 2015. Para cada período foi realizada a parametrização, calibração e validação de um modelo dinâmico espacial. Dessa forma, foram utilizados três modelos individuais, capazes de obter anualmente mapas simulados da paisagem, a partir da entrada de um mapa inicial e final de uso e cobertura da terra. A fase de parametrização incluiu o cálculo das matrizes de transição, categorização de variáveis contínuas como mapas de distâncias à hidrografia, rodovias etc., e cálculo dos pesos de evidência. Na fase de calibração foi realizada a análise de dependência espacial entre as variáveis, seguido do

ajuste dos pesos de evidência e dos algoritmos de alocação *patcher* e *expander*. Por fim, com o intuito de verificar a qualidade da calibração dos modelos, foi realizada a validação dos mapas simulados.

Na terceira etapa foi realizada a preparação do modelo de perda de solo. Nessa fase deu-se início a preparação dos fatores da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), incluindo os mapas do fator topográfico (LS), fator de erosividade das chuvas (R) e fator de erodibilidade dos solos (K). Também foram preparadas quatro tabelas com dados de uso, manejo e práticas conservacionistas, para cada classe de uso e cobertura da terra adotada nesse estudo.

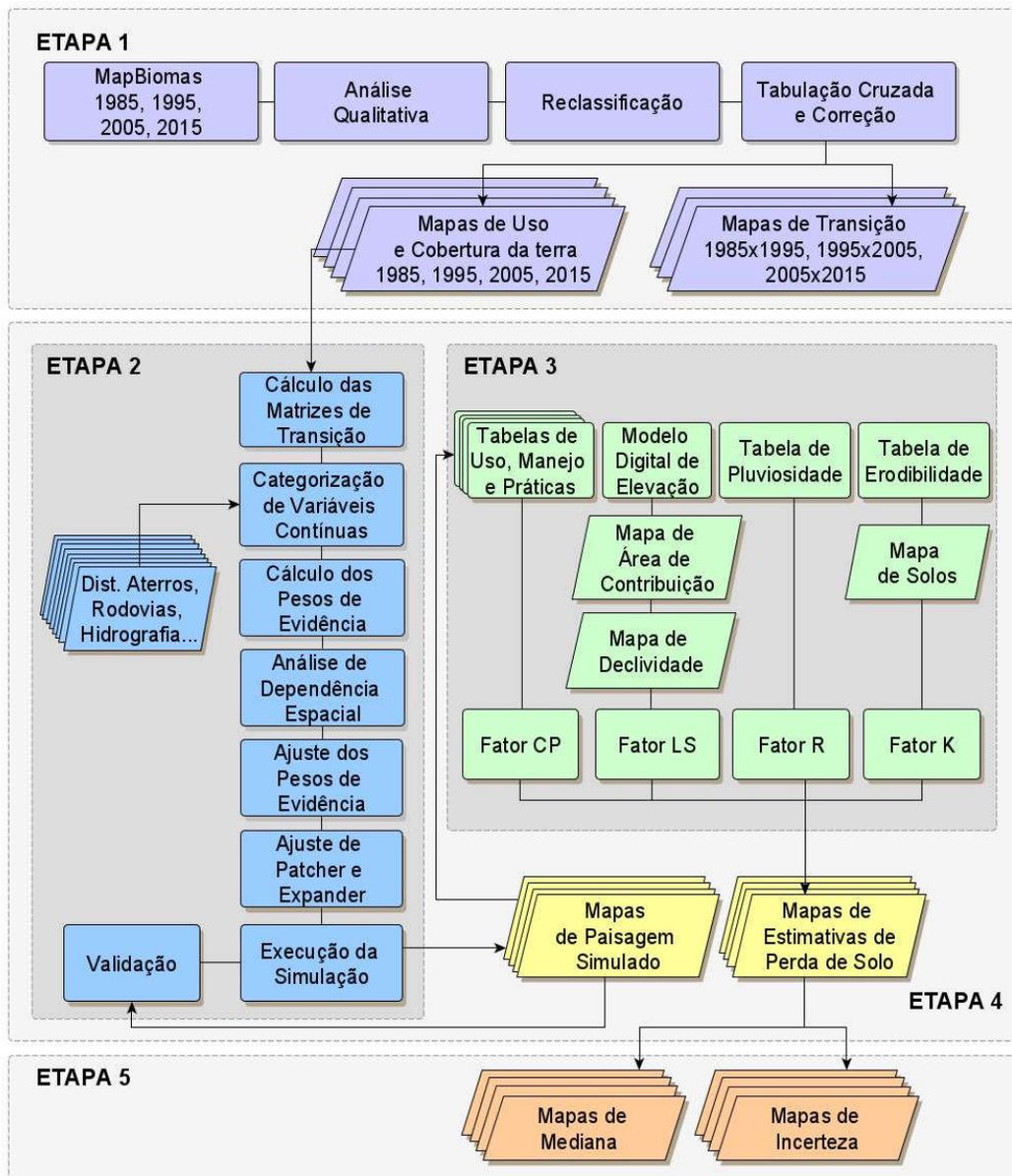
A quarta etapa compreendeu o acoplamento dos modelos de uso e cobertura da terra e perda de solo, seguido da execução conjunta dos modelos. Utilizou-se como base o acoplamento disponibilizado por Macedo (2013), com a inclusão de algumas adaptações para atender as necessidades desse estudo. Por meio do acoplamento foram obtidos simultaneamente mapas anuais da paisagem e estimativas de perda de solo para cada período. Cada mapa de paisagem simulado no modelo de uso e cobertura da terra alimentava o modelo de perda de solo, e suas classes recebiam valores de uso, manejo e práticas conservacionistas. Dessa forma, foram gerados os mapas dos fatores CP para cada ano, que ao serem multiplicados aos demais fatores da USLE, geravam as estimativas anuais de perda de solo

Pelo fato de terem sido utilizadas quatro tabelas de uso, manejo e práticas conservacionistas, foram obtidas quatro estimativas de perda de solo para cada ano entre 1985 e 2015. Também foram gerados mapas de paisagem e estimativas de perda de solo para um prognóstico de curto prazo até o ano 2030, utilizando como base o modelo calibrado para o período de 2005 a 2015, em um cenário *Business as Usual*, reproduzindo as tendências de mudança mais recentes na bacia.

Por fim, na quinta etapa foi gerado um mapa da mediana das quatro estimativas de perda de solo para cada ano, juntamente com um mapa de

incerteza. Essa fase foi realizada externamente na plataforma Jupyter Notebook, utilizando um código em Python. Os mapas da mediana foram espacializados por células e sub-bacias. As cinco etapas da metodologia estão apresentadas de forma simplificada na Figura 3.2, e descritas em detalhe nos Capítulos 3.3.1, 3.3.2, 3.3.3, 3.3.4 e 3.3.5.

Figura 3.2 - Fluxograma metodológico.



Fonte: Produção da autora.

3.3.1 Mapas de uso e cobertura da terra e detecção de mudanças

Os mapas de uso e cobertura da terra utilizados neste trabalho são provenientes da 3ª Coleção do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil, o MapBiomias. O projeto é uma iniciativa de especialistas em biomas, uso da terra, sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG) e ciência da computação. Os profissionais utilizam o processamento em nuvem e classificadores automatizados para gerar uma série histórica de mapas anuais de uso e cobertura da terra do Brasil. O objetivo do projeto é contribuir para o entendimento da dinâmica de uso e cobertura da terra em países tropicais (MAPBIOMAS, 2019).

Dentre os principais produtos do MapBiomias está a plataforma *web* de consulta pública de mapas, imagens, estatísticas do projeto, mosaicos de imagens de satélite e mapas de uso e cobertura da terra anuais de 1985 a 2015. Os mapas são produzidos a partir da classificação pixel a pixel de mosaicos de imagens dos satélites Landsat, por meio de algoritmos de aprendizagem de máquina (*Machine Learning*). Os dados são disponibilizados no formato matricial em pixels de 30x30m, através da plataforma *Google Earth Engine* (MAPBIOMAS, 2019).

Para esse estudo, foi realizado o *download* dos mapas de uso e cobertura da terra do Estado do Paraná nos anos 1985, 1995, 2005 e 2015, seguido do recorte da área de estudo. Foram identificadas 12 classes de uso e cobertura da terra, as quais passaram por uma avaliação qualitativa, através de uma análise visual baseada nas imagens da série temporal do *Google Earth*. A partir dessa análise, foi realizada a reclassificação por meio do agrupamento de algumas classes, resultando em 10 classes finais, conforme apresentado na Tabela 3.4.

Por meio da análise qualitativa foi constatado que a classe área não vegetada era composta majoritariamente por rodovias, estradas e áreas de expansão urbana. Por esse motivo, optou-se por seu agrupamento à classe infraestrutura

urbana, formando uma nova classe denominada área urbana. Também foi realizado o agrupamento das duas classes de formação natural não florestal. Como a classe formação natural não florestal do tipo campestre foi a mais representativa, correspondendo a mais de 80% da área total, adotou-se o nome vegetação campestre à essa nova classe.

Tabela 3.4 - Descrição das classes de uso e cobertura da terra e reclassificação.

Classes MapBiomas		Descrição	Reclassificação	
1	Floresta Natural	Floresta ombrófila densa, aberta e mista e floresta estacional semi-decidual, floresta estacional, decidual e formação pioneira arbórea.	1	Floresta Natural
2	Floresta Plantada	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, como eucalipto, pinus, araucária.	2	Floresta Plantada
3	Formação Natural Não Florestal (Campestre)	Savanas e savanas-estépicas, parque e gramíneo-lenhosa, estepe e pioneiras arbustivas e herbáceas.	3	Vegetação Campestre
4	Outra Formação Natural Não Florestal	-		
5	Pastagem	Naturais ou plantadas, vinculadas à atividade agropecuária.	4	Pastagem
6	Agricultura	Áreas predominantemente ocupadas com cultivos anuais e, em algumas regiões com a presença de cultivos perenes.	5	Agricultura
7	Mosaico de Pastagem e Agricultura	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.	6	Agropecuária
8	Infraestrutura Urbana	Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias e construções.	7	Área Urbana
9	Área Não Vegetada	Áreas de superfícies não permeáveis, como infraestrutura, expansão urbana ou mineração, não mapeadas em suas classes.		
10	Mineração	Áreas referentes à extração mineral de grande porte, havendo clara exposição do solo por ação de maquinário pesado. Somente são consideradas áreas pertencentes à malha digital do DNPM (SIGMINE).	8	Mineração
11	Rio, Lago, Oceano	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.	9	Corpo d'Água
12	Não observado	-	10	Não Observado

Fonte: MapBiomas (2019).

Pelo fato de o MapBiomias apresentar a classe mosaico de agricultura e pastagem, além das classes agricultura e pastagem individualmente, o mosaico foi renomeado como agropecuária. Assim, as atividades agrícolas e pecuárias dessa classe foram consideradas de pequena escala, enquanto as classes individuais, agricultura e pastagem, foram consideradas como larga escala. O agrupamento de classes foi realizado com o intuito de facilitar a etapa de modelagem, por outro lado, a utilização de classes mistas, como o mosaico de agricultura a pastagem e a classe áreas não vegetadas, acabam trazendo incertezas à modelagem, que serão consideradas na análise dos resultados

Para detectar as mudanças ocorridas na área de estudo, primeiramente foi realizado o cálculo de área para cada classe de uso e cobertura da terra dos mapas de 1985, 1995, 2005 e 2015, identificando as classes que aumentaram ou diminuiram ao longo dos anos. Em seguida foi realizada uma operação de tabulação cruzada, considerando três períodos de análise: 1985 a 1995, 1995 a 2005 e 2005 a 2015. Como resultado, foram obtidos os mapas de transição entre as classes, e para cada transição, foram identificados dois processos de mudança associados: a retração da classe inicial e a expansão da classe final ou de destino. Na transição de floresta natural para agricultura, por exemplo, pode-se considerar o processo de desmatamento ou de expansão agrícola, dependendo da relevância para o trabalho.

Nessa etapa também foram corrigidas as transições espúrias, aquelas que provavelmente não ocorreram na realidade, e que segundo Ramos (2017), são muito comuns quando os mapas inicial e final têm origem em processamentos automáticos ou semiautomáticos, como é caso do MapBiomias. Como transições espúrias foram considerados os pixels isolados correspondentes à retração de áreas urbanas e corpos d'água, e as transições para a classe não observado. Essas transições foram corrigidas, adotando-se a permanência da classe inicial, a fim de evitar a simulação de manchas desconectadas com o ambiente real. Após a correção, foram obtidos os mapas iniciais e finais corrigidos para cada período da modelagem.

3.3.2 Preparação do modelo de uso e cobertura da terra

A preparação da modelagem de uso e cobertura da terra foi realizada na plataforma Dinamica EGO, dividindo os trinta anos de estudo em três períodos de 10 anos: de 1985 a 1995, 1995 a 2005 e 2005 a 2015. Para cada período, foi realizada a parametrização, calibração e validação de um modelo dinâmico espacial, baseado em autômatos celulares.

3.3.2.1 Parametrização

A parametrização foi iniciada com o cálculo das matrizes de transição global e individual, a partir dos mapas de uso e cobertura da terra final e inicial para cada período. A matriz de transição global ou de passo único (*single step*) apresenta as taxas de mudança entre as classes, considerando o período completo, nesse caso, 10 anos.

Por sua vez, a matriz de transição individual ou de múltiplos passos (*multiple step*), corresponde às taxas de mudança em uma unidade de tempo especificada pela divisão do período completo, por um número determinado de passos, nesse caso, 10 passos de tempo, gerando taxas de mudança decompostas ano a ano.

No Dinamica EGO, as matrizes de transição são calculadas através da cadeia de *Markov*, e a matriz individual é derivada de uma matriz ergódica estacionária, que relaciona os autovalores e autovetores da matriz global, conforme apresentado na Equação 3.1 (SOARES-FILHO et al., 2009).

$$MT = H * V^{\frac{1}{n}} * H^{-1}, \quad (3.1)$$

em que:

MT é a matriz de transição individual;

H são os autovetores da matriz de transição global;

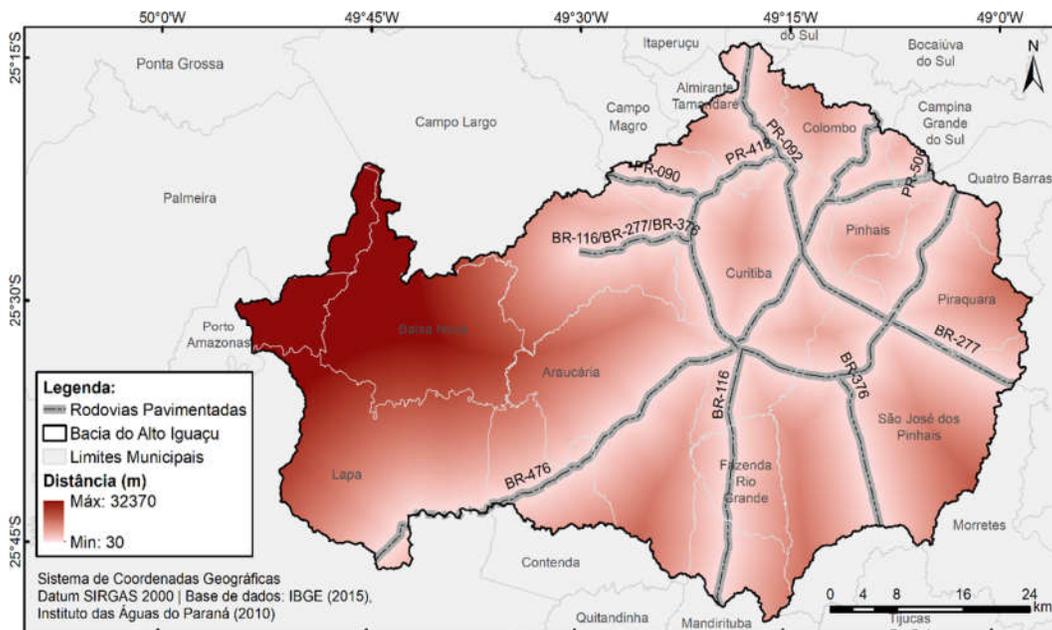
V são os autovalores da matriz de transição global;

n é o número de passos de tempo especificado pelo usuário e;

H^{-1} é a matriz inversa dos autovetores da matriz global.

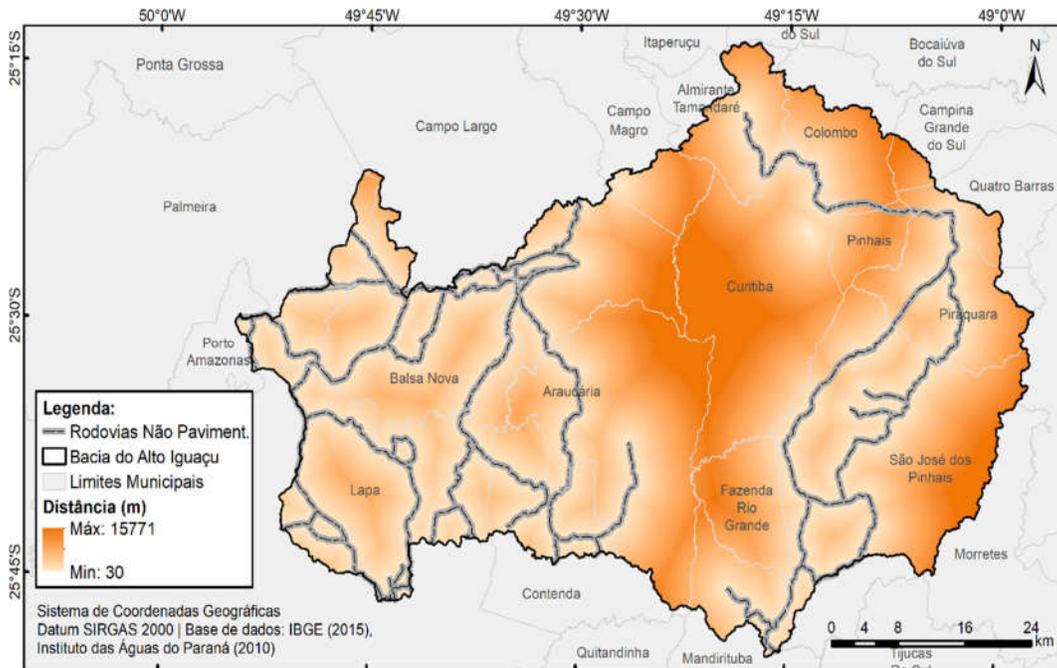
Após o cálculo das matrizes de transição, foram selecionados os mapas auxiliares para entrada no modelo, também chamados de variáveis explicativas, que se dividem em mapas estáticos contínuos e discretos. Os mapas estáticos contínuos retratam variáveis que se apresentam em gradientes de valores contínuos. Estes mapas correspondem aos mapas de distância euclidiana às seguintes feições: rodovias pavimentadas (Figura 3.3), rodovias não pavimentadas (Figura 3.4), linha ferroviária (Figura 3.5), malha hidrográfica (Figura 3.6), linhas de transmissão de energia elétrica (Figura 3.7), aterros sanitários e lixões (Figura 3.8) e unidades de conservação.

Figura 3.3 - Mapa de distância às rodovias pavimentadas.



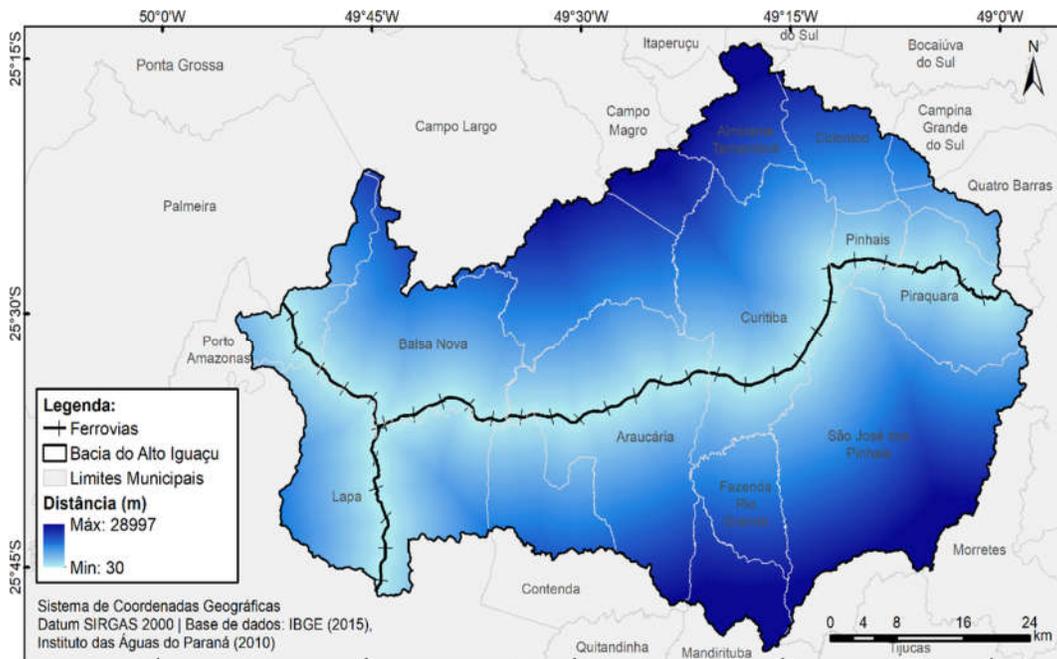
Fonte: Produção da autora.

Figura 3.4 - Mapa de distância às rodovias não pavimentadas.



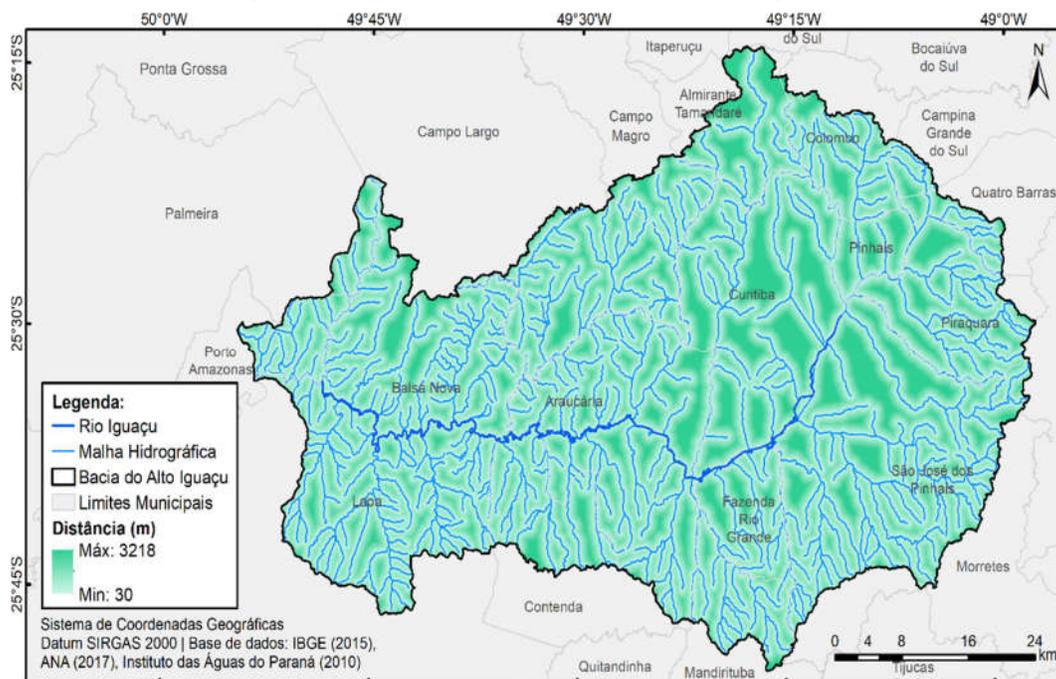
Fonte: Produção da autora.

Figura 3.5 - Mapa de distância à linha ferroviária.



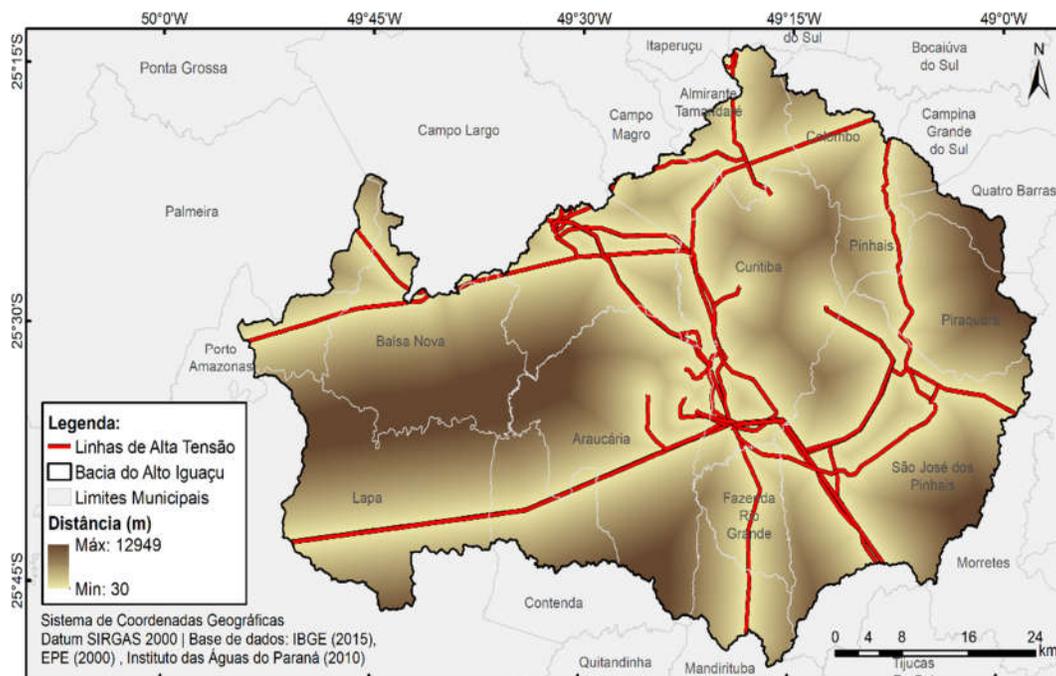
Fonte: Produção da autora.

Figura 3.6 - Mapa de distância à malha hidrográfica.



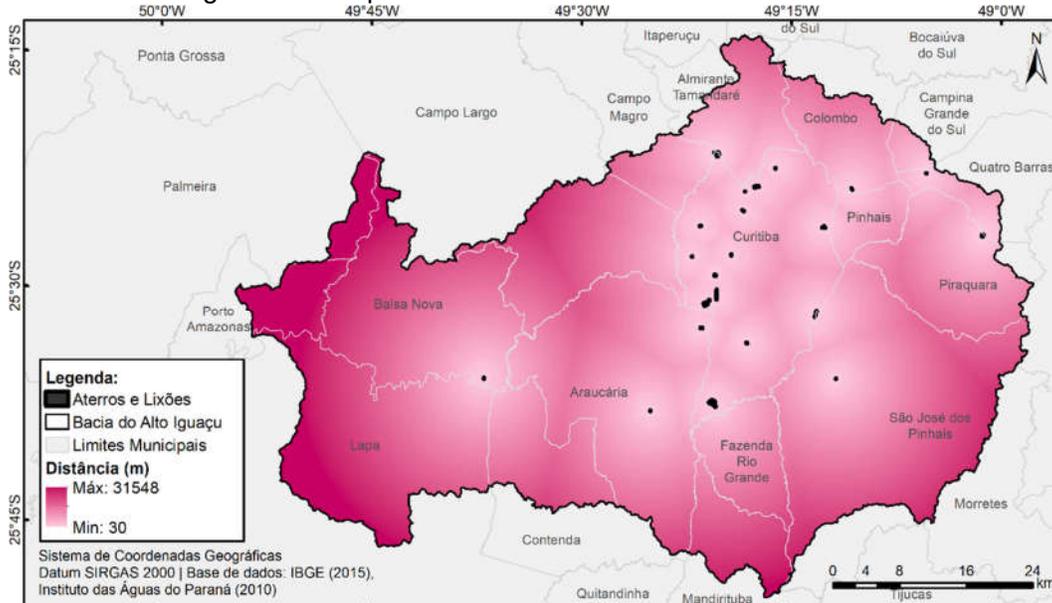
Fonte: Produção da autora.

Figura 3.7 - Mapa de distância às linhas de transmissão de energia elétrica.



Fonte: Produção da autora.

Figura 3.8 - Mapa de distância à aterros sanitários e lixões.



Fonte: Produção da autora.

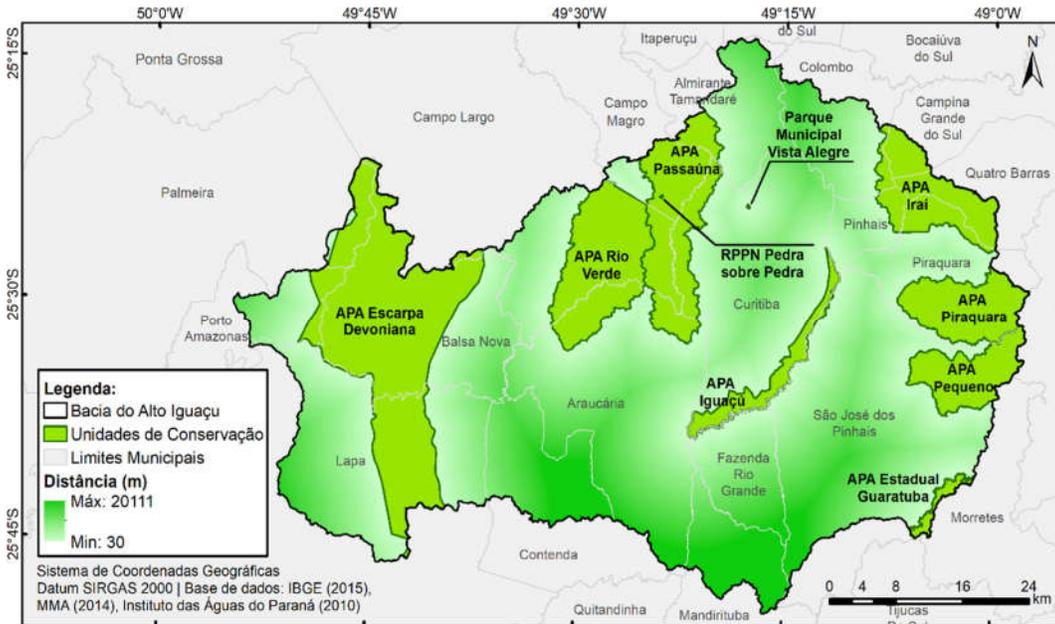
Essas variáveis foram escolhidas devido ao seu grau de favorecimento ou repulsão a transições de uso e cobertura da terra. Acredita-se que a expansão urbana, por exemplo, tenha maior probabilidade de ocorrência quanto mais próximo de rodovias pavimentadas e linhas de transmissão de energia elétrica. Já a proximidade de aterros sanitários e principalmente lixões, pode repelir a expansão urbana, devido mal odor e impacto sonoro por uso de equipamentos.

Como mapas estáticos discretos foram utilizados o mapa categórico de unidades de conservação (Figura 3.9) e o mapa de declividade (Figura 3.10) do Projeto TOPODATA (VALERIANO, 2008), discretizado em seis classes, conforme classificação proposta pela Embrapa (1979). Mapas estáticos discretos representam áreas com determinada restrição ou permissão de uso e cobertura da terra (ARCOVERDE, 2013).

Essas variáveis foram escolhidas pois espera-se que as unidades de conservação sejam restritivas as transições ligadas ao desmatamento, e que o mesmo ocorra na proximidade dos corpos d'água, respeitando os limites das áreas de preservação permanente (APP). Mapas de declividade também são

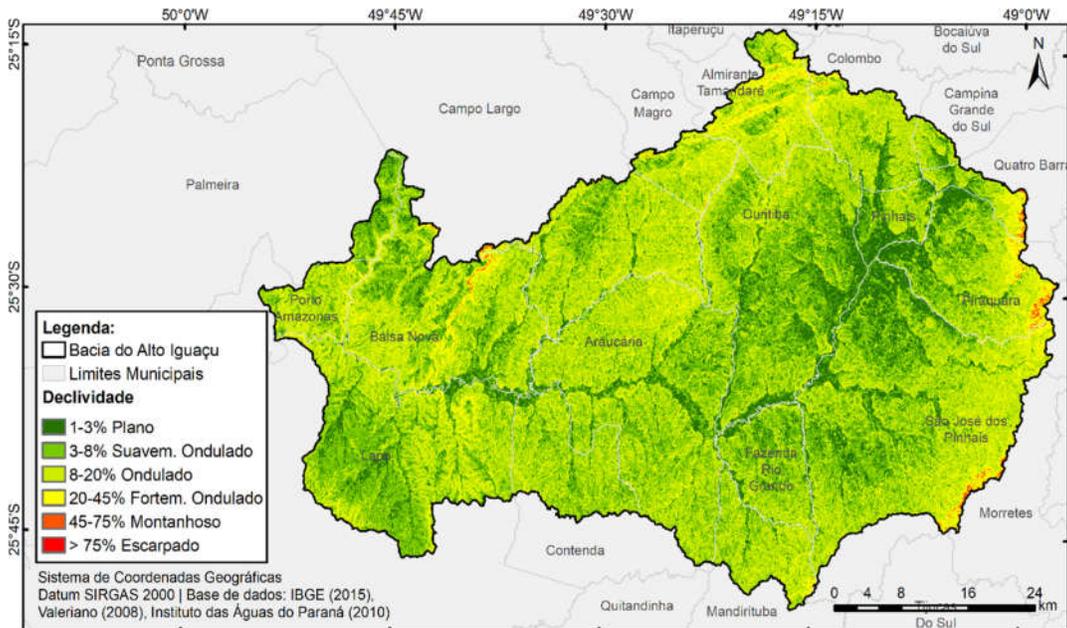
importantes na modelagem, pois podem favorecer ou restringir algumas transições de uso e cobertura da terra.

Figura 3.9 - Mapa de unidades de conservação



Fonte: Produção da autora.

Figura 3.10 - Mapa de declividade.



Fonte: Produção da autora.

Para entrada na plataforma Dinamica EGO, os mapas estáticos contínuos e discretos foram agrupados em um arquivo raster multicamada no formato *Ermapper*, formando um cubo de dados estático. Também foram utilizados os mapas de distâncias às classes de uso e cobertura da terra envolvidas nas transições, porém, estes foram gerados iterativamente no Dinamica EGO, não sendo necessário incluí-los no cubo estático.

A partir da entrada do cubo de variáveis estáticas no modelo, deu-se início à etapa de categorização das variáveis estáticas contínuas, para criação de intervalos nos mapas de distância, procedimento semelhante a um fatiamento. Esse fatiamento foi gerado considerando um incremento constante de 30 m no eixo x, um ângulo de tolerância de 5°, delta mínimo e máximo definidos respectivamente como 1 e o número total de células da área de estudo. O resultado do fatiamento foi um arquivo com intervalos de distâncias denominado *skeleton*, utilizado para receber os pesos de evidência (W^+).

Os pesos de evidência constituem um método estatístico empírico, aplicado no Dinamica EGO para produzir mapas de probabilidade de transição, que evidenciam as áreas mais favoráveis à mudança (SOARES-FILHO et al., 2009). É baseado no Teorema de Probabilidade Condicional de *Bayes* e calcula o efeito de uma variável espacial em determinada transição, permitindo avaliar o grau de favorabilidade de uma evidência na ocorrência de um evento. Por exemplo, a probabilidade de ocorrer uma transição/evento de floresta natural para área urbana, dada a proximidade de uma rodovia pavimentada, que seria a evidência, conforme descrito na Equação 3.2.

$$P\left(\frac{A}{b}\right) = \frac{P(A \cap b)}{P(b)} = \frac{P(A) \cdot P(b/A)}{P(b)}, \quad (3.2)$$

em que:

A é o evento;

B é a evidência.

Os algoritmos de pesos de evidência utilizam o conceito de *odds*, que é a probabilidade de um evento ocorrer, pela razão desse evento não ocorrer,

conforme descrito na Equação 3.3. Substituindo o *odds* nessa equação, tem-se a Equação 3.4. Aplicando-se o logaritmo natural em ambos os lados da Equação 3.4, tem-se a Equação 3.5, em que é definido o peso de evidência positivo, sendo que a razão de probabilidade que lhe dá origem é conhecida como *sufficiency ratio* (LS).

$$\frac{P(A/b)}{P(\bar{A}/b)} = \frac{P(A).P(b/A)}{P(\bar{A}).P(b/\bar{A})} , \quad (3.3)$$

$$O(A/b) = O(A) \cdot \frac{P(b/A)}{P(b/\bar{A})} , \quad (3.4)$$

$$\log it (A/b) = \log it (A) + W^+ , \quad (3.5)$$

em que:

A é o evento;

B é a evidência;

O é odds; e

W^+ é o peso positivo de evidência.

Após a categorização das variáveis estáticas contínuas, com a criação dos intervalos nos mapas de distância, foi calculado o peso positivo de evidência para cada categoria discreta de variável explicativa e transição.

3.3.2.2 Calibração

Partindo-se do Teorema de *Bayes*, que pressupõe que os eventos devem ser independentes entre si, foi realizada uma análise de associação ou dependência espacial entre as variáveis explicativas pareadas, por meio dos coeficientes de *Cramer* e *Joint Information Uncertainty* (JIU). Os pares de variáveis que apresentaram alguma associação espacial, indicados por índices iguais ou superiores a 0,5 foram removidos da modelagem nessa etapa.

Após essa verificação, foram ajustados os algoritmos de transição *expander* e *patcher*. A função *expander* responde pela expansão de manchas previamente existentes de uma certa classe de cobertura ou uso da terra. Já a função

patcher, se destina a gerar novas manchas através de um mecanismo de constituição de sementes (SOARES-FILHO et al., 2004). Os parâmetros de ajuste desses algoritmos correspondem ao seu percentual, média e variância do tamanho de manchas por algoritmo de transição, bem como ao índice de isometria das manchas formadas por processos de expansão ou por constituição de sementes.

A isometria é um parâmetro que varia entre 0 e 2 e descreve a agregação das manchas criadas, sendo mais desagregadas quanto mais próximas de zero, e totalmente agregadas em valor igual a 2. O percentual e o índice de isometria foram determinados com base na análise visual dos mapas de transição, gerados a partir da tabulação cruzada descrita na Seção 3.3.1. Já os valores de média e variância foram obtidos por meio de uma consulta espacial dos mesmos.

Após a calibração do modelo, foram geradas simulações pretéritas de uso e cobertura da terra e os mapas de probabilidade de transição para cada ano, considerando o intervalo de 10 anos de cada modelo. Para os prognósticos de médio prazo até o ano de 2030, foi utilizado como base o modelo calibrado para o período de 2005 a 2015. Dessa forma, as simulações prospectivas de 2016 a 2030 foram geradas considerando um cenário *Business as Usual*, reproduzindo as tendências de mudança do período mais recente.

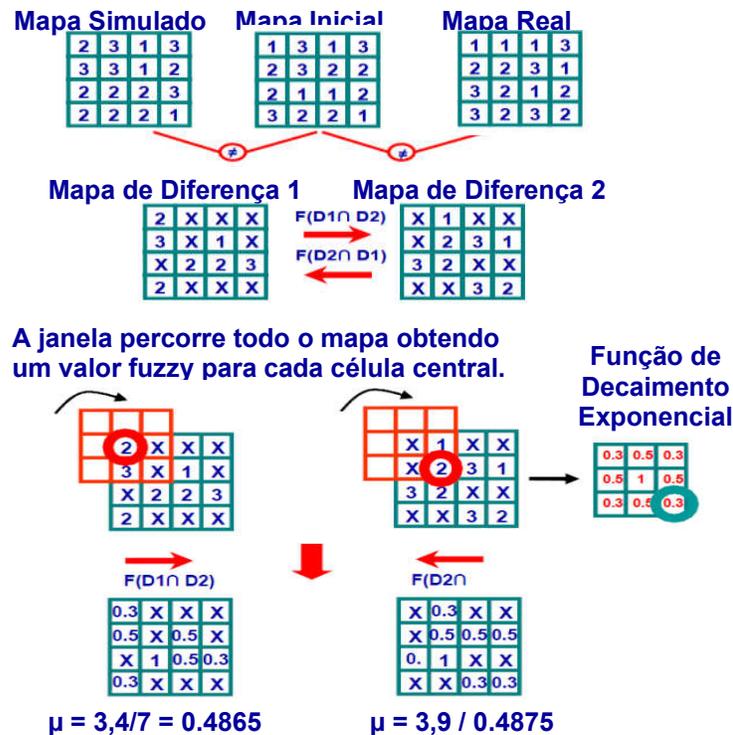
3.3.2.3 Validação

A validação da simulação no Dinamica EGO adota o método de similaridade *fuzzy* adaptado de Hagen (2003). Essa metodologia utiliza uma função de decaimento constante ou exponencial com a distância, para ponderar a distribuição do estado da célula ao redor de uma célula central (SOARES-FILHO et al., 2009). Cada período de simulação é baseado em um mapa inicial e final de referência, gerando um mapa final simulado. Primeiramente é realizada uma operação para computar as diferenças entre eles, isto é, diferenças entre o mapa inicial e final, e diferenças entre o mapa inicial e mapa

final simulado. Essa operação resulta em dois mapas de “diferença”, com áreas de mudança e permanência.

Em seguida, os mapas de diferença passam por uma filtragem de convolução em diferentes tamanhos de janela, onde é aplicada a função de decaimento exponencial ou constante. Na filtragem é realizada uma ponderação da distribuição do estado da célula em torno de uma célula central, entre o mapa simulado e o mapa-referência, penalizando o ajuste, em vista da distância da célula central em análise, em relação à célula que contém a classe desejada na cena de comparação. Uma vantagem dessa metodologia, é o fato de não serem computadas as áreas de não mudança, que muitas vezes são responsáveis por superestimar os índices de similaridade. A Figura 3.11 apresenta o esquema de validação no Dinâmica EGO.

Figura 3.11 - Cálculo do índice de similaridade *fuzzy* adaptado com filtragem de convolução em janela de tamanho 3x3.



Fonte: Adaptado de Soares-Filho et al. (2009).

3.3.3 Preparação do modelo de perda de solo

Para a estimativa da perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu foi adotada a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), e a preparação de seus fatores está descrita detalhadamente a seguir.

3.3.3.1 Fator de erosividade (R)

O fator de erosividade das chuvas (R) foi determinado pelo método pluviométrico, adotando a Equação 3.6 utilizada por Waltrick et al. (2015), que é uma atualização da equação proposta por Rufino et al. (1993):

$$EI_m = 33,26 + 40,71 * \left(\frac{p^2}{P}\right), \quad (3.6)$$

em que:

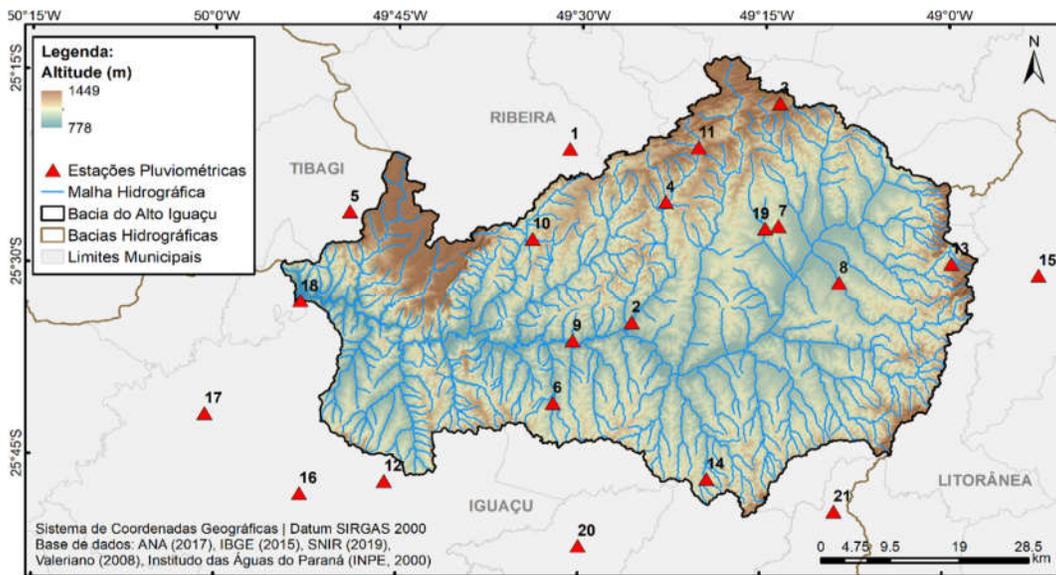
EI_m é a erosividade média mensal ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$);

p é precipitação média mensal (mm) e;

P é a precipitação média anual (mm).

Os dados de precipitação foram obtidos de séries históricas de pluviosidade média mensal de 21 estações pluviométricas mostradas na Figura 3.12.

Figura 3.12 - Mapa de localização das estações pluviométricas.



Fonte: Produção da autora.

Os dados foram obtidos por meio da plataforma online HidroWeb (SNIRH, 2019). Como critério de seleção foram adotadas as estações que apresentaram séries históricas com poucas falhas de até 5%. A Tabela 3.5 apresenta as informações das estações pluviométricas utilizadas neste estudo.

Tabela 3.5 – Informações das estações pluviométricas utilizadas.

ID	Estação	Bacia	Alt. (m)	Lat (°S)	Long (°W)
1	Bateias	Ribeira	890	-25,35	-49,52
2	Campina das Pedras	Iguaçu	864	-25,57	-49,43
3	Colombo	Iguaçu	977	-25,29	-49,23
4	Colônia Dom Pedro	Iguaçu	890	-25,42	-49,38
5	Colonia Witmarsun	Tibagi	950	-25,43	-49,82
6	Contenda	Iguaçu	882	-25,68	-49,54
7	Curitiba	Iguaçu	929	-25,45	-49,23
8	Fazendinha	Iguaçu	910	-25,52	-49,15
9	Guajuvira	Iguaçu	878	-25,60	-49,51
10	Itaqui	Iguaçu	901	-25,47	-49,57
11	Juruqui	Iguaçu	940	-25,35	-49,34
12	Lapa	Iguaçu	910	-25,78	-49,77
13	Mananciais da Serra	Iguaçu	979	-25,49	-48,99
14	Mandirituba	Iguaçu	920	-25,78	-49,32
15	Marumbi	Litorânea	60	-25,51	-48,87
16	Pedra Alta	Iguaçu	903	-25,80	-49,88
17	Pedra Lisa	Iguaçu	929	-25,70	-50,01
18	Porto Amazonas	Iguaçu	793	-25,55	-49,88
19	Prado Velho - PUC	Iguaçu	884	-25,45	-49,25
20	Quitandinha	Iguaçu	820	-25,87	-49,50
21	Rincão	Iguaçu	913	-25,82	-49,15

Fonte: Produção da autora

Visando a homogeneização e verificação da consistência dos dados pluviométricos, as falhas mensais identificadas nas séries históricas foram preenchidas pelo Método de Ponderação Regional, que utiliza ao menos três estações vizinhas para estimar os dados faltantes. Em seguida, foi realizada uma análise de consistência das séries históricas pelo Método da Dupla Massa (ANA, 2011), seguindo para o cálculo da pluviosidade e erosividade média anual para as 21 estações pluviométricas.

Para a espacialização da erosividade média anual para toda a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, foi realizada uma interpolação pelo método de

ponderação do inverso da distância, o *Inverse Distance Weighting* (IDW). Esse método determinístico assume que variáveis mais próximas umas das outras são mais parecidas do que as que estão mais distantes. Para estimar um valor é atribuído maior peso aos pontos mais próximos ao local da previsão, e os pesos diminuem em função da distância, conforme apresentado na Equação 3.7.

$$Z = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{z_i}{d_{ij}^P}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{ij}^P}}, \quad (3.7)$$

em que:

Z é o valor interpolado;

n é o total de pontos medidos;

z_i é o valor observado da amostra na posição i ;

d_{ij} é a distância entre o valor observado e o interpolado;

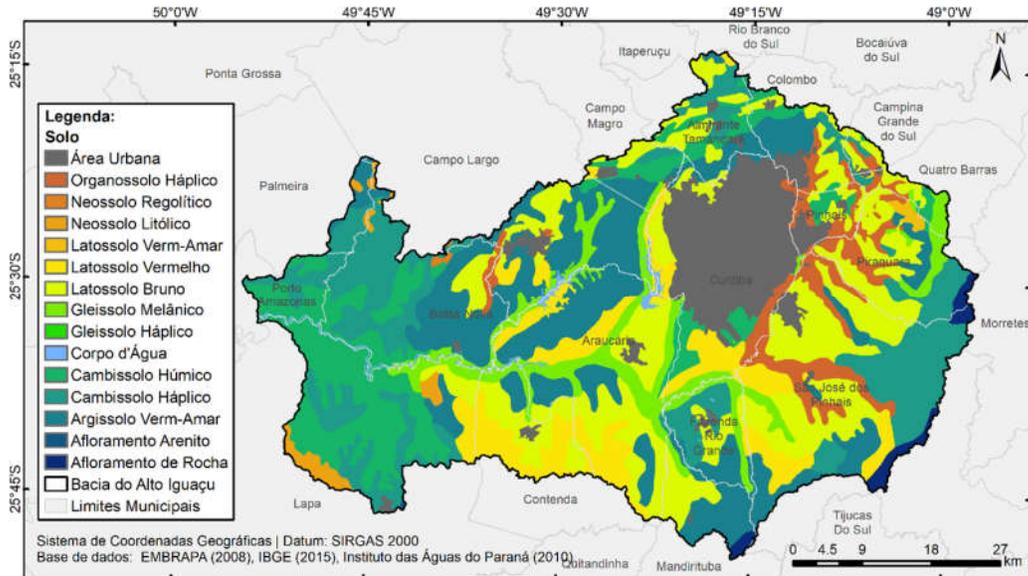
P é um parâmetro empírico de ponderação do inverso da distância.

À medida que o parâmetro p aumenta, os pesos atribuídos às amostras mais distantes diminuem rapidamente, e se for adotado um valor muito alto, apenas os pontos circundantes imediatos influenciarão a previsão. Para este trabalho foi adotado um valor p que apresentou o menor valor de raiz quadrada dos erros quadráticos médios de previsão, o *Root Mean Squared Percentage Error* (RMSPE), calculado durante a etapa de validação cruzada.

3.3.3.2 Fator de erodibilidade (K)

O fator de erodibilidade dos solos (K) foi determinado com base no mapa elaborado pela Embrapa Solos na escala 1:250.000, apresentado na Figura 3.13. O mapa é baseado na classificação do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), e não apresenta informação sobre os tipos de solos existentes nas áreas urbanas.

Figura 3.13 - Mapa de solos.



Fonte: Produção da autora.

Para cada classe de solo foi adotado um valor de erodibilidade apresentado na Tabela 3.6. Os valores foram obtidos na literatura, preferencialmente em estudos de erosão e perda de solo realizados no Estado do Paraná. Para a área urbana, foi adotado valor zero, uma vez que a classificação da Embrapa não discrimina os solos nessa área.

Tabela 3.6 - Fator de erodibilidade aplicado às classes de solo.

Classes de Solo		Área (ha)	Fator K (t.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Fonte
Ordem	Sub Ordem			
Latossolo (29,06%)	Bruno	73.024,08	0,0215	LEMOS (2010)
	Vermelho	31.285,25	0,0231	LEMOS (2010)
	Vermelho- Amarelo	896,13	0,0112	MANNIGEL et al. (2002)
Cambissolo (27,26%)	Háplico	55.171,32	0,0181	LEMOS (2010)
	Húmico	43.512,94	0,0433	MANNIGEL et al. (2002)
Argissolo (18,51%)	Vermelho- Amarelo	67.033,08	0,0330	MACIEL (2000)
Gleissolo (6,75%)	Háplico	10	0,0266	MANNIGEL et al. (2002)
	Melânico	24.416,98	0,0273	BLOISE et al. (2011)
Organossolo (5,07%)	Háplico	18.357,80	0,0610	SILVA; ALVARES (2005)

(continua)

Tabela 3.7 – Conclusão.

Classes de Solo		Área (ha)	Fator K (t.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Fonte
Ordem	Sub Ordem			
Neossolo (1,11%)	Litólico	3.702,53	0,0569	DURÃES et al. (2016)
	Regolítico	328,94	0,0171	RUTHES et al. (2012)
Rocha (0,99%)	Afloramento de Rocha	62,44	0,0160	COSTA et al. (2005)
	Arenitos	3.531,27	0,0178	LEMOS (2010)

Fonte: Produção da autora.

3.3.3.3 Fator topográfico (LS)

O cálculo do fator topográfico (LS) foi baseado na equação proposta por Moore e Burch (1986) e Moore e Wilson (1992), conforme descrito na Equação 3.8, que vem sendo muito utilizada nas estimativas de perda de solo no Estado do Paraná (DURÃES et al., 2016; MICHETTE, 2015; GARCIA, 2012).

$$LS = \left(\frac{A_c}{22,13} \right)^{0,4} * \left(\frac{\text{sen}(S)}{0,0896} \right)^{1,3}, \quad (3.8)$$

em que:

LS é o fator topográfico (adimensional);

A_c é área de contribuição (m²) e;

S é a declividade (rad).

A área de contribuição, também chamada de área de acumulação ou fluxo acumulado, é calculada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE), e representa a área total capaz de captar um fluxo de escoamento superficial, e contribuir para o montante que atinge determinado ponto (SALGADO, 2011). Existem diversos algoritmos para o cálculo da área de contribuição, que são classificados em dois tipos: (1) algoritmos de fluxo simples ou direção única (*single-direction*), que transferem todo o fluxo da célula central para um vizinho descendente; e (2) algoritmos de fluxo composto ou múltiplas direções (*multiple-direction*), capazes de particionar o fluxo para vários vizinhos descendentes de fluxo simples ou composto (ERSKINE et al., 2006).

O fator topográfico foi calculado utilizando um mapa de área de contribuição, calculado pelo algoritmo *Multiple Flow Direction* (MFD), disponível no SAGA GIS. Um algoritmo de fluxo composto distribui o fluxo para todas as células descendentes vizinhas de acordo com a inclinação. Assim, ele tende a produzir padrões espaciais com aparência mais realista do que algoritmos de fluxo simples (ERSKINE et al., 2006).

3.3.3.4 Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas (CP)

O fator de uso, manejo e práticas conservacionistas (CP) foi determinado por meio da multiplicação dos fatores C e P, seguindo a proposta de Farinasso *et al.* (2016). Para o fator P foi adotado valor 1 para todas as classes, considerando a não adoção de práticas conservacionistas nas áreas de uso agrícola ou pecuária. É bem provável que a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu adote práticas conservacionistas, entretanto, o valor 1 foi adotado pela dificuldade de se obter essas informações sem visita a campo.

O fator de uso e manejo (C) é uma das variáveis de maior sensibilidade no modelo USLE. Pelo fato de uma mesma classe de uso e cobertura da terra apresentar diferentes valores de C, dependendo da literatura consultada, optou-se pela utilização de quatro tabelas A, B, C, e D, construídas a partir de diferentes combinações de fator C para cada classe de uso e cobertura obtido na literatura.

As quatro tabelas de referência A, B, C e D estão apresentadas conjuntamente na Tabela 3.7. Para a classe agropecuária foi feita uma ponderação entre o fator C de pastagem e agricultura. As classes que apresentam maior concordância na literatura, tiveram o mesmo fator C adotado para as quatro estimativas, sendo $C = 0,001$ para área urbana, $C = 1$ para mineração e $C=0$ para corpos d'água (GARDIMAN et al., 2012; SILVA, 2004; GARCIA, 2012; FARINASSO et al., 2006; GÓMEZ, 2012; DURÃES et al., 2016).

Tabela 3.7 - Valores do fator CP aplicado às classes de uso e cobertura da terra.

	Classe	Fator CP	Fonte
Tabela A	Floresta Natural	0,0001	COSTA et al. (2005)
	Floresta Plantada	0,0080	GARCIA (2012)
	Vegetação Campestre	0,0100	GÓMEZ (2012)
	Pastagem	0,0250	SILVA (2004)
	Agricultura	0,1499 ⁽¹⁾	BERTOL et al. (2001)
	Agropecuária	0,1275 ⁽²⁾	GARCIA (2012)
Tabela B	Floresta Natural	0,00013	DURÃES et al. (2016)
	Floresta Plantada	0,0120	SILVA (2004)
	Vegetação Campestre	0,0100	GÓMEZ (2012)
	Pastagem	0,0260	GÓMEZ (2012)
	Agricultura	0,1800	SILVA (2004)
	Agropecuária	0,1575 ⁽³⁾	DURÃES et al. (2016)
Tabela C	Floresta Natural	0,0010	GARCIA (2012)
	Floresta Plantada	0,0260	DURÃES et al. (2016)
	Vegetação Campestre	0,0420	SILVA (2004)
	Pastagem	0,0550	GARCIA (2012)
	Agricultura	0,2000	GARCIA (2012)
	Agropecuária	0,1175 ⁽⁴⁾	DURÃES et al. (2016)
Tabela D	Floresta Natural	0,0050	BERTONI; LOMBARDI NETO (1990)
	Floresta Plantada	0,0400	GÓMEZ (2012)
	Vegetação Campestre	0,0420	SILVA (2004)
	Pastagem	0,0550	GARCIA (2012)
	Agricultura	0,2900	DURÃES et al. (2016)
	Agropecuária	0,1725 ⁽⁵⁾	GARCIA (2012); DURÃES et al. (2016).

(1) Média entre culturas de soja (C= 0,1437) e milho (C= 0,1560);

(2) Média entre pastagem (C =0,055) e agricultura (C = 0,2);

(3) Média entre pastagem (C = 0,025) e agricultura (C= 0,29);

(4) Média entre pastagem (C=0,055) e agricultura (C=0,18);

(5) Média entre pastagem (C =0,055) e agricultura (C = 0,29).

Fonte: Produção da autora

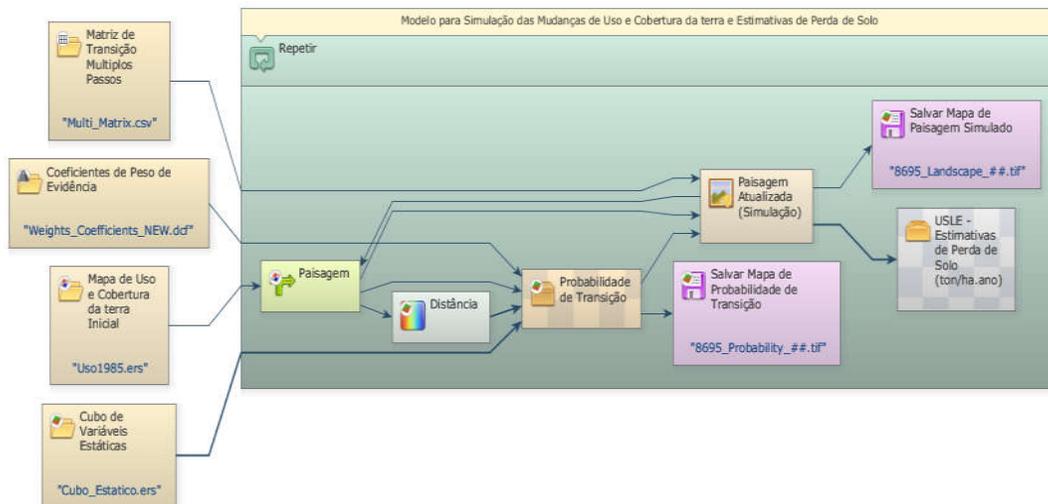
3.3.4 Acoplagem dos modelos e execução da simulação

Para a acoplagem dos modelos de uso e cobertura da terra e estimativa de perda de solo, foi utilizado como base um arquivo de extensão *.egoml*, disponibilizado por Macedo (2013), com os modelos previamente acoplados por *Tight-coupling* no Dinamica EGO. Para atender as necessidades desse

estudo, foram realizadas algumas modificações do modelo original, como a inclusão de novos *functors* para o cálculo de quatro estimativas de perda de solo anuais.

A Figura 3.14 apresenta os modelos acoplados na plataforma Dinamica EGO. A cada iteração, o modelo de uso e cobertura da terra gera um mapa simulado, nomeado como Paisagem Atualizada (Simulação). Esse mapa alimenta o modelo USLE, para que suas classes de uso e cobertura da terra recebam os respectivos valores tabelados de uso, manejo e práticas conservacionistas.

Figura 3.14 - Acoplagem dos modelos de uso e cobertura da terra e estimativas de perda de solo na plataforma Dinamica EGO.

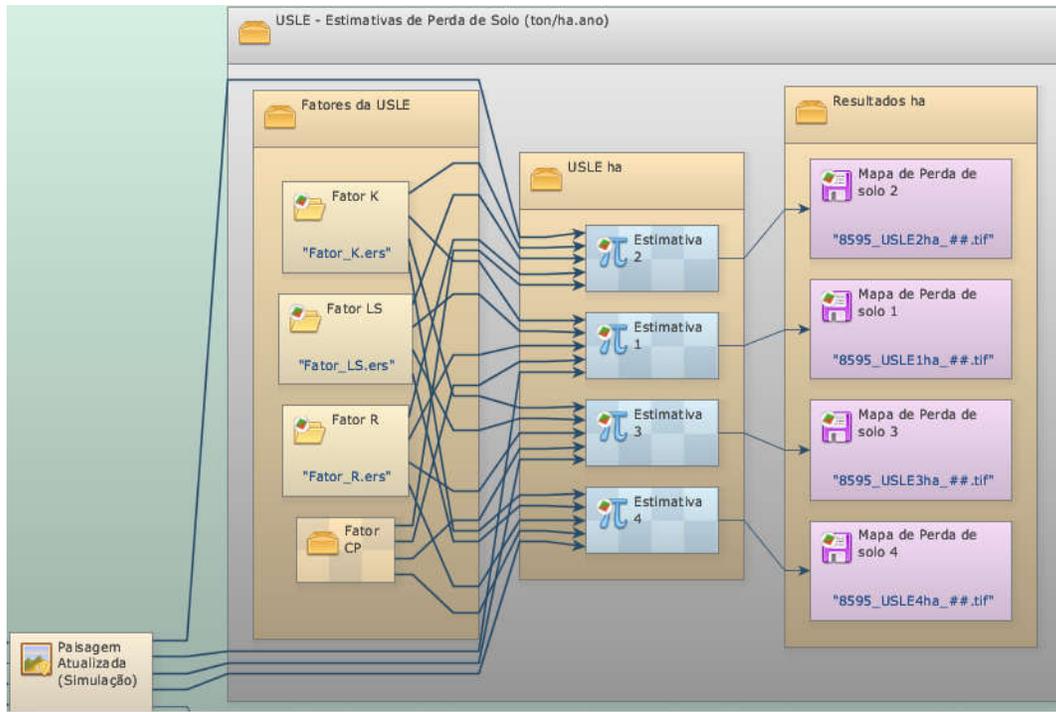


Fonte: Produção da autora.

A Figura 3.15 mostra em detalhes o modelo perda de solo, com as modificações realizadas na plataforma Dinamica EGO. Além dos fatores da USLE, podem ser observados quatro novos *functors* nomeados como Estimativa 1, 2, 3 e 4, os quais permitem o cálculo de quatro estimativas de perda de solo anuais. Esses functors recebem os mapas dos fatores K, R e LS da USLE, e geram internamente um mapa do fator CP, com base no mapa de paisagem atualizado e valores de CP tabelados. Dessa forma, foram obtidos

concomitantemente mapas de uso e cobertura da terra simulados e quatro mapas de estimativas de perda de solo para cada ano entre 1985 e 2015, e prognósticos até o ano 2030.

Figura 3.15 - Detalhamento do modelo de perda de solo (USLE).



Fonte: Produção da autora.

3.3.5 Avaliação de incertezas da estimativa de perda de solo

A fim de avaliar as incertezas entre as quatro estimativas de perda de solo para cada ano, foram elaborados mapas de incerteza anuais, indicando as regiões em que houve as maiores variações na perda de solo. Foi adotada a metodologia proposta por Costa (2018), avaliando a dispersão das estimativas por meio do intervalo interquartil, o *Interquartile Range* (IQR), que corresponde à diferença entre o terceiro e primeiro quartil (Equação 3.9), indicando maior variação nas estimativas quanto maior o IQR.

$$IQR = Q_{0.75} - Q_{0.25} \quad (3.9)$$

em que:

IQR é *Interquartile Range* ou medida de incerteza;

$Q_{0.75}$ é o terceiro quartil e;

$Q_{0.25}$ é o primeiro quartil.

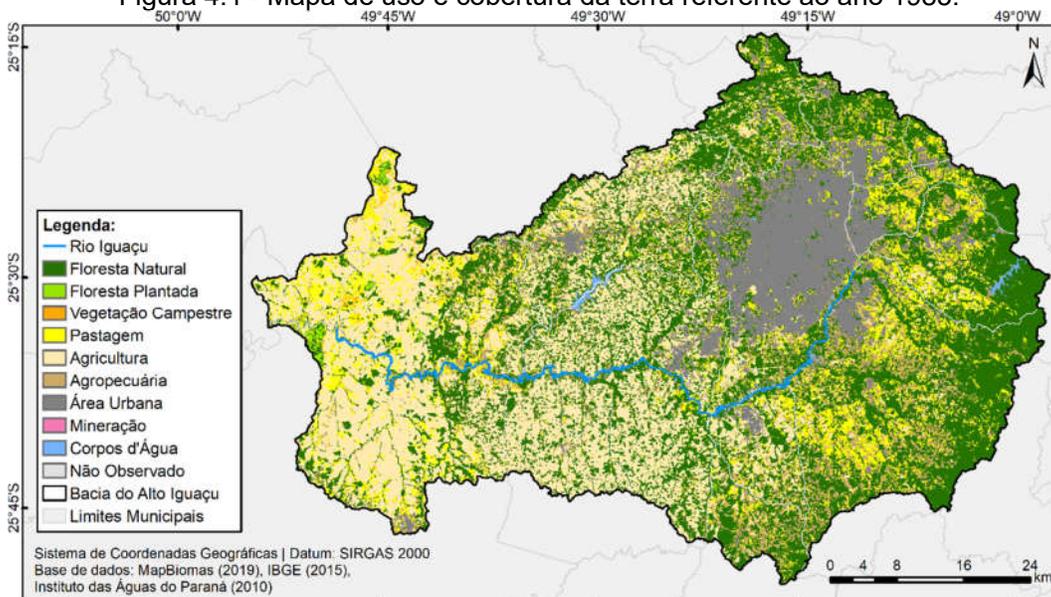
Nessa etapa também foi obtido para cada ano, um quinto mapa derivado da mediana das quatro estimativas de perda de solo anuais, para a espacialização da taxa de perda de solo por pixel e sub-bacias. A opção pela mediana, se deu pelo fato de ser uma medida mais estável que a média, menos afetada por *outliers*, representando o valor em que 50% das observações estão acima do mesmo e 50% abaixo. Os mapas de incerteza e mediana foram gerados a partir da execução de um código desenvolvido na linguagem Python, na plataforma Jupyter Notebook.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mapas de uso e cobertura da terra e detecção de mudanças

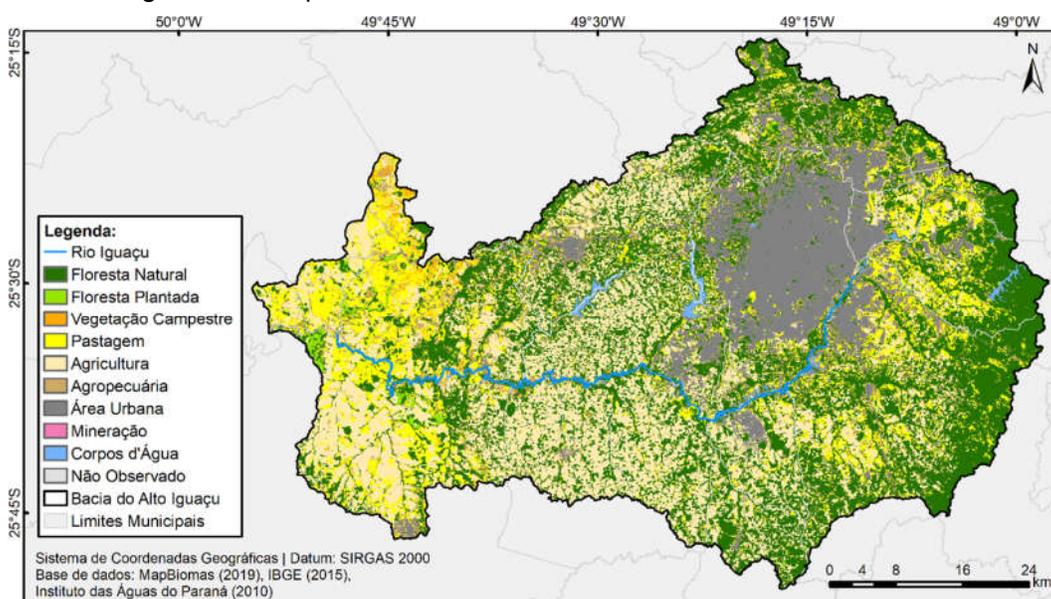
Os mapas de uso e cobertura da terra referente aos anos 1985, 1995, 2005 e 2015 estão apresentados nas Figuras 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4 respectivamente.

Figura 4.1 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 1985.



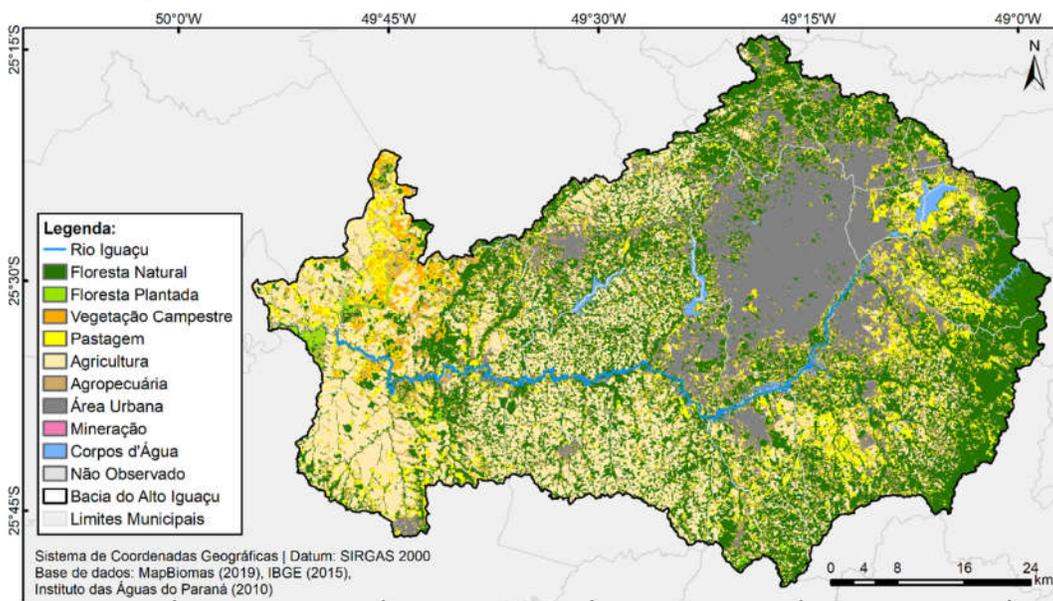
Fonte: Produção da autora.

Figura 4.2 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 1995.



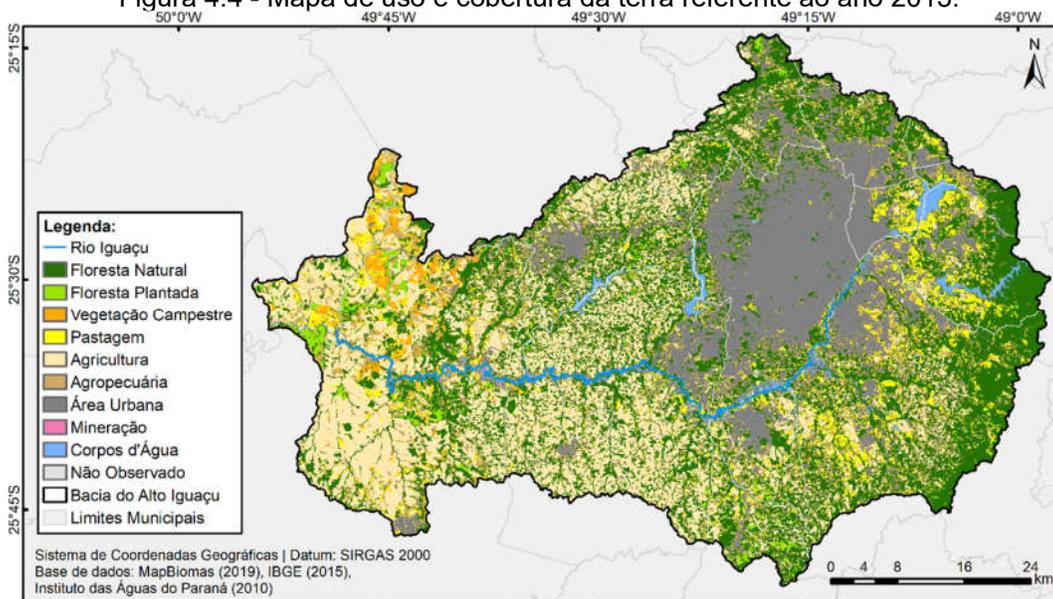
Fonte: Produção da autora.

Figura 4.3 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 2005.



Fonte: Produção da autora.

Figura 4.4 - Mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano 2015.



Fonte: Produção da autora.

A área total de cada classe de uso e cobertura da terra ao longo dos anos 1985 e 2015 pode ser observada na Tabela 4.1, e as mudanças ocorridas na bacia estão computadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.1 - Área das classes de uso e cobertura da terra em ha e percentual no período entre 1985 e 2015.

Classes	1985		1995		2005		2015	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Floresta Natural	135.444,87	37,42	130.110,93	35,95	123.166,35	34,03	119.376,54	32,98
Floresta Plantada	958,86	0,26	1.802,70	0,50	1.628,91	0,45	5.384,97	1,49
Vegetação Campestre	673,65	0,19	1.722,06	0,48	4.275,09	1,18	4.983,66	1,38
Pastagem	44.423,10	12,27	51.049,35	14,10	39.249,36	10,84	23.617,35	6,53
Agricultura	95.243,49	26,32	90.933,21	25,12	76.999,50	21,27	82.789,38	22,87
Agropecuária	43.357,68	11,98	35.943,84	9,93	54.374,49	15,02	53.972,91	14,91
Área Urbana	40.441,86	11,17	47.613,15	13,16	57.807,54	15,97	66.313,08	18,32
Mineração	12,24	0,00	10,53	0,00	16,92	0,01	34,29	0,01
Corpo d'Água	1.369,26	0,38	2.739,24	0,76	4.407,03	1,22	5.453,01	1,51
Não Observado	10,80	0,00	10,80	0,00	10,62	0,00	10,62	0,00
Total	361.935,81	100,00	361.935,81	100,00	361.935,81	100,00	361.935,81	100,00

Tabela 4.2 - Alterações de uso e cobertura da terra ao longo dos três períodos de análise.

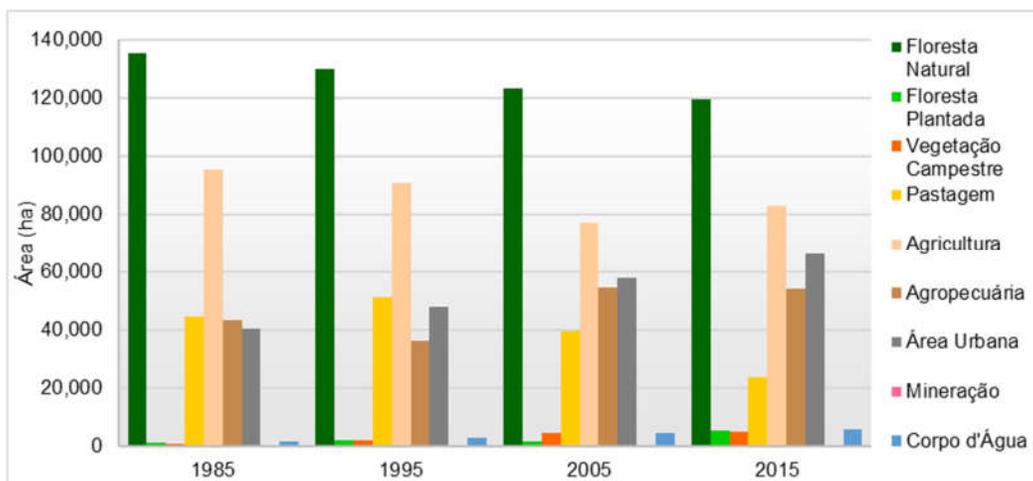
Classes	1985-1995			1995-2005			2005-2015		
	há	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾	ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾	ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾
Floresta Natural	-5.333,94	-3,94	15,63	-6.944,58	-5,34	10,57	-3.789,81	-3,08	9,56
Floresta Plantada	843,84	88,00	2,47	-173,79	-9,64	0,26	3.756,06	230,59	9,47
Vegetação Campestre	1.048,41	155,63	3,07	2.553,03	148,25	3,89	708,57	16,57	1,79
Pastagem	6.626,25	14,92	19,42	-11.799,99	-23,11	17,96	-15.632,01	-39,83	39,43
Agricultura	-4.310,28	-4,53	12,63	-13.933,71	-15,32	21,21	5.789,88	7,52	14,60
Agropecuária	-7.413,84	-17,10	21,73	18.430,65	51,28	28,05	-401,58	-0,74	1,01
Área Urbana	7.171,29	17,73	21,02	10.194,39	21,41	15,52	8.505,54	14,71	21,45
Mineração	-1,71	-13,97	0,01	6,39	60,68	0,01	17,37	102,66	0,04
Corpo d'Água	1.369,98	100,05	4,02	1.667,79	60,89	2,54	1.045,98	23,73	2,64

⁽¹⁾ Percentual de mudança em relação às classes; ⁽²⁾ Percentual de mudança em relação ao total de mudanças ocorridas na bacia.

A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu é composta majoritariamente por áreas de floresta natural e de uso agrícola intensivo, que correspondem, em média, a 35% e 23% da área total bacia respectivamente. Na agricultura intensiva são predominantes as culturas de soja, milho, feijão e trigo produzidas em larga escala (IPARDES, 2017). Áreas de pastagem também têm boa representatividade, se estendendo por aproximadamente 10% da área da bacia, assim como a classe agropecuária. Nessa classe destacam-se atividades agrícolas de pequena escala como cultivos de fumo, batata e erva-mate realizada por pequenos produtores, além da pecuária extensiva (IPARDES, 2013).

As áreas urbanas ocuparam entre 11 e 18% da área total da bacia, evidenciando o desenvolvimento urbano da Região Metropolitana de Curitiba. As menores coberturas correspondem às áreas de mineração, floresta plantada, vegetação campestre e corpos d'água. Na mineração destaca-se a extração de areia, argila, calcário e substâncias para produção de brita, como basalto, diabásio, granito, gnaisse e migmatito (MINEROPAR, 2001). Nas áreas de plantio florestal são encontradas espécies exóticas como pínus e eucaliptos para uso comercial (IPARDES, 2017). A Figura 4.5 apresenta a dinâmica das classes de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2015.

Figura 4.5 - Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2015.



Fonte: Produção da autora.

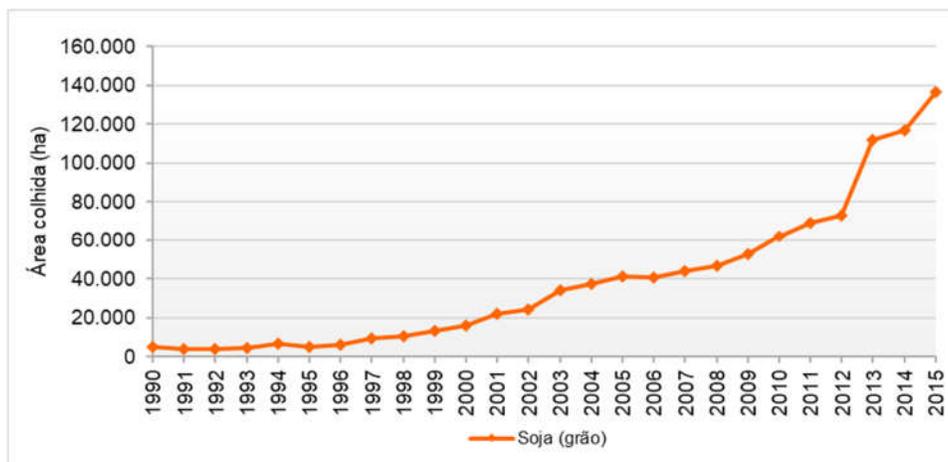
Entre as alterações ocorridas na bacia destacadas na Tabela 4.2, está a diminuição da cobertura floresta natural, que sofreu retração nos três períodos de análise, uma redução em mais de 11% em todo o período. A maior taxa de desmatamento observada foi de 5,34% no período entre 1995 e 2005, configurando a perda de mais 6.900 ha. Em 2015 a taxa de desmatamento caiu para 3,08% em relação ao ano de 2005, totalizando 9,56% das mudanças ocorridas na bacia. Segundo o relatório de sustentabilidade do IPARDES (2010), entre 2002 e 2008 foram observadas as perdas mais significativas das formações de floresta ombrófila mista e floresta ombrófila densa na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu.

Já as áreas de floresta plantada tiveram um grande aumento, especialmente entre 2005 e 2015, quando houve um crescimento em 230%, com a expansão de 3.756,06 ha. Em todo o Estado do Paraná foi verificado um aumento de 25,93% no plantio de florestas, especialmente entre 2011 e 2014, com destaque para o plantio de eucalipto (IPARDES, 2017). Entretanto, no período anterior, entre 1995 e 2005 foi observada uma diminuição nas áreas dessa classe, que pode estar relacionada ao período de substituição de algumas áreas de plantio de pinus por eucalipto, uma vez que até o ano de 2011, não havia sido verificado nenhum aumento significativo de áreas de plantio florestal no estado (PARANÁ, 2015b).

O aumento das áreas de vegetação campestre foi observado nos três períodos de estudo, especialmente entre 1985 e 1995, quando o crescimento foi de 155,63%. Segundo os indicadores de sustentabilidade do IPARDES produzidos nos anos 2010, 2013 e 2017, houve um aumento de 0,9% para 1,14% da cobertura de vegetação campestre em todo o Estado do Paraná em 2015. Entretanto, os relatórios mostram que essas áreas são remanescentes florestais em estágio primário ou secundário de regeneração. Esse resultado evidencia as incertezas relacionadas à classe de vegetação campestre mapeada pelo MapBiomas.

As áreas de uso agrícola intensivo tiveram aumento de 7,52%, registrado no período entre 2005 e 2015. Esse aumento acompanhou principalmente o aumento da produção de soja, que ocorre de forma mais acelerada em comparação as demais culturas (IPARDES, 2017). Segundo os dados de Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2019b), a produção de soja na RMC teve intensa expansão, como pode ser observado na Figura 4.6.

Figura 4.6 - Produção de soja na RMC no período entre 1990 e 2015.

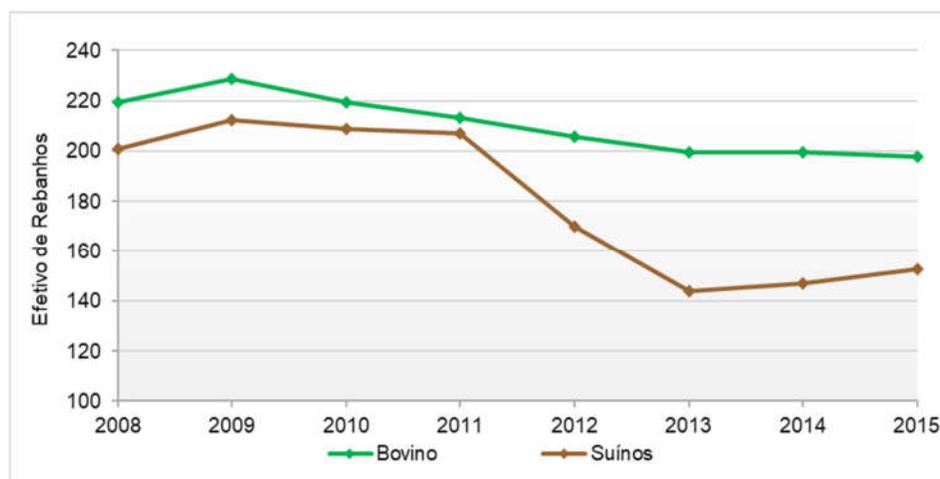


Fonte: Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2019b)

Por outro lado, foi observado uma diminuição no total de áreas da classe agricultura nos períodos iniciais, especialmente entre 1995 e 2005, mesmo período em que as áreas de uso agropecuário tiveram um aumento significativo de 51,28%. Esse comportamento pode estar relacionado ao maior incentivo à redução de práticas agrícolas intensivas, visando a redução de insumos e defensivos agrícolas.

Áreas de pastagem registraram uma redução 46,84% em todo o período. Essa queda acompanhou a redução na produção bovinos e suínos na RMC em 14,67% e 36,02% respectivamente, entre os anos 2008 e 2015, segundo dados da Pesquisa Pecuária Municipal do IBGE apresentados na Figura 4.7 (IPARDES, 2017; IBGE, 2019c). Apenas no período inicial, de 1985 a 1995 foi verificado um aumento de pastagens em 14,92%, seguido de contínua retração até o ano de 2015.

Figura 4.7 - Produção de bovinos e suínos na RMC no período entre 2008 e 2015.



Fonte: Pesquisa Pecuária Municipal (IBGE, 2019c).

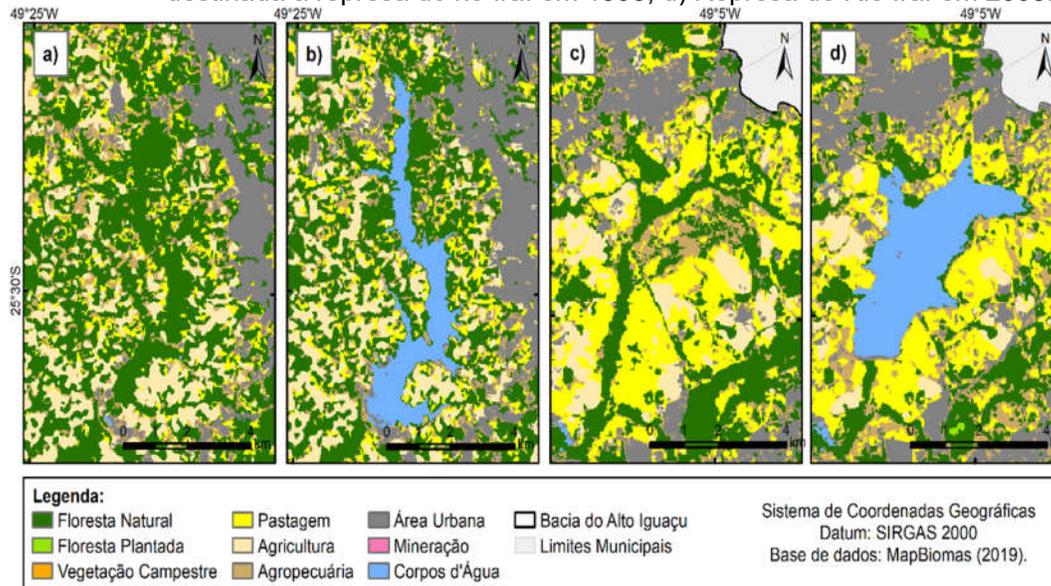
O aumento das áreas urbanas chegou a 63% em todo o período de estudo, representando cerca de 21,02%, 15,52% e 21,45% do total de mudanças ocorridas na bacia ao final dos anos 1995, 2005 e 2015 respectivamente (Tabela 4.2). A maior expansão dessa classe foi observada em 2005, quando houve um aumento de 10.194,39 ha, representando um crescimento de 21,41% em relação ao ano de 1995.

Segundo Carmo (2017), foi nesse período, especialmente entre 1989 e 2006, que as transformações espaciais consolidaram a metropolização da Região Metropolitana de Curitiba. Teve início uma forte reestruturação produtiva na metrópole, incluindo mudanças como o empresariamento e ocupação de novos espaços urbanos e integração de transporte urbano. Com a chegada de produtores de automóveis, como a Audi e Renault, chegaram também amplos investimentos que impulsionaram o crescimento da RMC.

Também foi verificado um aumento na área total dos corpos d'água, em função principalmente da criação de reservatórios para abastecimento de água na RMC (Figura 4.8). Entre 1985 e 1995 foi criada a represa do Rio Passaúna, cujas barragens foram construídas entre 1985 e 1989, e o represamento das águas ocorreu a partir de 1990 (SAUNITI et al., 2002). A partir de 2005 também foi criado um novo reservatório, a represa do Rio Iraí de cinquenta e oito

milhões de metros quadrados, responsável por 20% da demanda de água na RMC (CHIAMOLERA; ANGELO, 2007; CURCIO et al., 2006).

Figura 4.8 - Reservatórios de abastecimento da RMC: a) Área destinada a represa do Rio Passaúna em 1985; b) Represa do Rio Passaúna em 1995; c) Área destinada a represa do rio Iraí em 1995; d) Represa do Rio Iraí em 2005.

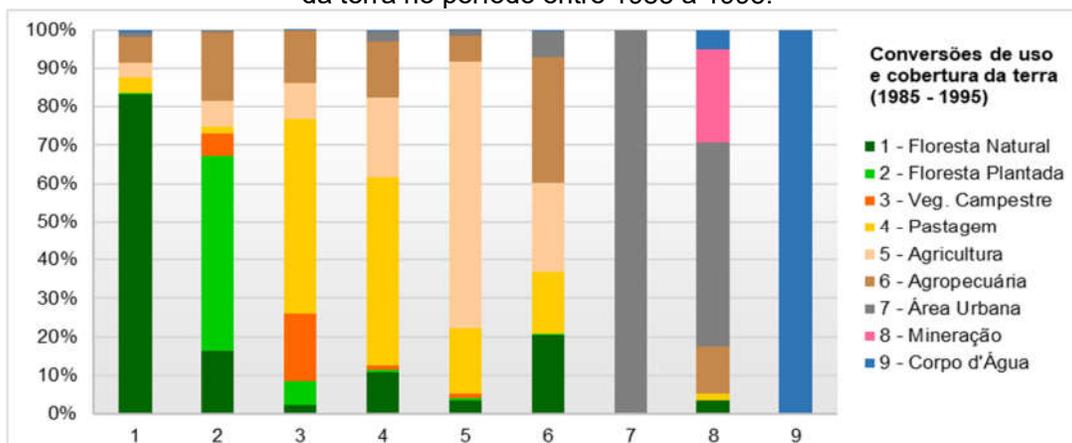


Fonte: Produção da autora.

Apesar da pouca representatividade, inferior a 0,5% da área de estudo, as áreas de mineração aumentaram em 180,15%, apresentando o maior crescimento no período 2005 e 2015. Segundo a Mineropar (2006), só entre 1995 e 2004, a quantidade total de bens minerais produzidos no Estado do Paraná teve um crescimento de 23,9%, e entre os principais municípios produtores está Campo Largo, localizado na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu. Esse município possui as maiores produtoras de água mineral e de ouro do estado, e foi responsável por 6,6% da produção observada em 2004.

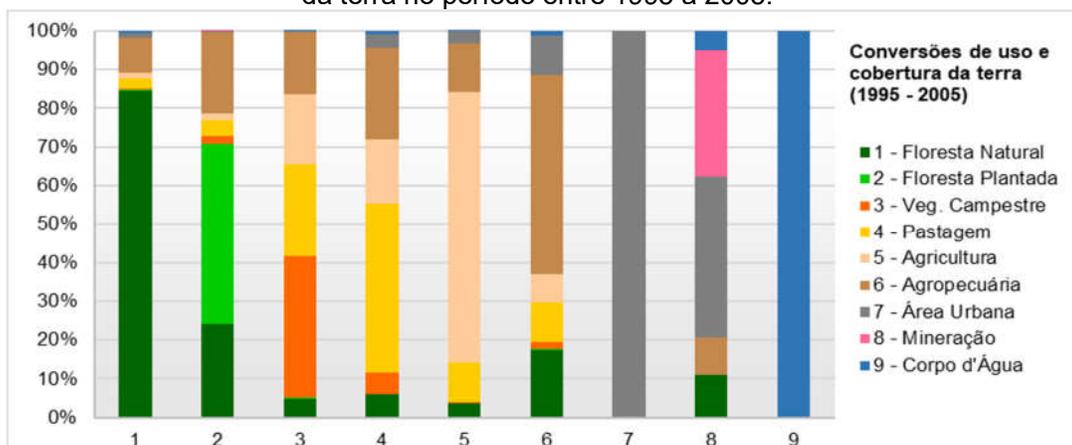
As Figuras 4.9, 4.10 e 4.11 apresentam as proporções de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra nos três períodos de análise.

Figura 4.9 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 1985 a 1995.



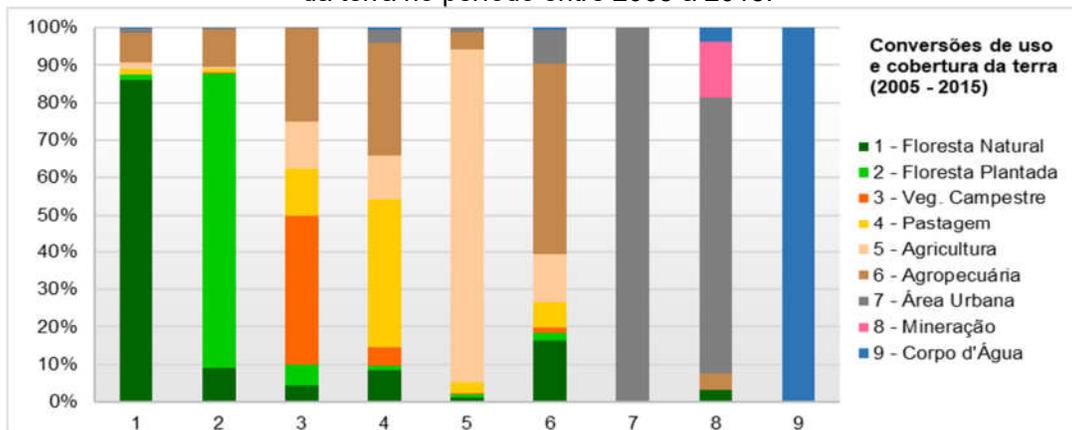
Fonte: Produção da autora.

Figura 4.10 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 1995 a 2005.



Fonte: Produção da autora.

Figura 4.11 - Percentual de conversão e permanência das classes de uso e cobertura da terra no período entre 2005 a 2015.



Fonte: Produção da autora.

De modo geral, mantiveram-se mais de 80% das áreas existentes de floresta natural em todos os períodos. A conversão de floresta em áreas de uso agropecuário foi a principal causa de desmatamento. A expansão urbana foi responsável por cerca de 1% do desmatamento em cada período, e a expansão silvícola também teve contribuição, especialmente entre 2005 e 2015, responsável por cerca de 1,31% das mudanças ocorridas na classe floresta natural. A conversão de floresta em corpos d'água foi mais evidente em 1995, em função da criação da represa do rio Passaúna.

A classe floresta plantada teve o maior percentual de permanência verificado em 2015, quando mantiveram-se mais de 78% das áreas existentes de floresta plantada computadas em 2005. As maiores conversões também foram destinadas à agropecuária, seguido de floresta natural, especialmente entre 1985 e 2005. A conversão para vegetação campestre foi mais proeminente no primeiro período de estudo, assim como a conversão de floresta plantada para áreas de pastagem e uso agrícola.

Áreas de vegetação campestre tiveram as maiores conversões em pastagem nos dois primeiros períodos, e entre 2005 e 2015 foram verificados os maiores percentuais de conversão para as classes agropecuária e agricultura. Esse resultado concorda com o relatório de sustentabilidade do IPARDES (2017), que verificou a ocupação de parcelas significativas de campos naturais com agricultura e pasto nesse período, além de ocupação por áreas de floresta plantada. Entretanto, dada a incerteza do mapeamento de vegetação campestre pelo MapBiomias, é provável que algumas dessas conversões tenham ocorrido sobre áreas de remanescentes florestais em processo de regeneração.

Áreas de pastagem tiveram as maiores conversões para agricultura no primeiro período, passando a ter maior percentual de conversão para a classe agropecuária entre 2005 e 2015. Pastos abandonados também deram lugar a regeneração de remanescentes florestais, especialmente entre 1985 e 1995, quando cerca de 10,81% das áreas de pastagem foram convertidas na classe floresta natural.

A agricultura teve uma alta taxa de permanência, mantiveram-se cerca de 69,50%, 70,10% e 88,86% das áreas agrícolas já existentes ao final dos anos 1995, 2005 e 2015 respectivamente. As maiores mudanças nessa classe foram voltadas a conversão em pastagem, especialmente em 1995, seguida da conversão para classe agropecuária. Houve também a conversão de áreas de agricultura em floresta natural e áreas urbanas, porém em menor escala.

A agropecuária, que considera atividades de pequena escala, também registrou transições para a classe agricultura e pastagem, entretanto, será dado ênfase às conversões em floresta natural. Em 1995, a formação de novas manchas de floresta natural sobre áreas de uso agropecuário correspondeu a 20,52% das mudanças na classe agropecuária, seguindo em 17,20% e 16,30% nos períodos seguintes. Também houve expressiva conversão de agropecuária de pequena escala em áreas urbanas, e em menor escala, conversão para as classes corpos d'água, floresta plantada e vegetação campestre.

A classe mineração teve as maiores conversões para áreas urbanas, que provavelmente estão relacionadas a erros de classificação, uma vez que algumas áreas de mineração foram mapeadas na classe áreas não vegetadas, que por sua vez, foi agrupada à classe áreas urbanas. Em seguida, estão as conversões para floresta natural, agropecuária e corpos d'água. A expansão de cobertura vegetal sobre mineração pode ser resultado de ações de reabilitação de áreas mineradas em fase de desativação, como a implementação de sistemas de drenagem e revegetação de taludes. As transições para a classe corpos d'água pode incluir áreas já lavradas abandonadas por mineradores, como cavas inundadas de água (MINEROPAR, 2001).

4.2 Modelagem de cobertura e uso terra

O resultado da modelagem das mudanças de uso e cobertura da terra na plataforma Dinamica EGO está apresentado a seguir por períodos de análise.

4.2.1 Período de simulação: 1985 - 1995

As matrizes de transição global e individual calculadas com base nos mapas de 1985 e 1995 estão apresentadas nas Tabela 4.3 e 4.4 respectivamente.

Tabela 4.3 - Matriz de transição global no período entre 1985 e 1995.

		1995									
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água	
1985	Floresta Natural	-	0,29	0,03	4,20	3,79	6,55	1,17	0,003	0,73	
	Floresta Plantada	16,26	-	5,68	1,72	6,86	17,66	0,78			
	Veget. Campestre	2,38	6,27	-	50,96	9,15	13,68	0,16		0,04	
	Pastagem	10,81	0,55	1,23	-	20,83	14,55	2,74	0,003	0,28	
	Agricultura	3,66	0,60	0,92	17,19	-	6,55	1,49	0,0005	0,09	
	Agropecuária	20,52	0,16	0,20	15,83	23,59	-	6,75	0,004	0,39	
	Área Urbana							-			
	Mineração	3,68			1,47			12,50	52,94	--	5,15
	Corpo d'Água										-

Fonte: Produção da autora.

Tabela 4.4 - Matriz de transição individual no período entre 1985 e 1995.

		1995									
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água	
1985	Floresta Natural	-	0,04		0,47	0,25	1,08	0,08	0,0005	0,08	
	Floresta Plantada	1,93	-	1,66		0,51	3,89				
	Veget. Campestre		1,75	-	15,44		1,59				
	Pastagem	1,17	0,07	0,34	-	2,94	3,26	0,23	0,001	0,03	
	Agricultura	0,20	0,07	0,17	2,70	-	0,83	0,11		0,01	
	Agropecuária	3,45			3,09	4,20	-	1,01	0,001	0,04	
	Área Urbana							-			
	Mineração	0,12						4,09	9,06	-	0,89
	Corpo d'Água										-

Fonte: Produção da autora.

Considerando a área total de cada classe mapeada no início de 1985 e ao final de 1995, o período foi marcado pela expansão de floresta plantada, vegetação campestre, pastagens, áreas urbanas e corpos d'água. Também foi observado retração da agricultura intensiva, agropecuária de pequena escala, mineração e floresta natural.

Para cada classe foi realizada uma análise dos pesos de evidência, os quais foram calculados na etapa de parametrização, indicando as variáveis que mais favoreceram as transições. De modo geral, os melhores ajustes de pesos de evidência foram observados nas variáveis de distância às classes de destino. A expansão urbana, por exemplo, teve maior probabilidade de ocorrência quanto mais próximo de manchas urbanas já existentes, que correspondem às áreas de maior atratividade.

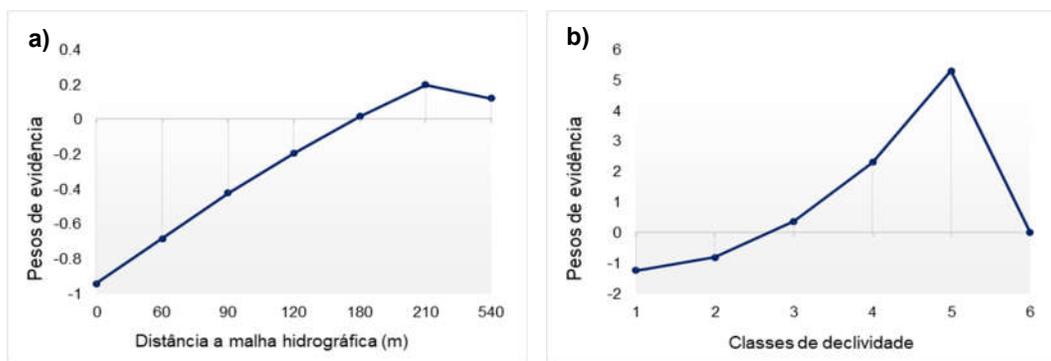
O desmatamento teve maior probabilidade de ocorrência em áreas de relevo plano e suavemente ondulado, bem como quanto mais próximo de áreas de floresta plantada, pastagens e áreas urbanas. Por outro lado, a proximidade de rodovias pavimentadas e da malha hidrográfica repeliu o desmatamento, como pode ser observado na Figura 4.12a, que mostra menores ajustes de peso de evidência, quanto menor a distância da hidrografia.

Esse resultado pode estar relacionado à maior fiscalização no entorno de vias e nas margens de rios. Também foi verificado maior probabilidade de desmatamento nas APAs do Iguaçu, Escarpa Devoniana, Iraí, Rio Verde e Passaúna. Essa atratividade se deve a localização dessas unidades de conservação, a APA do Iguaçu, por exemplo, está muito próxima dos centros urbanos, e as demais, próximas às áreas de uso agropecuário, sujeitas ao desmatamento à medida que essas classes se expandem.

A expansão da floresta plantada foi levemente favorecida na proximidade da malha hidrográfica, possivelmente por viabilizar o desenvolvimento de espécies que naturalmente demandam mais água. Também houve maior atratividade quando mais próximo de rodovias não pavimentadas, que favorecem o escoamento da produção. Quanto mais próximo da APA da Escarpa

Devoniana, maior foi a probabilidade de expansão dessa classe, especialmente em áreas de relevo ondulado, fortemente ondulado e montanhoso, entre 20 e 75% de declividade (Figura 4.12b). O desenvolvimento da silvicultura sobre áreas de maior relevo ocorreu pela maior dificuldade de ocupação urbana nessas áreas.

Figura 4.12 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) desmatamento em relação à distância da malha hidrográfica; b) expansão de floresta plantada em relação à níveis de declividade.



Os valores de 1 a 6 no gráfico b) correspondem às seguintes classes de declividade: 1) Plano 1 - 3%; 2) Suavemente Ondulado 3 - 8%; 3) Ondulado 8 - 20%; 4) Fortemente Ondulado 20 - 45%; 5) Montanhoso 45 - 75% e; 6) Escarpado > 75%.

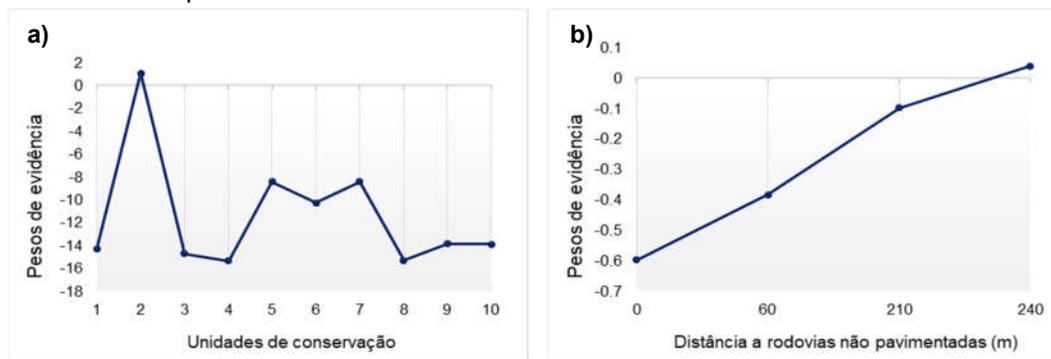
Fonte: Produção da autora.

O aumento de áreas de vegetação campestre também foi favorecido na APA da Escarpa Devoniana (Figura 4.13a), em áreas de declividade variando entre 8% a 45%. Em contrapartida, a expansão dessa classe foi repelida na proximidade de linhas de transmissão de energia elétrica e da malha hidrográfica. Esse resultado indica que há uma tendência de aumento de áreas de vegetação campestre na porção oeste da bacia, onde se encontram os maiores fragmentos de campos naturais, quanto mais distante de áreas de infraestrutura urbana.

O surgimento de pastagens foi favorecido em áreas de relevo plano e suavemente ondulado, quando advindos da conversão de floresta natural,

floresta plantada e agropecuária, e em relevo montanhoso e escarpado, quando advindos da conversão de vegetação campestre e agricultura. Esse resultado revela o favorecimento do desmatamento em áreas planas, devido ao fácil acesso. Por outro lado, revela também o possível abandono de áreas agrícolas em relevo mais acidentado, que muitas vezes pode dificultar a produção. Também houve maior probabilidade do surgimento de pastagens nas APAs Escarpa Devoniana, Iraí, Rio Verde, Pequeno e Piraquara, e quanto mais próximo da malha hidrográfica, e mais distante de rodovias não pavimentadas (Figura 4.13b).

Figura 4.13 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) expansão da vegetação campestre em relação à unidades de conservação; b) expansão de pastagens em relação à distância de rodovias não pavimentadas.



Os valores de 1 a 10 no gráfico a) correspondem as seguintes Áreas de Proteção Ambiental (APA): 1) Iguaçu; 2) Escarpa Devoniana; 3) Iraí; 4) Rio Verde; 5) RPPN Pedra sobre Pedra; 6) Guaratuba; 7) Parque Municipal Vista Alegre; 8) Passaúna; 9) Pequeno e; (10) Piraquara.

Fonte: Produção da autora.

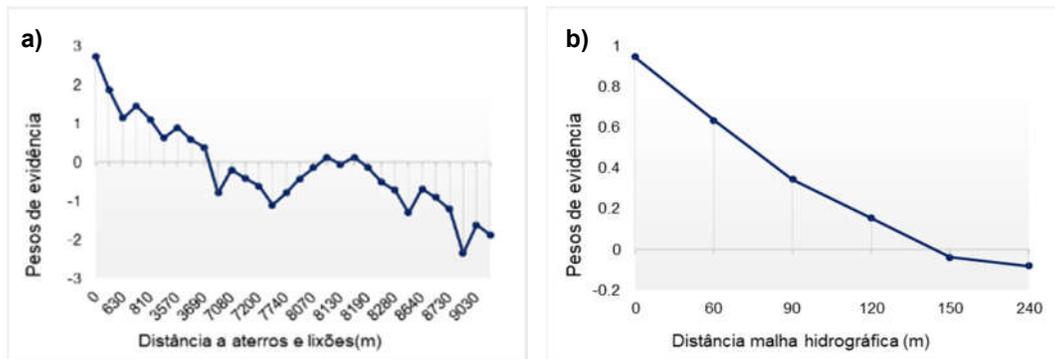
A expansão urbana teve maior probabilidade de ocorrência em relevo plano e suavemente ondulado, na proximidade de rodovias pavimentadas e linhas de transmissão de energia elétrica. Esse resultado evidencia como as áreas com melhor infraestrutura são as mais atrativas à expansão urbana. Foi verificado favorecimento até mesmo próximo de aterros e lixões (Figura 4.14a). Isso

ocorreu, pois, considerando toda a área da bacia, os aterros ficam localizados no entorno das áreas urbanas da RMC.

As transições urbanas foram repelidas na proximidade da malha hidrográfica e rodovias não pavimentadas. A proximidade de APAs do Iguaçu, Iraí e Passaúna também favoreceu as transições. Essas unidades se localizam muitos próximos dos centros urbanos, e com a expansão urbana, há maior probabilidade de desmatamento nessas áreas.

Também foi verificado que as novas manchas de floresta natural tiveram maior chance de ocorrência quanto mais próximo da malha hidrográfica (Figura 4.14b), e quanto mais distante de rodovias pavimentadas, não pavimentadas e linhas de transmissão de energia elétrica. Esse resultado evidencia, ainda que em pequena escala, o esforço para readequação florestal nas margens de rios. Ao mesmo tempo, revela que esse processo tem menos chance de ocorrer próximo a áreas de infraestrutura urbana. Também houve favorecimento em várias unidades de conservação, entre elas as APAs do Iguaçu, Rio Verde, Guaratuba e Pequeno, justamente pela proximidade de centros urbanos e áreas de intenso uso agrícola.

Figura 4.14 - Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Expansão urbana em relação à distância de aterros sanitários e lixões; b) Regeneração florestal em relação à distância da malha hidrográfica.



Fonte: Produção da autora.

A Tabela 4.5 mostra as variáveis para as quais foi identificado associação espacial no modelo de 1985 a 1995, durante a etapa de calibração.

Tabela 4.5 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 1985 e 1995.

Transição	Variável 1	Variável 2	Cramer	JIU
Floresta Plantada para Vegetação Campestre	Distância a vegetação campestre	Unidades de conservação	0,4593	0,5752

Fonte: Produção da autora.

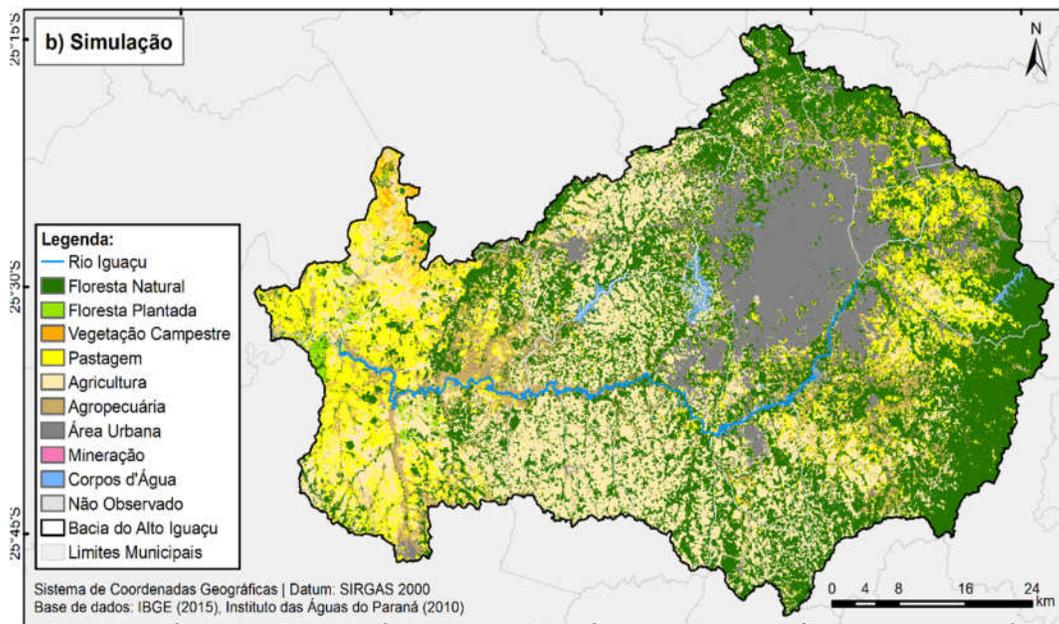
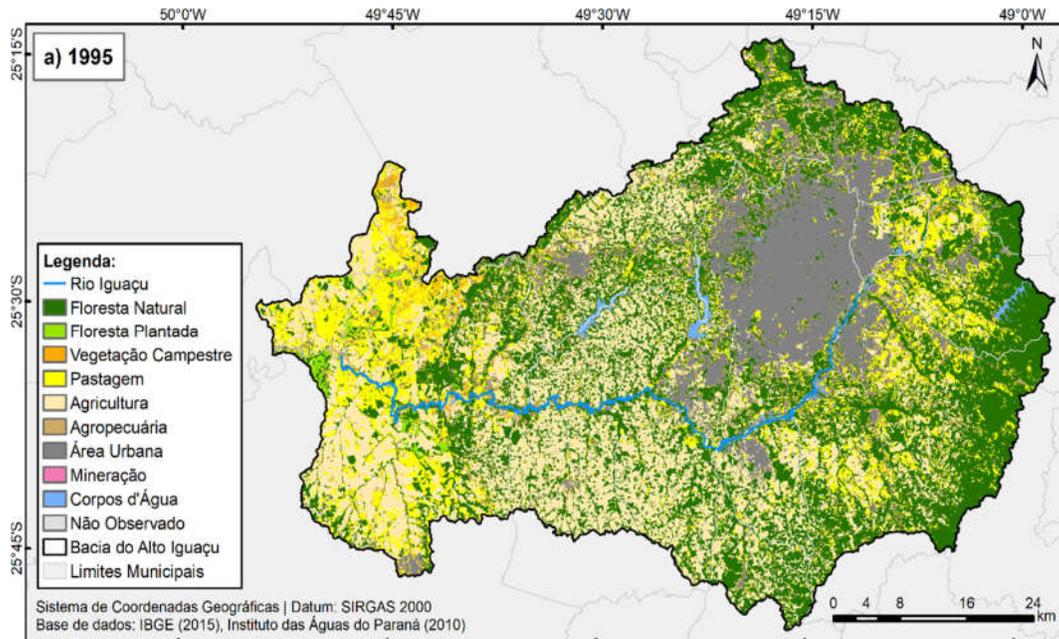
Foi identificado associação entre o mapa de distância à vegetação campestre e o mapa categórico de unidades de conservação, na transição de floresta plantada para vegetação. Essa associação espacial pode estar ligada ao fato de algumas áreas de proteção ambiental possuírem vegetação campestre dentro de seus limites. Como o mapa de distância à vegetação campestre apresentou melhor ajuste de pesos de evidência, optou-se pela exclusão do mapa de unidades de conservação na transição envolvida.

Os parâmetros internos utilizados na calibração do modelo, como o percentual dos algoritmos responsáveis pela formação das manchas por processos de expansão (*expander*) ou constituição de sementes (*patcher*) estão apresentados no Apêndice A (Tabela A.1). No geral, as manchas se apresentaram bastante fragmentadas, e por isso foram adotados valores de isometria entre 0,5 e 1,5, valores estes obtidos ao final de muitos testes, e que apresentaram os melhores resultados na etapa de validação.

Após a rotina de calibração foram geradas sucessivas simulações do mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1995, cujo melhor resultado está apresentado na Figura 4.15, juntamente com o mapa real para fins de comparação. Visualmente, a simulação reproduziu grande parte da dinâmica das classes de uso e cobertura da terra na bacia, entretanto, como esperado em toda simulação, foram observados erros na reprodução de algumas classes, entre elas, os corpos d'água, especialmente no Reservatório do Passaúna. As áreas urbanas e de floresta natural na região leste da bacia foram simuladas de forma mais compacta do que o mapa real, em que se

apresentam mais fragmentadas. Além disso, algumas manchas da classe floresta plantada não foram simuladas na porção oeste da bacia, e na mesma região, as pastagens foram superestimadas.

Figura 4.15 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 1995: a) Mapa real; b) Mapa simulado.



Fonte: Produção da autora.

A Tabela 4.6 apresenta a diferença percentual de área entre o mapa real e o mapa simulado de 1995.

Tabela 4.6 - Diferença entre o mapa real e mapa simulado do ano de 1995.

Classe	Área (ha)		Diferença	
	Real	Simulado	ha	%
Floresta Natural	130.110,93	130.115,52	4,59	0,00
Floresta Plantada	1.802,70	1.669,86	-132,84	-7,37
Vegetação Campestre	1.722,06	1.720,98	-1,08	-0,06
Pastagem	51.049,35	51.202,17	152,82	0,30
Agricultura	90.933,21	91.008,90	75,69	0,08
Agropecuária	35.943,84	35.812,80	-131,04	-0,36
Área Urbana	47.613,15	47.643,57	30,42	0,06
Mineração	10,53	12,69	2,16	20,51
Corpo d'Água	2.739,24	2.739,06	-0,18	-0,01
Não Observado	10,80	10,80	0,00	0,00
Total	361.935,81	361.935,81		

Fonte: Produção da autora.

Os maiores erros no total de área simulada foram observados na classe mineração, superestimada em 20%, e na classe floresta plantada, subestimada em 7,37%. Nas demais classes, o total de área simulado aproximou-se muito do mapa real. Isso mostra que as classes que possuem as menores áreas, estão sujeitas aos maiores erros na simulação, uma vez que é mais difícil reproduzi-las corretamente, diferente das classes cuja área total tem maior representatividade, como é o caso da classe floresta natural, que teve um erro muito baixo, superestimando apenas 4,59 ha. O resultado da validação do mapa simulado adotando o método de similaridade *fuzzy* adaptado está apresentado na Tabela 4.7

Tabela 4.7 - Índices de similaridade fuzzy entre os mapas real e simulado de 1995.

Janela	Decaimento Exponencial		Decaimento Constante	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
3	0,3250	0,3586	0,3625	0,3963
5	0,3674	0,4114	0,4553	0,5117
7	0,3916	0,4418	0,5339	0,6102
9	0,4053	0,4584	0,5996	0,6899
11	0,4130	0,4673	0,6541	0,7525

Fonte: Produção da autora.

Os resultados com função de decaimento exponencial com janelas de tamanho 3 a 11 células foram abaixo de 0,5, que é um limiar mínimo a ser considerado. Valores superiores a esse limiar foram observados apenas em filtragem de convolução adotando função com decaimento constante. Considerando que o método de validação adotado não considera as áreas de não mudança, os valores com decaimento constante foram considerados minimamente satisfatórios.

4.2.2 Período de simulação: 1995 - 2005

As matrizes de transição global e individual calculadas com base nos mapas de uso e cobertura da terra de 1995 e 2005 estão apresentadas nas Tabelas 4.8 e 4.9 respectivamente. Neste período foi verificada expansão de áreas de vegetação campestre, áreas urbanas e corpos d'água. A retração de áreas de uso agrícola e da classe agricultura continuaram ocorrendo, assim como a intensificação do desmatamento, com a retração da classe floresta natural.

Tabela 4.8 - Matriz de transição global no período de 1995 a 2005.

		2005									
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água	
1995	Floresta Natural	-	0,37	0,07	2,68	1,43	9,09	1,31	0,003	0,52	
	Floresta Plantada	24,22	-	1,81	4,04	1,93	21,01	0,25	0,030		
	Veget. Campestre	4,72	0,38	-	23,80	18,19	16,13	0,22		0,05	
	Pastagem	6,06	0,11	5,41	-	16,51	23,67	3,50	0,001	0,93	
	Agricultura	3,69	0,13	0,18	10,13	-	12,39	3,24	0,002	0,14	
	Agropecuária	17,28	0,34	1,68	10,28	7,31	-	10,42	0,019	1,07	
	Área Urbana							-			
	Mineração	11,11						9,40	41,88	-	5,13
	Corpo d'Água										-

Fonte: Produção da autora.

Tabela 4.9 - Matriz de transição individual no período de 1995 a 2005.

		2005								
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água
1995	Floresta Natural	-	0,05		0,31	0,10	1,26	0,07	0,0003	0,05
	Floresta Plantada	3,21	-	0,32	0,32	0,03	3,70		0,0061	
	Veget. Campestre	0,33	0,07	-	5,15	2,62	2,04			
	Pastagem	0,39	0,00	1,23	-	2,53	4,46	0,21		0,11
	Agricultura	0,25	0,02		1,62	-	1,67	0,26	0,0000	
	Agropecuária	2,48	0,06	0,25	1,92	0,91	-	1,36	0,0042	0,13
	Área Urbana							-		
	Mineração	1,69					2,05	6,47	-	0,79
	Corpo d'Água									-

Fonte: Produção da autora.

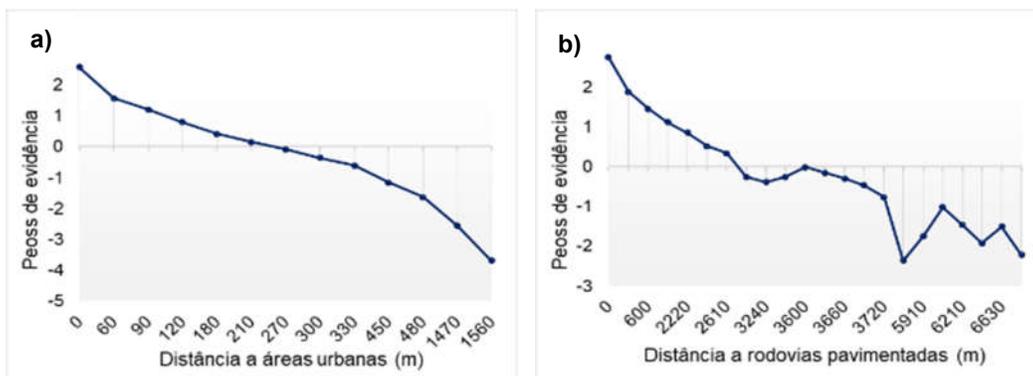
Da mesma forma, a proximidade de áreas urbanas (Figura 4.16a), agropecuária e outras classes de destino, continuou favorecendo o desmatamento. Por outro lado, a proximidade da malha hidrográfica e aumento da declividade continuou repelindo as transições. O desmatamento continuou sendo favorecido nas APAs do Iguaçu, Escarpa Devoniana, Iraí, Rio Verde e Passaúna, pela sua localização próxima de áreas de uso urbano e agrícola, que passaram a expandir sobre a vegetação nessas áreas.

A expansão urbana continuou sendo mais provável de ocorrer quanto mais próximo de rodovias pavimentadas (Figura 4.16b), linhas de transmissão de energia elétrica e de aterros sanitários e lixões, em áreas de até 8% declividade. Isso ocorre devido a maior atratividade para expansão urbana em áreas com melhor infraestrutura, permitindo o acesso a transporte, energia, além da facilidade de ocupação em relevo não acidentado.

As APAs do Iguaçu, Escarpa Devoniana, Iraí, Parque Municipal Vista Alegre e Passaúna também favoreceram as transições para a classe urbana. Essas

unidades de conservação, especialmente o Parque Municipal, estão muito sujeitas ao desmatamento devido a sua localização dentro do grande centro urbano, passando a dar lugar a áreas de habitação, muitas vezes irregulares.

Figura 4.16 – Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Desmatamento em relação à distância de áreas urbanas; b) Expansão urbana em relação à distância de rodovias pavimentadas.



Fonte: Produção da autora.

A expansão da vegetação campestre teve maior probabilidade de ocorrência em relevo plano e suavemente ondulado, especialmente na APA da Escarpa Devoniana. Quanto mais próximo de linhas de transmissão de energia elétrica, malha hidrográfica e rodovias pavimentadas, menor foi a probabilidade de transição e expansão dessa classe. Esse comportamento reproduziu a tendência de expansão de campos na porção oeste da bacia, verificada no período anterior, e menor probabilidade quanto mais próximo da infraestrutura urbana.

Diferente do período anterior, entre 1995 e 2015 foi verificada a expansão das classes agropecuária e mineração, além de retração das classes floresta plantada e pastagem. A expansão da classe agropecuária teve maior probabilidade de ocorrência quanto mais próximo de aterros, linhas de transmissão de energia elétrica e rodovias pavimentadas. A agropecuária tem comportamento de expansão no entorno de áreas urbanas, que podem

oferecer a infraestrutura mínima necessária para o desenvolvimento das famílias de pequenos agricultores. As transições foram favorecidas em diferentes níveis de relevo, desde plano até montanhoso, com exceção do relevo escarpado, acima de 75% de declividade. Houve maior probabilidade de transição na proximidade da APA do Iguaçu e RPPN Pedra sobre Pedra.

Também foi verificado que o surgimento de novas manchas de floresta natural foi favorecido próximo a áreas de floresta natural e da malha hidrográfica, em diversas unidades de conservação, mas especialmente a RPPN Pedra sobre Pedra, Parque Municipal Vista Alegre e APA Pequeno. Apesar de ocorrer desmatamento nessas unidades de conservação, ainda assim são observados esforços para readequação florestal nessas áreas. Também foi observada maior probabilidade de regeneração quanto mais distante de rodovias pavimentadas.

Na avaliação do grau de dependência espacial entre os pares de variáveis, foi identificado associação entre diferentes variáveis em três transições, conforme descrito na Tabela 4.10. Optou-se pela exclusão do mapa categórico de unidades de conservação nas duas primeiras transições, e do mapa de distância a aterros na terceira transição, uma vez que essas variáveis apresentaram baixos ajustes de pesos de evidência.

Tabela 4.10 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 1995 e 2005.

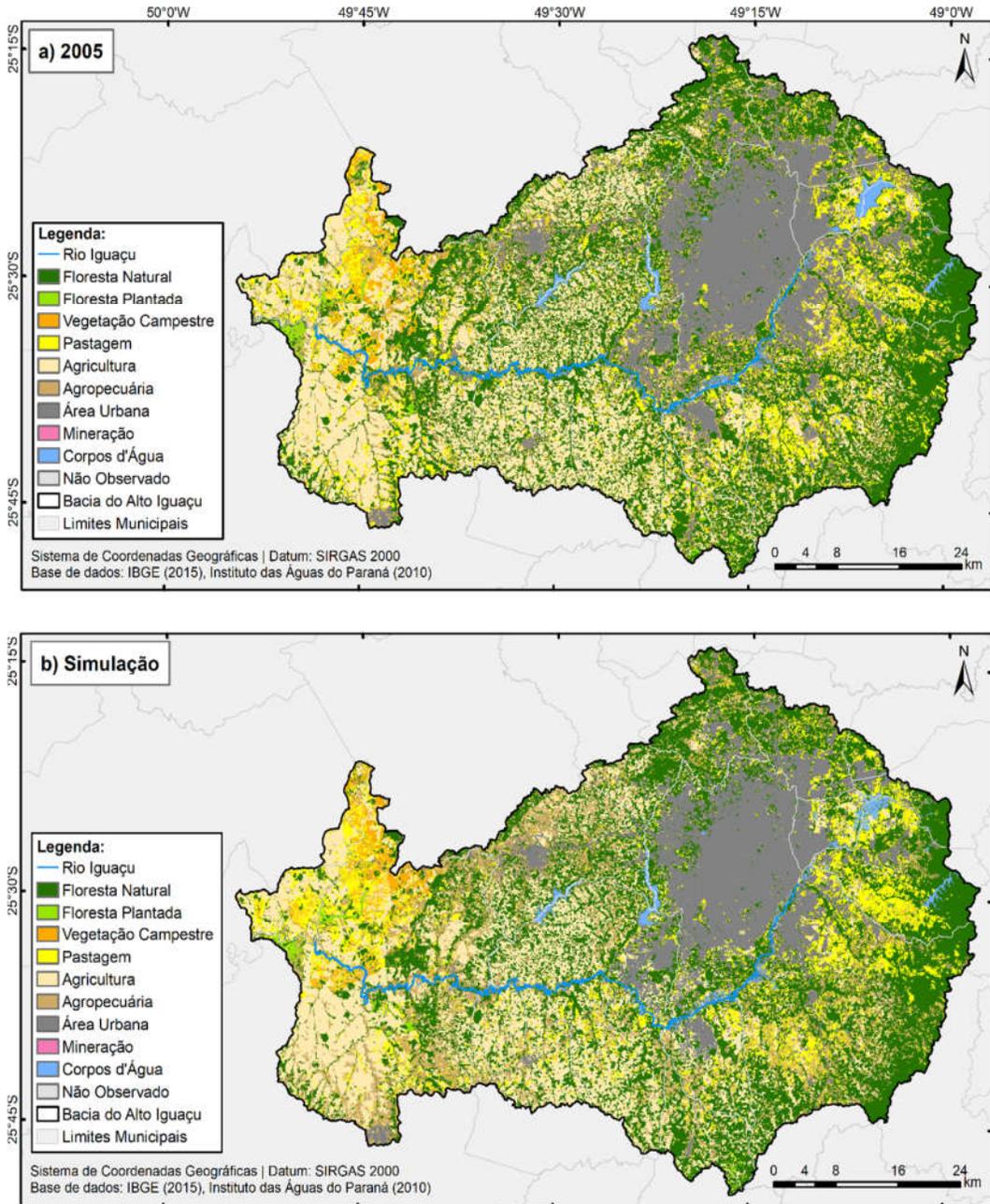
Transição	Variável 1	Variável 2	Cramer	JIU
Pastagem para Vegetação Campestre	Distância a Vegetação Campestre	Unidades de Conservação	0,4997	0,5312
Pastagem para Vegetação Campestre	Unidades de Conservação	Distância a Rodovias Pavimentadas	0,5353	0,2885
Pastagem para Mineração	Unidades de Conservação	Distância a Aterros e Lixões	0,5181	0,3782

Fonte: Produção da autora.

Os parâmetros internos utilizados na calibração do modelo estão apresentados no Apêndice A (Tabela A.2). A Figura 4.17 apresenta o melhor resultado da simulação de 2005, juntamente com o mapa observado do mesmo ano para fins de comparação visual. Os corpos d'água foram mais bem reproduzidos

nesse período, especialmente o novo Reservatório do Rio Iraí. Por outro lado, foram simuladas mais manchas de agropecuária do que o mapa real. Áreas urbanas e de floresta natural continuaram sendo simuladas de forma mais compacta.

Figura 4.17 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 2005: a) Mapa real; b) Mapa simulado.



Fonte: Produção da autora.

A Tabela 4.11 apresenta a diferença percentual de área entre o mapa real e o mapa simulado para o ano de 2005.

Tabela 4.11 - Diferença percentual em o mapa real e mapa simulado do ano de 2005.

Classe	Área (ha)		Diferença	
	Real	Simulado	(ha)	(%)
Floresta Natural	123.166,35	122.884,38	-281,97	-0,23
Floresta Plantada	1.628,91	1.601,01	-27,90	-1,71
Vegetação Campestre	4.275,09	4.877,37	602,28	14,09
Pastagem	39.249,36	39.345,57	96,21	0,25
Agricultura	76.999,50	76.476,42	-523,08	-0,68
Agropecuária	54.374,49	54.387,99	13,50	0,02
Área Urbana	57.807,54	57.902,04	94,50	0,16
Mineração	16,92	20,52	3,60	21,28
Corpo d'Água	4.407,03	4.430,25	23,22	0,53
Não Observado	10,62	10,80	0,18	1,69
Total	361.935,81	361.935,81		

Fonte: Produção da autora.

Assim como no período anterior, o maior erro continuou ocorrendo na simulação da classe mineração, superestimada em 21,28%. O segundo maior erro foi verificado na simulação da classe vegetação campestre, superestimada em 14,09%. Considerando que a representatividade da classe mineração na área de estudo é muito pequena, os erros identificados na simulação da classe vegetação campestre tem maior importância, uma vez que em 2005, essa classe representava 1,18% da área total da bacia. O resultado da validação está apresentado na Tabela 4.12.

Tabela 4.12 - Índices de similaridade entre o mapa real e o mapa simulado de 2005.

Janela	Decaimento Exponencial		Decaimento Constante	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
3	0,2845	0,3213	0,3254	0,3639
5	0,3299	0,3839	0,4246	0,5008
7	0,3556	0,4189	0,5080	0,6139
9	0,3701	0,4370	0,5777	0,7002
11	0,3783	0,4461	0,6358	0,7633

Fonte: Produção da autora.

Os resultados da validação obtidos com função de decaimento exponencial com janelas de tamanho 3 a 11 células foram abaixo de 0,5, e ainda menores do que o observado no período anterior. Valores superiores ao limiar de 0,5 foram observados apenas em filtragem de convolução com função de decaimento constante, atingindo similaridade máxima de 0,76 em janelas de tamanho de 11 células.

4.2.3 Período de simulação: 2005 - 2015

As probabilidades globais de transição calculadas com base nos mapas de uso e cobertura da terra de 2005 e 2015 estão apresentadas na Tabela 4.13. A matriz de transição decomposta anualmente está apresentada na Tabela 4.14. Neste terceiro período de análise, além do desmatamento, houve expansão das classes vegetação campestre, áreas urbanas e corpos d'água. Também foi verificado o aumento das áreas de floresta plantada e agricultura, com retração de pastagens e agropecuária de pequena escala.

Tabela 4.13 - Probabilidades globais de transição no período de 2005 a 2015.

		2015								
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água
2005	Floresta Natural	-	1,31	0,26	1,20	1,84	7,78	1,15	0,01	0,40
	Floresta Plantada	8,91	-	0,20	0,99	0,62	9,73	0,64		
	Veget. Campestre	4,52	5,53	-	12,44	12,54	24,83	0,15		0,09
	Pastagem	8,38	1,37	4,71	-	11,60	30,21	3,54	0,01	0,47
	Agricultura	1,17	0,85	0,38	2,96	-	4,74	0,93	0,01	0,10
	Agropecuária	16,30	1,95	1,48	6,84	12,89	-	9,11	0,02	0,53
	Área Urbana							-		
	Mineração	3,19					4,26	73,94	-	3,72
	Corpo d'Água									-

Fonte: Produção da autora.

Tabela 4.14 - Probabilidades individuais de transição no período de 2005 a 2015.

		2015									
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água	
2005	Floresta Natural	-	0,14	0,02	0,12	0,12	1,09	0,07	0,001	0,04	
	Floresta Plantada	0,93	-	0,01	0,07		1,40				
	Veget. Campestre	0,10	0,84	-	2,55	1,44	4,31				
	Pastagem	0,68	0,10	1,02	-	1,28	6,13	0,20	0,000	0,05	
	Agricultura	0,06	0,09	0,03	0,43	-	0,56	0,07	0,001	0,01	
	Agropecuária	2,32	0,25	0,24	1,37	1,75	-	1,20	0,007	0,06	
	Área Urbana							-			
	Mineração	0,57						1,30	14,99	-	0,75
	Corpo d'Água										-

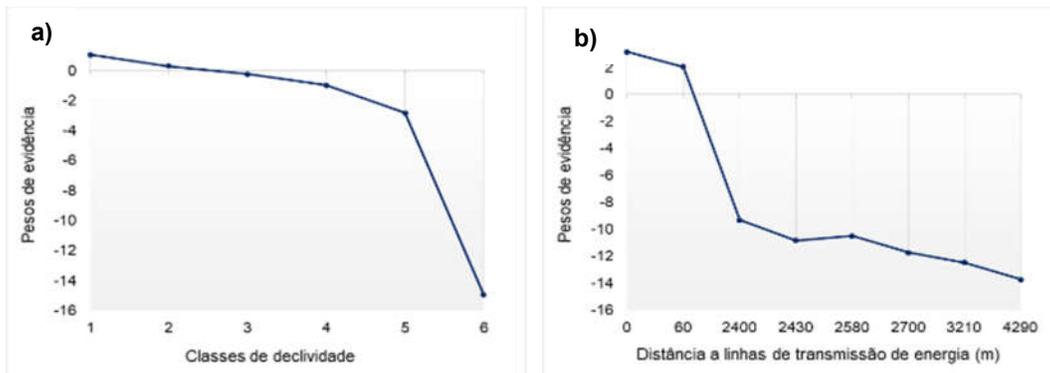
Fonte: Produção da autora.

Como nos períodos anteriores, o desmatamento continuou sendo favorecido na proximidade das classes de destino, e o aumento da declividade continuou repelindo as transições. Esse resultado indica que o aumento da declividade é fator limitante ao desmatamento na bacia (Figura 4.18a). As APAs da Escarpa Devoniana, Rio Verde e Pequeno continuaram sendo muito favoráveis ao desmatamento, devido a sua localização próxima a áreas urbanas e de uso e agropecuário. O desmatamento continuou tendo menor probabilidade de ocorrer quanto mais próximo da malha hidrográfica, possivelmente pela contínua fiscalização em áreas de APP.

A expansão urbana continuou sendo mais atrativa em relevo plano, e quanto mais próximo de rodovias pavimentadas e linhas de transmissão de energia (Figura 4.18b), e ao mesmo tempo, quanto mais distante da malha hidrográfica. As APAs do Iguaçu, do Iraí, Parque Municipal Vista Alegre e APA Passaúna também continuaram favorecendo a expansão urbana, pelo fato de estarem localizadas dentro dos centros urbanos, com maior acesso e facilidade de desmatamento. A proximidade das áreas de vegetação campestre não foi um fator muito atrativo para a expansão da classe, que foi favorecida em relevo

plano e suavemente ondulado, até montanhoso. As transições foram repelidas na proximidade de linhas de transmissão de energia elétrica e da malha hidrográfica.

Figura 4.18 – Ajuste dos pesos de evidência nos seguintes processos: a) Desmatamento em relação à níveis de declividade; b) Expansão urbana em relação à distância de linhas de transmissão de energia elétrica.



Fonte: Produção da autora.

A proximidade das manchas de floresta plantada favoreceu bastante a expansão da silvicultura, em relevo acima de 20% de declividade, especialmente na proximidade das APAs da Escarpa Devoniana e Guaratuba. A proximidade da malha hidrográfica não favoreceu muito as transições, entretanto, o aumento da distância repeliu bastante a probabilidade desse processo ocorrer. A expansão da mineração teve maior probabilidade de ocorrer em áreas de relevo entre suavemente e fortemente ondulado, próximas às áreas já mineradas na região da APA do Piraquara.

A expansão da agricultura de larga escala teve maior probabilidade de ocorrência em relevo suavemente ondulado até 3% de declividade, que permite a utilização de maquinário na produção. A repulsão às transições de expansão agrícola ocorreu quanto mais próximos de aterros e lixões, ferrovias, malha hidrográfica e rodovias pavimentadas (Figura 4.14d). Nesse período, novas manchas de floresta natural continuaram sendo observadas nas unidades de

conservação, especialmente nas APAs Guaratuba e Piraquara, quanto mais próximo da malha hidrográfica.

A avaliação do grau de dependência espacial entre os pares de variáveis neste período também identificou associação entre o mapa de distância a vegetação campestre e o mapa categórico de unidades de conservação. Isso foi observado em duas transições distintas, nas quais o índice *Joint Information Uncertainty* foi superior a 0,5 conforme apresentado na Tabela 4.15. Optou-se pela exclusão do mapa categórico de unidades de conservação.

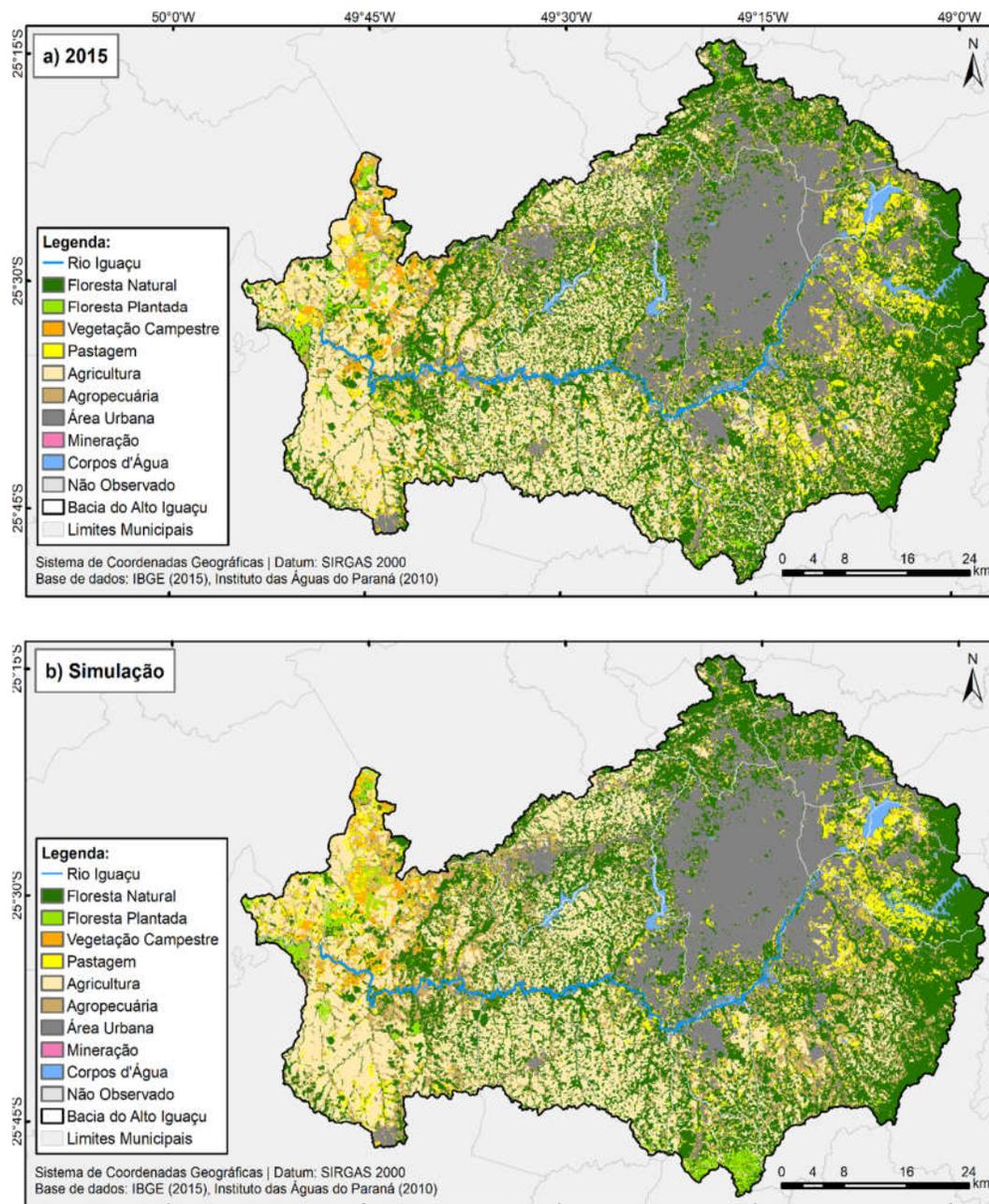
Tabela 4.15 - Variáveis espacialmente dependentes no período entre 2005 e 2015.

Transição	Variável 1	Variável 2	Cramer	JIU
Pastagem para Vegetação Campestre	Distância à vegetação campestre	Unidades de Conservação	0,5501	0,5183
Agropecuária para Vegetação Campestre	Distância à vegetação campestre	Unidades de Conservação	0,4642	0,5599

Fonte: Produção da autora.

O percentual dos algoritmos de alocação e demais parâmetros internos de calibração do modelo estão apresentados no Apêndice A (Tabela A.3). A Figura 4.19 apresenta o melhor resultado da simulação de 2015, juntamente com o mapa observado do mesmo ano para fins de comparação visual. A simulação de 2015 reproduziu melhor os Reservatórios do Passaúna e Iraí, e as manchas de vegetação campestre na região noroeste da bacia. Os maiores erros espaciais ficaram por conta da classe floresta plantada na região sul, que foram superestimadas.

Figura 4.19 - Mapas de uso e cobertura da terra referente ao ano de 2015: a) Mapa real; b) Mapa simulado.



Fonte: Produção da autora.

A Tabela 4.16 apresenta a diferença percentual de área entre o mapa real e o mapa simulado de 2015.

Tabela 4.16 - Diferença percentual em o mapa real e mapa simulado do ano de 2015.

Classe	Área de 2015 (ha)		Diferença	
	Real	Simulado	(ha)	(%)
Floresta Natural	119.376,54	119.377,53	0,99	0,00
Floresta Plantada	5.384,97	5.364,72	-20,25	-0,38
Vegetação Campestre	4.983,66	4.897,89	-85,77	-1,72
Pastagem	23.617,35	23.608,98	-8,37	-0,04
Agricultura	82.789,38	82.798,74	9,36	0,01
Agropecuária	53.972,91	53.957,16	-15,75	-0,03
Área Urbana	66.313,08	66.430,80	117,72	0,18
Mineração	34,29	34,74	0,45	1,31
Corpo d'Água	5.453,01	5.454,99	1,98	0,04
Não Observado	10,62	10,80	0,18	1,69
Total	361.935,81	361.935,81		

Fonte: Produção da autora.

Nesse período o erro percentual de área simulada em cada classe de uso e cobertura da terra foi menor que nos períodos anteriores. O maior erro ocorreu na simulação da classe vegetação campestre, subestimada 1,72%, e na classe mineração, superestimada em 1,31%. O resultado da validação do mapa simulado de 2005 está apresentado na Tabela 4.17. Apesar de menores erros no total de área simulada, os valores de similaridade *fuzzy* foram inferiores, se comparados àqueles obtidos nas simulações dos períodos anteriores. Isso releva que os erros de simulação desse período estão mais ligados à distribuição espacial das manchas simuladas, do que ao total de área simulado.

Tabela 4.17 - Índices de similaridade entre o mapa real e o mapa simulado de 2015.

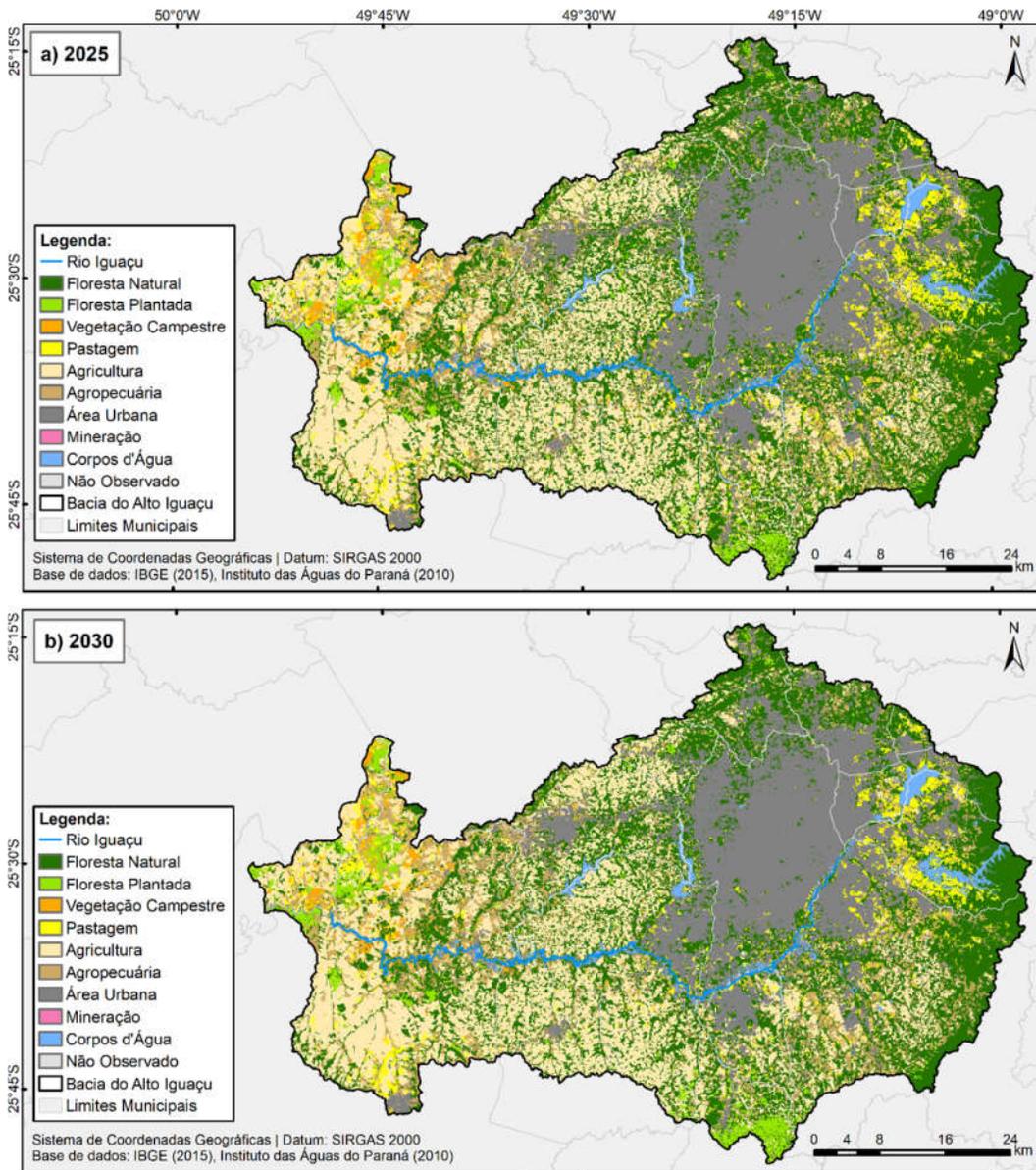
Janela	Decaimento Exponencial		Decaimento Constante	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
3	0,2982	0,3525	0,3371	0,3998
5	0,3437	0,4143	0,4366	0,5344
7	0,3695	0,4467	0,5204	0,6388
9	0,3841	0,4629	0,5900	0,7155
11	0,3921	0,4708	0,6466	0,7709

Fonte: Produção da autora.

4.2.4 Prognósticos: 2025 e 2030

As simulações anuais de uso e cobertura terra para o prognóstico de curto prazo até o ano 2030, podem ser observadas no Apêndice C (Figura C.1). Os mapas simulados referente aos anos 2025 e 2030 estão apresentados em detalhes na Figura 4.20.

Figura 4.20 - Simulação de uso e cobertura da terra para prognósticos de curto prazo: a) simulação para o ano 2025; b) simulação para o ano 2030.



Fonte: Produção da autora.

As simulações prospectivas para um horizonte de curto prazo nos anos de 2025 e 2030, reproduziram as tendências de mudança do modelo mais recente de 2005 a 2015, considerando um cenário estacionário *Business as Usual*. Para os prognósticos até o ano de 2030, é previsto um cenário de desmatamento e intensificação do uso agrícola e urbano. O total de mudanças previstas para 2025 e 2030 em relação ao ano de 2015 pode ser observado na Tabela 4.18.

Tabela 4.18 – Diferenças entre o mapa real de 2015, e simulações de 2025 e 2030.

Classes	2015-2025			2015-2030		
	ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾	ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾
Floresta Natural	-4.202,28	-3,52	13,88	-6.463,26	-5,41	15,09
Floresta Plantada	2.746,62	51,01	9,07	3.801,42	70,59	8,87
Vegetação Campestre	-524,79	-10,53	1,73	-810,45	-16,26	1,89
Pastagem	-5.990,49	-25,36	19,78	-7.563,69	-32,03	17,65
Agricultura	3.344,31	4,04	11,04	4.315,86	5,21	10,07
Agropecuária	-4.422,51	-8,19	14,61	-6.584,94	-12,20	15,37
Área Urbana	8.082,99	12,19	26,69	11.882,25	17,92	27,73
Mineração	1,44	4,20	0,01	0,90	2,62	0,00
Corpo d'Água	965,07	17,70	3,19	1.422,27	26,08	3,32
Não Observado	0,18	1,69	0,00	0,18	1,69	0,00

⁽¹⁾ Mudança em relação à classe; ⁽²⁾ Mudança em relação ao total de mudanças.
Fonte: Produção da autora.

A cobertura floresta natural pode perder de 4 a 6 mil ha até 2030 (Tabela 4.18), dando lugar principalmente a áreas de uso agropecuário (7,75%) e agricultura intensiva (2,23%), conforme a matriz de transição global apresentada na Tabela 4.20. As áreas de floresta plantada têm uma previsão de aumento em 51,01% e 70,59% nos anos 2025 e 2030 respectivamente, expandindo principalmente sobre áreas de uso agropecuário (Tabelas 4.19 e 4.20), na porção oeste e sul da bacia, onde já são desenvolvidas atividades de silvicultura.

As áreas destinadas à agricultura intensiva podem aumentar em 4,04 % até 2025 e 5,21% em 2030, seguindo a tendência de intensificação dessa classe, identificada no período de simulação de 2005 a 2015. As simulações também apontam uma diminuição nas classes vegetação campestre e pastagens, que

podem ter suas áreas reduzidas em até 16,26% e 32,03% respectivamente, segundo o prognóstico para o ano de 2030. As Tabelas 4.19 e 4.20 mostram que as principais mudanças nessas classes estão voltadas a conversão em agropecuária de pequena escala, seguido de agricultura intensiva. Por outro lado, considerando o prognóstico para o ano 2025, a classe agropecuária pode ter as maiores conversões para agricultura intensiva, porém até 2030, o maior percentual de conversão está previsto para a classe área urbana, que pode representar 16% das mudanças nessa classe em 15 anos.

Em relação ao total de mudanças previstos para a bacia, a maior alteração relaciona-se à expansão de áreas urbanas, que representam cerca de 26,69% e 27,73% do total das possíveis mudanças na bacia até 2025 ou 2030. Junto à expansão urbana, é previsto um aumento na área total dos corpos d'água, que pode acompanhar a necessidade de abastecimento das áreas urbanas e agrícolas da RMC. Também é previsto um aumento das áreas de mineração em 2,62% até 2030, entretanto, considerando a área total da bacia, esse aumento é pouco significativo.

Tabela 4.19 - Probabilidades globais de transição no período de 2015 a 2025.

		2025								
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água
2015	Floresta Natural	-	1,26	0,17	0,80	1,39	6,22	0,71	0,01	0,39
	Floresta Plantada	8,58	-	0,16	0,47	0,05	10,11	0,01		0,00
	Veget. Campestre	0,71	6,53	-	7,67	8,46	24,91			0,05
	Pastagem	5,72	0,99	3,92	-	7,99	28,89	1,93	0,01	0,45
	Agricultura	0,47	0,92	0,31	2,64	-	3,27	0,67	0,01	0,09
	Agropecuária	12,29	1,79	0,91	4,15	11,68	-	11,49	0,02	0,59
	Área Urbana							-		
	Mineração	0,52					3,15	71,92	-	2,89
	Corpo d'Água									-

Fonte: Produção da autora.

Tabela 4.20 - Probabilidades globais de transição no período de 2015 a 2030.

		2030								
		Floresta Natural	Floresta Plantada	Vegetação Campestre	Pastagem	Agricultura	Agropecuária	Área Urbana	Mineração	Corpo d'Água
2015	Floresta Natural	-	1,76	0,23	0,98	2,23	7,75	1,10	0,01	0,58
	Floresta Plantada	12,20	-	0,22	0,60	0,07	12,72	0,01	0,00	
	Veget. Campestre	0,95	8,55	-	7,38	10,30	30,57	0,01		0,10
	Pastagem	7,91	1,39	3,76	-	10,71	31,95	3,42	0,01	0,68
	Agricultura	0,67	1,35	0,47	3,37	-	4,40	1,02	0,01	0,13
	Agropecuária	14,60	2,26	0,95	4,10	14,95	-	16,46	0,02	0,83
	Área Urbana							-		
	Mineração	0,52					3,41	75,59	-	3,41
	Corpo d'Água									-

Fonte: Produção da autora.

O cenário de desmatamento e intensificação do uso agrícola e urbano previstos até o ano de 2030, podem trazer inúmeros desafios à gestão ambiental da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu. Sem o devido planejamento e adoção de políticas ambientais eficazes, a intensificação do uso urbano pode culminar na ocupação de áreas vulneráveis, como APPs e encostas de morro. Essas áreas podem estar sujeitas a deslizamentos, levando ao aumento das taxas de perda de solo.

Também é provável que ocorra um aumento da produção de resíduos sólidos e geração de efluentes domésticos e industriais, trazendo risco ao meio ambiente e à saúde humana, caso não recebam o tratamento e destinação correta. Além disso, é provável que esse aumento na geração de resíduos intensifique a poluição dos recursos hídricos, deteriorando ainda mais a qualidade das águas para abastecimento, que já se encontram poluídas em sua grande maioria.

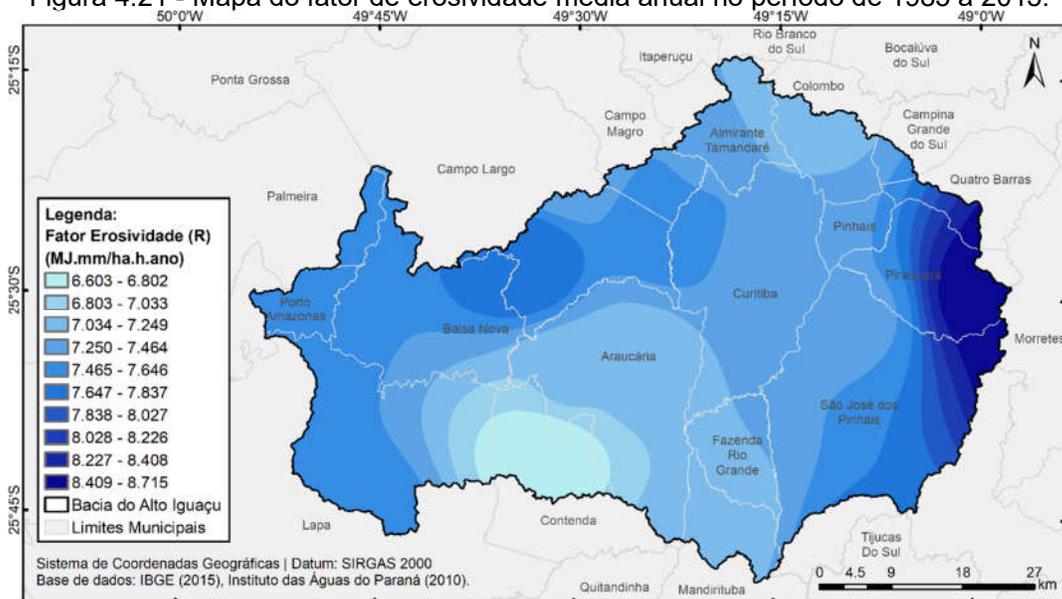
Os desafios da intensificação do uso agrícola, incluem principalmente a perda de biodiversidade, tanto pela remoção de cobertura vegetal, quanto pelo uso de defensivos agrícolas. O manejo inadequado do solo agrícola, também pode intensificar processos erosivos e levar a um aumento exponencial das taxas de perda de solo na bacia.

4.3 Estimativas de perda de solo

4.3.1 Fator de erosividade (R)

A erosividade das chuvas na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu variou entre 6.602,72 e 8.714,97 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, com índice anual médio de 7.423,57 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Os maiores índices superiores a 8.200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ foram observados no extremo leste da bacia, na proximidade da Serra do Mar (Figura 4.21), onde são registradas as maiores altitudes acima de 1400 m.

Figura 4.21 - Mapa do fator de erosividade média anual no período de 1985 a 2015.



Fonte: Produção da autora.

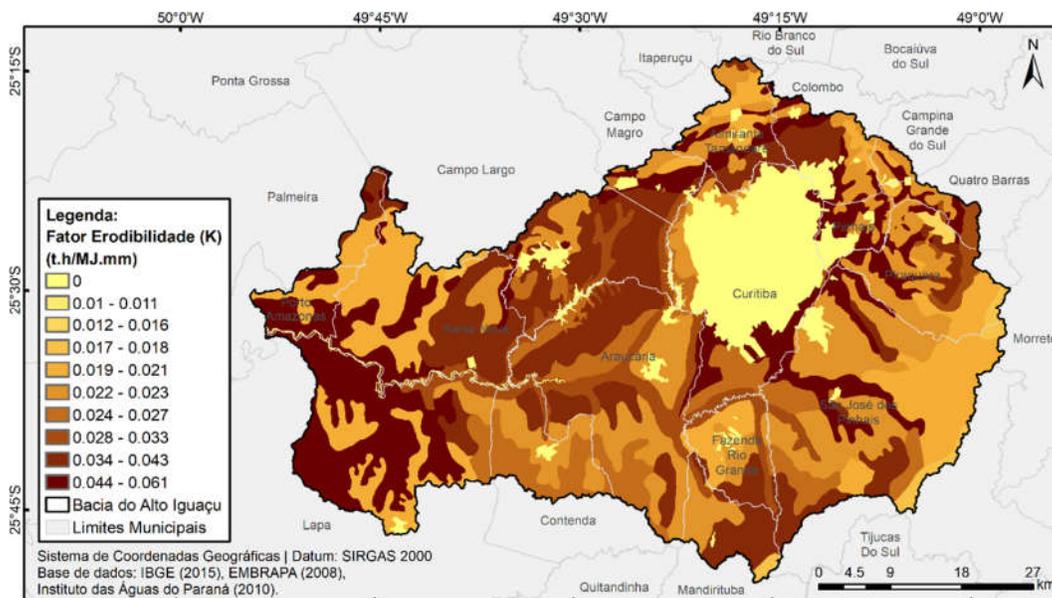
Na porção central da bacia, onde o relevo é relativamente plano, foram observados índices variando entre 6.603 e 7.460 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, especialmente nos municípios Colombo, Almirante Tamandaré, Curitiba, Araucária, Fazenda Rio Grande e Contenda. Na região oeste da bacia, na região da Escarpa Devoniana, a erosividade passou a aumentar novamente, com máximas de 7.800 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ nos municípios de Balsa Nova e Campo Largo. A variação de pluviosidade e erosividade média em cada ano entre 1985 e 2015 pode ser verificada no Apêndice B (Figuras B.1 e B.2).

Valores similares foram observados por demais autores, os quais realizaram estudos na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, entre eles, Terassi et al. (2019), que estimaram a erosividade média anual de $7.128,7 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, utilizando dados de pluviosidade de 1976 a 2015. Waltrick (2011) estimou a erosividade das chuvas para todo o estado do Paraná com dados de 1986 e 2008, e identificou uma variação de $5.800 \text{ a } 8.000 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{mês}^{-1}$ na região do Alto Iguaçu. Por fim, Garcia (2012) estimou a erosividade para a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Ribeira, e identificou valores variando entre $5.447 \text{ e } 9.500 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ na região do Alto Iguaçu.

4.3.2 Fator de erodibilidade (K)

O mapa de erodibilidade dos solos na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu está apresentado na Figura 4.22.

Figura 4.22 - Mapa de erodibilidade dos solos (Fator K).



Fonte: Produção da autora.

A erodibilidade variou de 0,0112 a 0,061 t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹, com a predominância de solos de média (51,88%) e alta (30,53%) erodibilidade, conforme a classificação proposta por Mannigel et al. (2002) apresentada na Tabela 4.21. Valores semelhantes foram identificados por Garcia (2012) em estudo realizado na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Ribeira, no qual a erodibilidade dos solos variou entre 0 e 0,061 t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹. Segundo os autores, houve predominância de solos classificados como média (0,01530 - 0,3058 t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹) e alta erodibilidade (0,0359 - 0,061 t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹).

Tabela 4.21 - Classes de erodibilidade dos solos (Fator K) segundo a classificação proposta de Mannigel et al. (2002).

Classes de Erodibilidade	Fator K (t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹)	Área (%)
Muito baixo	< 0,009	11,25%
Baixo	0,009 - 0,015	0,25%
Médio	0,015 - 0,030	51,88%
Alto	0,030 - 0,045	30,53%
Muito Alto	0,045 - 0,060	1,02%
Extremamente Alto	> 0,060	5,07%

Fonte: Produção da autora.

Durães et al. (2016) também encontraram valores de erodibilidade similares na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, variando de 0,01913 a 0,061t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹. Os autores classificaram a região como baixa erodibilidade, pois se basearam no primeiro nível de classificação dos solos, adotando o latossolo de baixa erodibilidade, como unidade pedológica predominante na bacia.

As áreas de média erodibilidade se estendem principalmente no primeiro planalto paranaense, onde há a ocorrência de neossolos regolíticos, cambissolos háplicos, latossolos brunos e vermelhos, gleissolos, além dos afloramentos rochosos e arenitos na região da Serra do Mar. Já nas regiões de alta erodibilidade, ocorrem os argissolos vermelho-amarelos, que são solos medianamente profundos, bem drenados e facilmente erodíveis, dependendo das condições naturais, além de cambissolos húmicos. De modo geral,

cambissolos são solos pouco profundos, e normalmente pouco drenados, com elevados teores de alumínio e de limitado uso agrícola (IPARDES, 2004).

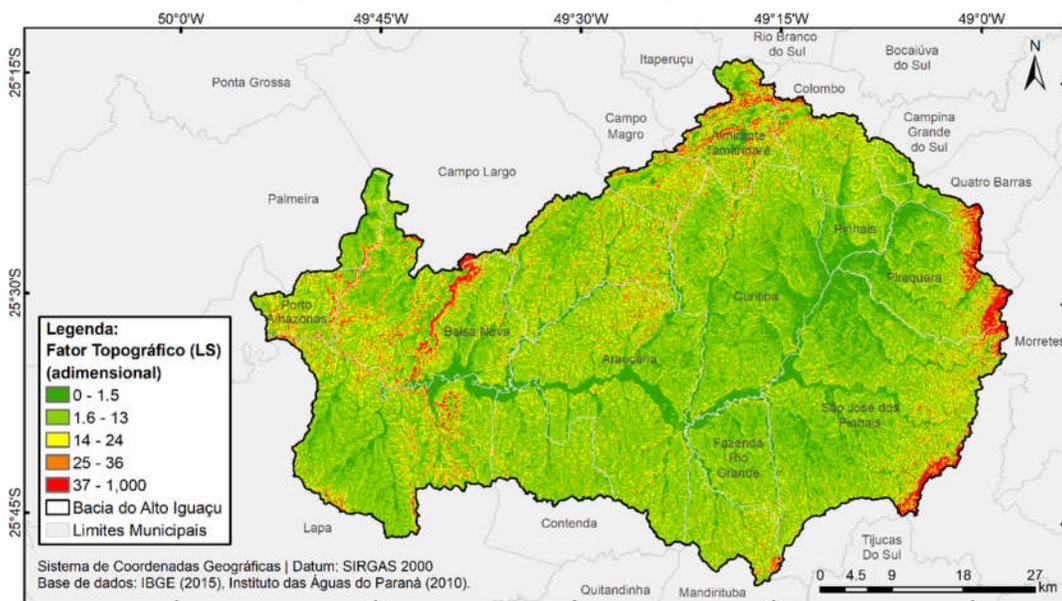
A bacia também apresenta solos de extrema erodibilidade, como organossolos háplicos, que ocorrem próximo à cidade de Curitiba e municípios vizinhos. Esses solos são constituídos por matéria orgânica, proveniente de restos vegetais acumulados em diferentes níveis de decomposição, e por isso são pouco evoluídos, com altos teores de carbono. Geralmente ocorrem em regiões alagadas, em planícies de inundação de rios e córregos. Nas áreas de erodibilidade muito alta estão os neossolos litólicos, localizados no segundo planalto paranaense, nos municípios Lapa, Balsa Nova e Palmeira, correspondendo a 1,02% da região.

Em menor percentual está a classe de baixa erodibilidade, que corresponde a 0,25% da bacia, e é composta basicamente por latossolos vermelho-amarelos. Esses solos são profundos e de textura argilosa, normalmente bem drenados e com baixa fertilidade natural (IPARDES, 2004), que ocorrem especialmente no norte do município de Piraquara.

4.3.3 Fator topográfico (LS)

O mapa do fator topográfico da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu está apresentado na Figura 4.23. O fator variou entre 0 e 1.036,53 (adimensional) e a média da bacia foi de 9,03.

Figura 4.23 - Mapa do fator topográfico (LS).



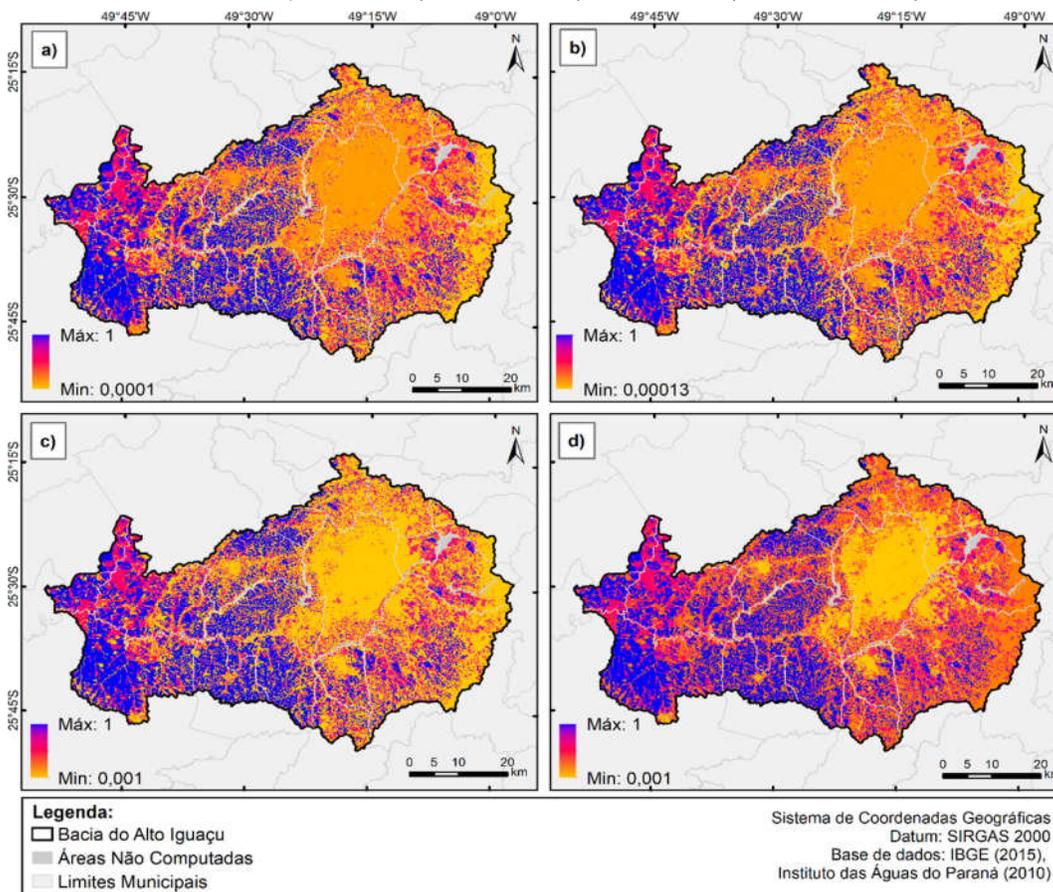
Fonte: Produção da autora.

Os maiores valores foram observados no extremo leste da bacia na região de floresta natural da Serra do Mar, e na região oeste, próximo à Escarpa Devoniana, regiões de maior altitude e declividade. Por outro lado, as áreas urbanas tiveram baixo fator topográfico, diferentes das áreas de uso agropecuário, onde é possível observar valores intermediários.

4.3.4 Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas - CP

Os mapas do fator de uso, manejo e práticas conservacionistas foram obtidos internamente na plataforma Dinamica EGO, sendo quatro mapas para cada ano, considerando as quatro tabelas de referência utilizadas. A Figura 4.24 apresenta os quatro mapas referentes ao ano de 2015, onde é possível observar a variação na amplitude das classes.

Figura 4.24 - Mapas do fator de uso, manejo e práticas conservacionistas de 2015 obtidos a partir da: a) Tabela A; b) Tabela B; c) Tabela C; e d) Tabela D.

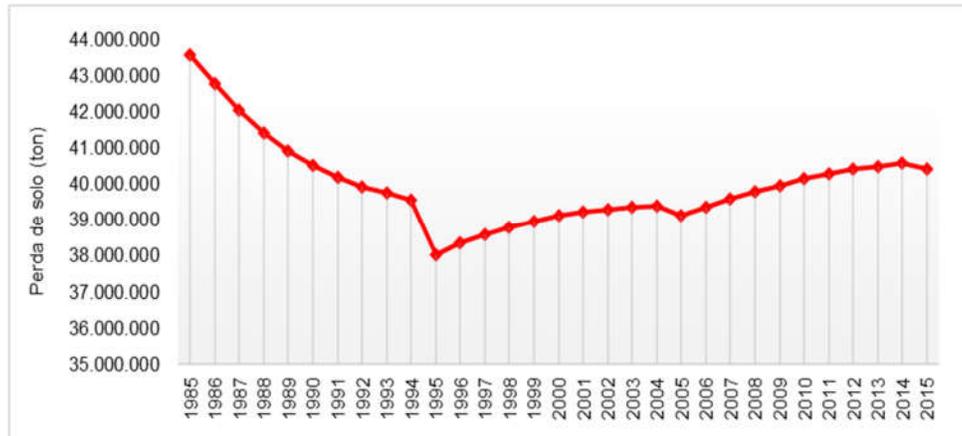


Fonte: Produção da autora.

4.3.5 Estimativas de perda de solo: 1985 - 2015

A perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu diminuiu em 8,53% entre 1985 e 2015. Apesar desse resultado ser positivo, a análise detalhada por períodos de 10 anos mostrou que as taxas aumentaram nos últimos 20 anos estudados. Essa dinâmica pode ser observada na Figura 4.25, que apresenta as estimativas de perda de solo anuais para a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, especializadas por pixels de 30 m.

Figura 4.25 – Estimativas de perda de solo anuais no período entre 1985 e 2015.



Fonte: Produção da autora.

Analisando o gráfico é possível observar que entre 1985 e 1995 houve uma queda na perda de solo total estimada, que foi de 12,71% em relação ao início do período, com a diminuição de mais de 5,5 milhões de ton de solo. Em contrapartida, entre 1995 e 2015, a curva voltou a subir, ainda que lentamente, representando um aumento de 6,29% na perda de solo total estimada no período, com o acréscimo de 2,4 milhões de ton.

As variações bruscas observadas entre os anos 1994-1995, 2004-2005 e 2014-2015 são resultado da utilização dos mapas anuais simulados na etapa de modelagem de uso e cobertura da terra. A exceção está nos anos 1985, 1995, 2005 e 2015, para os quais foram utilizados os mapas de referência do projeto MapBiomias (2019). Esse procedimento também foi adotado por Macedo (2013), e sempre que possível, é preferível utilizar os mapas de referência aos mapas simulados.

Para o ano de 2015, a perda de solo total estimada para a bacia foi de aproximadamente 40 milhões ton. Esse valor é bastante elevado devido a espacialização por pixels, mas ainda assim, foi inferior ao estimado por Garcia (2013) para a mesma área de estudo, com inclusão da Bacia do Ribeira. Segundo o autor, em um cenário sem adoção de práticas conservacionistas, a perda de solo total na região alcançaria 117,4 milhões ton em 2001. Nesse

estudo, o total estimado para o mesmo ano foi de aproximadamente 39,2 milhões de ton, cerca de 66,61% a menos do que o total estimado por Garcia (2013).

Mais importante do que o valor estimado, é a análise do comportamento da perda de solo ao longo dos anos. A USLE é um modelo multiplicativo, a utilização de diferentes tabelas no fator de uso e manejo mostrou como esse modelo é sensível à variação dos dados de entrada. As quatro estimativas de perda de solo anuais apresentaram uma diferença de até 12%, por isso a adoção de mapas de incerteza. Por esse motivo, os valores aqui estimados não serão considerados absolutos, mas será dado enfoque ao comportamento das perdas ao longo dos anos, frente às mudanças de uso e cobertura da terra, uma vez que o fator de uso e manejo foi a única variável dinâmica na USLE.

A queda na perda de solo observada entre 1985 e 1995 acompanhou principalmente a retração de áreas agropecuárias e agrícolas no período. Houve diminuição em 7.413,84 ha de áreas de uso agropecuário e 4.310,28 ha de áreas agrícolas, que representaram uma parcela bastante significativa das alterações ocorridas na bacia, respectivamente 21,73% e 12,63% do total de mudanças computadas no período (Tabela 4.2).

Também foi verificado aumento de áreas com cobertura vegetal. Cerca de 20% das áreas de uso agropecuário deram lugar a novas manchas de floresta natural (Tabela 4.3), e houve aumento de 843,84 ha de floresta plantada e 1.048,41 ha de vegetação campestre. Juntas, as classes floresta plantada e vegetação campestre representaram 5,54% das mudanças ocorridas no período. A diminuição de áreas de uso agrícola e agropecuário, dando lugar a floresta natural, floresta plantada e até mesmo pastagem, influenciaram diretamente na diminuição da perda de solo estimada. O aumento de áreas com menor fator de uso e manejo (fator C), culminou em menores estimativas de perda de solo.

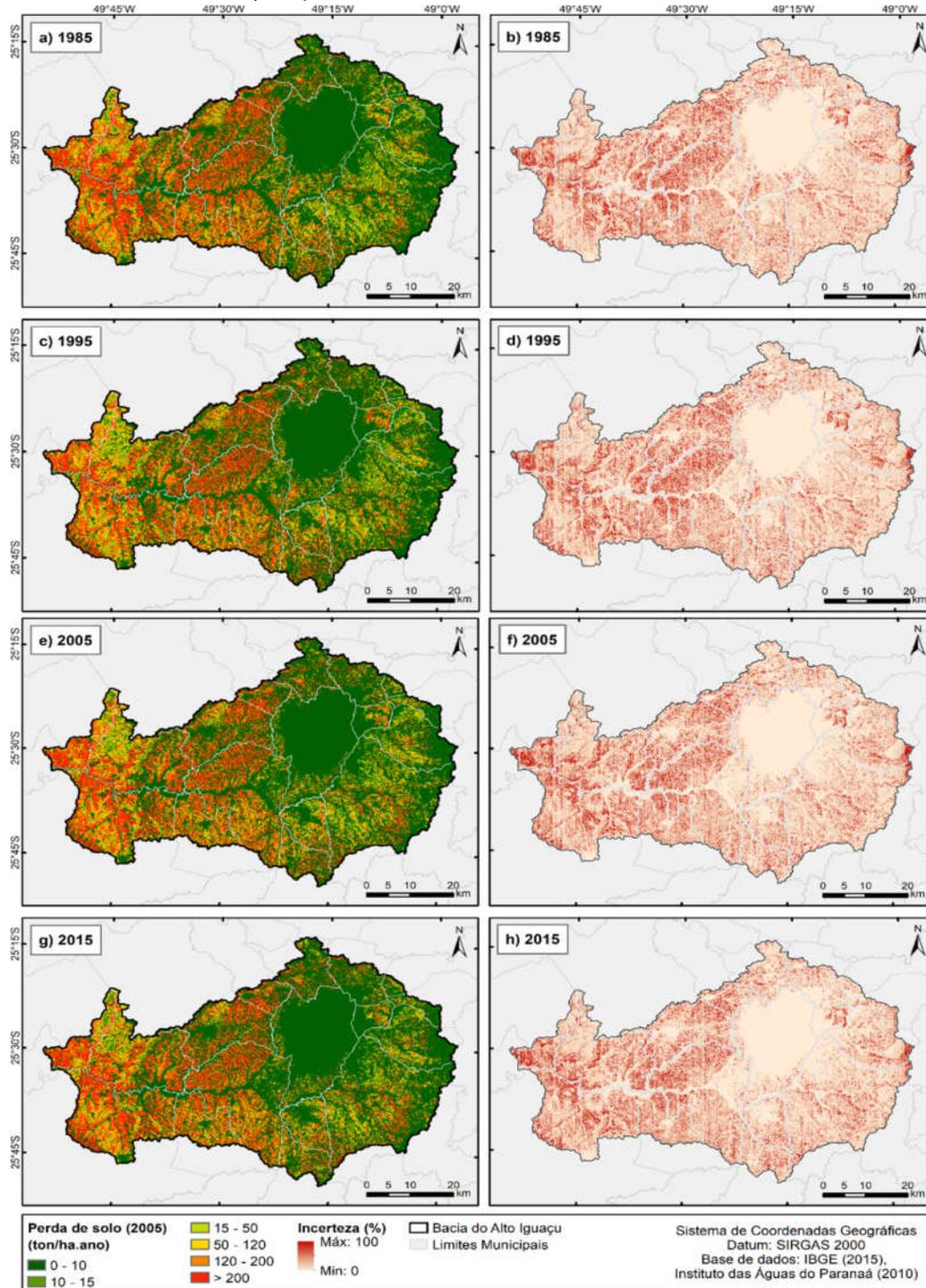
Por outro lado, o aumento na perda de solo verificado entre 1995 e 2005, refletiu o aumento de 18.430,65 ha de áreas de uso agropecuário, que

representou 28,05% das mudanças ocorridas no período (Tabela 4.2). A agropecuária expandiu principalmente sobre a cobertura florestal natural (17,28%) e pastagem (10,28%), conforme apresentado na Tabela 4.8. Também houve intensificação do desmatamento, com a redução de 6.944,58 ha de floresta natural, representando 10,57% das mudanças ocorridas no período.

O contínuo crescimento da perda de solo estimada no período entre 2005 e 2015, é justificado pela expansão de 5.789,88 ha de áreas de uso agrícola intensivo. A expansão ocorreu principalmente sobre áreas de uso agropecuário (4,74%), pastagem (2,96%) e floresta natural (1,17%) (Tabela 4.13). A redução de 15.632,01 ha de pastagem também foi uma importante alteração, responsável por 39,43% das mudanças da bacia nesse período (Tabela 4.2), com a conversão de pasto em agropecuária (30,21%) e agricultura (11,60%). Essa dinâmica de uso e cobertura da terra refletiu no aumento da perda de solo na bacia.

A Figura 4.26 apresenta os mapas de perda de solo referente aos anos 1985, 1995, 2005 e 2015 e os respectivos mapas de incerteza. As maiores perdas de solo superiores a $200 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ocorreram na porção oeste da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, nos municípios Porto Amazonas, Lapa, Balsa Nova, Araucária, Campo Largo e Campo Magro, áreas de agricultura intensiva e poucos remanescentes de floresta natural. Nessa região são predominantes solos de alta erodibilidade, como cambissolos húmicos e argissolos vermelho-amarelos. O fator topográfico é médio, variando entre 1,6 e 24 unidades e erosividade máxima é de $7824 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Essas perdas são muito fortes, segundo a classificação adotada por Garcia (2012), e correspondem, em média, a 18% da bacia.

Figura 4.26 - Estimativas de perda de solo e incertezas associadas: a) Mapa de perda de solo de 1985; b) Mapa de incerteza de 1985; c) Mapa de perda de solo de 1995; d) Mapa de incerteza de 1995; e) Mapa de perda de solo de 2005; f) Mapa de incerteza de 2005; g) Mapa de perda de solo de 2015; h) Mapa de incerteza de 2015.



Fonte: Produção da autora.

A Tabela 4.22 apresenta o percentual de cada classe de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período entre 1985 e 2015.

Tabela 4.22 - Classificação da perda de solo no período entre 1985 e 2015.

Classe	Perda de solo (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Percentual de cobertura (%)			
		1985	1995	2005	2015
Nula/Pequena	0 - 10	55,61	56,51	57,05	58,01
Moderada	10 - 15	1,33	1,39	1,32	1,21
Média	15 - 50	7,25	7,49	7,23	6,52
Média a Forte	50 - 120	9,66	9,94	9,74	9,03
Forte	120 - 200	7,36	7,47	7,31	7,18
Muito Forte	> 200	18,79	17,20	17,35	18,05

Fonte: Produção da autora.

O estudo realizado por Durães et al. (2016) para a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período de 1984 a 2010, também identificou que as maiores taxas de perda de solo foram associadas a combinação de argissolos e uso agrícola, especialmente de culturas anuais. Altas perdas de solo também foram observadas em áreas com cambissolos, gleissolos, solos expostos ou cobertos por campos ou culturas perenes. Ainda segundo os autores, nessas áreas, as taxas de perda de solo foram superiores a 100 t.ha⁻¹.ano⁻¹, classificadas como extremamente altas. O relatório produzido pela SNC-Lavalin Projetos Ltda (2013), apontou que essas mesmas áreas poderiam ter perdas de solo moderadas ou altas, variando entre 160 e 250 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

Por outro lado, as menores taxas, inferiores a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹, concentraram-se nas regiões de cobertura florestal natural e áreas urbanas, localizados em relevo plano. Esses resultados concordam com o apresentado por Garcia (2013), Durães et al., (2016) e SNC-Lavalin Projetos Ltda (2013), que identificaram as menores taxas de perda de solo próximo as áreas de intensa ocupação urbana. Nessas áreas o fator topográfico é baixo, a erosividade das chuvas varia entre 6.600 e 7.366 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ e os solos predominantes são de média erodibilidade, como gleissolos melânicos e latossolos vermelhos e brunos. Essas perdas são classificadas como nulas ou pequenas e correspondem, em média, a 57% da área total da bacia.

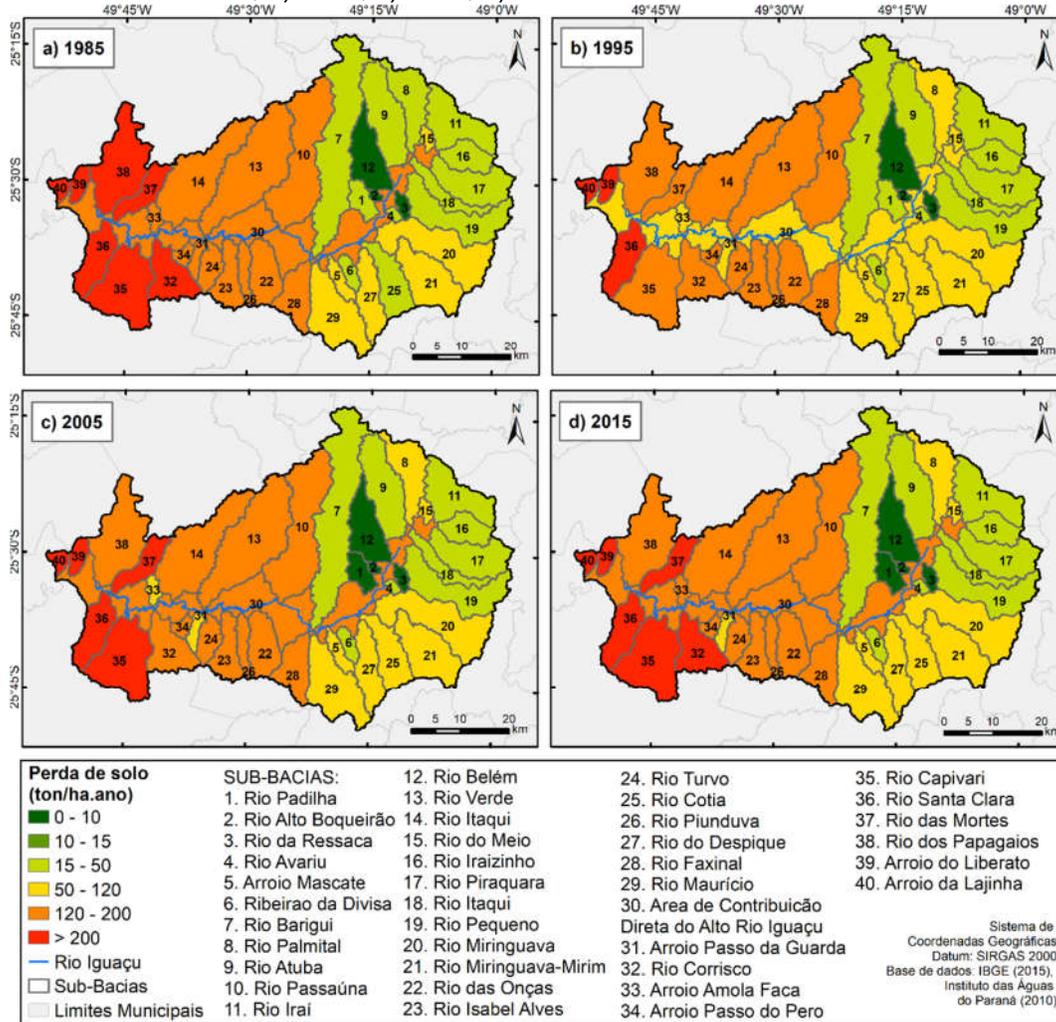
É importante ressaltar que as perdas de solo na classe áreas urbanas não foram computadas devido a não discriminação de solos nessas áreas, segundo a classificação da Embrapa. Isso significa que, apesar dessas áreas certamente vivenciarem perdas de solo, como deslizamentos, essas taxas não foram contabilizadas nesses estudos. Apesar do fator topográfico ser mais elevado no extremo leste da bacia na região da Serra do Mar, nos municípios São José dos Pinhais e Piraquara, e as chuvas serem mais erosivas, chegando a $8.715 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, as perdas de solo nesta região continuaram classificadas como baixas, devido a maior proteção do solo por cobertura vegetal.

Nas áreas de pastagem e cobertura vegetal campestre, as taxas de perda de solo variaram entre 10 e $50 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e foram classificadas entre moderadas e médias. Nessas áreas, o fator topográfico é relativamente baixo e há predomínio de solos de média erodibilidade como cambissolos háplicos e latossolos brunos. Além disso, a erosividade das chuvas varia entre 7.300 e $7.500 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, principalmente na região de São José dos Pinhais, Piraquara e Balsa Nova. Na região sudeste da bacia, as perdas variaram entre 50 e $120 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e incluíram principalmente áreas uso agropecuário de pequena escala e pastagem, além de aglomerados urbanos. Essas perdas foram classificadas como médias e fortes, e corresponderam a aproximadamente 7% e 9% da bacia.

Os mapas de incerteza mostram que maiores variações ocorreram na porção oeste da bacia, regiões com forte uso agrícola e agropecuário de pequena escala, onde a erodibilidade do solo é alta, porém o fator topográfico é relativamente baixo, assim como a erosividade das chuvas. A região leste da bacia, próximo a Serra do mar também teve grandes variações, pela variação das tabelas de referência no cálculo do fator CP. Além disso, essas áreas apresentam maiores altitudes e chuvas mais erosivas, apesar da cobertura florestal.

A Figura 4.27 apresenta as taxas médias de perda de solo estimadas por sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, nos anos 1985, 1995, 2005 e 2015.

Figura 4.27 - Estimativas de perda de solo espacializada por sub-bacias nos anos: a) 1985; b) 1995; c) 2005; d) 2015.



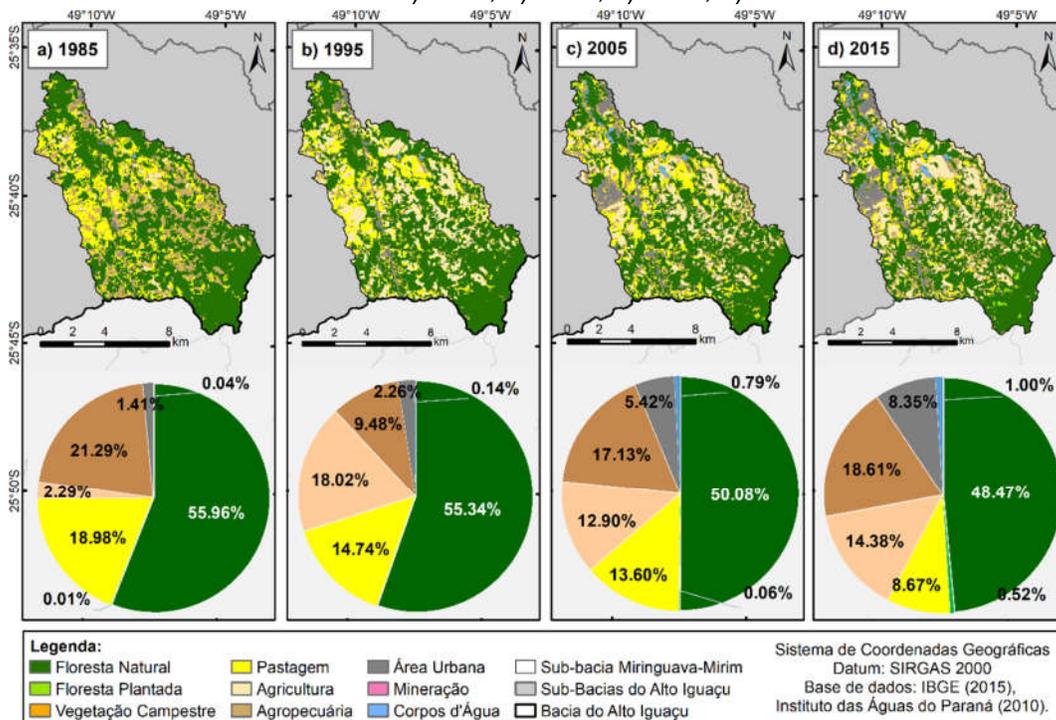
Fonte: Produção da autora.

A perda de solo média por sub-bacia entre 1985 e 2015 variou entre 0,23 a 435,97 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com média de 90,54 t.ha⁻¹.ano⁻¹. As maiores taxas foram observadas nas sub-bacias do Arroio do Lajinha, Arroio do Liberato e Rio Santa Clara, que tiveram taxas médias de 402 t.ha⁻¹.ano⁻¹, 345,38 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e 237,89 t.ha⁻¹.ano⁻¹ respectivamente, e são localizadas nas áreas de predomínio

agrícola intensivo e pouca cobertura florestal. Em contrapartida, as menores taxas de perda de solo foram observadas nas sub-bacias do Rio Belém, Rio Alto Boqueirão e Rio Padilha, que tiveram médias de $0,13 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, $1,74 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e $2,15 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ respectivamente.

O maior aumento na taxa de perda de solo em todo o período foi observado na sub-bacia do Rio Minguava-Mirim, que passou de $54,70 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em 1985 para $76,79 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em 2015, um aumento de 40%. As mudanças de uso e cobertura da terra que mais influenciaram esse aumento incluem a diminuição da cobertura floresta natural e intensificação da agricultura, principalmente entre 1985 e 1995, conforme ilustrado na Figura 4.28. Contribuíram também para esse aumento, a diminuição de áreas de pastagens e o aumento da classe agropecuária, especialmente entre 2005 e 2015.

Figura 4.28 - Dinâmica de uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Minguava-Mirim nos anos: a) 1985; b) 1995; c) 2005; d) 2015.

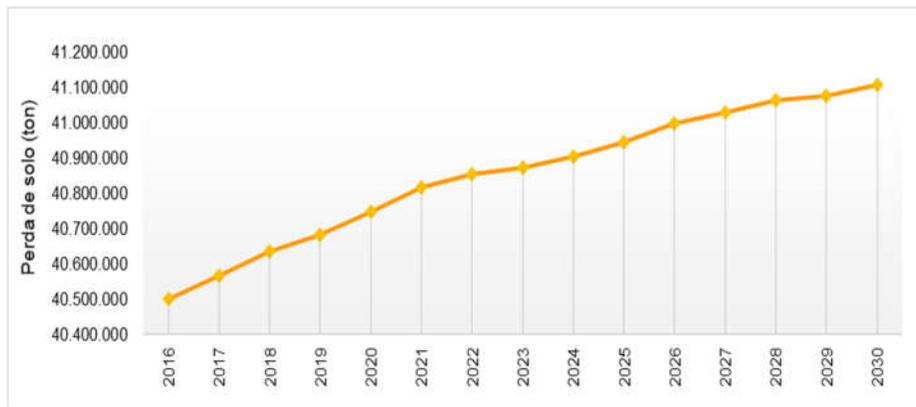


Fonte: Produção da autora.

4.3.6 Prognósticos: 2025 e 2030

A perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu pode chegar a 40,944 milhões ton em 2025 e ultrapassar 41,105 milhões ton em 2030 (Figura 4.29). Essa variação representa um aumento de 698.367,66 ton no período, cerca de 1,73% superior à perda estimada para o ano de 2015. O aumento das perdas de solo acompanhou o cenário de desmatamento e intensificação do uso agrícola e urbano para os cenários futuros, identificado na etapa da modelagem de uso e cobertura da terra. Dentre as mudanças mais importantes está a perda de 6.463,26 ha de floresta natural em função da expansão agrícola e urbana, representando cerca de 15,09% das mudanças até 2030.

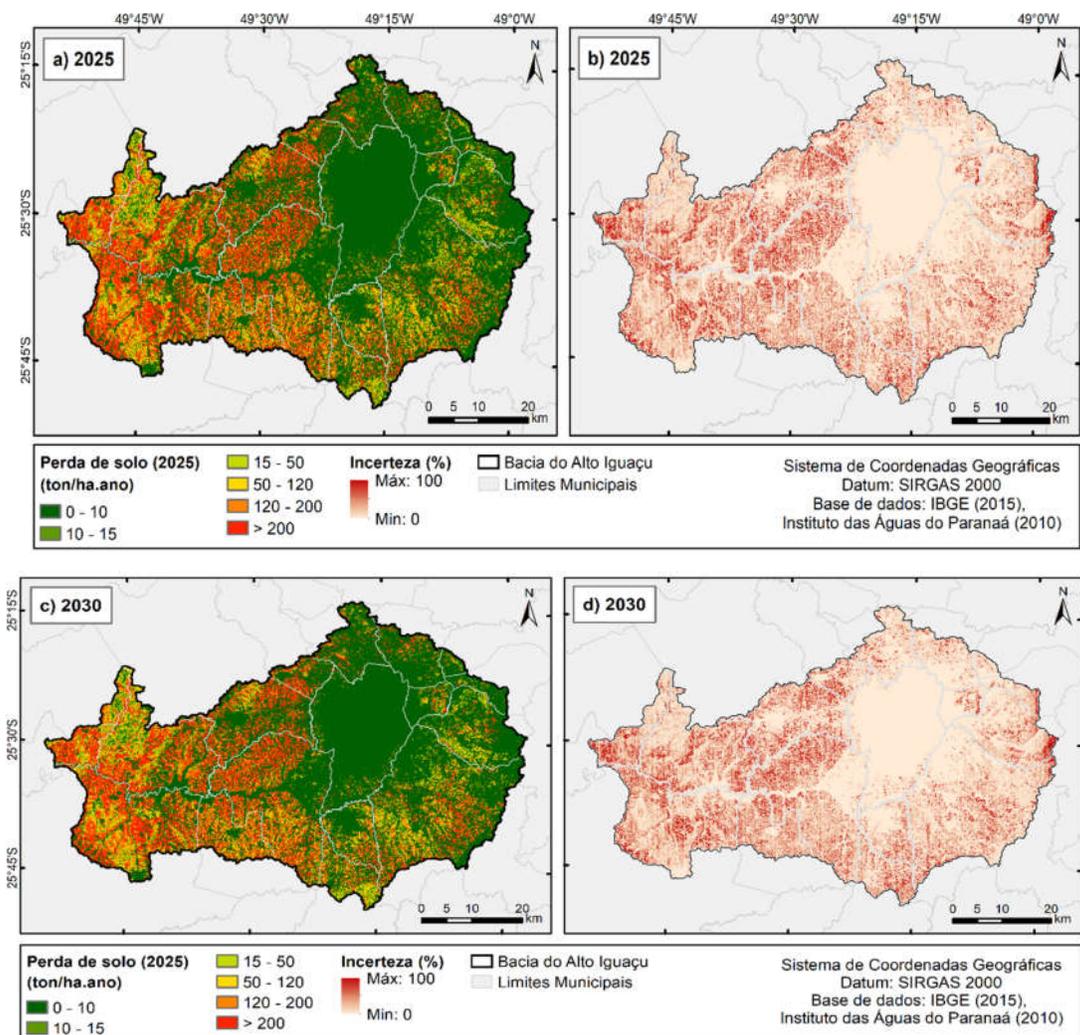
Figura 4.29 - Perda de solo especializada por pixel no período de 2016 a 2030.



Fonte: Produção da autora.

Os mapas de estimativa de perda de solo e mapas de incerteza para os anos 2025 e 2030 estão apresentados na Figura 4.30.

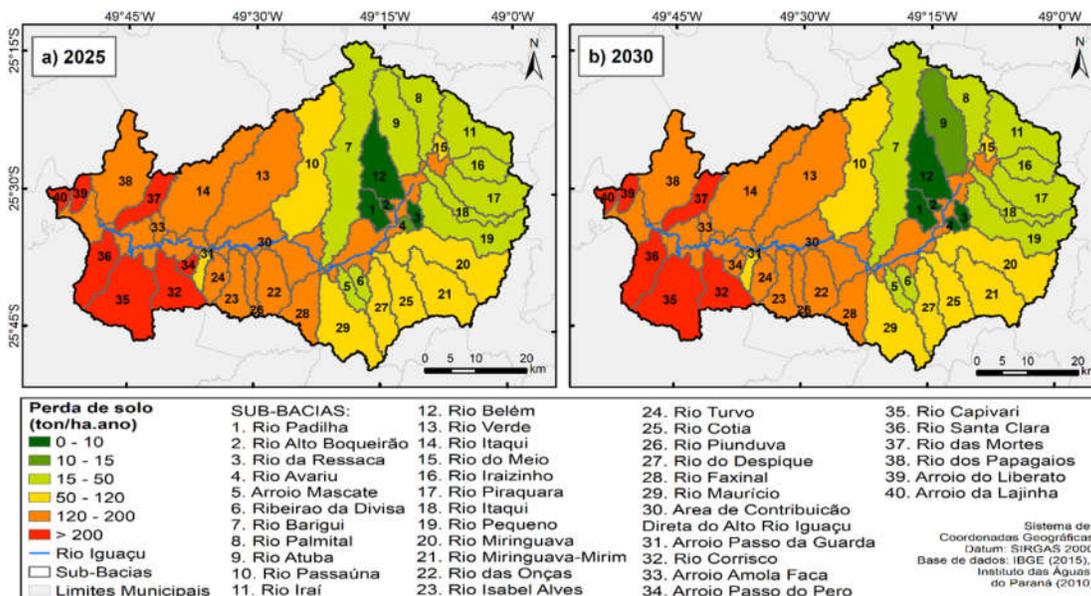
Figura 4.30 - Estimativas prospectivas de perda de solo e incertezas associadas: a) Mapa de perda de solo de 2025; b) Mapa de incerteza de 2025; c) Mapa de perda de solo de 2030; b) Mapa de incerteza de 2030.



Fonte: Produção da autora.

As maiores incertezas continuam associadas às áreas de intenso uso agrícola, ou áreas de cobertura florestal em maiores altitudes. A expansão de áreas urbanas em relevo plano, contribuíram para a redução das taxas de perda de solo, devido ao aumento de áreas impermeabilizadas. Por outro lado, a intensificação de atividades agropecuárias pode aumentar as taxas de perda de solo futuras. A Figura 4.31 apresenta as medianas de perda de solo estimadas por sub-bacias nos anos 2025 e 2030.

Figura 4.31 - Perda de solo espacializada por sub-bacias nos prognósticos no curto prazo nos anos: a) 2025; b) 2030.



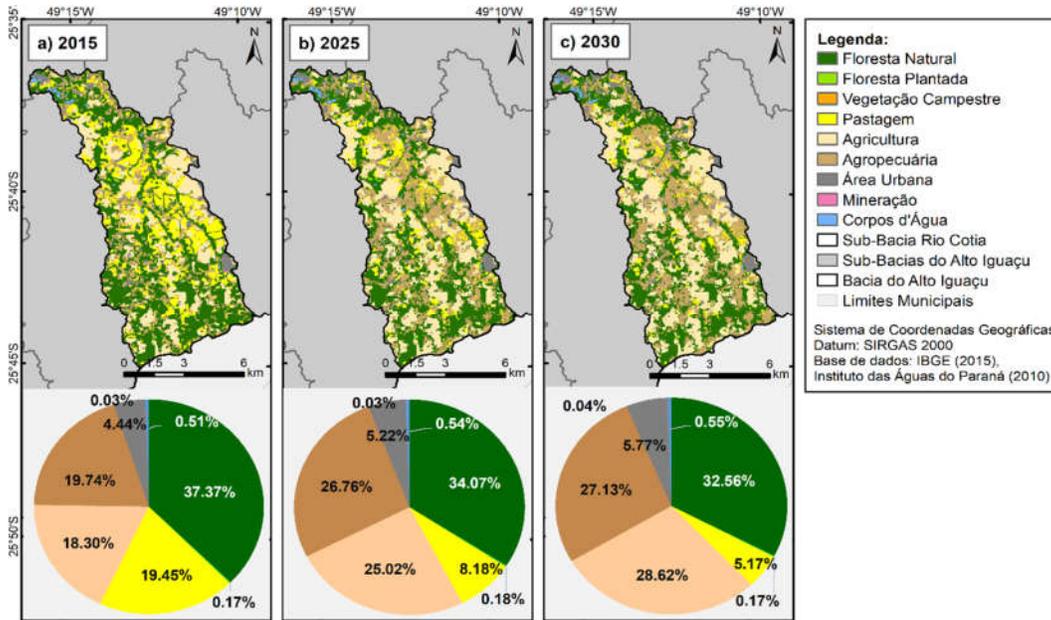
Fonte: Produção da autora.

A perda de solo média por sub-bacia entre 2025 e 2030 variou entre 0,14 a 426 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com média de 97,38 t.ha⁻¹.ano⁻¹. As maiores taxas foram observados nas sub-bacias do Arroio do Lajinha, Arroio do Liberato e Rio das Mortes, onde as perdas médias foram respectivamente 425.99 t.ha⁻¹.ano⁻¹, 335.97 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e 300.53 t.ha⁻¹.ano⁻¹. As menores perdas ocorreram nas sub-bacias do Rio Belém, Rio Alto Boqueirão e Rio Padilha, que registraram perda de solo média de 0,14 t.ha⁻¹.ano⁻¹, 1,97 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e 2,64 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

O maior aumento na taxa de perda de solo entre 2015 e 2030 está previsto para a sub-bacia do Rio Cotia (Figura 4.32), que pode ter um aumento de 38% comparado ao ano 2015. A taxa pode chegar a 77,69 t.ha⁻¹.ano⁻¹ até 2030, uma perda de solo classificada como média a forte. No ano de 1985, essa bacia teve uma perda de solo estimada em 42,84 t.ha⁻¹.ano⁻¹ classificada como média. As mudanças de uso e cobertura da terra que tiveram efeito no aumento da perda de solo nessa sub-bacia incluem a intensificação do uso

agrícola e agropecuário, redução de pastagem e cobertura florestal natural, como pode ser observado na Figura 4.32.

Figura 4.32 - Dinâmica de uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Cotia nos anos: a) 2015; b) 2025; e c) 2030.



Fonte: Produção da autora.

As estimativas de perda de solo para o cenário de desmatamento e intensificação do uso agrícola e urbano previsto até o ano de 2030 na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, evidenciam o quanto a atual dinâmica de uso e cobertura da terra pode elevar as taxas de perda de solo no futuro. Nesse contexto, a espacialização das perdas de solo por sub-bacias apontou as áreas mais erosivas e que necessitam de melhores medidas de manejo e conservação do solo, visando mitigar impactos futuros.

As sub-bacias localizadas na porção oeste da bacia, nas áreas de intenso uso agrícola e agropecuário, especialmente as áreas com maior fator topográfico, são as que necessitam de maior atenção. São áreas mais suscetíveis à erosão, com taxas de perda de solo superiores a $200 \text{ t.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, classificadas como

perdas fortes e muito fortes. A perda de solo nessas áreas pode intensificar o assoreamento de corpos hídricos, especialmente com a remoção de mata ciliar nas margens rios.

Os impactos do assoreamento dos corpos d'água na bacia incluem a diminuição da quantidade de água disponível para abastecimento e para uso da agricultura. Além disso, com a intensificação do uso urbano, é provável que ocorra um aumento da quantidade de resíduos sólidos e efluentes domésticos lançados sem tratamento adequado nos rios. Assoreamento e poluição dos rios associados, configuram um cenário ainda pior, de maior risco à saúde pública, sendo ainda mais desafiador à administração local.

Por outro lado, as áreas que apresentam baixas taxas de perda de solo, inferiores a $10 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ não devem ser negligenciadas, pois correspondem a aproximadamente 55% da área total da bacia, e são áreas de predominante uso urbano. Esse estudo não considerou as perdas de solo em áreas urbanas, principalmente pela dificuldade de discriminação das classes de solos nessas áreas. Mas apesar de não terem sido estimadas nesse trabalho, áreas urbanas também estão sujeitas a grandes perdas de solo devido a ocupação irregular, deslizamentos e outros eventos, e por isso, a necessidade da adequada gestão da expansão urbana.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo propôs-se a estimar a perda de solo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, associada às mudanças de uso e cobertura da terra ao longo dos anos 1985 a 2015. Também foi possível simular possíveis alterações no curto prazo até o ano 2030, em um cenário *Business as usual*, reproduzindo as tendências de mudança mais recentes. A realização deste trabalho permitiu chegar a importantes conclusões sobre a área de estudo, os dados utilizados e a metodologia adotada.

De modo geral, a série histórica do MapBiomias permitiu identificar a dinâmica das mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo. A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu é formada majoritariamente por áreas de floresta natural, que vem sendo desmatadas em função da expansão agrícola intensiva e agropecuária de pequena escala. A expansão urbana e crescimento populacional também tem contribuído nesse processo, levando a necessidade de criação de novos reservatórios de água para abastecimento da RMC.

Em contrapartida, os dados do MapBiomias mostraram importantes limitações, uma delas reside no fato de apresentar classes mistas. Exemplos incluem as classes mosaico de agricultura e pastagem, e a classe áreas não vegetadas. O agrupamento de classes viabilizou o processo de modelagem, mas por outro lado, inseriu incertezas na análise das mudanças e transições ocorridas na bacia, revelando a importância de priorizar a discriminação correta das classes sempre que possível em estudos futuros.

A modelagem de uso e cobertura da terra, juntamente com a análise dos pesos de evidência na plataforma Dinamica EGO, permitiu identificar as regiões com maior probabilidade de mudança, além dos fatores mais atrativos ou repulsivos a ocorrência de novas transições. Dentre os resultados mais importantes foi verificado que a expansão urbana tem comportamento inverso à expansão da agricultura, tendo maior probabilidade de ocorrência quanto mais próximo de rodovias pavimentadas, linhas de transmissão de energia elétrica, com

exceção do relevo plano e suavemente ondulado, que favorece tanto a expansão urbana, quanto o uso de maquinários na agricultura intensiva.

O aumento da declividade foi um fator limitante ao desmatamento, assim como a proximidade da malha hidrográfica, possivelmente devido a maior fiscalização nas APPs às margens dos rios. Apesar disso, foi verificado desmatamento em diversas unidades de conservação. Os destaques incluem a APA do Iguaçu, Passaúna e Rio Verde, próximos às áreas urbanas, e a APA da Escarpa Devoniana na região de intenso uso agrícola. Por outro lado, também foram verificadas novas manchas de floresta natural em algumas unidades de conservação, principalmente às margens dos corpos d'água. A expansão da classe floresta plantada é mais propensa quanto mais próximo da malha hidrográfica, suprimindo a necessidade de água das espécies, bem como na proximidade de rodovias, as quais facilitam o escoamento da produção.

Os prognósticos de curto prazo para os anos 2025 e 2030 permitiram inferir sobre as possíveis alterações de cobertura da terra na bacia. É previsto um cenário de desmatamento, levando à perda de mais de 6 mil ha de floresta natural, em função da intensificação de atividades agrícolas e expansão urbana. Essas mudanças representam as tendências de mudança mais recentes identificadas no período de 2005 a 2015 em um cenário *business as usual*. As previsões também possuem limitações, e não conseguem prever possíveis mudanças econômicas ou eventos ambientais extremos que podem alterar a dinâmica de uso e cobertura da terra na bacia. Por esse motivo, é indicado a adoção de novos cenários em trabalhos futuros.

A utilização da Equação Universal da Perda de Solo permitiu identificar as áreas mais suscetíveis à erosão. A espacialização das perdas de solo por pixels permitiu avaliar a dinâmica ao longo do período, enquanto a espacialização por sub-bacia permitiu analisar localmente as mudanças de uso e cobertura da terra que mais intensificam a perda de solo. A utilização de diferentes tabelas para o cálculo do fator de uso e manejo resultou em uma variação de 12% nas estimativas de perda de solo, evidenciando as limitações do modelo USLE. Por ser um modelo multiplicativo, torna-se muito sensível às

mudanças nas variáveis de entrada, sendo extremamente importante avaliar as incertezas de suas estimativas, priorizando o comportamento espacial e temporal das perdas de solo ao longo dos anos, ao invés de considerar os valores estimados como verdade absoluta.

Por fim, a acoplagem da USLE ao modelo de uso e cobertura da terra na plataforma Dinamica EGO permitiu obter de forma integrada os resultados perda de solo associada às mudanças de cobertura e uso, facilitando a obtenção de prognósticos de curto prazo para a bacia. A conclusão deste trabalho é de que a atual dinâmica de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu é bastante favorável ao aumento das taxas de perda de solo futuras.

As sub-bacias com as maiores perdas são aquelas de intenso uso agrícola e poucos remanescentes florestais, que necessitam da adoção de práticas conservacionistas para contenção da perda de solo, visando mitigar impactos, especialmente em relação ao assoreamento dos corpos hídricos. Também existe a necessidade de adotar melhores políticas de proteção ambiental e fiscalização das APAs, que vem sendo desmatadas para uso agrícola e agropecuário.

Por fim, é indicado uma gestão e planejamento mais sustentável do crescimento das áreas urbanas da Região Metropolitana de Curitiba, visando um possível controle de ocupação irregular em áreas de risco. Esse estudo não estimou as perdas de solo em áreas urbanas, considerando-as com menor suscetibilidade à erosão, devido a impermeabilização do solo e relevo plano, entretanto, essas áreas também estão sujeitas a grandes perdas de solo por deslizamentos e eventos em áreas de risco. A perda de solo estimada especificamente para áreas urbanizadas na Bacia Hidro do Alto Iguaçu é indicada para estudos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Base hidrográfica ottocodificada 1:250.000**. 2017. Disponível em <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home?uuid=0f57c8a0-6a0f-4283-8ce3-114ba904b9fe>> Acesso em: 19 fev. 2019

_____. **Diretrizes e análises recomendadas para a consistência de dados pluviométricos**. 2012. Brasília: ANA, SGH, 2011.

ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019.

ALMEIDA, C. M. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar no planejamento**: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP). 2003. 321p. (INPE-10567-TDI/942) Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

ARCOVERDE, G. F. B. **Modelagem dinâmica espacial da expansão da área de cana-de-açúcar: Quirinópolis (GO)**. 2013. 181p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.

BATISTA, P. V. G.; DAVIES, J.; SILVA, M. L. N.; QUINTON, J. N. On the evaluation of soil erosion models: are we doing enough? **Earth-Science Reviews**, v. 197, p. 1-17, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0012825219303046>>. Acesso em: 15 out. 2019.

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D. NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6059-6086, 2018.

BEYKAEI, S. A.; ZHONG, M.; ZHANG, Y. Development of a land use extraction expert system through morphological and spatial arrangement analysis. **Engineering Applications of Artificial Intelligence**, v. 37, p. 221-235, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S095219761400205X>>. Acesso em: 15 set. 2019.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba-SP: Livroceres, 1985. 392 p.

_____. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 335 p.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um cambissolo húmico alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.451-461, 2001.

BIVAND, R. S.; LUCAS, A. E. **Integrating models and geographical information systems**. Disponível em: <<http://carlosreynoso.com.ar/archivos/territorio/Openshaw-GeoComputation.pdf>> Acesso em: 17 nov. 2019.

BLOISE, G. L. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; REATTO, A. GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. S.; CARVALHO, A. P. F. **Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da bacia do Olaria -DF**. Planaltina, DF: EMBRAPA, 2001.

BOCKSTAEL, H.; COSTANZA, R.; STRAND, I.; BOYNTON, W.; BELL, K.; WAINGER, L. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. **Ecological Economics**, p.143-159, 1995.

BOGO, R. L.; GRAMANI, L. M.; KAVISKI, E. Modelagem computacional do tráfego de veículos pela teoria microscópica. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v. 37, n. 1, p. 1-8, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-11173711601>.

BONABEAU, E. Agent-based modelling: methods and techniques for simulating human systems. In: ARNOLD AND MABEL BECKMAN COLLOQUIUM OF THE NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCE AND ENGINEERING. **Proceedings...** Irvine, CA: PNAS, 2002. p.7280-7287. Disponível em: https://www.pnas.org/content/pnas/99/suppl_3/7280.full.pdf. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Cadastro nacional de unidades de conservação**. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados.html>>. Acesso em: 17 jan. 2019.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of land use change**: theoretical and modeling approaches. Lesvos, Greece. Tese (Doutorado em Geografia) - University of Aegean, Lesbos, 2000.

BURAKA, T.; ASSEN, M.; EYASU, E. Review of land use and land cover change and its causes, consequences and environmental implications in highlands of Ethiopia. **International Journal for Research in Applied and Natural Science**, v. 5, n. 5, p. 1-26, 2019. Disponível em: < <https://gnppublication.org/index.php/ans/article/view/969>>. Acesso em: 15 mar. 2019.

CAMPBELL, B. M.; BEARE, D. J.; BENNETT, E. M.; HALL-SPENCER, J.; INGRAM, J. S. I.; JARAMILLI, F.; ORTIZ, R.; RAMANKUTTY, N.; SAYER, J. A.; SHINDELL, D. Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. **Ecology and Society**, v. 22, n. 4, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>.

CARMO, J. C. B. Planejamento da Região Metropolitana de Curitiba como objeto de estudo: análise sobre a produção bibliográfica no período de 1974-2006. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**. 2017. jan./abr., 9(1), 7-18. DOI: 10.1590/2175-3369.009.001.AO01.

CASTRO, F. C.; CATANEO, A. BISCAIA, R.C.M. Utilização da metodologia de Wilkinson para cálculo do potencial erosivo das chuvas em cinco localidades do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, p.240-241, 1982.

CHELANGAT, G. **Applicability of the HEC-HMS model in poorly gauged catchments: study of the upper Mara river basin, Kenya**. 2014. 71 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ciências Ambientais) - Institute of Environmental Science, London, 2014.

CHIAMOLERA, L. B.; ANGELO, A. C. Resposta de espécies nativas em áreas com diferentes graus de sucessão , Reservatório Irai , PR. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 132-134, 2007.

CLARKE, K. C.; HOPPEN, S.; GAYDOS, L. J. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. **Environment and Planning B**, v. 24, n. 2, p. 247-261, 1997.

COSTA, T. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M. J.; NAIME, U. J.; GUIMARÃES, S. P.; UZEDA, M C. **Estimativas de perdas de solo para sub-bacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2005. 44 p.

COSTA, L. C. O. **Trajatória das mudanças de uso e cobertura da terra em estimativas de perda de solo em uma região de expansão agrícola na Amazônia: a Bacia do Rio Curuá-Una, PA**. 2018. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018.

CURCIO, G. R.; SOUSA, L. P.; BONNET, A.; BARDDAL, M. L. Recuperação ambiental das margens da Represa do Rio Iraí, Pinhais, PR. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57., 2006, Gramado, RS. **Anais...** Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, 2006.

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

DURÃES, M. F.; COELHO FILHO, J. A. P.; OLIVEIRA, V. A. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguazu river basin - Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 728-741, dez. 2016.

DURU, U.; ARABI, M.; WOHL, E. E. Modeling stream flow and sediment yield using the SWAT model: a case study of Ankara River basin, Turkey. **Physical Geography**, v. 39, n. 3, p. 264-289, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/02723646.2017.1342199>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Mapa de solos do Estado do Paraná**. 2008. Disponível em <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3Aparana_solos_wgs84/meta_data_read>. Acesso em: 15 fev. 2019.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Brasília: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p. Disponível em: <<https://www.agrolink.com.br/downloads/sistema-brasileiro-de-classificacao-dos-solos2006.pdf>>. Acesso em: 11 abr. 2019.

_____. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1979. 83p

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Energético Brasileiro**. 2000. Disponível em: <<https://gisepeprd.epe.gov.br/webmapepe/>>. Acesso em: 15 fev. 2019.

ERSKINE, R. H.; GREEN, T. R.; RAMIREZ, J. A.; MACDONALD, L. H. Comparison of grid-based algorithms for computing upslope contributing area. **Water Resources Research**, v.42, n.9, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005WR004648>.

EVSUTIN, O.; SHELUPANOV, A.; MESHCHERYAKOV, R.; BONDARENKO, D.; RASHCHUPKINA, A. The algorithm of continuous optimization based on the modified cellular automaton. **Symmetry**, v. 8, n. 9, 2016. DOI: [10.3390/sym8090084](https://doi.org/10.3390/sym8090084).

FARINASSO, M.; CARVALHO, J.O.A.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS - Equação Universal de Perdas de Solo utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba - PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.7, n.2, p.73-85, 2006.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Land cover classification system: classification concepts**. 3. ed. Roma: FAO, 2016. 29 p. ISBN 978-92-5-109017-6.

_____. **Concept note: global symposium on soil erosion**. Roma, 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/CA3232EN/ca3232en.pdf>>. Acesso em: 07 jul. 2019.

_____. **Soil erosion: the greatest challenge for sustainable soil management**. Roma: FAO, 2019. ISBN 978-92-5-131426-5.

_____. **Water Quality: Agriculture as a water polluter cause**. Disponível em: <<http://www.fao.org/land-water/water/water-management/water-quality/en/>> Acesso em: 18 mar 2020.

FOSTER, G.R.; WISCHMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions American Society of Agriculture Engineers**, v.17, p.305-309, 1974.

GANASRI, B. P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - a case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, v.7, p. 953-961, 2016.

GARCIA, J. R. **Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira: uma abordagem econômica-ecológica**. 2012. 265p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GARDIMAN JUNIOR, B. S.; MAGALHÃES, I. A. L.; FREITAS, C. A. A.; CECÍLIO, R. A. Analysis of interpolation techniques for spatial rainfall distribution in river basin Itapemirim (ES). **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 1, 2012. DOI:10.5777/ambiencia.2012.01.05.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. **What drives tropical deforestation?** Louvain-la-Neuve, Belgium: LUCC International Project Office, 2001. 116 p. Disponível em: <http://www.pik-potsdam.de/~luedeke/lucc4.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2019.

GOLDSTEIN, N. The challenges to coupling dynamic geospatial models. **Journal of Map and Geography Libraries**, v. 4, n. 2, p. 240-250, 2008. DOI: 10.1080/15420350802142371.

GHOSH, P.; MUKHOPADHYAY, A.; CHANDA, A.; MONDAL, P.; AKHAND, A.; MUKHERJEE, S. NAYAK, S. K. GHOSH, S.; MITRA, D. GHOSH, T. Application of cellular automata and Markov-chain model in geospatial environmental modeling - a review. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**. p.64-77, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.01.005>.

GÓMEZ, P. D. J. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo o território brasileiro**. 2012. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

GUO, S.; ZHU, Z.; LYU, L. Effects of climate change and human activities on soil erosion in the Xihe River Basin, China. **Water**, v. 10, n. 8, p. 14, 2018. DOI:10.3390/w10081085.

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

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Qualidades das águas: Rios da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba de 2010 a 2018**. Curitiba: IAP, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base cartográfica contínua do Brasil 1:250.000**. 2015. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 15 fev. 2019.

_____. **Estimativas de população**. 2019a. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

_____. **Produção Agrícola Municipal (PAM): 1990-2015**. 2019b. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

_____. **Pesquisa Pecuária Municipal (PPM): 1990-2015**. 2019c. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira**. Curitiba: [s.n.], 2013. 274 p. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Publicacoes/plano_de_bacias/finalizacao_plano.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2019.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Leituras regionais : mesorregião geográfica metropolitana de Curitiba**. Curitiba: IPARDES, 2004. 219 p.

_____. **Indicadores de sustentabilidade ambiental por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba: IPARDES, 2010. 223 p.

_____. **Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba: IPARDES, 2013. 245 p.

_____. **Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba: IPARDES, 2017. 142 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate change and land. **Research Handbook on Climate Change and Agricultural Law**, p. 423-449, 2019.

ISSAKA, S.; ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2017. DOI: 10.1080/24749508.2017.1301053.

KAMP, R. G.; SAVENIJE, H. H. G. Hydrological model coupling with ANNs. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 6, p. 1869-1881, 2007. Disponível em: < www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1869/2007/ >. Acesso em: 22 nov. 2019.

KETEMA, A.; DWARAKISH, G. S. Water erosion assessment methods: a review. **ISH Journal of Hydraulic Engineering**, p. 1-8, 2019. DOI: 10.1080/09715010.2019.1567398.

KINNELL. A Review of the science and logic associated with approach used in the universal soil loss equation family of models. **Soil Systems**, v. 3, n. 4, p. 62, 2019. DOI: 10.3390/soilsystems3040062.

KUSHWAHA, N. L.; YOUSUF, A. Soil erosion risk mapping of watersheds using RUSLE, remote sensing and GIS: a review. **Research Journal of Agricultural Sciences**, v. 8, n. 2, p. 269-277, 2017.

LAMBIN, E. F.; ROUNSEVELL, M. D. A.; GEIST, H. J. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 82, n. 1/3, p. 321-331, 2000. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00235-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00235-8) >. Acesso em: 19 nov. 2019.

LAMBIN, E.F. Modelling land-use change. In: WAINWRIGHT, J. **Mulligan environmental modelling: finding simplicity in complexity**. Chichester: [s.n.], 2004. p. 245-254.

LAMBIN, E.F.; TURNER II, B.L.; GEIST, H.; AGBOLA, S.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J.W.; COOMES, O.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P.S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E.F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P.S.; RICHARDS, J.F.; SKANES, H.; STEVEN, W.; STONE, G.D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T.; VOGEL, C.; XU, J. Our emerging understanding of the causes of land-use and land-cover change. **Global Environmental Change**, v.11, p. 261-269, 2001.

LEMOS, C. F. **Evolução da erosão na bacia hidrográfica do Alto Curso do Rio Pitangui, PR.** 2010. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

MACEDO, R. C. **Modelagem dinâmica espacial e valoração das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira.** 2013. 236p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013

MACIEL, M. M. **Aplicação da equação universal de perdas de solo (USLE) em ambiente de geoprocessamento e sua comparação com aptidão agrícola.** 2000. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

MANJUNATHA, C. S.; CHANDRASHEKAR, J. S.; CHANDRASHEKHARA, B. An overview of multidimensional drivers and adverse impacts of urban sprawl. **Environment & We**, v. 7112, n. 14, p. 77-87, 2019.

MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 24, n. 1990, p. 1335, 2002.

MAPEAMENTO ANUAL DA COBERTURA E USO DO SOLO NO BRASIL (MAPBIOMAS). **Coleção 3.0 da série anual de mapas de cobertura e uso do solo do Brasil.** Disponível em < <https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

MCCONNELL, W. J.; MORAN, E. F. Meeting in the middle: the challenge of meso-level integration. **Land Use Policy**, v. 19, n. 1, p. 99-101, 2000.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software**, v. 18, n. 8-9, p. 761-799, 2003.

MEYER, W. B.; TURNER, B. L. **Changes in land use and land cover: a global perspective.** 4. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

MICHETTE, J. F. **Modelos de previsão de erosão pluvial utilizando SIG: estudo na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (BROA), SP.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 2015.

MIENMANY, B. **Analysis land use and land cover changes and the driving forces: a case study in Kaysone Phomvihian District, Laos.** University of Porto, Porto, 2018.

MINERAIS DO PARANÁ S.A. (MINEROPAR). **Diagnóstico preliminar dos impactos ambientais da mineração no Paraná.** Curitiba: MINEROPAR, 2001. 207 p.

MINERAIS DO PARANÁ S.A. (MINEROPAR). **Programa de economia mineral: projeto produção mineral Paranaense 1995-2004**. Curitiba: MINEROPAR, 2006. 24 p.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical basis of the length slope factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America**, v;50, p.1294-1298, 1986.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 47, n. 5, p. 423-428, 1992.

OLORUNFEMI, I. E. et al. **GIS and remote sensing-based analysis of the impacts of land use/land cover change (LULCC) on the environmental sustainability of Ekiti State, southwestern Nigeria**. [S.l.]: Springer Netherlands, 2018.

P.U., I. et al. Soil erosion: a review of models and applications. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 4, n. 12, p. 138-150, 2017.

PLIENINGER, T. et al. The driving forces of landscape change in Europe: a systematic review of the evidence. **Land Use Policy**, v. 57, p. 204-214, 2016.

POLIDORI, M. C. **Crescimento urbano e ambiente - um estudo exploratório sobre as transformações e o futuro da cidade**. Tese de Doutorado. Porto Alegre: UFRGS – PPGECO, 2004. 352 p.

PRASAD, B.; TIWARI, H. L. GIS based soil erosion modelling. **International Journal of Civil Engineering and Technology**, v. 7, n. 6, p. 166-171, 2016.

PARANÁ. COORDENADORIA ESTADUAL DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL. **Relatório Anual da Defesa Civil**. 2015a. Disponível em: <http://www.defesacivil.pr.gov.br/sites/defesa-civil/arquivos_restritos/files/documento/2018-12/AnuariodeDefesaCivil2015__1.pdf>. Acesso em 15 jan. 2020.

PARANÁ. JUSTIÇA DO ESTADO. **Relatório de avaliação ambiental: programa integrado de inclusão social e requalificação urbana familiar paranaense**. 2015b. Disponível em: <http://www.justica.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/migrados/File/familia_paranaense/materias/raa_vol1.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.

RAMOS, H. A. A. **Avaliação da influência da infraestrutura de transporte nas mudanças de cobertura e uso da terra através de modelagem dinâmica espacial avaliação da influência da infraestrutura de transporte nas mudanças de cobertura e uso da terra através de modelagem D**. 2017. 167p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transportes) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

- REIS, F. A. G. V. **Processos de dinâmica superficial: erosão hídrica**. Curso de geologia ambiental. UNESP - Departamento de Geologia Aplicada, 2001. Disponível em: <http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/index.html>. Acesso em: 15 fev. 2019.
- RENARD, K. G. et al. RUSLE: revised universal soil loss equation. **Journal of Soil & Water Conservation**, v. 46, n. 1, p. 30-33, 1991.
- ROODPOSHTI, M. S.; ARYAL, J.; BRYAN, B. A. A novel algorithm for calculating transition potential in cellular automata models of land-use/cover change. **Environmental Modelling and Software**, v. 112, p. 70-81, oct. 2019.
- RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná, através de pluviometria: terceira aproximação. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 17, p. 439-444, 1993.
- RUTHES, J. M.; TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E.; GOMES, T. C. Propriedades do solo da bacia hidrográfica do rio Catorzw que intensificam a erosão laminar. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.1, p.160-169, 2012.
- SADEGHI, S. H.; MIZUYAMA, T.; VANGAH, B. G. **Conformity of MUSLE estimates and erosion plot data for storm wise sediment yield estimation**. *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*, v.18, p.117-128, 2007
- SALAZAR, A. et al. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: a review. **Global and Planetary Change**, v. 128, p. 103-119, 2015.
- SALGADO, M. P. G. **Avaliação dos dados SRTM e GDEM aplicados à modelagem do fator topográfico da USLE**. 2011. 151p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2011.
- SAUNITI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTECOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da barragem do Rio Passaúna - Curitiba - PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 54, p. 65-82, 2002.
- SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geociências**, São Paulo, v. 24, n.1, p. 33-41, 2005.
- SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: RiMa, 2003.
- SILVA, V.C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.34, n.3, p.147 - 159, 2004.

SINGH, G.; PANDA, R. K. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: a case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 5, n. 3, p. 202-211, 2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS (SNIRH). **HidroWeb v.3.1.1**. Disponível em <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/mapa> >. Acesso em: 18 jun. 2019.

SKRITEK, B.; CUARESMA, J. C.; KRYAZHIMSKII, A. V.; PRETTNER, K.; PRSKAWETZ, A.; ROVENSKAYA, E. **Revisiting the Lucas model**. Department of Economics Working Paper. Nº. 8. 2015.

SNC-Lavalin Projetos Ltda. **Avaliação de vulnerabilidade ambiental e socioeconômica para o município de Curitiba**. Relatório Final. Curitiba - PR. Julho, 2013.

SOARES-FILHO, B. et al. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004.

SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. **Modeling environmental dynamics with dinamica EGO**. Belo Horizonte: [s.n.], 2009. ISBN: 978-85-910119-0-2.

SUPERINTENDÊNCIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL (SUDERHSA). **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira**. Curitiba: SUDERHSA, 2007.

TERASSI, P. M. B. et al. Estimativas de erosividade e as precipitações diárias extremas na bacia hidrográfica do Rio Alto Iguaçu - Paraná. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 3, n. 1, p. 1-10, 2019.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2 ed. Porto. Alegre: ABRH, 1997. 450p.

VALERIANO, M. M. **TOPODATA: guia de utilização de dados geomorfométricos locais**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008.

VERBURG, P. H. et al. Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 38, p. 77-85, 2019.

VERBURG, P. **The Clue modelling framework**: The conversin of land use and its effects. University of Amsterdam. Institute for Environmental Studies. 2010.

WALTRICK, P. C. **Erosividade de chuvas no Paraná**: atualização, influência do “El Niño” e “La Niña” e estimativa para cenários climáticos futuros. 2010. 107p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

WALTRICK, P. C. et al. Estimativa da erosividade de chuvas no Estado do Paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 1, p. 256-267, 2015.

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

WOLFRAM, S. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics**, v. 55, p. 601-644, 1983.

YAŞAR KORKANÇ, S. Effects of the land use/cover on the surface runoff and soil loss in the Niğde-Akkaya Dam Watershed, Turkey. **Catena**, v. 163, p. 233-243, 2018.

ZHANG, Y.; DEGROOTE, J.; WOLTER, C.; SUGUMARAN, R. Integration of Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) into a GIS Framework to Assess Soil Erosion Risk. **Land Degradation & Development**. 2009.

ZHANG, S. et al. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 34-45, 2017.

APÊNDICE A: PARÂMETROS DE CALIBRAÇÃO DOS MODELOS

Tabela A.1 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 1985 a 1995.

Classes		Expander				Patcher			
De	Para	%	Média	Var	Iso	%	Média	Var	Iso
1	2	0,56	0,9671	1,8666	1,2	0,44	0,7235	0,7802	1,2
1	3	0,03	0,1125	0,0195	0,2	0,97	0,3624	0,4248	0,7
1	4	0,64	0,4182	0,7491	1,2	0,36	0,3096	0,3211	1,2
1	5	0,60	0,3933	0,4841	1,2	0,40	0,4005	0,4408	1,2
1	6	0,52	0,2960	0,3438	1,2	0,48	0,2599	0,1879	0,7
1	7	0,66	0,2980	0,2850	1,2	0,34	0,2735	0,2103	0,7
1	8	0,00	0,0000	0,0000	0,2	1,00	0,3075	0,1785	0,2
1	9	0,47	0,6710	4,4346	0,7	0,53	1,0955	4,7406	1,7
2	1	0,91	0,7610	1,1700	1,2	0,09	1,1594	0,8701	1,2
2	3	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	1,5125	2,2816	1,2
2	4	0,22	0,3900	0,2430	1,2	0,78	0,6729	0,8309	0,7
2	5	0,10	5,4000	2,0822	1,2	0,90	1,2275	0,8611	1,2
2	6	0,12	4,4800	3,7500	1,2	0,88	0,5431	0,6133	1,2
2	7	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,3113	0,1225	0,2
3	1	0,47	0,1950	0,0884	0,7	0,53	0,1561	0,0566	0,7
3	2	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,7964	1,0700	1,2
3	4	0,90	0,4063	0,4060	1,2	0,10	0,1800	0,0993	0,7
3	5	0,58	0,5195	0,5796	1,2	0,42	0,2489	0,2063	0,2
3	6	0,43	0,2775	0,1677	0,7	0,57	0,2303	0,1097	0,7
3	7	0,00	0,0000	0,0000	0,2	1,00	0,5400	0,0900	0,2
3	9	0,00	0,0000	0,0000	0,2	1,00	0,2700	0,0000	0,2
4	1	0,87	0,2600	0,2370	0,7	0,13	0,2601	0,1510	1,2
4	2	0,06	1,9800	1,6128	1,2	0,94	1,1213	1,1563	1,2
4	3	0,21	0,7133	1,2529	1,2	0,79	0,3532	0,3173	0,7
4	5	0,60	1,0800	2,0700	1,5	0,40	0,8285	0,9930	1,2
4	6	0,56	0,3485	0,3234	0,7	0,44	0,2594	0,1797	0,7
4	7	0,61	0,3227	0,3007	1,2	0,39	0,2389	0,1485	0,7
4	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,5100	0,2024	0,0
4	9	0,07	0,4388	0,5835	0,7	0,93	0,5320	0,4617	0,7
5	1	0,84	0,2662	1,1200	1,5	0,16	0,3057	0,3801	1,2
5	2	0,02	2,8800	0,9886	0,0	0,98	4,3300	5,3800	1,5
5	3	0,10	1,7478	2,3048	0,9	0,90	0,4440	0,4880	0,9
5	4	0,58	2,7313	11,4970	1,5	0,42	0,4809	0,4860	1,2
5	6	0,44	0,5535	0,8151	1,2	0,56	0,3800	0,5580	1,2
5	7	0,66	0,4312	0,4348	1,2	0,34	0,3638	0,2493	1,2
5	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2250	0,0225	0,0

5	9	0,10	0,2250	0,1178	0,0	0,90	0,9278	1,4457	1,2
6	1	0,94	0,2397	0,1867	1,0	0,06	0,2391	0,1288	0,9
6	2	0,20	0,3197	0,1350	0,2	0,80	0,3197	0,1350	0,7
6	3	0,06	0,1800	0,0463	0,2	0,94	0,3109	0,3010	0,7
6	4	0,66	0,4958	0,5894	1,2	0,34	0,3132	0,2120	0,7
6	5	0,66	0,6507	1,1828	1,3	0,34	0,9423	1,2478	1,2
6	7	0,81	0,2692	0,1821	0,9	0,19	0,2652	0,1470	0,9
6	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2100	0,0765	0,0
6	9	0,24	0,2090	0,1540	0,7	0,76	0,3634	0,2718	0,7
8	1	0,25	0,0900	0,0450	0,2	0,75	0,1200	0,0212	0,2
8	4	1,00	0,1800	0,0000	0,2	0,00	0,0000	0,0000	0,2
8	6	0,75	0,4500	0,1684	0,2	0,25	0,1800	0,0000	0,2
8	7	0,90	0,3350	0,2589	0,2	0,10	0,2250	0,0225	0,2
8	9	1,00	0,3150	0,0225	0,2	0,00	0,0000	0,0000	0,2

Tabela A.2 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 1995 a 2005.

Classes		Expander				Patcher			
De	Para	%	Média	Var	Iso	%	Média	Var	Iso
1	2	0,65	0,6180	1,6393	1,0	0,35	1,5071	1,8457	1,0
1	3	0,05	0,3000	0,5926	0,5	0,95	0,3214	0,8336	0,5
1	4	0,70	0,3028	0,8720	1,0	0,30	0,2880	0,7748	0,5
1	5	0,80	0,2718	0,8087	1,0	0,20	0,3709	0,8953	0,5
1	6	0,55	0,2873	0,8226	0,5	0,45	0,2362	0,6040	0,5
1	7	0,52	0,3800	1,1000	0,7	0,48	0,3205	0,7903	0,5
1	8	0,00	0,0000	0,0000	0,5	1,00	0,2893	0,4287	0,5
1	9	0,50	0,2444	0,7253	0,3	0,50	1,2163	3,7093	0,7
2	1	0,85	1,0800	1,4700	1,0	0,15	0,4231	0,9892	0,7
2	3	0,01	0,1800	0,0000	0,5	0,99	0,6000	1,1578	0,7
2	4	0,10	2,0100	1,6900	0,5	0,90	0,7243	0,9747	1,0
2	5	0,25	1,1700	0,9803	1,0	0,75	2,8473	1,8338	1,0
2	6	0,30	1,8900	1,9600	0,7	0,70	0,7272	1,3978	0,7
2	7	0,00	0,0000	0,0000	0,5	1,00	0,6557	0,7905	0,5
2	8	0,00	0,0000	0,0000	0,5	1,00	0,5400	0,0000	0,5
3	1	0,30	0,2570	0,5650	0,5	0,70	0,4265	1,1400	0,5
3	2	0,10	0,8100	0,7348	0,5	0,90	0,3536	0,4916	0,5
3	4	0,90	0,3168	0,7800	0,7	0,10	0,1823	0,4803	0,5
3	5	0,20	0,7576	1,4503	0,5	0,80	0,5026	1,1340	0,7
3	6	0,55	0,4070	0,9380	0,5	0,45	0,2932	0,6813	0,5
3	7	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2037	0,3610	0,5
3	9	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2025	0,3841	0,5
4	1	0,90	0,2330	0,6496	0,5	0,10	0,2518	0,6356	0,5
4	2	0,15	0,3780	0,8138	0,5	0,85	0,7934	1,1657	1,0
4	3	0,38	1,4500	2,4700	0,7	0,62	0,6415	1,5465	0,7
4	5	0,85	1,5573	3,3450	1,0	0,15	1,2707	1,8806	1,0
4	6	0,60	0,5413	1,2534	0,5	0,40	0,3098	0,7180	0,5
4	7	0,55	0,5940	1,2400	0,7	0,45	0,3674	0,7898	0,7
4	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,4500	0,0000	0,5
4	9	0,10	1,4220	1,5500	1,0	0,90	1,9023	2,9992	0,7
5	1	0,90	0,2128	0,5993	0,5	0,10	0,2770	0,6480	0,5
5	2	0,40	1,6200	1,8072	1,3	0,60	1,6600	1,7200	1,0
5	3	0,15	0,5165	0,9395	0,7	0,85	0,4039	0,9210	0,7
5	4	0,65	1,2719	1,9806	1,3	0,35	0,6650	1,0600	1,0
5	6	0,50	0,6173	1,1065	0,5	0,50	0,3558	0,8101	0,5
5	7	0,70	0,7930	1,9000	1,0	0,30	0,4860	0,9875	0,7
5	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,4275	0,5922	0,5
5	9	0,20	0,5165	0,9500	0,5	0,80	1,1317	2,1470	0,7

6	1	0,95	0,2138	0,6055	0,5	0,05	0,2295	0,6241	0,5
6	2	0,45	0,4289	1,1410	0,7	0,55	0,8150	1,1834	0,7
6	3	0,15	0,5620	0,9678	0,5	0,85	0,3593	0,8969	0,5
6	4	0,75	0,3042	0,7570	0,5	0,25	0,2561	0,6038	0,5
6	5	0,75	0,3715	0,9805	0,7	0,25	0,4209	0,8626	0,7
6	7	0,80	0,2950	0,7280	0,7	0,20	0,2730	0,6745	0,7
6	8	0,15	0,4050	0,4028	0,5	0,85	0,2138	0,4406	0,5
6	9	0,25	0,3171	0,6717	0,5	0,75	0,6906	1,8243	0,7
8	1	0,30	0,4500	0,0000	0,5	0,70	0,3600	0,5200	0,5
8	6	0,40	0,0900	0,0000	0,5	0,60	0,1050	0,1830	0,5
8	7	0,85	0,2329	0,5028	0,5	0,15	0,2250	0,2121	0,5
8	9	0,30	0,0900	0,0000	0,5	0,70	0,2250	0,3670	0,5

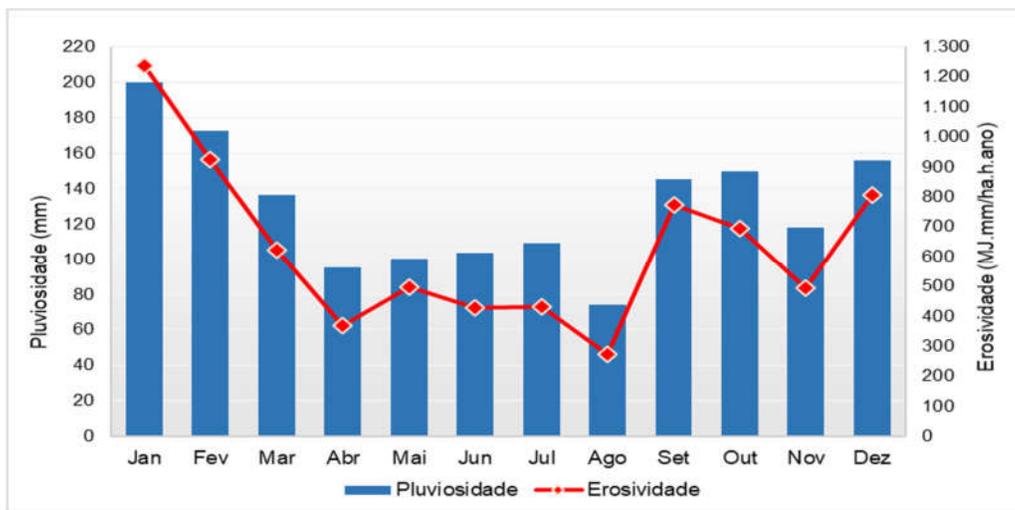
Tabela A.3 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo de cobertura e uso do período de 2005 a 2015.

Classes		Expander				Patcher			
De	Para	%	Média	Var	Iso	%	Média	Var	Iso
1	2	0,40	0,0000	0,0000	1,2	0,60	0,9378	1,5880	1,2
1	3	0,05	0,4610	0,9994	0,2	0,95	0,3027	0,7384	0,7
1	4	0,60	0,2339	0,6425	0,7	0,40	0,2824	0,6676	0,7
1	5	0,90	0,1896	0,5817	1,2	0,10	0,2640	0,6792	0,7
1	6	0,75	0,2535	0,8234	0,7	0,25	0,2253	0,5761	0,7
1	7	0,60	0,2830	0,7540	0,9	0,40	0,2772	0,6869	0,7
1	8	0,20	0,1980	0,4650	0,7	0,80	0,2787	0,6942	0,7
1	9	0,60	0,1980	0,6476	0,7	0,40	0,7490	1,8516	1,2
2	1	0,80	0,7080	1,2800	1,5	0,20	0,3060	0,7083	1,2
2	3	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2562	0,5954	0,7
2	4	0,10	0,2440	0,4890	0,7	0,90	0,5760	0,9106	0,7
2	5	0,40	0,2057	0,4679	0,7	0,60	0,8730	0,7297	0,7
2	6	0,50	1,4000	1,5700	1,5	0,50	0,4621	0,8112	0,7
2	7	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	2,0700	1,6156	1,2
3	1	0,40	0,3400	0,8900	0,7	0,60	0,2641	0,6670	0,7
3	2	0,15	0,9330	1,4700	0,7	0,85	1,0680	2,0800	1,2
3	4	0,85	0,3976	0,8522	0,9	0,15	0,2851	0,6801	0,9
3	5	0,40	0,7451	1,8440	1,3	0,60	0,7108	1,4541	1,2
3	6	0,50	0,5322	1,1907	0,7	0,50	0,3148	0,8775	0,7
3	7	0,40	0,4800	0,7620	0,7	0,60	0,2838	0,5182	0,7
3	9	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,2838	0,4920	0,7
4	1	0,80	0,2690	0,7150	1,2	0,20	0,2879	0,7523	1,2
4	2	0,05	0,9570	1,0444	0,7	0,95	0,9418	1,5188	1,2
4	3	0,60	0,8967	1,9449	1,2	0,40	0,4673	0,9804	0,7
4	5	0,75	0,6960	1,6200	1,2	0,25	0,7274	1,1682	1,2
4	6	0,75	0,5370	1,0802	1,3	0,25	0,2679	0,6425	0,9
4	7	0,60	0,4882	1,1697	1,2	0,40	0,3658	0,9051	0,9
4	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	0,3900	0,8004	1,2
4	9	0,10	0,3043	0,8163	0,7	0,90	1,0876	1,7971	1,2
5	1	0,80	0,1934	0,5780	0,9	0,20	0,2189	0,5360	0,9
5	2	0,05	0,8100	1,2221	0,2	0,95	2,3700	2,4500	1,7
5	3	0,15	0,6943	1,2847	0,7	0,85	0,6570	1,4600	1,2
5	4	0,65	0,9105	1,9512	1,5	0,35	0,4734	1,0300	1,2
5	6	0,70	0,4110	1,0323	1,2	0,30	0,2450	0,6810	0,9
5	7	0,60	0,6167	1,2859	1,2	0,40	0,3880	0,8535	1,2
5	8	0,00	0,0000	0,0000	0,0	1,00	1,0260	0,7499	1,2
5	9	0,35	1,4635	1,6042	1,2	0,65	0,8521	1,2897	1,2
6	1	0,95	0,2196	0,6039	0,7	0,05	0,2468	0,5585	0,7

6	2	0,25	1,1050	1,7061	1,5	0,75	0,6739	1,2179	1,2
6	3	0,25	0,5378	1,2099	0,7	0,75	0,3222	0,7344	0,7
6	4	0,75	0,3587	0,9356	1,2	0,25	0,3036	0,6107	0,7
6	5	0,90	0,3566	1,0927	1,7	0,10	0,5167	1,0620	1,0
6	7	0,85	0,2865	0,6949	1,2	0,15	0,3281	0,6370	0,9
6	8	0,15	0,3470	0,4480	0,7	0,85	0,2838	0,5785	1,2
6	9	0,30	0,2277	0,6218	0,9	0,70	0,5647	1,2542	1,2
8	1	1,00	0,1350	0,2121	0,7	0,00	0,0000	0,0000	0,7
8	6	0,85	0,1260	0,2680	0,7	0,15	0,0900	0,0000	0,7
8	7	0,85	0,3468	0,5905	0,7	0,15	0,7200	0,2060	0,7
8	9	0,00	0,0000	0,0000	0,7	1,00	0,6300	0,0000	0,7

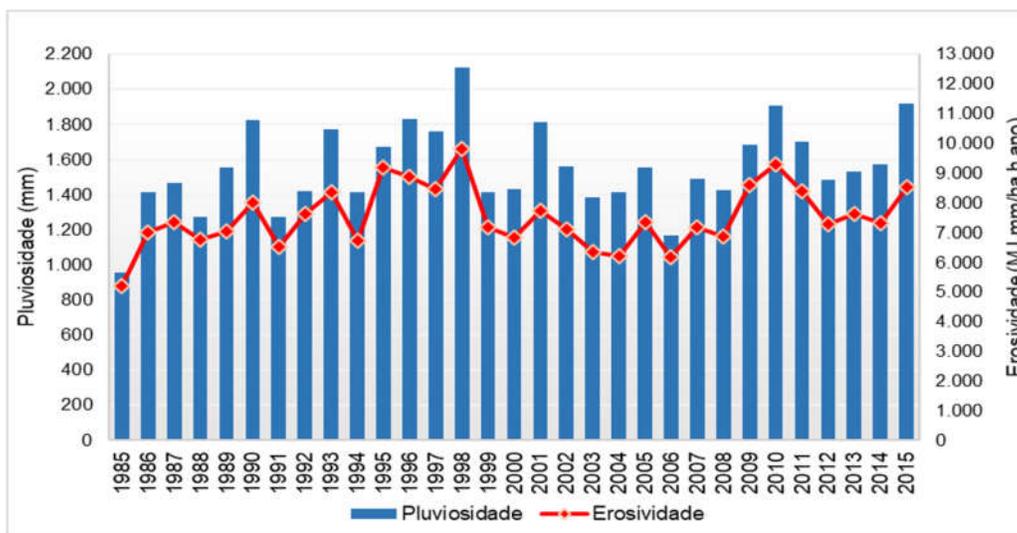
APÊNDICE B: PLUVIOSIDADE E EROSIVIDADE MÉDIA ANUAL

Figura B.1 - Pluviosidade média mensal e erosividade média mensal das 21 estações na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período de 1985 a 2015.



Fonte: Produção da autora.

Figura B.2 - Pluviosidade média anual e erosividade média anual das 21 estações na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu no período de 1985 a 2015.



Fonte: Produção da autora.

Tabela B.1 - Pluviosidade média mensal e média anual das estações pluviométricas da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu de 1985 a 2015.

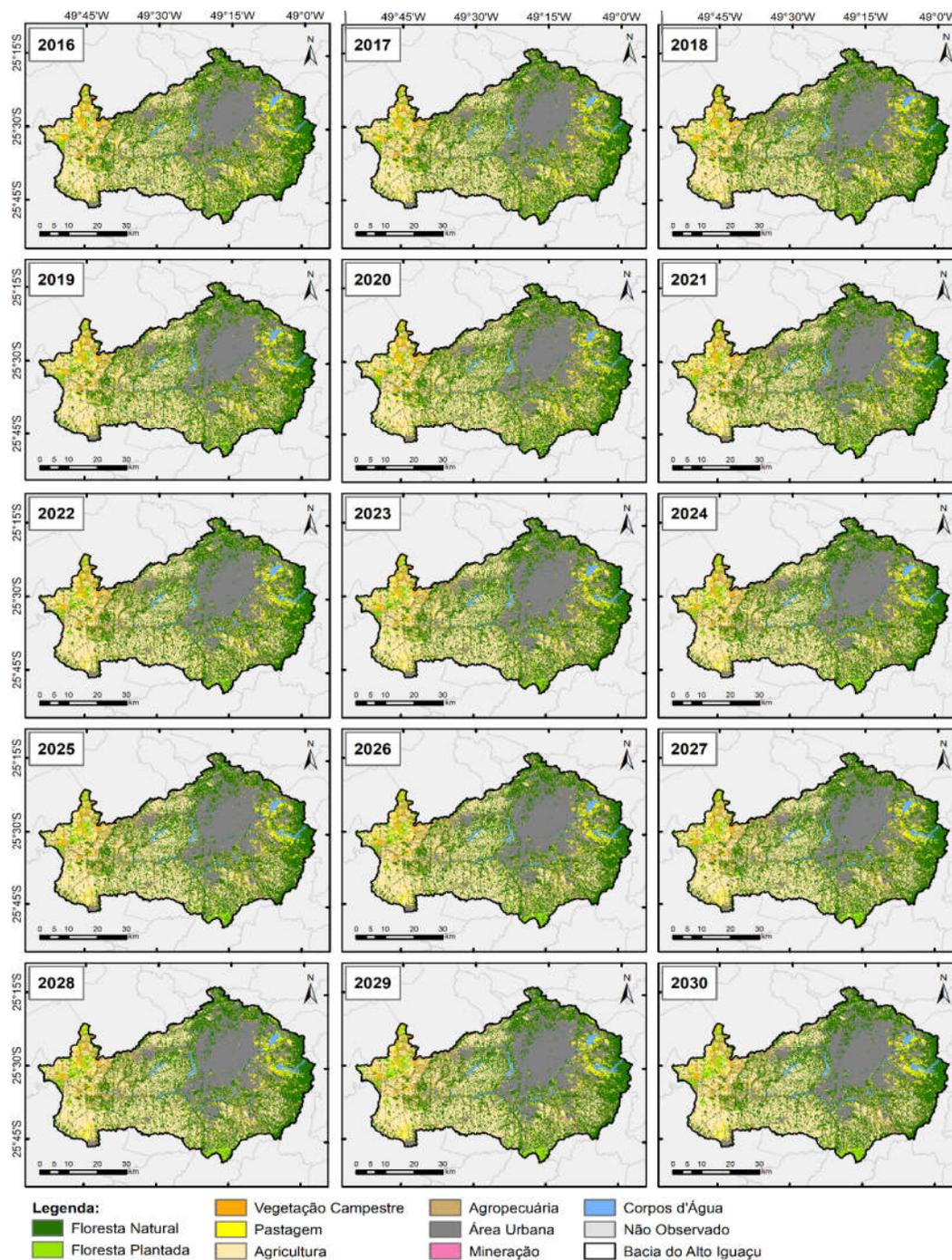
Estações	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Média anual
Bateias	195,87	163,61	123,27	87,49	96,69	95,29	104,74	71,73	128,92	147,15	111,23	149,85	1.475,83
Campina das Pedras	184,56	142,96	130,00	80,59	84,18	93,65	109,40	66,07	132,80	133,10	100,99	135,76	1.394,05
Colombo	191,02	151,21	129,53	80,57	94,23	98,50	108,71	64,63	141,14	151,19	113,34	156,03	1.480,09
Colônia Dom Pedro	180,61	172,55	137,21	89,50	102,67	101,86	103,06	70,54	152,71	160,50	110,03	157,81	1.539,05
Colônia Witmarsun	183,79	169,88	131,47	101,65	103,43	111,61	109,14	77,12	154,98	150,23	115,55	162,84	1.571,68
Contenda	169,27	144,87	116,28	83,28	97,71	79,62	83,14	65,75	137,63	136,99	95,53	125,11	1.335,19
Curitiba	204,72	176,80	143,82	88,35	97,08	96,85	102,84	73,85	133,02	139,78	116,38	150,55	1.524,05
Fazendinha	203,55	166,40	138,79	90,39	96,45	98,63	107,45	70,58	137,36	137,35	118,34	166,45	1.531,74
Guajuvira	181,14	153,80	124,61	88,03	78,76	108,19	117,74	71,68	146,40	141,97	110,17	149,21	1.471,67
Itaqui	198,72	182,19	136,26	100,97	108,16	103,14	111,80	74,58	151,81	152,53	122,41	164,89	1.607,47
Juruqui	201,02	167,22	142,03	90,09	101,52	99,53	108,33	74,17	135,96	153,75	107,31	155,60	1.536,54
Lapa	199,99	168,06	134,12	97,80	93,19	125,77	119,11	80,36	157,63	162,29	118,40	151,20	1.607,91
Mananciais da Serra	239,54	218,29	171,67	115,37	118,62	108,88	121,30	82,05	166,78	165,04	162,64	181,61	1.851,79
Mandirituba	184,92	157,90	115,12	88,90	95,33	97,34	98,97	75,29	142,34	140,71	108,95	143,15	1.448,92
Marumbi	311,90	250,09	217,93	114,65	103,64	79,82	112,87	71,74	163,53	159,01	168,48	197,86	1.951,50
Pedra Alta	187,04	176,05	127,04	101,10	111,38	123,04	112,16	75,46	144,30	159,44	116,36	156,14	1.589,52
Pedra Lisa	193,36	164,17	122,29	102,21	110,60	122,77	107,70	75,41	147,08	163,54	116,78	144,14	1.570,06
Porto Amazonas	187,19	161,27	138,94	104,53	118,76	117,76	118,45	80,10	148,54	154,12	111,58	147,50	1.588,75
Prado Velho PUC	196,26	173,69	134,67	90,60	93,00	91,85	100,35	73,11	136,78	140,90	106,35	146,46	1.484,01
Quitandinha	190,95	174,60	120,20	97,79	99,14	110,48	108,45	77,70	143,35	144,23	116,52	152,70	1.536,11
Rincão	210,60	184,73	129,50	102,31	102,78	111,29	122,78	78,67	150,45	151,55	127,25	173,10	1.645,01
Média Mensal	199,81	172,40	136,42	95,06	100,35	103,61	108,98	73,84	145,40	149,78	117,84	155,62	

Tabela B.2 - Erosividade média mensal e média anual das estações pluviométricas da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu de 1985 a 2015.

Estações	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Média Anual
Bateias	1.293,5	890,7	522,1	353,9	459,9	391,4	412,5	299,4	649,3	684,2	455,7	813,6	7.226,1
Campina das Pedras	1.263,1	711,0	640,5	357,3	408,4	413,9	492,4	264,3	747,9	637,0	428,8	779,1	7.143,7
Colombo	1.167,5	737,6	571,0	259,6	440,9	382,1	438,6	232,2	778,3	735,7	475,2	840,4	7.058,9
Colônia Dom Pedro	1.060,4	1.001,4	588,7	347,7	530,7	409,6	395,0	277,0	914,5	784,6	466,1	861,0	7.636,5
Colônia Witmarsun	1.060,0	882,0	569,1	426,9	487,5	483,9	414,8	294,0	841,5	706,5	459,1	901,8	7.527,1
Contenda	1.032,5	750,4	600,5	323,6	567,5	282,3	301,3	245,3	802,4	683,4	400,8	612,9	6.602,7
Curitiba	1.332,3	1.016,5	690,2	308,2	476,5	385,6	394,7	282,1	672,5	597,2	484,2	747,1	7.387,1
Fazendinha	1.342,0	886,4	642,7	333,0	437,4	389,6	429,8	254,2	715,6	603,7	497,9	889,7	7.421,9
Guajuvira	1.051,1	790,9	585,3	344,4	305,1	461,1	500,7	282,6	829,6	648,5	467,8	793,9	7.061,0
Itaqui	1.205,2	987,1	591,2	396,2	543,1	438,6	431,2	281,6	855,9	690,8	525,3	878,2	7.824,2
Juruqui	1.243,2	905,1	656,1	310,9	523,1	390,1	420,5	285,7	722,4	747,7	418,5	809,9	7.433,1
Lapa	1.188,9	849,2	589,9	382,5	428,1	586,9	474,2	287,7	839,2	793,4	480,5	737,8	7.638,2
Mananciais da Serra	1.425,4	1.204,1	790,4	393,5	560,9	389,4	445,8	261,6	781,0	686,7	723,9	850,1	8.512,9
Mandirituba	1.135,5	833,4	496,2	367,5	497,5	415,0	381,9	285,2	799,8	681,1	462,7	735,7	7.091,4
Marumbi	2.307,7	1.490,9	1.151,7	379,5	371,9	197,9	397,5	183,4	723,3	641,1	776,3	1.003,8	9.624,9
Pedra Alta	1.032,1	947,4	538,9	431,1	630,1	588,2	437,0	269,5	724,2	775,8	470,5	817,3	7.661,9
Pedra Lisa	1.126,4	798,2	511,4	452,1	624,8	578,1	416,0	290,1	785,4	811,5	478,3	727,2	7.599,5
Porto Amazonas	1.051,4	793,8	660,4	444,8	666,9	518,7	503,8	305,8	776,6	707,1	441,2	725,0	7.595,4
Prado Velho PUC	1.265,7	994,8	651,0	333,1	470,1	376,0	383,0	276,3	762,6	633,0	415,5	735,4	7.296,5
Quitandinha	1.149,9	922,2	482,6	394,5	515,6	476,3	434,7	281,7	743,7	640,4	506,4	789,5	7.337,6
Rincão	1.264,4	994,0	507,7	378,3	490,5	451,9	521,9	298,9	747,9	677,7	521,4	900,7	7.755,2
Média Mensal	1.238,0	923,2	620,8	367,5	497,0	428,9	429,9	273,3	772,1	693,7	493,1	807,1	

APÊNDICE C: SIMULAÇÕES FUTURAS DE USO E COBERTURA DA TERRA

Figura C.1 - Simulações anuais de uso e cobertura da terra de 2016 a 2030.



Fonte: Produção da autora.