

HETIANY FERREIRA DA COSTA

**DETERMINAÇÃO DA SUSCETIBILIDADE AO
DESFLORESTAMENTO UTILIZANDO APRENDIZADO DE MÁQUINA
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABUÇU, IBIÚNA, SP**

Sorocaba
2024

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

**ciências
ambientais**



unesp
Sorocaba

HETIANY FERREIRA DA COSTA

**DETERMINAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS SUSCETÍVEIS
AO DESFLORESTAMENTO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
SOROCABUÇU, IBIÚNA, SP**

Tese apresentada como requisito para a
obtenção do título de Doutora em Ciências
Ambientais da Universidade Estadual
Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área
de Concentração Diagnóstico, Tratamento
e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner
Lourenço

Sorocaba
2024

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
*ciências
ambientais*
unesp
Sorocaba

C837d

Costa, Hetiany Ferreira da

Determinação De Fragmentos Florestais Suscetíveis Ao
Desflorestamento Na Bacia Hidrográfica Do Rio Sorocabuçu, Ibiúna,
SP / Hetiany Ferreira da Costa. -- Sorocaba, 2024
177 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Roberto Wagner Lourenço

1. Ecossistemas. 2. Machine Learning. 3. Geoprocessamento. 4.
Desmatamento. 5. Florestas tropicais. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: DETERMINAÇÃO DA SUSCETIBILIDADE AO DESFLORESTAMENTO UTILIZANDO APRENDIZADO DE MÁQUINA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABUÇU, IBIÚNA, SP

AUTORA: HETIANY FERREIRA DA COSTA

ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp



Profª. Drª. KELLY CRISTINA TONELLO (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Florestal / Universidade Federal de São Carlos - UFS



Documento assinado digitalmente

KELLY CRISTINA TONELLO

Data: 11/11/2024 17:05:49-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profª Drª JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA (Participação Virtual)

Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas / Universidade Federal do R



Documento assinado digitalmente

JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA

Data: 12/11/2024 11:14:35-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Campus Sorocaba



Prof. Dr. NOBEL PENTEADO DE FREITAS (Participação Virtual)

Departamento de Biologia / Universidade de Sorocaba (UNISO)

NOBEL PENTEADO DE FREITAS
FRETAS006721567838

Assinado de forma digital por
NOBEL PENTEADO DE
FREITAS006721567838
Data: 2024.11.12 09:05:00 -0300

Sorocaba, 08 de novembro de 2024

Aos que me apoiaram, com toda a
minha gratidão, amor e saudade.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e meu irmão por todo o amor, carinho, compreensão e apoio. Por não me deixarem desistir, por estarem do meu lado o tempo todo. Eu amo vocês.

À minha família, por todo incentivo, comemoração e momentos juntos.

Ao meu namorado, Paulo, por ser um dos maiores incentivadores, pela compreensão, por estar deixando tudo mais lindo, mais engraçado, mais fácil. Por tudo.

Aos meus amigos, pelo crescimento, companheirismo, parceria, amor e incentivo.

Ao meu orientador, Roberto Wagner Lourenço China, pela oportunidade, pelo ensinamento, pela boa convivência e por contribuir com o meu crescimento.

Ao laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental por todo o apoio, cumplicidade e ensinamento.

À UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba e aos funcionários, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

Agradeço a todos que estiveram presentes, nos melhores e nos piores momentos. Muito obrigada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

RESUMO

A interação humana com o território e os recursos naturais é um dos causadores das transformações na superfície terrestre que contribuem com o desequilíbrio dos ecossistemas florestais. Dentre estes, um dos mais afetados está a Mata Atlântica, que se encontra com uma paisagem altamente fragmentada, antropizada e ameaçada. Diante disso, objetivou-se em determinar os fragmentos florestais que estão susceptíveis ao desflorestamento através de geoprocessamento e aprendizagem de máquina, na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna – SP. Para tal, foi utilizado o uso e cobertura da terra de 2000, 2010 e 2020, seguida das matrizes de transição do uso e cobertura e da extração dos fragmentos florestais. Posteriormente, foi realizado o estudo da evolução da condição dos fragmentos florestais através de variáveis topográficas, antrópicas, estruturais e espectrais. Para atingir o objetivo foi utilizado o algoritmo Gradient Boosting, seguido da modelagem futura do desflorestamento pelo software DINAMICA EGO. Nos três anos estudados, a área de estudo é ocupada majoritariamente por cobertura vegetal, com diminuição de cerca de 5km². Na análise foram encontrados cerca de 11% de transição entre as classes de uso e cobertura da terra. Mais de 60% da cobertura vegetal é ocupada pelos fragmentos maiores que 100ha – com diminuição entre os anos. Antropicamente, a maioria dos fragmentos florestais estão sob médio impacto e com pouco efeito de borda devido sua densidade de borda e sua complexidade; também possuem menos de 50% da área total ocupada pela área central, e a maioria entre dois e quatro áreas centrais disjuntas; além do baixo isolamento. Espectralmente, os fragmentos florestais apresentam resultados condizentes com áreas de vegetação e apresentam resultados melhores nos maiores que 100ha. O modelo criado utilizando Gradient Boosting demonstrou uma acurácia de 77,31% na predição da suscetibilidade de fragmentos florestais. As métricas de precisão, recall e F1-score indicam um bom desempenho geral, evidenciado pela capacidade do modelo de identificar corretamente os casos positivos e negativos, com resultado corroborado através da matriz de confusão. A partir da modelagem através do DINAMICA EGO foi encontrado que a perda de cobertura florestal pode chegar até 3,8% em 2050, em relação à 2020. A expansão da agricultura e urbanização está presente nos três cenários, com um aumento previsto de até 204% nas áreas de pastagem e até 45% nas áreas urbanizadas no cenário tendencial. A mineração também apresenta crescimento significativo, com um aumento projetado de até 100%. Aproximadamente 16% dos fragmentos florestais foram classificados como menos suscetíveis ao desmatamento, apresentando baixa fragmentação e proximidade a áreas de várzea. 76% destes fragmentos menores (5-50 ha) localiza-se próxima a áreas de várzea e outros fragmentos, com baixa fragmentação. As metodologias utilizadas apresentaram resultados semelhantes, com a primeira sendo mais intuitiva e a segunda mais rápida para grandes volumes de dados. A análise de cenários futuros revela a vulnerabilidade dos ecossistemas florestais da bacia hidrográfica do Rio Sorocabuçu a pressões antrópicas. A adoção de práticas de manejo sustentável e políticas públicas são medidas sugeridas para conservar a biodiversidade e para conciliar o desenvolvimento socioeconômico com a conservação ambiental.

Palavras-chave: Fragmentação, Ecossistemas Florestais, Geoprocessamento, Machine Learning, Mata Atlântica

ABSTRACT

The interaction between humans, territory and natural resources are one of the causes of land changes, which is a contributing factor to the imbalance of the forest ecosystem. One of the most affected is the Atlantic Rainforest, which have a highly fragmented landscape, anthropized and threatened. Considering the above, we aimed to determine the susceptibility of forest fragments to deforestation using geoprocessing and machine learning in Rio Sorocabaçu Watershed, Ibiúna – SP. To this end, we used land use and land cover from 2000, 2010 and 2020, followed by transition matrix and extraction of the forest fragments. Subsequently, the evolution of the conditions of the forest fragments was studied using topographic, anthropogenic, structural and spectral variables. To achieve the objective, we used Gradient Boosting algorithm followed by modeling the future scenario of deforestation through software DINAMICA EGO. Over the three years, the study area it is mostly occupied by forest, with decrease of 5km² between the years. More than 60% of the forest it is occupied by forest fragments larger than 100ha – with losses between the years. It was found that almost 11% of the land use transition. Many of the fragments are with medium anthropic impact, with less effect of edge cause by the edge density and complexity of the fragment, also less than 50% are occupied by core area, mainly with between two and four separate core areas, besides the low isolation. Spectrally, the forest fragments obtained values consistent with vegetation areas and the better values was achieved at fragments larger than 100 hectares. The model created using Gradient Boosting demonstrated an accuracy of 77.31% in predicting the susceptibility of forest fragments. The precision, recall and F1-score metrics indicate good overall performance, evidenced by the model's ability to correctly identify positive and negative cases, with results corroborated by the confusion matrix. From the modeling through DINAMICA EGO, it was found that the loss of forest cover could reach up to 3.8% in 2050, compared to 2020. The expansion of agriculture and urbanization is present in all three scenarios, with a predicted increase of up to 204% in pasture areas and up to 45% in urbanized areas in the business-as-usual scenario. Mining also shows significant growth, with a projected increase of up to 100%. Approximately 16% of forest fragments were classified as less susceptible to deforestation, presenting low fragmentation and proximity to floodplain areas. 76% of these smaller fragments (5-50 ha) are located close to floodplains and other fragments, with low fragmentation. The methodologies used presented similar results, with the first being more intuitive and the second faster for large volumes of data. The analysis of future scenarios reveals the vulnerability of forest ecosystems in the Sorocabaçu watershed to anthropogenic pressures. The adoption of sustainable management practices and public policies are suggested measures to conserve biodiversity and to reconcile socioeconomic development with environmental conservation.

Keywords: Deforestation, Forest Ecosystems, Geoprocessing, Machine Learning, Atlantic Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Gráfico da extensão e perda da Mata Atlântica entre 1986 e 2020, em território brasileiro.	26
Figura 2 – Mapa da Área de Aplicação da Lei nº11.428 de 2006.....	31
Figura 3 – Gráfico da extensão da vegetação, pastagem e agricultura, entre 1986 e 2020, na APA Itupararanga.	33
Figura 4 – Mapa de localização da APA Itupararanga, São Paulo.....	34
Figura 5 – Esquema mancha-corredor-matriz.	36
Figura 6 – Assinatura espectral da água, solo e vegetação.....	40
Figura 7 – Assinatura espectral de diferentes estruturas e componentes uma folha sadia e verde.	41
Figura 8 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo.	46
Figura 9 – Fluxograma metodológico	48
Figura 10 – Articulação das cartas topográficas utilizadas.	49
Figura 11. Esquema de representação do <i>xgboost</i>	62
Figura 12 – Base cartográfica de apoio da BHRS.	67
Figura 13 – Sub-bacias hidrográficas do rio Sorocabuçu.....	68
Figura 14 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano 2000.	70
Figura 15 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2000 por sub-bacias.	71
Figura 16 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2010.	72
Figura 17 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2010 por sub-bacias.	73
Figura 18 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2020.	74
Figura 19 – Porcentagens do uso da terra e cobertura da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2020 por sub-bacias.....	75
Figura 20 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.	76
Figura 21 – Porcentagens das classes de mineração, cultura permanente, corpo d’água e área de várzea da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.	77

Figura 22 – Ganho e perda líquida 2000-2010, 2010-2020 e 2000-2010 do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	78
Figura 23 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2000.....	82
Figura 24 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2010.....	83
Figura 25 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano 2020.	85
Figura 26 – Quantificação dos fragmentos florestais por classe da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.....	86
Figura 27. Mapa da ocorrência ou ausência de transformação espacial nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os períodos 2000-2010 e 2010-2020.....	87
Figura 28. Mapa dos diferentes tipos de transformações espaciais nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os períodos 2000-2010 e 2010-2020	89
Figura 29 – Mapa da altitude para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	91
Figura 30 – Mapa de declividade “média” dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	93
Figura 31 – Mapa da distância de vias dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	94
Figura 32 – Mapa da presença de hidrografia nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	97
Figura 33 – Mapa do Índice de Urbanidade por sub-bacia para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	99
Figura 34 – Mapa do Índice de Efeito de Borda nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	100
Figura 35 – Fragmento 43 com representação do IEB e do uso da terra no seu entorno em 2010 (1) e 2020(2).	102
Figura 36 – Mapa da Densidade de Borda (ED) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	103
Figura 37 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Densidade de borda.	105
Figura 38 – Mapa de Dimensão Fractal (FD) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	106

Figura 39 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Dimensão Fractal.	108
Figura 40 – Mapa de Área central (CORE) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	109
Figura 41 – Mapa de Índice de Área central (TCAI) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	111
Figura 42 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Índice de área central.	112
Figura 43 – Mapa do Número de área central (NAC) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	113
Figura 44 – Fragmentos florestais do ano de 2020 com diferentes valores de Número de Área Central.	115
Figura 45 – Mapa de Distâncias, em metros, entre fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	116
Figura 46 – Fragmentos florestais do ano de 2020 com diferentes valores de distância.	118
Figura 47 – Mapa de NDVI médio para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	119
Figura 48 – Mapa de SAVI médio para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	121
Figura 49 – Mapa de sPRI de 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	122
Figura 50 – Mapa de CO ₂ Flux 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	124
Figura 51 – Mapa de CVI 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu. ...	125
Figura 52. Gráfico da Importância Relativa das variáveis potenciais pelo método Boruta ...	128
Figura 53. Matriz de confusão dos resultados obtidos através do modelo <i>Gradient Boosting</i>	130
Figura 54. Gráfico dos resultados do índice de similaridade <i>Fuzzy</i> , por janela, obtido na validação por decaimento	132
Figura 55. Mapa do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor.	133
Figura 56. Gráfico do quantitativo do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor	135

Figura 57. Gráfico do ganho e perda líquida, em porcentagem, das classes de uso e cobertura da terra entre 2000 e o cenário de 2050.....	136
Figura 58. Espacialização do modelo de classificação de suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, SP.	138
Figura 59. Gráfico do quantitativo da classificação da suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo	139
Figura 60. Gráfico do quantitativo dos fragmentos florestais no cenário de 2050 para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo	141
Figura 61. Mapa dos fragmentos florestais que sofreram ou não desflorestamento no cenário tendencial de 2050 na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo	143

LISTA DE QUADROS

Quadro 1– Subcategorias das Unidades de Conservação determinadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e seus objetivos básicos	28
Quadro 2 – Classes do IBGE, sua adaptação com sua respectiva descrição, e a cor atribuída em RGB utilizado nos mapeamentos de uso da terra e cobertura vegetal.....	50
Quadro 3 – Modelo da matriz de transição para as categorias de uso da terra.....	52
Quadro 4 – Principais processos espaciais de transformação do território	53
Quadro 5 – Métricas de paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, Ibiúna, SP	58
Quadro 6 – Índices de Vegetação (IV) e suas respectivas equações	60
Quadro 7 – Matriz de transição do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2000 e 2010	79
Quadro 8 – Matriz de transição do uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2010 e 2020.....	80
Quadro 9 – Matriz de transição do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2000 e 2020	81
Quadro 10. Resultado da Correlação de Pearson para as variáveis obtidas e avaliadas.....	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de relevo e sua respectiva declividade.....	54
Tabela 2 – Valores atribuídos aos aspectos considerados no Índice de Efeito de Borda.....	56
Tabela 3. Valores dos hiperparâmetros utilizados no modelo de <i>Gradient Boosting</i>	63
Tabela 4 – Quantitativo do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.	69
Tabela 5 - Quantificação dos fragmentos florestais por classe da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.....	84
Tabela 6. Quantitativo dos diferentes tipos de transformações territoriais no período entre 2000-2010 e 2010-2020 na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo	88
Tabela 7 – Quantificação da distância de vias, em metros, dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	95
Tabela 8 – Quantificação da presença de hidrografia nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	98
Tabela 9 – Valores do Índice de Urbanidade por sub-bacia para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu	98
Tabela 10 – Quantificação do Índice de Efeito de Borda nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu	101
Tabela 11 – Quantificação do “Número de áreas central” para 2000, 2010 e 2020.....	114
Tabela 12. Resultados obtidos para a precisão, <i>recall</i> e <i>F1-Score</i>	129
Tabela 13. Tabela com a média dos valores de evidência utilizados na modelagem no DINAMICA EGO	131
Tabela 14. Tamanho das janelas e o índice de similaridade <i>Fuzzy</i> obtido na validação por decaimento.....	132
Tabela 15. Quantitativo do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor.	134
Tabela 16. Quantitativo da classificação da suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo.....	139
Tabela 17. Quantitativo dos fragmentos florestais no cenário de 2050 para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo	140
Tabela 18. Quantitativo dos fragmentos florestais desflorestados a partir do cenário de 2050, (sem margem de tamanho do pixel)	142

Tabela 19. Quantitativo dos fragmentos florestais desflorestados a partir do cenário de 2050,
(com margem de tamanho do pixel) 142

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLA

APA	= Área de Proteção Ambiental
APAR	= Radiação Fotossinteticamente Ativa Absorvida
APP	= Áreas de Preservação Permanente
BHRS	= Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu
CBA	= Companhia Brasileira de Alumínio
CO ₂	= Dióxido de Carbono
CO ₂ Flux	= Fluxo de Dióxido de Carbono
CONAMA	= Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORE	= Área central
CSR	= Centro de Sensoriamento Remoto
CVI	= Índice de Vegetação da Clorofila
ED	= Densidade de Borda
EGO	= <i>Environment for Geoprocessing Objects</i>
ETM+	= <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
EVI	= Índice de Vegetação Melhorado
FAO	= <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
GEE	= <i>Google Earth Engine</i>
GPS	= Sistemas de Posicionamento Global
IA	= Inteligência Artificial
IB	= Índice de Urbanidade
IBGE	= Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEB	= Índice de Efeito de Borda
IGC	= Instituto Geográfico Cartográfico
INPE	= Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IV	= Índice de Vegetação
MDT	= Modelo Digital de Terreno
ML	= <i>Machine Learning</i>
NAC	= Número de Áreas Central
NDVI	= Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
PMMA	= Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica
PRI	= Índice de Vegetação Fotossintético
PROX	= Distância do Vizinho Mais Próximo

REM	= Radiação Eletromagnética
RL	= Reserva Legal
RNA	= Redes Neurais Artificiais
SAVI	= Índice de Vegetação Ajustado ao Solo
SIG	= Sistema de Informação Geográfica
SIRGAS	= Sistema de Referência Geocêntrico das Américas
SISNAMA	= Sistema Nacional do Meio Ambiente
SMT	= Sorocaba e Médio Tietê
SNUC	= Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SR	= Sensoriamento Remoto
SVM	= <i>Support Vectors Machine</i>
TCAI	= Índice de área central
TIN	= Rede Irregular Triangular
UC	= Unidade de Conservação
UGRHI	= Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USGS	= Serviço Geológico dos Estados Unidos
UTM	= Universal Transversa de Mercator
WMS	= <i>Web Map Service</i>
WPM	= Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	20
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1.	Mata Atlântica	23
2.1.1.	Breve histórico de ocupação e devastação da Mata Atlântica	23
2.1.2.	Legislações ligadas à Mata Atlântica	27
2.2.	Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga.....	32
2.3.	Ecologia de Paisagem	34
2.3.1.	Estrutura da paisagem.....	36
2.4.	Geoprocessamento	38
2.4.1.	Sensoriamento Remoto	39
2.4.2.	Sensoriamento Remoto e a vegetação	40
2.5.	Inteligência Artificial.....	42
2.5.1.	Aprendizado de Máquina.....	42
3.	OBJETIVOS	45
3.1.	Objetivo geral.....	45
3.2.	Objetivos específicos	45
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	46
4.1.	Área de estudo	46
4.2.	Materiais	47
4.3.	Métodos.....	48
4.3.1.	Obtenção dos dados	48
4.3.1.1.	Base de apoio.....	48
4.3.1.2.	Uso da terra	49
4.3.1.2.1.	Matriz de transição	51
4.3.1.2.2.	Fragmentos Florestais.....	52
4.3.1.3.	Transformação espacial dos fragmentos florestais	52
4.3.1.4.	Variáveis topográficas	53
4.3.1.5.	Distância de vias e presença de hidrografia.....	55
4.3.1.6.	Efeito Antrópico	55
4.3.1.7.	Métricas de Paisagem	56
4.3.1.8.	Indicadores espectrais.....	58
4.3.2.	Pré-Processamento dos dados	61
4.3.3.	Classificação da suscetibilidade ao desflorestamento	62

4.3.4.	Modelagem do uso da terra.....	64
4.3.5.	Cenários de desflorestamento para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu	65
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	67
5.1.	Base de apoio	67
5.2.	Do uso da terra.....	68
5.2.1.	Matriz de transição	78
5.2.2.	Fragmentos Florestais	81
5.2.3.	Transformação espacial dos fragmentos florestais	87
5.3.	Variáveis topográficas e abióticas	90
5.4.	Efeito Antrópico.....	98
5.5.	Métricas de paisagem	102
5.6.	Indicadores espectrais	118
5.7.	Pré-processamento.....	126
5.8.	Classificação da suscetibilidade ao desflorestamento.....	129
5.9.	Modelagem espacial do uso e cobertura da terra	130
5.10.	Cenários de desflorestamento para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu	138
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	145
	REFERÊNCIAS	147
	APÊNDICE A – Código para obtenção dos índices de vegetação	172
	APÊNDICE B – Tabela com valores da Importância relativa média e máximo para as variáveis utilizadas e a decisão de sua utilização ou não no modelo <i>Gradient Boosting</i>	177

1. INTRODUÇÃO

A duradoura e contínua história da interação humana com o território e sua necessidade por espaço e recursos naturais causam diferentes transformações na superfície terrestre, contribuindo com a alteração dos diversos ecossistemas existentes (SOLÓRZANO *et al.*, 2021; SONG *et al.*, 2018; VENTER *et al.*, 2016). Avalia-se que cerca de 60% de todas as transformações da superfície terrestre ocorridas nas últimas décadas foram causadas por atividades antrópicas que consequentemente reduziram a biodiversidade global (NEWBOLD *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2018). Um dos ecossistemas ameaçados e afetados pela expansão da atividade antrópica são os ecossistemas florestais (SILVA *et al.*, 2021; THOMPSON *et al.*, 2011; VENTER *et al.*, 2016).

Os ecossistemas florestais possuem importância ambiental e social, pois contribuem direta ou indiretamente com a conservação hídrica, com a regulação climática, com a geração de habitats naturais e fornecimento de segurança alimentar; além de serem os responsáveis por absorver entre 15 e 20% das emissões anuais de carbono de origem antrópica (NINK *et al.*, 2019; QUÉRÉ *et al.*, 2018). A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (2020 – FAO, do inglês *Food and Agriculture Organization of the United Nations*) diz que apesar da redução do desmatamento nas últimas década, a atividade ainda é a causadora da perda de cerca de 10 milhões de hectares de florestas anualmente em todo o mundo.

Dentre os ecossistemas florestais, chama-se atenção para as florestas tropicais. A diminuição da cobertura florestal tropical é um dos maiores contribuidores para a redução da biodiversidade global, mesmo que ocupe menos de 10% da superfície da Terra (BRADSHAW *et al.*, 2009; FAO; UNEP, 2020). Um exemplo de floresta tropical ameaçada são as florestas da Mata Atlântica.

A Mata Atlântica brasileira é um *hotspot*¹ global de biodiversidade e devido à extensa ocupação de seu território, e consequentes desmatamentos e distúrbios, é atualmente, altamente fragmentada (FORZZA *et al.*, 2012). No Brasil, originalmente 13% do seu território era ocupado por Mata Atlântica, mas atualmente ocupa apenas 3,64% do território nacional; além de possuir cerca de 60% da sua flora e fauna presentes em listas vermelhas de espécies ameaçadas (REZENDE *et al.*, 2018).

¹ *Hotspots* são áreas que apresentam grande grau de endemismo e de perda de habitat.

Mesmo fragmentada e ameaçada, o bioma é importante para a preservação e manutenção do fluxo hídrico, para garantir a fertilidade do solo, para proteger encostas de serra, para a manutenção dos padrões climáticos, além de ser habitat para várias espécies endêmicas (CARDOSO, 2016; FORZZA, 2020). Porém, a paisagem altamente fragmentada, isolada e heterogênea implica na diminuição na capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos, econômicos e sociais; tornando o ecossistema menos atraente e permeável para as espécies nativas e atraindo espécies exóticas, contribuindo para a extinção local (CIRNE-SILVA *et al.*, 2020).

Dado a complexidade dessas áreas, é importante que haja o monitoramento contínuo, facilitando a visualização e compreensão das alterações espaciais, estruturais, quantitativas e qualitativas, bem como seus efeitos e desafios para conservação e gestão (JESUS *et al.*, 2015; SAITO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2021; VIJITH E DODGE-WAN, 2020). Porém, muitas metodologias exigem grande quantidade amostral em levantamentos *in situ*, são complexos, demorados, com pouca extensão territorial e com alto valor econômico (LIANG *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2021; SOWIŃSKA-ŚWIERKOSZ, 2020; ZALD *et al.*, 2016). Tais limitações têm sido resolvidas através do uso de sensoriamento remoto, técnicas estatísticas em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e modelagens matemáticas (ADAB *et al.*, 2013; MOTA *et al.*, 2019; POTTER *et al.*, 2013; XIE *et al.*, 2008).

A combinação entre o geoprocessamento (para obtenção, tratamento e prévia análise dos dados) e os modelos matemáticos têm sido utilizados em classificações e previsões ambientais, como por exemplo de mapeamento de suscetibilidade e vulnerabilidade ambiental, risco de queimadas e incêndios, dispersão de poluente, previsão de produtividade, projeção de crescimento arbóreo, mortalidade e sobrevivência de árvores (BINOTI *et al.*, 2013; CAMPOS *et al.*, 2017; JAIN *et al.*, 2020; LUSTOSA JUNIOR *et al.*, 2021; MOREIRA; TIRABASSI, 2004; NAPOLI *et al.*, 2020).

Diante do exposto, buscou-se como proposta de estudo desenvolver uma metodologia de determinação da suscetibilidade de desflorestamento, através de técnicas de geoprocessamento e aprendizagem de máquina, pautado na ideia de que a indicação rápida e dinâmica de onde se deve focar, aumenta ou melhora o monitoramento ambiental e consequentemente facilita e agiliza as tomadas de decisões e planejamento de ações.

A realização do estudo se justifica pelo histórico do bioma Mata Atlântica e a grande pressão antrópica sofrida pelos fragmentos florestais do referido bioma, bem como da Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga, onde a área de estudo está localizada, além de

ambos serem detentores de uma paisagem heterogênea e fragmentada, resultante principalmente da expansão urbana e agrícola (GIBBS *et al.*, 2010; SIMONETTI; SILVA; ROSA, 2019).

A hipótese vinculada a esta pesquisa é que é possível determinais quais fragmentos florestais são suscetíveis ao desflorestamento considerando variáveis antrópicas, topográficas, ecológicas e espectrais, a partir do uso de técnicas de geoprocessamento e aprendizagem de máquina.

Estabelecidos em 2015, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) com propósito de promover um futuro igualitário e justo até 2030. As pesquisas científicas apresentam papel crucial em desenvolvimento de soluções inovadoras para os desafios globais, principalmente os atrelados às ODS. As transformações dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu impactam diretamente na biodiversidade e seu estudo pode facilitar na contribuição para proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres (ODS 15 - Vida Terrestre). Ainda, estudar os fragmentos florestais que apresentam maior suscetibilidade ao desflorestamento possibilita que sejam criadas soluções com maior proteção para as áreas com maior risco. Entre os benefícios da diminuição do desflorestamento, está a mitigação nas mudanças climáticas (ODS 13 - Ação Contra a Mudança Global do Clima).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Mata Atlântica

Entre os diversos ecossistemas, a Mata Atlântica apresenta-se como um dos mais complexos, por se tratar de um bioma amplamente rico em biodiversidade e espécies endêmicas², além de estar localizado nas áreas mais urbanizadas e industrializadas do país, ser ocupado por cerca de 70% da população brasileira – grande parte, residentes de algumas das maiores cidades da América Latina, como São Paulo e Rio de Janeiro – e com altas taxas de desmatamento (MORELLATO; HADDAD, 2000; SANTOS *et al.*, 2020). Pelo reconhecimento mundial do alto índice de biodiversidade, endemismo e degradação – presente desde antes do início da colonização europeia –, tornou-se um dos 35 *hotspots* de biodiversidade mundial (e um dos dois brasileiros) (MITTERMEIER *et al.*, 2011; MYERS *et al.*, 2000). Estudos indicam que sua alta biodiversidade está relacionada com a heterogeneidade dos habitats presentes no bioma – consequência da alta amplitude latitudinal, longitudinal e de altitude (BATALHA-FILHO & MIYAKI, 2014; SILVA; CASTELETI, 2003).

Entre as várias consequências dos desflorestamentos estão as mudanças climáticas regionais, as mudanças na qualidade do ar e da água, a queda na biodiversidade, a redução ou eliminação de populações, a diminuição da variabilidade genética e do processo evolutivo, além da diminuição do potencial do resgate de carbono. A diminuição da biodiversidade afeta, direta e indiretamente, cerca de 50% das espécies (fauna e flora), acarretando mudanças no ecossistema, além de consequências econômicas, considerando que muitas dessas espécies são utilizadas como fonte de renda por populações tradicionais (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; RANTA *et al.*, 1998; GUEDES, 2005; LINO; DIAS, 2003; CARDOSO, 2016). Têm-se, também, o fato agravante das espécies endêmicas estarem sujeitas a responder com mais velocidade à dinâmica da fragmentação florestal.

2.1.1. Breve histórico de ocupação e devastação da Mata Atlântica

Fala-se que a devastação da Mata Atlântica teve início com a chegada e início da ocupação europeia no Brasil, mas sabe-se que a ocupação no bioma começou muito antes. A

² Espécies endêmicas são aquelas que estão restritas a uma única região geográfica.

ocupação humana no bioma já era presente no Holoceno³, com os “Paleoindígenas”, conforme artefatos encontrados em sítios arqueológicos, seguido pelos “sambiqueiros”, os “grupos agricultores/ceramistas” e dos “caçadores-coletores” (ARAUJO, 2016; OLIVEIRA; ENGEMANN, 2011). Sabe-se também, que o interesse inicial dos caçadores-coletores estava na megafauna do cerrado, porém aos poucos foram se instalando em ecótonos do Cerrado e Mata Atlântica, dando início à uma intensa exploração dos recursos florestais, principalmente com a utilização de fogo – recurso que seria amplamente utilizado nos períodos posteriores (BARRETO, 2017; DEAN, 1996; PROUS, 2006).

Cerca de 1.000 anos atrás, a Mata Atlântica era ocupada por uma grande gama de culturas e línguas provenientes de diferentes localidades, descendências e ciclos de migração (OLIVEIRA, 2007; ARAUJO, 2016). Os ocupantes da época tiveram sua relação com a floresta transformada quando descobriram que o solo da Mata Atlântica era muito mais viável para a agricultura (DEAN, 1996). Eram realizados dois ou três ciclos de cultivo na área, então o local era deixado para regenerar e outro era encontrado para repetir a técnica. Porém, apesar de causar impactos negativos com a exploração dos recursos naturais não eram causadores de grandes rupturas ou danos irreversíveis (OLIVEIRA, 2007).

Com a chegada dos portugueses e descoberto o potencial econômico da floresta, principalmente do pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), o cenário da derrubada da floresta se intensificou. Assim, em 1501 teve início sua extração e sabe-se que até 1605 seu corte era indiscriminado, chegando a cerca de 12 mil toneladas/ano; a partir de então, sua extração passou a ser controlada (DEAN, 1996). Nessa época as espécies exóticas começaram a ser introduzidas no bioma, além da utilização do método de *plantation*⁴ substituindo a agricultura nômade utilizada anteriormente (OLIVEIRA; ENGEMANN, 2011). Principalmente no nordeste e sudeste, o *plantation* (de cana de açúcar e posteriormente café) foi um dos responsáveis pelo aumento do desflorestamento visto sua alta necessidade de grandes terras (DEAN, 1996; OLIVEIRA; ENGEMANN, 2011). Calcula-se que até ao final do Ciclo do Açúcar, foram eliminados cerca de 100 mil ha de Mata Atlântica (DARIO; VINCENZO, 2002).

O cenário da ocupação na Mata Atlântica era o oposto no início do século 17, via-se baixa demografia causada pela expulsão e morte dos povos originários e desocupação da

³ Época geológica iniciada 10.000 anos atrás, antecedente ao Antropoceno (época atual).

⁴ Produção agrícola baseada na monocultura, exportação do produto e a utilização de mão de obra escravizada.

população colonial devido a crises rurais e epidemias, causando o primeiro alívio das pressões antrópicas (DEAN, 1996; SHELLARD, 2015). Ao final do século 17, bandeirantes descobriram o ouro, tendo início o Ciclo da Mineração e recomeçando o cenário de invasão e devastação, mas dessa vez mais intensamente, de maneira mais ampla e permanente (DEAN, 1996). Estima-se que o ciclo em questão causou prejuízo de 400 mil ha para a vegetação do bioma, além dos impactos ambientais negativos aos corpos hídricos (DEAN, 1996). Paralelamente, ocorria o desenvolvimento da pecuária, necessitando de grandes áreas de pastagem, acarretando mais corte de vegetação, além da estabelecida lavoura – ocorrendo, inclusive próximo aos locais de mineração, pelos garimpeiros (DARIO; VINCENZO, 2002).

Em 1800, pouco menos de 2 milhões de habitantes viviam em locais originalmente ocupados por Mata Atlântica e seguiam exercendo pressões antrópicas sobre os remanescentes (DEAN, 1996; GREGOLETI *et al.*, 2017). No século 19, teve-se o início do Ciclo do Café, ocupando inicialmente o Vale do Paraíba e Serra do Mar, mas estendendo-se para o interior de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo e Paraná (YOUNG, 2006). Em terras com lavouras de café, o desmatamento era visto como progresso e ocorriam com certa frequência, dado que o Brasil produzia cerca de 50% da produção mundial. Estima-se que nessa época havia, no estado de São Paulo, cerca de 650 milhões de pés de café, responsáveis pelo desmatamento de cerca de 1 milhão de ha (TAUNAY, 1939). Com a expansão e irradiação das lavouras para o interior, havia o problema da distância entre as lavouras e portos, condicionando a criação de ferrovias. Tais ferrovias, consequentemente incentivaram a expansão das lavouras, promovendo mais desmatamento para o estabelecimento ou para abastecimento das fornalhas das locomotivas (DARIO; VINCENZO, 2002; YOUNG, 2006). Além do financiamento das ferrovias, os cafeicultores financiaram a expansão industrial que se iniciaria nos anos seguintes (DARIO; VINCENZO, 2002; YOUNG, 2006). Sendo importante lembrar que o crescimento das lavouras, e consequentemente da economia, induziu ao crescimento da demografia, urbanização, expansão industrial e a já citada, ferrovias; sendo todas responsáveis pelo desmatamento. É estimado que ao longo do século 18, a mineração, a agricultura e a pecuária foram responsáveis pela perda de 3 milhões de ha de áreas ocupadas por florestas (GREGOLETI *et al.*, 2017).

As ferrovias demandavam grandes derrubadas na Mata Atlântica, visto sua necessidade de dormentes – tendo as madeiras de floresta primária como a preferida (DEAN, 1996). Dean (1996) diz que o impacto negativo que as ferrovias causariam no bioma foi previsto por Capanema em 1958, dado o incentivo à agricultura que elas dariam. Estima-se

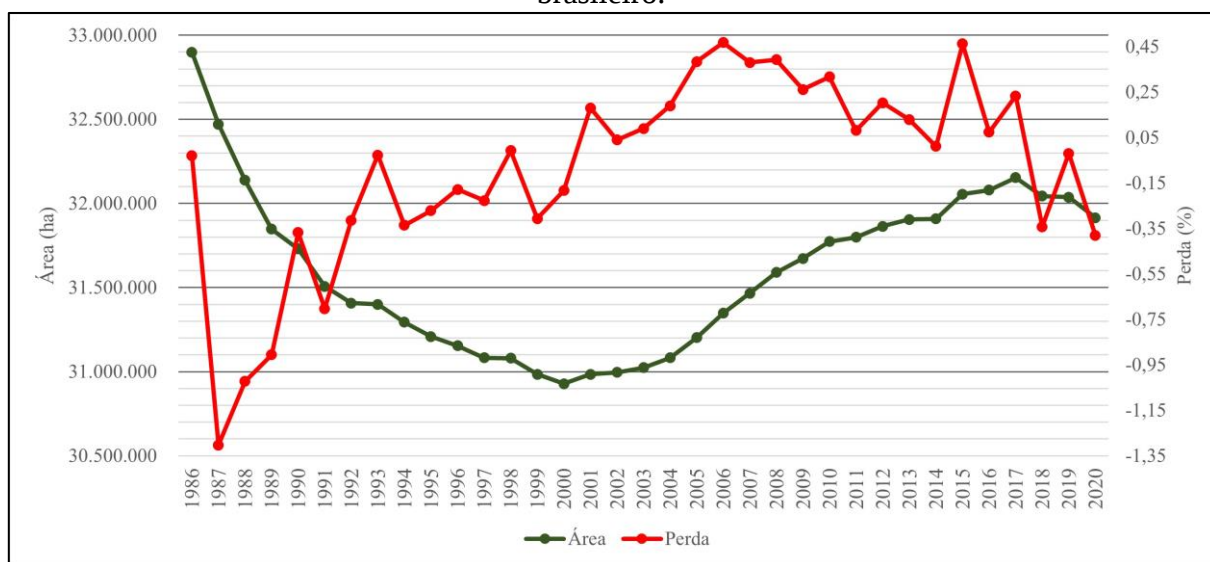
que o Ciclo da Ferrovia causou a perda florestal de cerca da 62 mil ha (DARIO; VINCENZO, 2002).

Inicia-se no meio do século 18, o Ciclo Industrial. A indústria brasileira possuía pouco estoque de combustíveis fósseis, dependendo então, dos recursos florestais como utilização de combustíveis. Dentre as diversas indústrias, a que mais dependia da lenha, era a siderúrgica sendo responsável pelo desmatamento de cerca de 265 mil ha até metade do século 20 (DARIO; VINCENZO, 2002; DEAN, 1996).

Todos os ciclos econômicos brasileiros estiveram diretamente ligados ao extrativismo e não havia nenhuma preocupação para sua recuperação, de modo que a maioria dos remanescentes sobrados e relativamente intactos são encontrados na região costeira, devido a características do relevo (FARINACI *et al.*, 2015).

No século 20, o cenário não foi diferente; o desmatamento continuava a acontecer e de maneira mais acelerada. Dentre os 130 milhões de ha originais de Mata Atlântica, no final da década de 1980 o bioma contava com cerca de 33 milhões de ha, reduzido a cerca de 31,7 milhões de ha no final da década de 1990 (Figura 1 – MAPBIOMAS, 2021).

Figura 1– Gráfico da extensão e perda da Mata Atlântica entre 1986 e 2020, em território brasileiro.



Fonte: Mapbiomas (2021), organizado pela autora.

Na contramão do cenário anterior, estava sendo visto a expansão de áreas florestadas na Mata Atlântica – chamado de transição florestal (FARINACI *et al.*, 2015). Corroborando

com esse cenário, os dados apresentados pelo Mapbiomas⁵ (2021), indicam que entre 2000 e 2017 o bioma apresentou o aumento de aproximadamente 1,2 milhões de ha, porém a partir de 2018 a devastação do bioma voltou a acontecer, onde houve o desmatamento de cerca de 240 mil ha. Portanto, ressalta-se que o aumento líquido de florestas não é o suficiente, sendo importante considerar outros fatores, como a qualidade e localização dessas novas áreas (TEIXEIRA *et al.*, 2009).

2.1.2. Legislações ligadas à Mata Atlântica

Segundo Fabrim *et al.* (2020), até 1970, no Brasil, a legislação ambiental brasileira tinha como finalidade a prevenção do desabastecimento público e evitar conflitos entre vizinhos devido uso de determinados recursos naturais. A Lei Federal nº 4.771/65 (Código Florestal vigente na época) considerava as florestas e outras formas vegetacionais “bens de interesse comum a todos os habitantes do País” e seu uso era nocivo da propriedade (BRASIL, 1965). Nesse Código Florestal foram criadas as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RL).

O cenário começa a mudar em 1980, quando o cenário internacional começou a dar mais visão para a questão ambiental, e logo a legislação ambiental brasileira seguiu a tendência e passou a se preocupar com a manutenção ecológica e a reconhecer o direito humano de ter serviços ambientais de qualidade (FABRIM *et al.*, 2020). Em 1981, com a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal nº 6.938, de 1981), através do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) foram descritos os princípios fundamentais do direito ambiental brasileiro (BRASIL, 1981). Também foi criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), um órgão consultivo e deliberativo do SISNAMA, com representantes de órgãos municipais, estaduais e federais, setor empresarial e sociedade civil, que garantem o funcionamento da estrutura e a proposição de estratégias regulamentadoras (BRASIL, 1981).

Com a Constituição Federal de 1988, a Mata Atlântica teve sua importância ambiental e social reconhecida ao ser determinada como patrimônio nacional (§ 4º do Artigo 225) (BRASIL, 1988). Em 1990, o Decreto Federal nº 99.547 dispôs sobre “a vedação do corte, e

⁵ Projeto MapBiomas - é uma iniciativa multi-institucional para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de processos de classificação automática aplicada a imagens de satélite. A descrição completa do projeto encontra-se em <http://mapbiomas.org>.

da respectiva exploração, da vegetação nativa da Mata Atlântica...”, onde pela primeira vez foi estabelecida que determinados conjuntos de ecossistemas estavam proibidos de serem cortados e utilizados; porém sua contribuição com a conservação foi inviabilizada devido seu texto que continha diversas lacunas questionáveis, sendo revogada poucos anos à frente (BRASIL, 1990; 1993; CAPOBIANCO, LIMA; 1997).

Em 1993, o Decreto 750/93 tinha como premissa básica de que era mais efetivo dizer o que poderia ser feito do que dizer o que não pode ser feito (CAPOBIANCO, LIMA; 1997). Nele foram reconhecidos que mais da metade da população brasileira vivia em território da Mata Atlântica, adicionado a ser em Estados mais desenvolvidos e nas principais metrópoles brasileiras. Ainda foi realizada a definição de Mata Atlântica⁶ e sobre os estágios de sucessão, foi estabelecido quanto à exploração econômica de espécies nativas da flora, além de dar direcionamento quanto à expansão urbana e às comunidades tradicionais, entre outros direcionamentos (BRASIL, 1993).

Em esfera nacional, foi criada a Lei Federal no 9.985 de 2000, também conhecida como Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), que dispunha sobre a criação e implantação das Unidades de Conservação (UC) (BRASIL, 2000).

As unidades de conservações estabelecidas pelo SNUC são separadas em duas grandes categorias: a) Unidades de Proteção Integral, com objetivo de preservar a natureza, onde o uso indireto dos recursos naturais é permitido, com exceção dos casos previstos pela SNUC e; b) Unidades de Uso Sustentável, com objetivo de harmonizar o uso sustentável de parte dos recursos naturais com a sua conservação. Mais detalhes das subcategorias podem ser vistos no Quadro 1.

Quadro 1– Subcategorias das Unidades de Conservação determinadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e seus objetivos básicos

Categoria	Subcategoria	Objetivo
Unidades de Proteção Integral	Estação Ecológica	Preservação da natureza e a realização das pesquisas científicas. Áreas com a presença de condições primitivas, com visitação pública proibida.

(continua...)

⁶ “Art. 3º Para os efeitos deste Decreto, considera-se Mata Atlântica as formações florestais e ecossistemas associados inseridos no domínio Mata Atlântica, com as respectivas delimitações estabelecidas pelo Mapa de Vegetação do Brasil, IBGE 1988: Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, manguezais restingas campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste.” (BRASIL, 1993).

(continuação...)

Categoria	Subcategoria	Objetivo
Unidades de Proteção Integral	Reserva Biológica	Preservação integral da biota e outros recursos naturais e execução de medidas de recuperação dos ecossistemas alterados, além de ações de manejo para recuperar e manter o equilíbrio natural, a diversidade biológica e seus processos ecológicos. A visitação pública é proibida e a pesquisa científica é permitida a depender de autorização.
	Parque Nacional	Preservar os ecossistemas naturais que possuem grande relevância ecológica e beleza cênica. Pesquisas científicas, atividades de educação ambiental e turismo ecológico são permitidas a depender de autorização.
	Monumento Natural	Preservação de sítios naturais raros, singulares ou com grande beleza cênica. A visitação pública é permitida a depender de autorização.
	Refúgio de Vida Silvestre	Proteção de ambientes naturais com presença assegurada de condições para a existência ou reprodução de espécies da flora local e fauna residente ou migratória. Pesquisa científica e visitação pública a depender de autorização.
Unidades de Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental	Proteção da diversidade biológica e disciplinar o processo de ocupação com finalidade de assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. São áreas extensas, com certo grau de ocupação humana, com atributos abióticos, bióticos e culturais importantes para a qualidade de vida.
	Área de Relevante Interesse Ecológico	Manter os ecossistemas naturais de importância e regular o uso dessas áreas, a fim de conservar o local. São áreas de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana e com características naturais incomum ou espécies raras.
	Floresta Nacional	Manter o uso múltiplo e sustentável dos recursos florestais e incentivar a pesquisa científica com ênfase em métodos de exploração sustentável de florestas nativas. São áreas com cobertura florestal nativa. A presença de populações tradicionais é permitida, a visitação pública é permitida condicionada às normas estabelecidas.

(continua...)

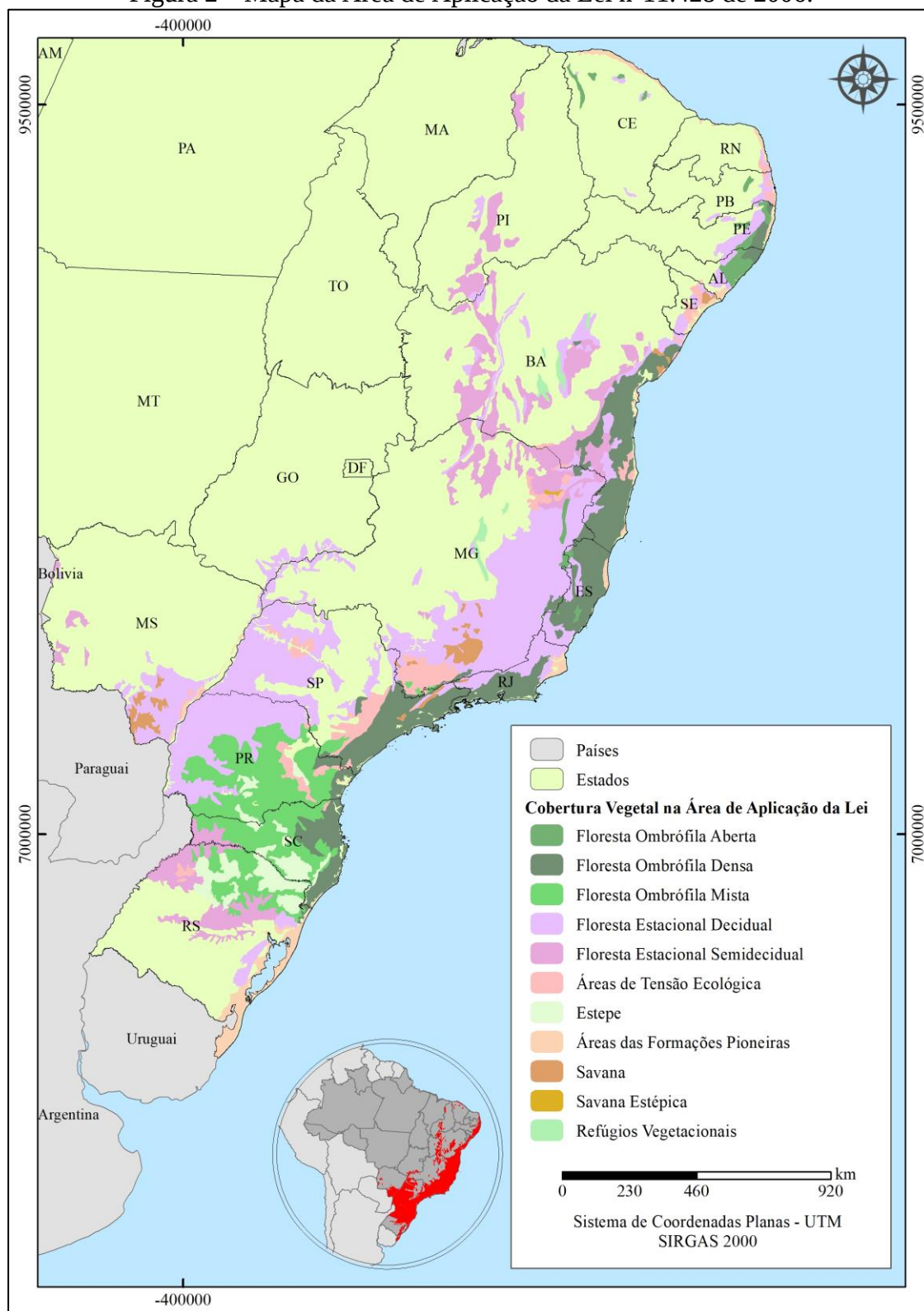
(continuação...)

Categoria	Subcategoria	Objetivo
Unidades de Uso Sustentável	Reserva Extrativista	Proteção dos meios de vida e a cultura das populações extrativistas tradicionais e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais. São áreas ocupadas por populações tradicionais com subsistência baseada no extrativismo, agricultura e criação de animais de pequeno porte. A visitação pública é permitida condicionada às normas estabelecidas e a pesquisa científica é incentivada.
	Reserva de Fauna	Área natural com populações de animais nativos, terrestres ou aquáticos, residentes ou migratórios, adequadas para estudos científicos visando o manejo econômico sustentável dos recursos faunísticos. A visitação pública é permitida a depender das normas locais.
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	Preservação da natureza conciliando com o asseguramento das condições e meios necessários para a reprodução e a melhoria da qualidade de vida e a exploração dos recursos naturais, além da valorização, conservação e aperfeiçoamento do conhecimento e das técnicas de manejo. São áreas naturais ocupadas por populações tradicionais com subsistência baseada em sistemas sustentáveis da exploração dos recursos naturais. A visitação pública é permitida a depender das normas locais.
	Reserva Particular do Patrimônio Natural	Proteção dos recursos naturais da área. São áreas privadas, gravadas com perpetuidade a partir da iniciativa do proprietário, protegidas por serem consideradas de grande relevância para a biodiversidade, aspectos paisagísticos ou características ambientais que justifiquem ações de recuperação ou conservação.

Fonte: Adaptado de SNUC (2000; 2002; 2006)

Em 2006, com objetivo de preservar os remanescentes nativos da Mata Atlântica, criar meios de regeneração, foi criada a Lei Federal nº11.428 (Lei da Mata Atlântica), com posterior regulamentação (Decreto nº6.660/2008). A lei estabeleceu critérios mais rígidos para o corte da vegetação e ocupação de tais áreas, instituiu-se, através do art. 38, o Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA), estabeleceu-se o financiamento de projetos para restauração ambiental, incentivos econômicos para proprietários, entre outros (BRASIL, 2006; 2008). Os tipos de vegetação protegidos pela Lei da Mata Atlântica, determinados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), podem ser vistos na Figura 2.

Figura 2 – Mapa da Área de Aplicação da Lei nº11.428 de 2006.



Fonte: organizado pela autora (IBGE, 2008).

A instituição do PMMA surgiu com o objetivo de abrir aos municípios a possibilidade de, através de ações prioritárias, na defesa, atuarem conservação e restauração da vegetação

nativa da Mata Atlântica. A intenção da criação de PMMAs individuais partiu da necessidade de retratar a realidade de cada município, orientando ações públicas e privadas (urbanas ou rurais), junto às entidades acadêmicas, de pesquisa e da sociedade que melhor se adequem às metas e objetivos locais (PMMA, 2022). Atualmente, 63 PMMAs estão na etapa de elaboração, 138 já foram elaborados e desses, 70 estão em fase de implantação (PMMA, 2021).

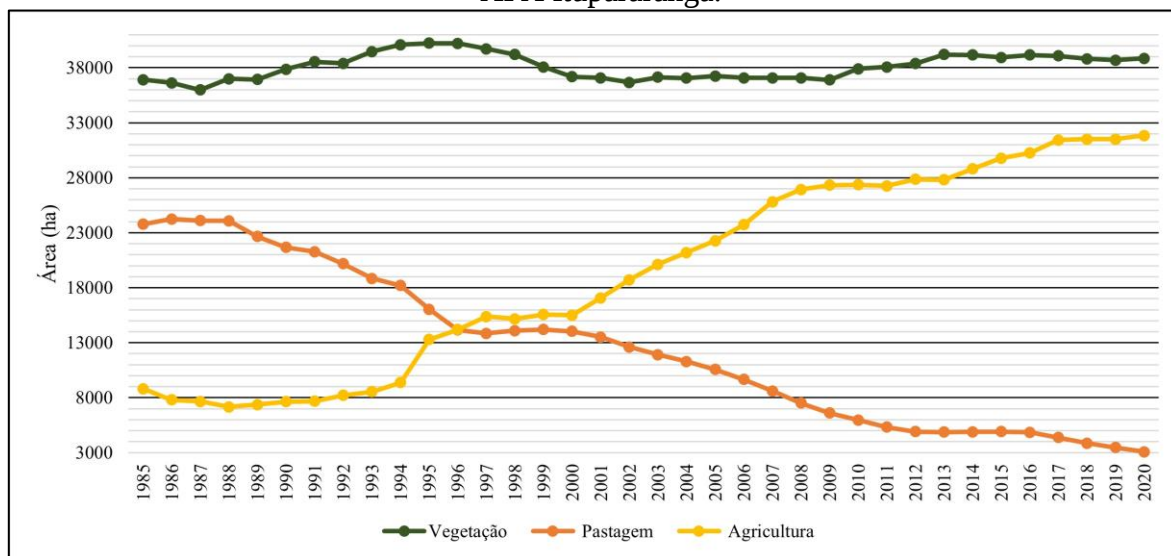
2.2. Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga

Devido às crescentes pressões que a região vinha sofrendo nas últimas décadas – marcado pela exploração do crescimento da especulação imobiliária e das atividades agrícolas – foi criada em 1998, através da Lei Estadual nº10.100, e posteriormente alterada pela Lei Estadual nº 11.579/ 2003, a Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga. Unidades de Conservação do tipo APA são aquelas objetivam a conservação dos recursos e processos naturais simultaneamente à uma exploração consciente dos mesmos, e assegurando um processo de ocupação humana compatível (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2021).

A APA Itupararanga, assim como em diversas UCs de Uso Sustentável, possui diversas pressões e conflitos socioambientais, principalmente relacionados com a exploração dos recursos naturais. Em seu histórico, revela-se a redução de quase 30% das áreas compostas por vegetação natural entre os anos de 2000 e 2010, onde sua substituição se deu para áreas de atividade agropecuária e áreas urbanizadas (BERNARDI, 2020). Contrapondo o dito por Bernardi *et al* (2020), os dados do MapBiomas (2021) indicam pequenas oscilações na ocupação das áreas de vegetação entre 2000 e 2009, além do aumento entre 2009 e 2010 (Figura 3).

Segundo o Projeto LUPA (2008) e o Plano Municipal de Ibiúna (2006), a atividade agrícola, tais como produção de hortaliças folhosas e olericultura orgânica, é intensa e é um dos principais pilares econômicos da região, sendo formada de pequenas propriedades rurais com cerca de 4,5 alqueires paulistas (10,89ha). Porém, segundo o Rodrigues e Bononi (2008) também é considerada uma das áreas com importância ambiental para conservação dos fragmentos florestais no Estado de São Paulo. A APA Itupararanga é pertencente à um mosaico florestal com alta heterogeneidade de composição florística, estado de conservação e estágio de regeneração (IBIÚNA, 2006).

Figura 3 – Gráfico da extensão da vegetação, pastagem e agricultura, entre 1986 e 2020, na APA Itupararanga.

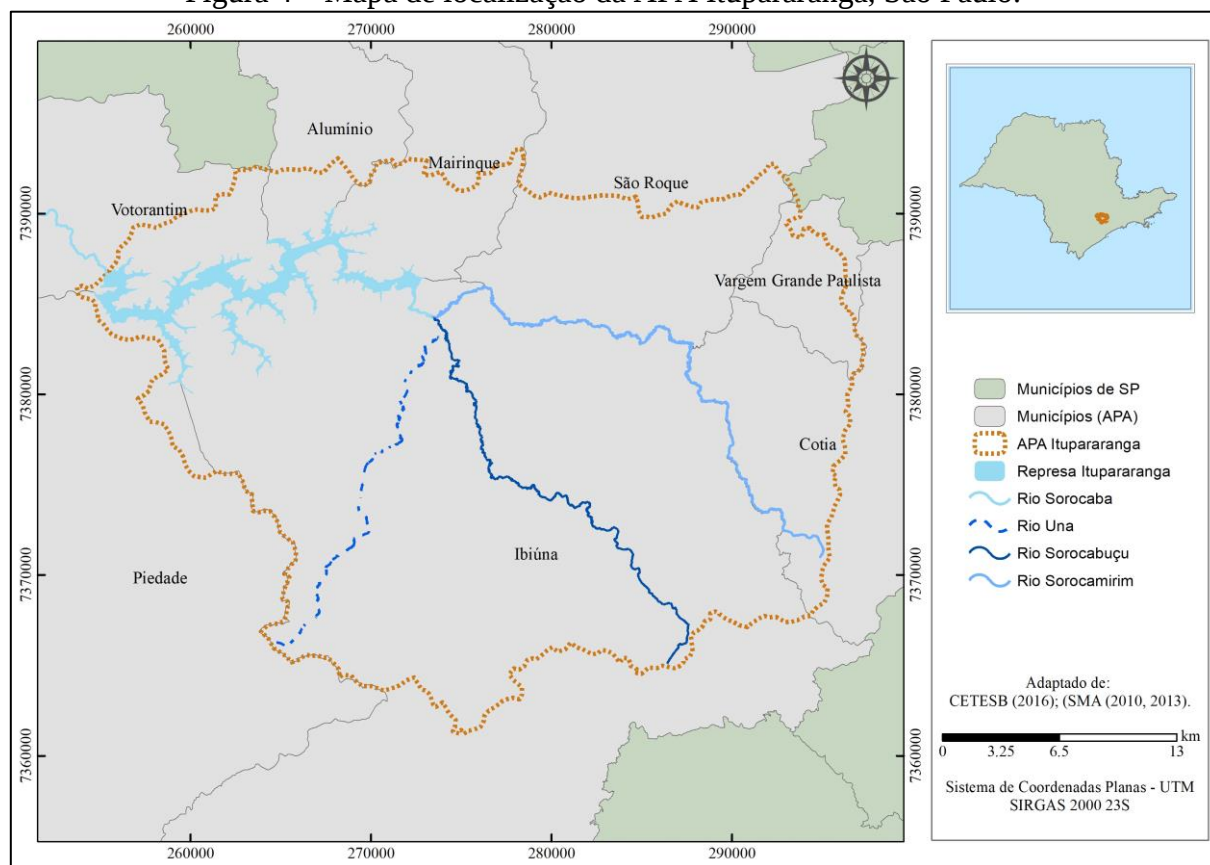


Fonte: Mapbiomas (2021), organizado pela autora.

Sendo importante ressaltar que parte da população da região, desconhece a existência da APA Itupararanga ou de sua importância socioambiental – entre elas a proteção dos recursos hídricos (ALMEIDA *et al.*, 2017).

A APA Itupararanga tem cerca de 93.500ha e fica localizada em porções de oito municípios paulistas (Alumínio, Cotia, Ibiúna, Mairinque, Piedade, São Roque, Vargem Grande Paulista e Votorantim) (Figura 4 – SÃO PAULO, 1998; 2003). Territorialmente, é correspondente à Bacia Hidrográfica do Alto Sorocaba, uma sub-bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10 - SMT), tendo como afluentes os rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim – formadores do reservatório de Itupararanga e do rio Sorocaba. A APA Itupararanga é uma das 122 APAs existentes no bioma Mata Atlântica e entre as 30 APAs existentes no Estado de São Paulo (MMA, 2021; SÃO PAULO, 1998; 2003; BEU *et al.*, 2011).

Figura 4 – Mapa de localização da APA Itupararanga, São Paulo.



Fonte: CETESB (2016); SMA (2010, 2013); organizado pela autora.

Dentre os oito municípios, Ibiúna está em fase de implementação do PMMA; Votorantim e São Roque possuem o PMMA elaborado, mas ainda não o implementam; Piedade está em fase de elaboração e Mairinque, Alumínio, Cotia e Vargem Grande Paulista não possuem nenhuma ação em relação do PMMA (PMMA, 2021).

2.3. Ecologia de Paisagem

A definição de Ecologia de Paisagem se difere conforme a abordagem preterida; podendo ser a abordagem “geográfica” ou “ecológica”.

A abordagem geográfica (também conhecida pela abordagem europeia) foi impulsionada por Carl Troll (1899 – 1975) e possui grande influência da geografia humana, da biogeografia, fitossociologia e outros temas relacionados com o planejamento territorial, visando a compreensão da paisagem (cultural) e o ordenamento territorial (METZGER, 2001). A abordagem possui três fundamentos centrais: o conhecimento dos limites e potencialidades da paisagem, com finalidade de tecer o melhor planejamento da ocupação territorial; no estudo das “paisagens culturais” sendo essa as paisagens modificadas pelo ser humano; e a ampla

análise espacial e temporal das paisagens, focando na macro-escala (METZER, 2001; TRICART, 1979).

A abordagem ecológica (abordagem americana) é mais recente (década de 1980), com influência da biogeografia de ilhas, mas voltada para o planejamento de áreas naturais continentais; da ecologia de ecossistemas e da análise e modelagem espacial. Seu desenvolvimento foi amplamente impulsionado pelas imagens de satélite e popularização dos computadores pessoais (METZER, 2001). É fundamentado principalmente em estudar os efeitos da estrutura espacial da paisagem nos processos ecológicos, como a dispersão de sementes, propagação do fogo, deslocamento de animais (METZER, 2001; TURNER, 1989). Com a facilidade de visualização “exterior”, foram desenvolvidos diversos procedimentos e métricas para a análise estrutural da paisagem.

Além da variação conforme a abordagem, as definições de “ecologia de paisagem” mudam segundo os autores. Forman e Godron (1986) falam que é o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas com ecossistemas interativos; Risser (1987) diz que é uma área do conhecimento que considera o desenvolvimento e heterogeneidade espacial, as interações e trocas espaciais entre paisagens heterogêneas, e as influências sobre os processos bióticos e abióticos; Naveh e Lieberman (1994) definem como uma ciência interdisciplinar que estuda a interação entre a sociedade humana e seu espaço (natural ou construído); Pickett e Cadenasso (1995) dizem que se trata de estudos sobre a relação entre o padrão espacial e os processos ecológicos num intervalo temporal; Porto e Menegat (2004) dizem que o fundamento da Ecologia da Paisagem é “formar um elo entre os sistemas natural e humano”, pressupondo que o ser humano é parte integradora da organização da natureza e não algo externo a ela. Contemporaneamente, define-se como uma abordagem integral da paisagem, envolvendo o estudo dos padrões, interações entre os elementos e suas mudanças – enfatizando as causas e consequências (CAIN *et al.*, 2018).

Apesar da distinção entre as abordagens, nota-se que em ambas é tratado de espaços heterogêneos, com múltiplas escalas e tendo a abordagem espacial bem explícita. E, apesar de estudos atuais buscarem integrar as duas abordagens, visto que não há como desconsiderar a influência antrópicas sobre os processos, nota-se maior influência da visão americana (que considera apenas os processos naturais) (COSTA, 2020; NUCCI, 2007).

Pivello e Metzger (2007) consideram que a Ecologia de Paisagem, apesar dos avanços, encontra-se em evolução, organização, definição e solidificação de conceitos, dado seu caráter integrador e sua recente aparição. Entretanto, sua aplicação pode contribuir de forma objetiva

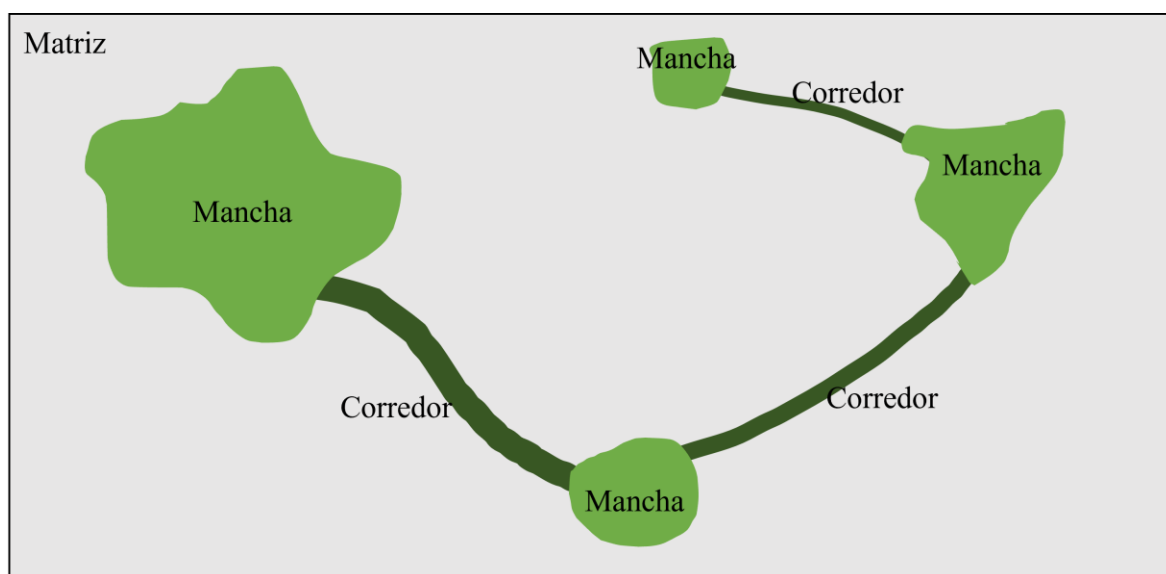
e certa na mitigação de problemas e impactos ambientais negativos, como desmatamento, fragmentação florestal e mudanças climáticas (METZGER, 2001; WU; HOBBS, 2007).

No Brasil, os estudos na área começaram a partir de 1980, mas com considerável aumento a partir do ano 2000, com descrições dos padrões espaciais do uso e ocupação da terra, bem como sua dinâmica, mas contando, também, com análises entre os padrões e processos, percepção ambiental e planejamento territorial (PIVELO; METZER, 2006).

2.3.1. Estrutura da paisagem

Uma paisagem é composta por elementos que formam um mosaico heterogêneo com formas e limites diversos, dentre os elementos, os três mais conhecidos e utilizados são: matriz, corredor e mancha; do modelo “mancha-corredor-matriz”, conforme exibido no esquema da Figura 5 (FORMAN; GODRON, 1986).

Figura 5 – Esquema mancha-corredor-matriz.



Fonte: Adaptado de Odum e Barret, (2008).

Há duas principais definições para matriz, uma mais generalizada e uma segunda, mais utilizada para estudos sobre a fragmentação florestal. Na primeira, a matriz é o elemento dominante, de composição homogênea que controla a dinâmica da paisagem, podendo ser determinada pela maior ocupação espacial na paisagem ou por ter maior grau de conexão da sua área (FORMAN, 1995; METZGER, 2001). Na segunda, a matriz é tratada como o conjunto dominante da paisagem, descartando o fragmento florestal, ou conjunto dominante “não-habitat” (METZER, 2001).

Manchas são áreas homogêneas, a depender da escala, que se diferem da matriz, compostas por ambiente natural ou socialmente construída (BOSCOLO *et al.*, 2016; METZGER, 2001; ODUM; BARRET, 2008).

Corredores são áreas homogêneas, a depender da escala, diferentes da matriz, dispostas linearmente, podendo ou não ligar duas manchas (BOSCOLO *et al.*, 2016; METZGER, 2001). Em estudos ligados à fragmentação florestal, são considerados corredores, apenas manchas lineares que de fato ligam duas ou mais manchas (fragmentos florestais). A função ambiental de um corredor depende de sua estrutura, forma e tamanho, mas num âmbito geral está relacionada com a conservação ambiental, como facilitação do fluxo gênico e dispersão de espécies, redução de riscos de extinção; dado que o isolamento de fragmentos florestais pode ocasionar colapso na função ecológica e da biodiversidade local (BOSCOLO *et al.*, 2016).

A borda é uma faixa de transição entre duas unidades distintas, onde ambas unidades interagem e interferem entre si, promovendo alterações nelas (BOSCOLO *et al.*, 2016). Tais alterações, geralmente causadas nas manchas, são chamadas de efeito de borda. Os efeitos de borda são classificados em abióticos e bióticos. Os efeitos abióticos estão relacionados com os fatores climáticos, por exemplo, as bordas sofrem mais exposição do vento, da radiação solar, da poluição (COSTA *et al.*, 2019). Os bióticos estão relacionados com as consequências que as espécies sofrem, como a diminuição ou aumento, da abundância de espécies, alteração na distribuição, alteração na interação (intra e interespecíficas⁷) entre as espécies (COSTA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 1996). Um dos causadores do efeito de borda é a fragmentação florestal, sendo essa a subdivisão de ambientes contínuos em áreas menores e isolados entre si (BOSCOLO *et al.*, 2016).

As diversas formas de desmatamento são grandes responsáveis pela mudança da estrutura da paisagem. A estrutura da paisagem possui dois componentes básicos: composição e configuração. A composição é a qualidade e quantidade das manchas que compõe a paisagem; suas métricas estão ligadas à variância e abundância, como por exemplo, proporção, riqueza e diversidade (BOTEQUILHA-LEITÃO; GUIOMAR, 2021; CASIMIRO, 2009). A configuração é a distribuição física, ligada à característica espacial, podendo ser resumida na forma como as manchas, corredores e matriz estão distribuídos espacialmente na paisagem (BOTEQUILHA-LEITÃO; GUIOMAR, 2021; CASIMIRO, 2009). As medidas (métricas) de configuração da paisagem estão associadas à geometria ou à distribuição, como

⁷ Interação intraespecífica: interações que ocorrem entre indivíduos de uma mesma espécie. Interação interespecífica: interações entre indivíduos de espécies diferentes.

por exemplo as métricas de tamanho e a de isolamento (BOTEQUILHA-LEITÃO; GUIOMAR, 2021). A configuração é uma grande aliada à análise dos processos de transformação da paisagem.

A transformação da paisagem, geralmente, está atribuída à perda de habitats (manchas), podendo ocorrer através de processos antrópicos ou não. Os principais processos espaciais são separados em cinco categorias: perfuração, dissecação, fragmentação, contração e desgaste.

Os diferentes processos podem causar aumento ou diminuição de número e densidade de mancha (fragmentação e desgaste, respectivamente), mas em todos os processos ocorrem a diminuição da área total de habitat (CASIMIRO, 2009; FLETCHER; FORTIN, 2008). Ao longo das transformações, todos os processos acabam se sobrepondo, e geralmente, a perfuração e dissecação ocorrem nas fases iniciais da transformação, a fragmentação e contração nas fases intermediárias e o desgaste na fase final (CASIMIRO, 2009). Salientando que tais processos também resultam no aumento da complexidade da paisagem (METZGER, 1999).

Para medir e avaliar a estrutura da paisagem e o resultado dessas transformações são utilizadas as métricas de paisagem, baseadas na distribuição, forma e arranjo das manchas. Podendo ser aplicadas em três níveis: mancha (individual), classes de mancha (todas as manchas) e paisagem (paisagem como um todo, avaliando as interações entre os diferentes usos) (BOTEQUILHA-LEITÃO; GUIOMAR, 2021; CASIMIRO, 2009; LANG; BLASCHKE, 2009). Além de também poderem ser realizadas nas duas abordagens (configuração ou composição).

As diversas métricas desenvolvidas para descrição dos padrões espaciais aliado Geoprocessamento permitiu que análises mais complexas e transversais fossem realizadas.

2.4. Geoprocessamento

Entre diversas definições, o geoprocessamento pode ser definido como um conjunto de técnicas, métodos e ferramentas pautado em técnicas matemáticas e computacionais, com o intuito de coletar, armazenar, tratar, analisar e integrar informações geográficas de diversas áreas como ambiental, planejamento urbano, energia, saúde, marketing, entre outras (CÂMARA; DAVIS, 2001; IBRAHIN, 2014; XAVIER-DA-SILVA, 2016). Dentre as diversas técnicas (geotecnologias) estão os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), o

Sensoriamento Remoto, a Cartografia Digital e os Sistemas de Posicionamento Global (GPS) (XAVIER-DA-SILVA, 2016).

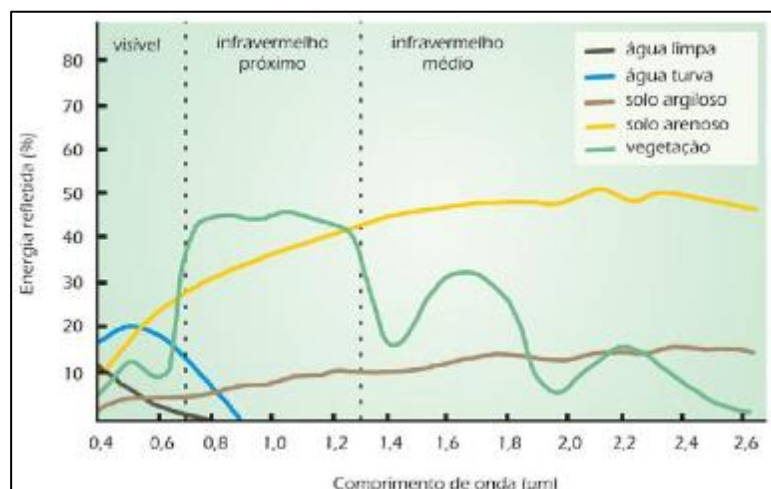
Os SIGs são sistemas constituídos e operacionais que permitem o manuseio de dados georreferenciados através da entrada e gerenciamento dos dados, manipulação e análise e a saída (geração de produtos) (ZAIDAN, 2017).

2.4.1. Sensoriamento Remoto

O Sensoriamento Remoto (SR) é uma tecnologia que permite a obtenção de dados da superfície terrestre através da captação e registro da energia refletida ou emitida pela superfície (FLORENZANO, 2011). De modo direto, ao falarmos de Sensoriamento Remoto é referido à obtenção de informações à distância, sem a necessidade de metodologias *in situ*. A obtenção a distância é possível e realizada através de sensores que podem estar instalados em três níveis: terrestre (plataformas), áreas (VANTs e aeronaves) ou orbitais (satélites artificiais) (LOREZZENTTI, 2015). Entre os três, o mais comum é o SR orbital, dado a possibilidade de abranger grandes áreas de estudo, além do grande potencial de repetição e custo relativamente baixo se comparado com metodologia *in situ*.

No SR, uma das energias utilizadas é a energia da radiação eletromagnética (REM) (sendo o Sol sua principal fonte), sendo essa dividida em faixas espectrais em termos de frequência ou comprimento de onda (chamado de espectro eletromagnético); e ao interagir com os diferentes objetos da superfície terrestre – como solo, vegetação, áreas impermeáveis, hidrografias – essa energia pode ser absorvida, refletida, transmitida ou emitida em proporções diferentes e em diferentes regiões do espectro eletromagnético (FLORENZANO, 2011; JENSEN, 2011; NOVO, 1992). São essas variações que permitem a distinção dos objetos terrestres. Um exemplo dessa variação pode ser visto na Figura 6.

Figura 6 – Assinatura espectral da água, solo e vegetação.



Fonte: Florenzano (2011)

As diferentes faixas espectrais, chamadas de bandas, podem ser analisadas individualmente ou através de agrupamentos. Tais agrupamentos pode ser composições coloridas das imagens que auxiliam na identificação de objetos específicos ou índices espectrais, como os índices de vegetação

2.4.2. Sensoriamento Remoto e a vegetação

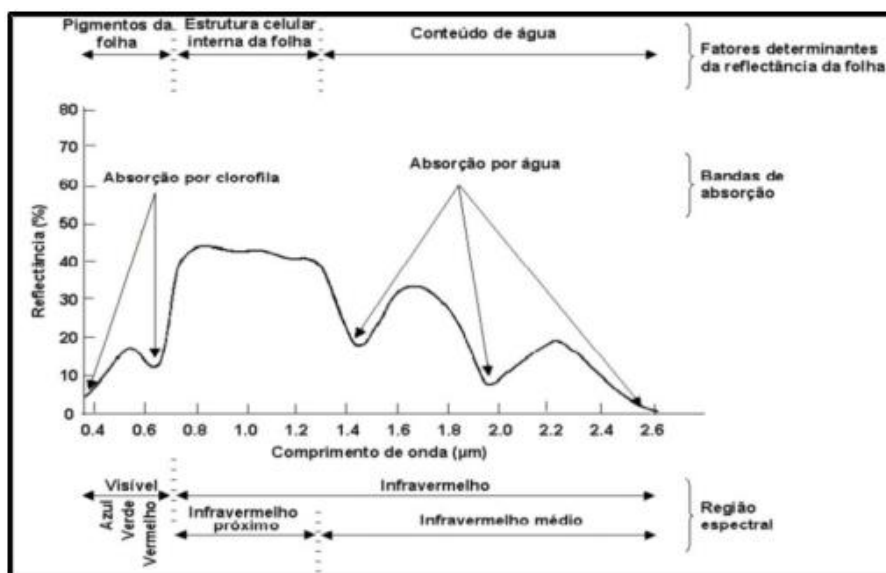
O estudo da vegetação por SR têm aumentado e melhorado ao decorrer dos anos devido a facilidade, variedade de metodologia, por permitir a avaliação histórica, monitoramento temporal e em larga escala (FONSECA; FORMAGGIO; PONZONI, 2007; SCHOWENGERDT, 2007).

A interação da REM com a vegetação está amplamente relacionada com a sua estrutura interna e externa (JENSEN, 2009). Essa interação é diferente conforme a faixa do espectro e a estrutura ou componente, permitindo diferentes informações, como por exemplo aspectos biofísicos (Figura 7 – ESPÍNDULA *et al.*, 2012).

A região do visível (0,4 – 0,72 μm) tem predominância dos pigmentos fotossintetizantes existentes nas folhas, como a clorofila, carotenos e xantofilas, sendo a maior absorção na região do azul, um pico de reflectância no verde e alta absorção na região do vermelho, assim, quão maior a presença desses pigmentos, maior a reflectância (ASHRAF; MAAH; YUSOFF, 2011; PONZONI; SHIMABUKURO, 2010). Na região do infravermelho próximo (0,72 – 1,10 μm) há a interação com a estrutura interna da folha, onde a REM absorvida é espalhada internamente devido a interação com a estrutura do mesófilo; enquanto

na região do infravermelho médio (1,10 – 3,20 μ m) a REM interage com o conteúdo de água da folha, tendo picos de reflectância em 1,6 e 2,2 μ m (PONZONI; SHIMABUKURO, 2010).

Figura 7 – Assinatura espectral de diferentes estruturas e componentes uma folha sadia e verde.



Fonte: Modificada de Swain e Davis (1978)

Através das mudanças da reflectância é possível estudar os diferentes estados fisiológicos e/ou fenológicos. Essas mudanças podem ter diversas origens, mas geralmente acabam influenciando em toda a estrutura foliar, por exemplo, o estresse hídrico alteraria a reflectância do infravermelho médio, mas também alteraria a estrutura celular, gerando mudanças na reflectância do infravermelho próximo (JENSEN, 2009; SUPPLICK-PLOENSE; ALSHAMMARY; QIAN, 2011).

Os pigmentos fotossintetizantes são sensíveis e diversos fenômenos externos ou internos (como o envelhecimento das folhas) podem causar danos nestes, resultando em alterações nos picos de absorção (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015).

Geralmente o estudo da vegetação é realizado em dosséis, assim, a distribuição angular das folhas gera influência visto que as folhas se posicionam em ângulo, sentido e alturas diferentes; porém, o comportamento geral da assinatura permanece sem grandes alterações (PONZONI, 2001).

Com a intenção de agilizar as análises através da maximização das informações espectrais para faixas específicas, foram criados os índices de vegetação (IVs). Ponzoni;

Shimabukuro e Kuplich (2015) dizem que os IVs podem ser entendidos como medidas radiométricas adimensionais, geradas através de fórmulas matemáticas com dados multiespectrais. São amplamente utilizados para quantificar, caracterizar e qualificar parâmetros biofísicos sazonal e fenológico da vegetação e acompanhamento de florestas, silviculturas, reflorestamentos. (FERREIRA *et al.*, 2008, MOREIRA, 2011).

São encontrados diversos IVs na literatura. Dentre os encontrados, os mais utilizados são o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), o Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (SAVI), o Índice de Vegetação Melhorado (EVI) (GUEDES; SILVA, 2018).

2.5. Inteligência Artificial

A inteligência artificial (IA) é uma ciência recente, com seu início após a Segunda Guerra Mundial e contando atualmente com diversos subcampos (LUDERMIR, 2021, RUSSELL; NORVIG, 2004). Sua definição é complexa e abrangente, podendo ser simplificada em ciência que busca produzir sistemas inteligentes com capacidade de funcionar baseado no pensamento humano (BARBOSA; PORTES, 2019, RICH; WATERS, 1988).

Atualmente a IA pode seguir por dois tipos: IA Focada e IA Generalizada. A IA Focada são algoritmos especializados em resolver um problema específico, como os sistemas especialistas e sistemas de recomendação; a IA Generalizada são algoritmos desenvolvidos para várias tarefas, geralmente desenvolvidos por técnicas de Aprendizado de Máquina (LUDERMIR, 2021).

2.5.1. Aprendizado de Máquina

O aprendizado de máquina, mais comumente conhecido pelo inglês *Machine Learning* (ML) é um dos subcampos mais conhecidos da IA. É um campo amplamente fundamentado na estatística e composto por técnicas que para realizar classificações descritivas ou preditivas; e possuem como objetivo desenvolver algoritmos capazes de adquirir conhecimento automaticamente a partir de dados históricos (BISHOP, 2006; GOLDSCHIMIDT, 2010).

Existem dois principais tipos, as aprendizagens supervisionadas e não supervisionadas. Nas supervisionadas, as mais utilizadas, são apresentados dados já com a resposta desejada (por exemplo, em classificação de imagens, distinguir se são áreas com ou sem vegetação), e possui como objetivo construir um algoritmo classificador que consiga determinar dados que ainda não foram rotulados (LUDERMIR, 2021). Quando o rótulo da classe a ser determinada

são valores discretos, são aprendizagens para classificações, e quando são valores contínuos, é classificado como regressão (DUDA *et al.*, 2001). Lary *et al.* (2016) diz que as técnicas de ML são amplamente eficazes para classificações e regressões. Em aprendizagens não supervisionadas, os algoritmos assumem que é desconhecida a classe à qual os dados pertencem, assim, procuram por similaridades e diferenças nos valores dos atributos e os agrupam em diferentes agrupamentos (RUSSEL; NORVIG, 2002).

Existem diversos algoritmos de *Machine Learning* com diferentes formas de representação dos dados, entre eles destaca-se Árvores de decisão, *Random Forest*, *Gradient Boosting*, Máquina de Vetor de Suporte (*Support Vectors Machine* — SVM do inglês) e Redes Neurais Artificiais (RNA).

O algoritmo Árvore de Decisão é uma árvore de classificação com estrutura hierárquica, pautada na divisão de um grande problema em problemas menores e mais simples (CREPALDI *et al.*, 2010). A Árvore de Decisão se inicia pelo primeiro nó (nó raiz), seguido pelos nós intermediários (nós internos) e finalizando nos nós respostas. Seguindo o mesmo entendimento, o *Random Forest* consiste numa técnica que agrupa várias árvores de decisão treinadas e o resultado é obtido a partir do melhor resultado das consolidações (FACELI *et al.*, 2011; MONTAÑO, 2016)

O método SVM é um método baseado em aprendizagem estatística, e possui como objetivo encontrar a melhor linha (chamando de hiperplano) de separação entre as classes de um conjunto de dados passíveis de serem separados linearmente (FACELI *et al.*, 2011; HAO, 2017; QIAN *et al.*, 2015).

As RNA foram desenvolvidas para simular o sistema nervoso e a capacidade de aprendizado humana (HAYKIN, 2009). São amplamente utilizadas para predição e classificação de problemas mais complexos, sem a necessidade de pressuposições da relação das variáveis (ÖZÇELİK *et al.*, 2010; NUNES; GÖRGENS, 2016). As RNA possuem pelo menos três camadas; a de entrada, de saída e pelo menos uma camada oculta, sendo a última a responsável pela transformação dos dados de entrada em dados de saída (MELESSE; HANLEY, 2005).

A técnica do modelo de *Gradient Boosting* também é baseada em árvores de decisão, mas diferencia do *Random Forest*, pois é realizado de forma sequencial e dependente, assim, o final da árvore 1, determina como a árvore 2 vai se iniciar.; tais interações são repetidas por um determinado número de vezes, até que o valor esteja o melhor possível (FRIEDMAN *et al.*, 2002).

Atualmente muitos desses e outras técnicas de *Machine Learning* têm sido utilizadas para melhorar estimativas em ecossistemas complexos – como florestas – ou para outros benefícios ambientais, e muitas vezes em conjunto com um SIG (VAHEDI, 2016). Dentre, podemos citar Rocha *et al.* (2018) que modelou a sobrevivência e mortalidade de árvores com RNA, Melesse e Hanley (2005) que, também utilizando RNA, modelaram o fluxo de CO₂ em ecossistemas diversos; Zhao *et al.* (2011) que caracterizaram a estrutura dossel de uma floresta com SVM, Jachowski *et al.* (2013) que estimou, com SVM, a biomassa acima do solo em manguezais da Tailândia.

Tais técnicas também vêm sendo amplamente utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra. Wolfer *et al.* (2020) realizou o mapeamento por classificação supervisionada com *Random Forest*, SVM e RNA, e encontraram alta acurácia (cerca de 0,99) na classificação feita pelo *Random Forest* e pelo SVM; Sousa *et al.* (2010) também realizou o mapeamento por RNA e SVM, encontrando uma exatidão de cerca de 80% e 86%, respectivamente; Gaiad *et al.* (2017) utilizaram SVM, RNA, *Random Forest* e outros algoritmos e encontraram cerca de 98%, 97% e 95%, respectivamente.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Determinar a suscetibilidade ao desflorestamento por meio de variáveis topográficas, espectrais, antrópicas e físicas, utilizando técnicas de geoprocessamento e aprendizagem de máquina, na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, Ibiúna, São Paulo, visando contribuir com a gestão, conservação e proteção dos remanescentes florestais e sua biodiversidade.

3.2. Objetivos específicos

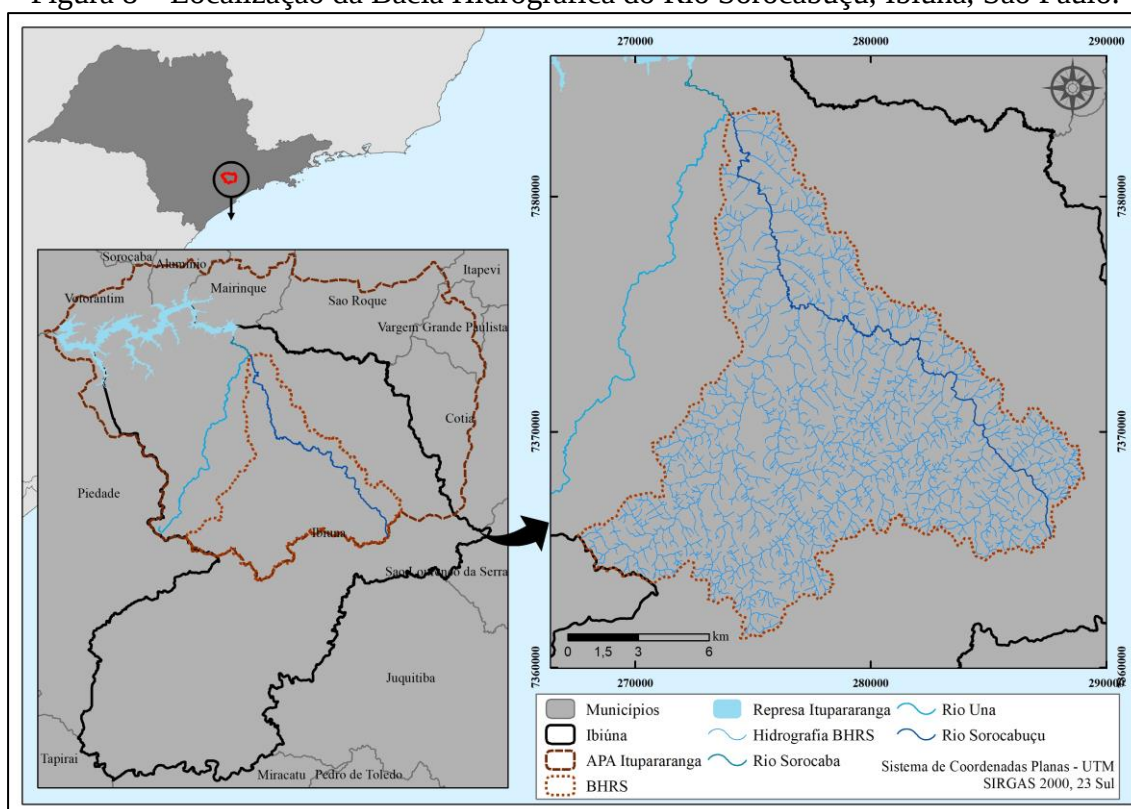
- a) Compreender a paisagem através do mapeamento do uso da terra para 2000, 2010 e 2020;
- b) Obter, extrair e analisar dos fragmentos florestais para 2000, 2010 e 2020 através das variáveis topográficas, antrópicas, físicas e espectrais;
- c) Implementar a aprendizagem de máquina para determinar a suscetibilidade ao desflorestamento;
- d) Simular cenários futuros do uso da terra para 2050.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A presente pesquisa foi desenvolvida na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (BHRS – Figura 8), integrada à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10). A BHRS é localizada inteiramente no município de Ibiúna, no interior do estado de São Paulo, com extensão territorial de cerca de 203 km², ocupando aproximadamente 19% da extensão de Ibiúna (Figura 8). A BHRS também está inteiramente inserida na APA Itupararanga, e ocupa cerca de 22% do território da mesma, portanto, possui grande relevância ambiental sobretudo, devido seus remanescentes florestais da Mata Atlântica.

Figura 8 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo.



Fonte: Organizado pela autora (IBGE, 2020a; 2020b).

Seu acesso pode ser realizado por quatro vias principais: Rodovia Bunjiro Nakao (SP-250), Rodovia Júlio Dal Fabbro, Estrada Vicinal Presidente Tancredo Almeida Neves e Rodovia Prefeito Quintino de Lima (IBGE, 2020a; 2020b).

Possui como curso principal o rio Sorocabuçu, que em conjunto com o rio Sorocamirim originam o rio Sorocaba, esse deságua no Reservatório de Itupararanga e é a

principal fonte de abastecimento de água para alguns municípios ao seu entorno, além de fornecer energia elétrica para a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) (IGC, 1979; PEDRAZZI *et al.*, 2014).

A BHRS está localizada no bioma Mata Atlântica, caracterizado por remanescentes florestais de Floresta Ombrófila Densa, mas com paisagem fragmentada por atividades antrópicas de caráter agrícola (IBGE, 2013; SOUSA *et al.*, 2020). A Floresta Ombrófila, no geral – antes chamada de Floresta Tropical Pluvial –, é caracterizada pela vegetação de folhas perenes e pela presença abundante e frequente de chuvas. A Floresta Ombrófila Densa é caracterizada por fanerófitas, vegetação arbustiva densa com dosséis de 15 metros (m) e árvores de até 40 m, além da alta presença de epífitas e samambaias; em características climáticas, as FODs estão presentes em locais com temperatura média de 25°C (CAMPANALLI; PROCHNOW, 2006; IBGE, 2012). Florestas Ombrófilas Densas, atualmente são principalmente de formações secundárias, heterogênea e com característica de estágio médio de regeneração, sendo classificada como prioridade 5 (escala de 1 a 8), como área de interesse para recuperação geral da biodiversidade da fauna e flora.

Segundo Dubreuil *et al.* (2017) e Dubreuil *et al.* (2018) o clima na região é do tipo Cwa, caracterizado por verão úmido e inverno seco. A temperatura média varia entre 13,5°C e 27°C, com pluviosidade média mensal de 124 mm, tendo janeiro como mês mais chuvoso e agosto como o mais seco (CIIAGRO, 2019).

A BHRS é socialmente vulnerável pelo aspecto de renda, onde a renda mensal dos moradores de domicílios particulares permanentes é considerada baixa (com média entre R\$ 759,00 e R\$ 1.214,00) (PAIXÃO; LOURENÇO, 2022).

A pedologia na área é predominantemente de Latossolo Vermelho-Amarelo, mas com presença de Gleissolo Melânico e Cambissolo Háptico (ROSSI, 2017). Os Latossolos são solos antigos, profundos e com bom potencial agrícola; os Gleissolos são solos rasos que limitam o potencial agrícola dado seu risco de inundação e alagamento e; os Cambissolos podem ser rasos ou profundos, e por geralmente estarem associados a relevos ondulados e montanhosos, seu uso agrícola possui limitações (EMBRAPA, 1999).

4.2. Materiais

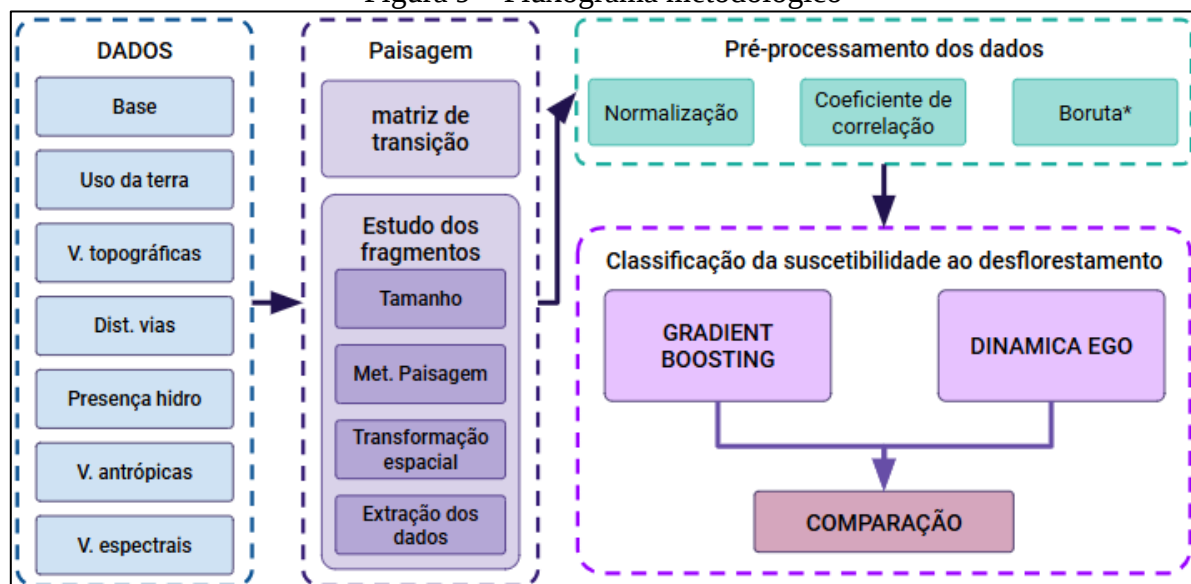
- ArcGIS 10.8 (ESRI, 2020);
- Google Earth Pro (GOOGLE LCC, 2019);

- Patch Analyst 5.2.0.16 (REMPEL *et al.*, 2015);
- DINAMICA EGO 5.0 (CSR, 2012).

4.3. Métodos

O resumo dos procedimentos metodológicos pode ser visto no fluxograma abaixo (Figura 9). A primeira etapa se deu pela obtenção das variáveis que foram utilizadas como *input* na classificação da suscetibilidade ao desflorestamento. Posteriormente, elas foram extraídas e analisadas à nível de fragmento florestal; seguido por um breve pré-processamento dos dados para por fim, obter a classificação da suscetibilidade via *Gradient Boosting* e DINAMICA EGO.

Figura 9 – Fluxograma metodológico



4.3.1. Obtenção dos dados

4.3.1.1. Base de apoio

Os dados altimétricos (curvas de nível e pontos cotados) e os planimétricos (hidrografia e malha viária) foram obtidos a partir da vetorização das cartas topográficas disponibilizadas pelo Instituto Geográfico Cartográfico na escala 1:10.000 (IGC, 1979). A articulação, bem como as cartas topográficas utilizadas para vetorização estão dispostas na Figura 9. Originalmente, as cartas topográficas estavam no sistema de coordenadas planas Universal Transversa de Mercator (UTM), com *Datum* Córrego Alegre, Fuso 23 Sul, mas foram reprojctadas para *Datum* Sistema de Referência Geocêntrico das Américas (SIRGAS 2000) e mesmo fuso.

Figura 10 – Articulação das cartas topográficas utilizadas.

SF-23-Y-C-V-2-SO-A 094/096 A		SF-23-Y-C-V-2-SO-B 094/097 B	
SF-23-Y-C-V-2-SO-C 095/096 C		SF-23-Y-C-V-2-SO-D 095/097 D	
SF-23-Y-C-V-2-SO-E 096/096 E		SF-23-Y-C-V-2-SO-F 096/097 F	SF-23-Y-C-V-2-SE-E 096/098 G
SF-23-Y-C-V-3-NE-B 097/095 H	SF-23-Y-C-V-4-NO-A 097/096 I	SF-23-Y-C-V-4-NO-B 097/097 J	SF-23-Y-C-V-4-NE-A 097/098 K
SF-23-Y-C-V-3-NE-D 098/095 L	SF-23-Y-C-V-4-NO-C 098/096 M	SF-23-Y-C-V-4-NO-D 098/097 N	SF-23-Y-C-V-4-NE-C 098/098 O
SF-23-Y-C-V-4-NO-E 099/096 P			

Fonte: Autoria própria.

Legenda: A- Bairro Cachoeira; B- Bairro Votorantim; C- Bairro do Capim Azedo; D- Bairro do Lajeado; E- Bairro do Cupim; F- Bairro Sorocabuçu; G- Bairro do Pedroso; H- Bairro do Lajeado; I- Bairro do Piaí; J- Bairro do Boava; K- Bairro do Verava; L- Bairro do Itaguapeva; M- Bairro do Murundu; N- Sítio Paiol Velho; O- Bairro dos Grilos; P- Ribeirão das Vargens.

4.3.1.2. Uso da terra

O método utilizado para o mapeamento do uso da terra foi o de interpretação visual, consistido na identificação e interpretação das feições através da sua textura, padrão, sombreado, cor e tonalidade, além da sua localização e os elementos em sua proximidade (PANIZZA; FONSECA, 2011). O procedimento foi realizado inteiramente no ArcGIS 10.8 (ESRI, 2020).

Foram realizados mapeamentos para os anos 2000, 2010 e 2020. O mapeamento do ano de 2010 foi realizado sobre uma ortofoto em composição colorida do sensor *Vexcel Ultracam*, com resolução espacial de 0,45 m, referente a junho de 2010. Tal imagem foi obtida gratuitamente e em formato digital, pelo servidor *Web Map Service – WMS* do IGC (IGC, 2010).

O mapeamento do ano de 2000 foi realizado a partir de retificações do produto de 2010. Para tal, foram utilizadas imagens do satélite Landsat 7, sensor *Enhanced Thematic*

Mapper Plus (ETM+), referente a agosto de 2000 com *path/row* 219/076, obtidas gratuitamente no portal do *Earth Explorer*⁸ do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, do inglês *United States Geological Survey*) compostas em cor verdadeira (RGB – 321), com resolução espacial de 30 m, fusionada com a banda pancromática (banda 8), com resolução espacial final de 15 m (USGS, 1999). Além do apoio e consulta na série histórica de imagens do *Google Earth Pro* (GOOGLE LCC, 2019).

O procedimento para o mapeamento do ano de 2020 foi semelhante ao de 2000, porém realizado sobre imagens do satélite CBERS 04A, sensor Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM), referente à agosto de 2020 com *path/row* 203/143, obtidas gratuitamente no portal da Divisão de Geração de Imagens⁹ (DGI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), composta em cor verdadeira (RGB – 321), com resolução espacial de 8 m; em seguida foi realizada a fusão com a banda pancromática (banda 0), com resolução espacial final de 2m (INPE, 2019). Nesse mapeamento, também foi contado com o apoio e consulta nas imagens do *Google Earth Pro* (GOOGLE LCC, 2019).

As classes utilizadas na classificação do uso da terra foram: área de várzea, área degradada, área urbanizada, corpo d'água, cultura permanente, cultura temporária, mineração, pastagem, reflorestamento e vegetação (IBGE, 2013). O descrito no Manual Técnico de Uso da Terra e as adaptações realizadas podem ser vistas no Quadro 2.

Quadro 2 – Classes do IBGE, sua adaptação com sua respectiva descrição, e a cor atribuída em RGB utilizado nos mapeamentos de uso da terra e cobertura vegetal

Classe IBGE	Classe Adaptada*	Descrição	RGB
Área urbanizada	-	Áreas que compreendem de uso intensivo, com edificações, sistema viário.	255, 168, 192
Áreas de mineração	Mineração	Áreas voltadas à exploração ou extração de minerais.	132, 0, 168
Cultura temporária	-	Áreas com cultivo de curta ou média duração, ou seja, de rápido desenvolvimento e alta rotatividade da área.	255, 255, 0
Cultura permanente	-	Áreas com cultivo perene (ciclos vegetativos de grande duração).	255, 166, 0

(continua...)

⁸ Portal do *Earth Explorer* - <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

⁹ Portal do DGI - <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>.

(continuação...)

Silvicultura	Reflorestamento	Áreas com implantação de florestas com espécies nativas ou exóticas.	18, 112, 0	
Pastagem	-	Áreas cobertas, principalmente por gramíneas, destinadas à pecuária.	168, 112, 0	
Florestal	Florestas	Áreas com vegetação arbórea com altura a partir de 5 m.	115, 168, 0	
Comunidade aluvial	Área de várzea	Áreas próximas ao curso da água que ficam cobertas por água em época de cheia.	0, 112, 255	
Corpo d'água continental	Corpo d'água	Áreas cobertas por água sem origem marinha, naturais ou não.	153, 194, 230	
Área degradada	-	Áreas com vegetação arbustiva ou herbácea ou áreas abandonadas e/ou com solo exposto.	178, 178, 178	

Fonte: Adaptado IBGE (2013).

Legenda:* se houver adaptação.

O resultado foi a obtenção dos Mapas do uso da terra da BHRS para os referidos anos estudados.

4.3.1.2.1. Matriz de transição

A partir dos Mapas do uso da terra foram construídas três matrizes de transição com o objetivo de analisar a mudança entre a área ocupada das classes entre os anos. As matrizes consistiam nos seguintes cenários: a) 2000-2010; b) 2010-2020 e; c) 2000-2020. Tal procedimento foi realizado no ArcGIS 10.6 (ESRI, 2016).

Como *output* têm-se uma matriz semelhante ao apresentado no Quadro 3, onde cada célula da matriz contém a área que sofreu transição entre os dois períodos estudados, sendo o estado de origem nas linhas e o estado resultante nas colunas.

Quadro 3 – Modelo da matriz de transição para as categorias de uso da terra

Área (km ²)		Uso da terra (estado resultante)										Total (origem)	Perda
		AV	AD	AU	CA	CP	CT	MI	PA	RE	FL		
Uso da terra (estado de origem)	AV												
	AD												
	AU												
	CA												
	CP												
	CT												
	MI												
	PA												
	RE												
	FL												
	Total (resultante)												
	Ganho												

Fonte: Adaptação de CETESB (2011) e SOUSA (2018).

Legenda: AV: Área de várzea; AD: área degradada; AU: área urbanizada; CA: corpo d'água; CP: cultura permanente; CT: cultura temporária; MI: mineração; PA: pastagem; RE: reflorestamento e; FL: florestas. Células em azul: área de permanência na classe; cinza claro: total de área de cada ano; cinza escuro: área total da BHRS; amarelo claro: total, por classe, de área que apresentou transição; amarelo escuro: total de transição entre os anos. Linhas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano anterior e as colunas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano posterior.

4.3.1.2.2. Fragmentos Florestais

Para a triagem dos fragmentos florestais utilizados como objeto de estudo foram selecionados os polígonos classificados como “Florestas” e que apresentassem área maior que 5ha, posteriormente classificados em cinco categorias, a partir de adaptação das categorias encontradas na literatura (JUVANHOL *et al*, 2011; MARTINS *et al.*; 2018). As categorias são: pequeno (≥ 5 a < 10 ha), médio (≥ 10 a < 50 ha), grande (≥ 50 a < 100 ha) e muito grande (≥ 100 ha).

A área é a medida estrutural mais difundida e, talvez, mais importante, visto que muitas das outras métricas (discorridas mais à frente) são construídas direta ou indiretamente a partir dela.

4.3.1.3. Transformação espacial dos fragmentos florestais

Entre os anos, os fragmentos florestais passaram por transformações de território, ou seja, mudança na área que ocupam no espaço geográfico; tais transformações podem resultar

no desflorestamento ou na regeneração dos mesmos. Ao estudar a dinâmica da transformação do território consegue-se estimar qual atividade antrópica causou tal transformação.

O estudo foi realizado por análise manual em dois períodos (2000 a 2010 e 2010 a 2020), fragmento a fragmento. Após a análise da transformação espacial, foram criados dois tipos de categoria: a) se houve ou não transformação que causou perda de área e; b) categorizados por processos de transformações, conforme o Quadro 4.

Quadro 4 – Principais processos espaciais de transformação do território

Nome	Sigla	Característica	Esquema
Perfuração	P	Cria-se buracos no habitat. Geralmente ligado ao corte de madeira e abertura de clareiras.	
Dissecação	DI	Divisão do habitat por linha regular. Geralmente ligado à abertura de estradas.	
Fragmentação	F	Divisão do habitat em parcelas menores e com dimensão e distribuição irregular.	
Contração	C	Diminuição do habitat dado pelas bordas. Geralmente ligado à agropecuária e especulação imobiliária.	
Desgaste	D	Desaparecimento total do habitat, geralmente acontecem com habitats menores.	
Regeneração	R	Aumento do habitat.	

Fonte: Adaptado de Casimiro (2009) e Fletcher; Fortin (2018).

4.3.1.4. Variáveis topográficas

Variáveis topográficas, como a altitude e a declividade influenciam na dinâmica dos fragmentos florestais (SILVEIRA; SILVA, 2010; VIANA; PINHEIRO, 1998). Robert e Moravie (2003) falam que as variações da topografia podem ser um dos fatores que contribuem com a heterogeneidade estrutural florestal, sendo essa uma das determinadoras da velocidade e intensidade no efeito de borda e regeneração florestal. Em fragmentos florestais da mata atlântica, as variáveis topográficas acabam se destacando dado que grande parte dessas manchas remanescentes estão localizadas em áreas montanhosas (ROSA, 2017).

A altitude contribui com a umidade da área, dado que locais mais altos apresentam temperatura mais baixa e consequentemente áreas mais úmidas. Locais com menor teor de

umidade apresentam maior quantidade de galhos secos e folhas secas, que são conhecidos como material combustível para potenciais incêndios (RIBEIRO *et al.*, 2008; VENKATESH *et al.*, 2020). Sabe-se, também, que fragmentos florestais localizados em locais de maior altitude apresentam diminuição da riqueza de espécies (BLUM *et al.*, 2011; CAGLIONI *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2015; HAMILTON *et al.*, 1995; RODERJAN *et al.*, 2002).

A declividade é uma variável com dois pontos opostos. Por um lado, Pillar (2003) afirma que em locais com maior declividade há maior dificuldade no desenvolvimento florestal, devido ao alto escoamento superficial e a menor disponibilidade de nutrientes, e maior facilidade de propagação em potenciais incêndios; por outro lado, a dificuldade de acesso humano contribui para maior presença de fragmentos florestais em locais com maior declividade, influenciando no seu isolamento para regenerações (CAMARGO *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.*, 2012).

A obtenção da altitude e declividade foi realizada através do Modelo Digital de Terreno (MDT). O MDT foi construído a partir da interpolação das curvas de nível e pontos cotados através da Rede Irregular Triangular (TIN – do inglês *Triangulated Irregular Network*).

A altitude foi obtida após a transformação do TIN para arquivo matricial. A declividade, em porcentagem e separada em classe conforme estabelecido pela Empresa Brasileira de Produção Agropecuária (EMBRAPA, 2006) (Tabela 1).

Tabela 1 – Classes de relevo e sua respectiva declividade.

Classe de relevo	Declividade (%)
Plano	0 - 3
Suave ondulado	> 3 – 8
Ondulado	> 8 – 20
Forte Ondulado	> 20 – 45
Montanhoso	> 45 – 75
Escarpado	> 75

Fonte: EMBRAPA (2006)

Após a obtenção das duas variáveis, todas foram recortadas para os fragmentos florestais dos três anos e analisados suas porcentagens de ocorrência.

Todos os procedimentos citados foram realizados em ambiente ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017).

4.3.1.5. Distância de vias e presença de hidrografia

A distância de vias e presença de hidrografia contribui com a conservação e preservação dos fragmentos florestais. A distância de vias foi obtida em ambiente ArcGIS 10.8 (ESRI, 2020), através da ferramenta *Buffer*. Foram utilizados *buffers* com 5 m, 25 m, 50 m, 100 m, 250 m a partir da hidrografia. Os *buffers* foram combinados em um único arquivo vetorial.

Para determinar a presença de hidrografia foi obtida através da intersecção da hidrografia com os fragmentos florestais.

4.3.1.6. Efeito Antrópico

O Índice de Urbanidade (IB – O'NEIL *et al.*, 1998) é utilizado para descrever a intensidade com que a paisagem é ocupada por áreas antrópicas e com grande porcentagem de alteração. O IB é dado pela proporção entre as áreas antrópicas, como áreas urbanas e agropecuárias, e as áreas naturais, como corpos hídricos e fragmentos florestais (SILVA *et al.*, 2017; WRBKA *et al.*, 2004). Seu equacionamento pode ser visto abaixo (Equação 7):

$$IB = \log_{10} \left(\frac{A+U}{F+W} \right) \quad (7)$$

Sendo que:

A: extensão da área agrícola (correspondente à soma da extensão das classes cultura permanente, reflorestamento, pastagem e área degradada);

U: extensão de área urbana (correspondente à soma da extensão das classes área urbanizada e mineração);

F: extensão da área de florestas;

W: extensão dos corpos hídricos (correspondente à soma da extensão das classes área de várzea e corpo d'água).

O IB foi calculado em nível de sub-bacia.

O Índice de Efeito de Borda (IEB) determina a fragilidade do fragmento florestal a partir do nível de pressão da atividade antrópica no entorno imediato (LOURENÇO *et al.*, 2014). A análise é realizada por fragmento com base no uso da terra limítrofe considerando diferentes pesos conforme o grau de impacto negativo causado no mesmo (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores atribuídos aos aspectos considerados no Índice de Efeito de Borda

Classe de uso da terra	Peso	Justificativa
Solo exposto	0,25	Apesar da barreira física existente, há possibilidade da expansão do fragmento florestal.
Pastagem	0,50	Apesar da barreira física existente, há possibilidade da expansão do fragmento florestal, apesar de mais dificultosa.
Residencial	0,75	Há barreira física e a impossibilidade de expansão do fragmento florestal.
Industrial e agrícola	1,0	Há barreira física e a impossibilidade de expansão do fragmento florestal, além de maior exposição à poluentes químicos.

Fonte: Adaptado de Lourenço *et al.* (2014).

O cálculo do IEB é dado pelo somatório dos aspectos ponderados pelo perímetro de cada um no entorno do fragmento florestal de estudo, conforme a Equação 8:

$$IEB = \sum_{i=1}^n \frac{U_i \times P_i}{P} \quad (8)$$

Sendo: U_i = valor do peso atribuído ao uso da terra; P_i = perímetro de divisa do uso da terra com o fragmento e; P = perímetro total do fragmento.

Os valores do IEB estão entre 0 e 1 e são classificados conforme a pressão sofrida, onde os valores menores que 0,6 possuem baixa pressão antrópica; de 0,6 a 0,8, de média pressão antrópica e; maiores que 0,8 possuem alta pressão antrópica.

4.3.1.7. Métricas de Paisagem

Para o cálculo das métricas de paisagem foi utilizado a extensão “*Patch Analyst*” para ArcMap, versão 5.2.0.16 (REMPEL *et al.*, 2015) e a ferramenta *Near*. As métricas foram analisadas em nível de mancha, considerando os fragmentos florestais como unidade de estudo.

Métricas sobre a borda indicam, não explicitamente, sobre a configuração da paisagem. Saber sobre a borda é importante, já que muitos fenômenos ecológicos podem ser caracterizados pela quantidade total de borda, como por exemplo a intensidade e qualidade da iluminação solar (LANG; BLASCHKE, 2009). Para a borda será analisado a Densidade de borda (ED).

A dimensão fractal (FD) é uma métrica de forma e tem a função de descrever quão complexo é uma mancha a partir da sua irregularidade (LANG; BLASCHKE, 2009). Fragmentos florestais mais regulares (quadrados e retângulos) possuem dimensão fractal mais baixa (aproximando-se de 1), enquanto os fragmentos com formas mais irregulares apresentam a dimensão fractal mais alta (aproximando-se de 2) (KRUMMEL *et al.*, 1987).

A forma de um fragmento florestal tem grande relação com o efeito de borda, além de possuir influência nos processos entre fragmentos, como a migração e fuga de fauna e colonização de plantas.

As áreas-centrais são as áreas internas das manchas. Se tratando de fragmentos florestais, saber a área-central parte da premissa de que as áreas externas sofrem efeito de borda, assim, apresenta a visão da área que realmente está sendo conservada (SILVA; SOUZA, 2014). Através da medida das áreas-centrais é possível analisar a exposição e a estabilidade do fragmento, dado que quanto maior “Área central” (CORE) e o “Índice de área central” (TCAI), mais robusto e estável é um fragmento (ROCHA *et al.*, 2016). Outra métrica relacionada à área-central é o “Número de áreas central” (NAC), que consiste em saber a quantidade de áreas-centrais um fragmento florestal possui, onde fragmentos com maior quantidade de áreas-núcleo possui menor resistência ao efeito de borda ao se comparar com um fragmento de mesma área, mas menor número de área-núcleo (ROCHA *et al.*, 2016). O “Índice de área central” (TCAI) retorna à quantidade relativa de área central de cada fragmento. Nas métricas de área central, foram considerados apenas as áreas a partir de 0,5ha.

A Distância do vizinho mais próximo (PROX) mede a menor distância de um fragmento florestal ao seu vizinho mais próximo, retratando o quão isolado o fragmento está (MASSOLI *et al.*, 2016). Fragmentos florestais com alto grau de isolamento prejudicam a dispersão e fluxo gênico (LIMA *et al.*, 2017).

O equacionamento, o intervalo e as unidades de cada métrica podem ser vistos no Quadro 5.

Quadro 5 – Métricas de paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, SP

Nome	Sigla	Equação		Faixa de valores (unidade)
Densidade de borda	ED	$ED = \frac{p}{a}$	(1)	0 - ∞ (m/ha)
Dimensão Fractal	FD	$FD = \frac{2 \ln(0,25 * p)}{\ln(a)}$	(2)	1 - 2 (ad)
Área central	CORE	$CORE = AC_{ij}$	(3)	0 - AREA (ha)
Número de área central	NAC	$NAC = NAC_{ij}$	(4)	0 - ∞ (ad)
Índice de área central	TCAI	$CAI = \left(\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^{AC}}{a} \right) 100$	(5)	0 - 100 (%)
Distância do vizinho mais próximo	PROX	$PROX = h_{ij}$	(6)	0 - ∞ (m)

Legenda: ad: adimensional; x e y: coordenadas do *i*-ésimo ponto de apoio do polígono; p: perímetro; a: área; h_{ij} = distância euclidiana do vizinho mais próximo.

4.3.1.8. Indicadores espectrais

A caracterização espectral dos fragmentos florestais foi obtida com a finalidade de estimar a capacidade fotossintética da vegetação através da aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), Índice de Vegetação Fotossintético (PRI), Fluxo de Dióxido de Carbono (CO₂Flux) e pelo Índice de Vegetação da Clorofila (CVI).

Índices de Vegetação (IVs) podem ser definidos como combinações aritméticas entre duas ou mais bandas espectrais com o objetivo de obter estimativas biológicas a partir das características espectrais da vegetação (MATSUSHITA *et al.*, 2007; VENANCIO *et al.*, 2020). Tais estimativas são possíveis dado que muitos dos IVs fornecem uma estimativa estável e quase linear da radiação fotossinteticamente ativa absorvida (APAR), que é fonte de energia para a fotossíntese (TAN *et al.*, 2013).

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI, do inglês *Normalized Difference Vegetation Index*) é um dos IVs mais conhecidos e aplicados, podendo ser utilizado para diversas finalidades, como monitoramento da mudança da área da vegetação, classificação do uso da terra, obtenção da fenologia da vegetação (HOPFNER; SCHERER, 2011; LI *et al.*, 2021; PASTOR-GUZMAN; DASH; ATKINSON, 2018). O índice relaciona

os valores de reflectância da região do infravermelho próximo com a região do vermelho, dado que a vegetação para o processo de fotossíntese, normalmente, possui alta absorção da radiação eletromagnética (REM) do visível na região do vermelho e alta reflexão da radiação eletromagnética na região do infravermelho próximo (BAPTISTA, 2020; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Assim, o NDVI indica a saúde da vegetação presente, bem como a densidade da biomassa (USGS, 2018).

Os valores de NDVI variam de 1 a -1, onde áreas com rocha ou areia, apresentam valores abaixo de 0,1; vegetação esparsa, pastagens e culturas senescentes apresentam valores de aproximadamente 0,2 a 0,5, enquanto valores a partir de 0,6 são áreas com florestas (geralmente tropicais e temperadas) ou culturas permanentes no pico de crescimento (USGS, 2018). A obtenção do NDVI ocorreu através da Equação 9, conforme apresentado no Quadro 6.

Huete (1988), com o intuito de minimizar os efeitos do solo na vegetação, realizou uma adaptação ao NDVI e acrescentou uma constante de ajuste de solo que está relacionado com a densidade do substrato dossel (fator L). Para cobertura vegetal com baixa densidade utiliza-se $L=1$, para cobertura vegetal com densidade intermediária utiliza-se $L=0,5$; e para cobertura vegetal de alta densidade utiliza-se $L=0,25$ (HUETE, 1988).

O novo índice foi intitulado de Índice de Vegetação Ajustada ao Solo (SAVI, do inglês *Soil Adjusted Vegetation Index*) e no Quadro 6, é possível ver sua equação (Equação 10).

O Índice de Vegetação Fotossintético (PRI, do inglês *Photochemical Reflectance Index*) foi proposto por Gamon *et al.*, (1992, 1997) e relaciona os valores de reflectância da região do verde com a região do azul, pautado na alta absorção do REM na região do azul e reflexão do REM na região do verde pela xantofila (pigmentos ligados à eficiência do uso da luz no ciclo fotossintético (BILGER *et al.*, 1989; GAMON *et al.*, 1990; 1993). Assim, a utilização do PRI pode ser um bom indicador do estado da função fotossintética (GAMON *et al.*, 1992; 1997). O PRI foi computado a partir da Equação 11 (Quadro 6).

O índice CO₂Flux, proposto por Rahman *et al.* (2000), mede a eficiência da captação do dióxido de carbono. O CO₂Flux é determinado pela integração do NDVI com o sPRI (PRI reescalado) (Equação 12, Quadro 6).

O Índice de Vegetação da Clorofila (CVI, do inglês *Chlorophyll Vegetation Index*), proposto por Vincini *et al.* (2008) é um indicador da capacidade fotossintética da vegetação, visto que a presença da clorofila está relacionada com a capacidade de fotossíntese (quanto

maior o teor de clorofila, maior sua capacidade fotossintética) (VENANCIO *et al.*, 2020). Seu equacionamento pode ser visto na Equação 13 (Quadro 6).

Os cinco IVs utilizados, e sua respectiva equação podem ser vistos no Quadro 6, a seguir.

Quadro 6 – Índices de Vegetação (IV) e suas respectivas equações

Sigla – Nome	Equação	Referência	
NDVI – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada	$NDVI = \frac{\rho_{INFP} - \rho_{VERM}}{\rho_{INFP} + \rho_{VERM}}$	Rouse <i>et al.</i> (1973)	(9)
SAVI – Índice de Vegetação Ajustado ao Solo	$SAVI = \left(\frac{\rho_{INFP} - \rho_{VERM}}{\rho_{INFP} + \rho_{VERM} + L} \right) (1 + L)$	Huete (1988)	(10)
PRI – Índice de Vegetação Fotossintético	$PRI = \frac{\rho_{VERDE} - \rho_{AZUL}}{\rho_{VERDE} + \rho_{AZUL}}$	Gamon <i>et al.</i> , 1992; 1997	(11)
CO ₂ Flux	$CO_2FLUX = NDVI \times Spri$	Rahman <i>et al.</i> (2000)	(12)
CVI – Índice de Vegetação da Clorofila	$CVI = \frac{\rho_{INFP}}{\rho_{VERDE}} \times \frac{\rho_{VERM}}{\rho_{VERDE}}$	Vincini <i>et al.</i> (2008)	(13)

Legenda: ρ_{INFP} , ρ_{VERM} , ρ_{VERDE} , ρ_{AZUL} = reflectância relativa à banda do infravermelho próximo, vermelho, verde, azul, respectivamente; L = fator de correção para o solo (foi utiliza 0,5).

Os cálculos dos índices foram realizados via *Google Earth Engine* (GEE, GORELICH *et al.*, 2017). O *Google Earth Engine* têm sido um aliado importante e inovador nas análises, sendo ele uma plataforma baseada em nuvem, que permite a análise de dados geoespaciais, principalmente os derivados do sensoriamento remoto (CARVALHO *et al.*, 2021; EDUVIRGEM *et al.*, 2021; ERMIDA *et al.*, 2020). O *Google Earth Engine* inclui gratuitamente todo o catálogo Landsat (USGS/NASA), além de dados do conjunto MODIS, das missões Sentinel, de precipitação, dados climáticos e de elevação, entre outros (*Google Earth Engine*, 2020).

Foram utilizadas imagens de satélites *Landsat 7* para 2000 (USGS *Landsat 7 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance*) e *Landsat 8* para 2010 e 2020 (USGS *Landsat 8 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance*), já calibradas em reflectância de Topo de Atmosfera (TOA). Para cada ano de estudo, foi realizado tais procedimentos: seleção de todas as imagens disponíveis durante o ano, extração dos pixels que estavam cobertos por nuvens; cálculo da média de cada pixel para cada banda e por fim, cálculo dos índices em questão. O código completo encontra-se no Anexo 1.

4.3.2. Pré-Processamento dos dados

O pré-processamento dos dados tem como objetivo melhorar ou otimizar os resultados do modelo através do preparo, organização e estruturação dos dados e posterior alteração ou remoção das variáveis que não apresentam alta relevância.

Primeiramente, foi realizado a normalização dos dados através da fórmula de z-score, a seguir:

$$Z = (X - \mu) / \sigma \quad (14)$$

Sendo: Z é o Z-score; X é o valor individual; μ é a média da distribuição e σ é o desvio padrão da distribuição.

Após, foi analisada a correlação entre as variáveis através do Coeficiente de correlação de Pearson, onde mede a intensidade da relação entre as variáveis. Quanto mais próximo dos valores extremos (-1 ou +1), mais forte é a correlação e quanto mais próximo do centro (0) mais fraca ou irrelevante é a correlação. Valores positivos mostram que as variáveis são diretamente relacionáveis, enquanto os valores negativos mostram que relação indiretas. No geral, a maioria dos autores concordam que valores até 0,3 são fracos, a partir de 0,3 até 0,6 são moderados e acima de 0,70 são considerados fortes (PARANHOS, 2014).

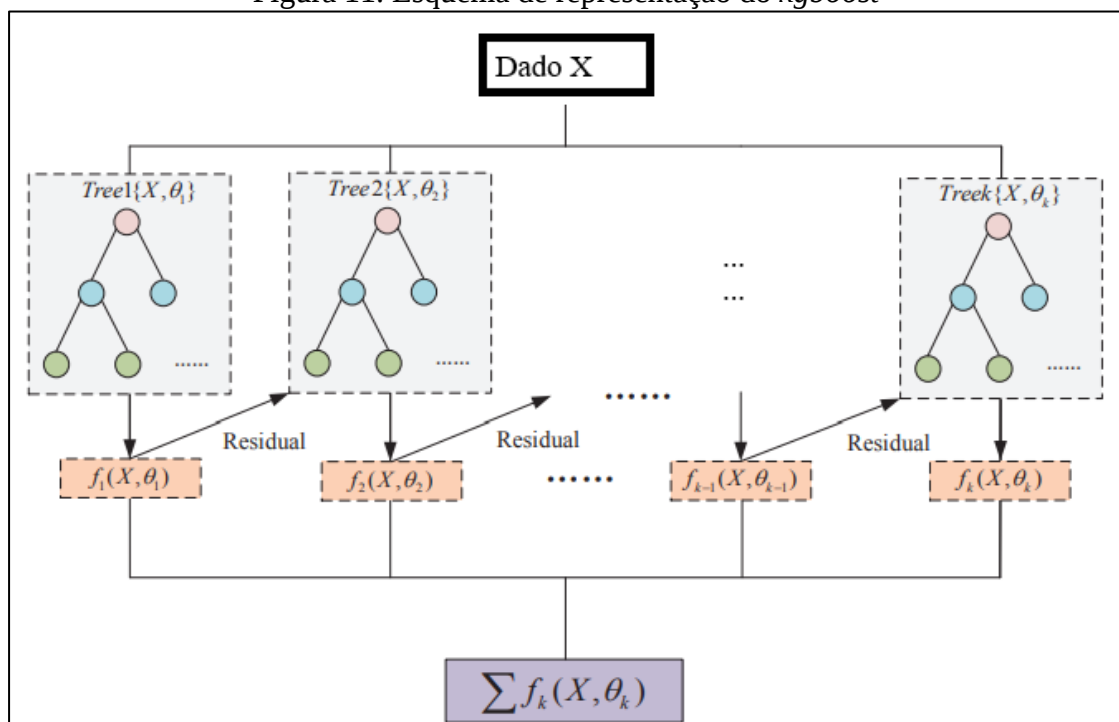
Para a seleção de variáveis foi utilizado o método Boruta. O método em questão define cada variável em forte ou fraca a partir de sua relevância, onde para uma variável ser considerada forte, caso ela seja retirada do conjunto ela resulta na piora dos resultados, enquanto para ser considerada fraca, ao ser retirada do conjunto, o resultado não sofre piora. Assim, uma variável é mantida no conjunto caso seja classificada como fortemente ou fracamente relevante (KOHAVI; JOHN, 1997).

O método Boruta avalia a relevância de uma variável comparando a importância obtida por uma *Random Forest* para as variáveis originais, com variáveis adicionadas artificialmente. No modelo *Random Forest*, é utilizado um conjunto de dados estendido com variáveis de contraste aleatória (obtidas a partir da mistura de valores originais e objetos). Para que a variável seja considerada relevante, sua importância tem que ser maior que a importância máxima alcançada pelas variáveis contraste. Tais passos são repetidos inúmeras vezes com objetivo de obter resultados estatisticamente relevantes (KURSA; RUDNICKI, 2010).

4.3.3. Classificação da suscetibilidade ao desflorestamento

O *Boosting* é uma técnica *ensemble*, ou seja, combina o resultado de diversos modelos, com o objetivo de produzir o melhor modelo. O *Gradient Boosting* é considerado um meta-algoritmo utilizado para redução da variação e viés do aprendizado supervisionado. Seu objetivo é utilizar uma sequência de modelos fracos e ir compensando o ponto fraco do antecessor até chegar num resultado forte (FRIEDMAN *et al.*, 2002). Primeiramente, o modelo é criado na sua forma mais simples e obtendo o valor de resíduo (distância entre o previsto e o real), em seguida, um novo modelo é criado a partir do ajuste do resíduo gerado no modelo anterior, seguido por um novo cálculo de resíduo. Esses passos são repetidos por N vezes buscando que o resíduo seja minimizado ao máximo, até que a distância entre o real e o encontrado seja a menor possível. O modelo final é obtido pela soma dos ajustes dos modelos fracos obtidos anteriormente, conforme mostrado na Figura 11.

Figura 11. Esquema de representação do *xgboost*



Fonte: Adaptado de Guo *et al.* (2020).

A aplicação do modelo foi realizada pelo pacote “*xgboost*¹⁰” em ambiente Python. A divisão realizada entre treino e teste foi 70/30, ou seja, 70% dos dados foram utilizados para o treinamento do modelo e 30% dos dados foram utilizados para testar o modelo.

Modelos de aprendizagem de máquina possuem atributos ou configurações (chamados de hiperparâmetros) que tem a capacidade de tornar o modelo mais preparado para rodar determinado conjunto de dados. Foram utilizados quatro hiperparâmetros. Sendo o *n_estimators* um hiperparâmetro obrigatório, responsável por determinar quantas iterações acontecerá. O *max_depth* apresenta o tamanho (chamado de profundidade) de cada árvore de decisão, onde valores mais altos permite com que o modelo aprenda padrões mais complexos (CHEN, T.; GUESTRIN, C., 2016).

A taxa de aprendizado (*learning_rate*) define o quanto cada árvore de decisão contribui para a previsão, contribuindo para que nenhuma árvore de decisão não possua nenhuma importância. E o *subsample* contra a taxa de amostras usadas para cada árvore de decisão, formando subconjuntos (CHEN, T.; GUESTRIN, C., 2016).

Na Tabela 3 pode ser visto os valores e síntese de cada hiperparâmetro.

Tabela 3. Valores dos hiperparâmetros utilizados no modelo de *Gradient Boosting*

Hiperparâmetro	Função	Valor
<i>n_estimators</i>	O número de estimadores de base no <i>ensemble</i> .	650
<i>max_depth</i>	Profundidade máxima da árvore.	10
<i>learning_rate</i>	Utilizado para reduzir o <i>gradient step</i> .	0,01
<i>subsample</i>	Taxa de <i>subsampling</i> da instância de treinamento.	1

Para a avaliação do modelo foram utilizadas a precisão, *recall*, o F1-score e a matriz de confusão.

A matriz de confusão indica os erros e acertos do modelo em comparação com o resultado esperado. São separados em quatro categorias: 1) verdadeiro-positivo: classificação correta para o positivo (nesse caso maior suscetibilidade); 2) falso-negativo: classificação errada para o negativo, sendo que o valor real era positivo (detectou menor suscetibilidade, mas era maior suscetibilidade), 3) falso-positivo: classificação errada para o positivo, sendo que o valor real era negativo (classificou como maior suscetibilidade e era menor suscetibilidade) e 4) verdadeiro-negativo: classificação correta para o negativo (menor suscetibilidade).

¹⁰ Sua documentação é encontrada no site: <https://xgboost.readthedocs.io/en/stable/>

A precisão é calculada pela quantidade de classificação correta do positivo dentre todas as classificações feitas como positivo. Dada pela equação 15 a seguir:

$$p = \frac{VP}{VP+FP} \quad (15)$$

Sendo: p: precisão, VP: verdadeiro positivo e FP: falso positivo.

O *recall* mede quantos valores positivos estão corretos entre todos os esperados (Equação 16).

$$r = \frac{VP}{VP+FN} \quad (16)$$

Sendo: r: recall, VP: verdadeiro positivo e FN: falso negativo.

O F1-score é a média harmônica entre a precisão e o recall.

4.3.4. Modelagem do uso da terra

Para a modelagem do desflorestamento foi utilizado o software DINAMICA EGO 5.0 (acrônimo de *Environment for Geoprocessing Objects*), desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR – UFMG) (CSR, 2012). O software em questão é baseado em autômato celular, onde cada célula depende do seu estado inicial e sua mudança será norteada por um conjunto de regras de transição (ANDRADE; RIBEIRO; LIMA, 2016). A modelagem foi separada em etapas, onde cada etapa foi responsável por gerar um resultado, sendo esse o dado de entrada da próxima etapa. Essas etapas incluíram a geração de matrizes de transição temporal, a calibração do modelo, a criação do modelo de simulação, a validação do modelo e para finalizar a construção e aplicação do modelo para a simulação do desmatamento para cenários futuros para a BHRS (MATRICARDI *et al.*, 2018).

A primeira etapa foi a geração da matriz de transição, responsável por compreender o processo de estimativa da taxa de transição entre o ano inicial e final – semelhante à matriz apresentada no tópico 5.2.1. A estimativa foi feita pelo *functor Determine Transition Matrix* (SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

Em seguida, deu-se a etapa de calibração do modelo, onde foram estimadas as faixas de distância para as variáveis estáticas pelo *functor Calc to Distance Map*, seguido pelo

cálculo dos pesos de evidência em relação ao objeto de referência pelo *functor Determine Weights of Evidence Ranges*. Onde estimou-se faixas de distância, do uso x para cada outra classe de uso e cobertura da terra e para as variáveis estáticas, e calculou-se o quanto a determinada classe é influenciada por cada outra classe e variável a partir dessas faixas de distância. Por exemplo, em até 50m de distância entre vegetação e culturas temporárias, a vegetação sofre X_1 de influência das culturas temporárias, entre 50 e 100m a influência das culturas temporárias sob a vegetação é de X_{1-y} .

A obtenção do modelo de simulação teve como entrada a matriz de transição, os pesos de evidência para cada distância, o Mapa do uso da terra inicial, o Mapa de declividade, de altitude e distância de vias.

A reprodução dos padrões de mudança, no DINAMICA EGO, é realizada por dois algoritmos: *expander* e o *patcher*. O *expander* é responsável pela expansão e contração de manchas já existentes, enquanto o *patcher* tem a função de gerar novas manchas de transição. A definição do percentual de células que vão sofrer com mudança com o *expander* foi definido como 65% após atingir um resultado que melhor evidenciasse o resultado espacial da simulação. A definição do percentual do *patcher* é automática.

Após a execução do modelo, foi gerado um Mapa do uso da terra simulado para 2020.

Com o mapeamento simulado e o original, realizou-se o processo de validação. O processo de validação foi feito por método de função de decaimento, através do método de similaridade *Fuzzy*, estabelecido por Hagen (2003), implementado no DINAMICA EGO.

Nesse método, os diferentes tamanhos de janela passam por todo o mapa de diferença (mapa que sinaliza a diferença entre o original e o cenário) obtendo o valor para cada célula central da janela.

Por fim, foram obtidos três cenários do uso da terra para 2050. Os três cenários são: a) cenário tendencial; b) cenário conservador e; c) cenário repressor. Para a obtenção dos cenários conservador e repressor, foram alterados os valores do *expander* para 50% no cenário conservador e 75% no cenário repressor.

4.3.5. Cenários de desflorestamento para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabaçu

A última etapa foi a espacialização do cenário de desflorestamento para 2050 na Bacia Hidrográfica do rio Sorocabaçu.

Após validação e identificação do modelo e do cenário futuro, foi realizada a espacialização e análise da suscetibilidade de desmatamento para a BHRS obtida a partir do algoritmo *Gradient Boosting*.

A partir dos três cenários obtidos pela modelagem no DINAMICA EGO, para cada cenário foram extraídos os fragmentos florestais maiores que 5ha e categorizados a partir da sua área.

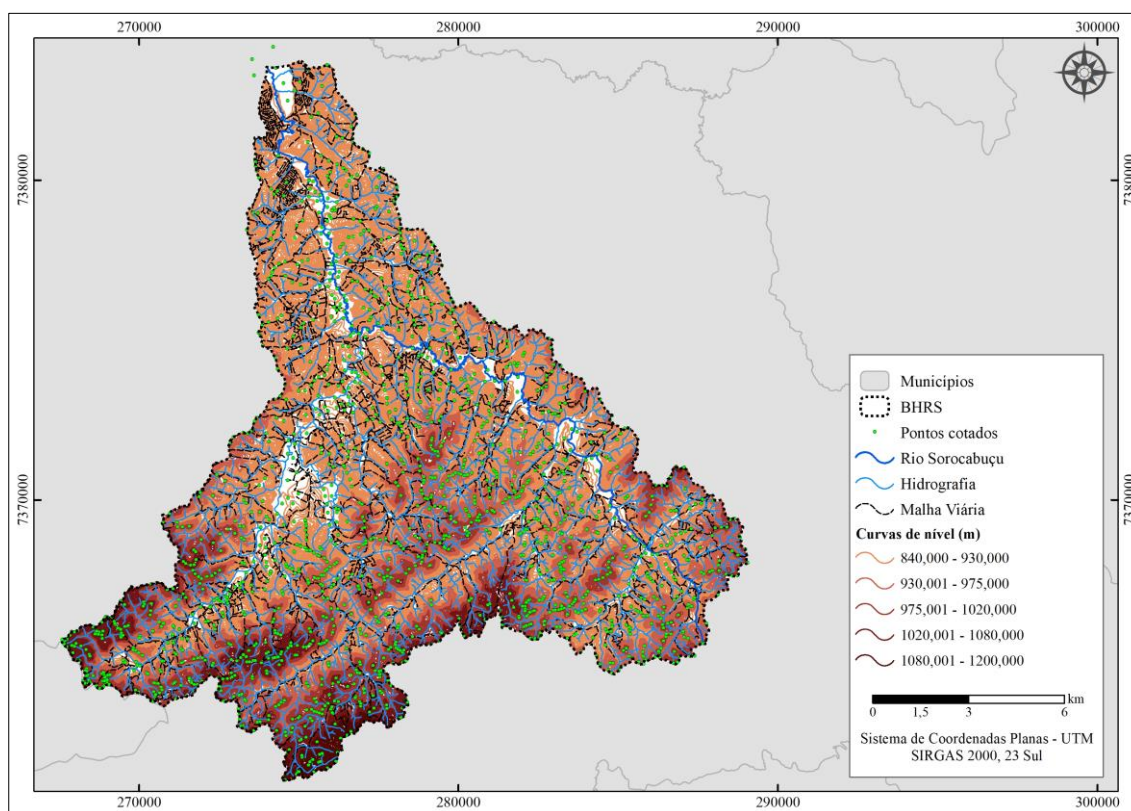
Para analisar quais fragmentos florestais possuem maior suscetibilidade de serem desflorestados, o cenário tendencial para 2050 foi recortado para os fragmentos florestais de 2020.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Base de apoio

A organização das informações planialtimétricas da BHRS são apresentadas na Figura 12. As informações viárias totalizam cerca de 689,15km entre rodovias, estradas e arruamentos, sendo a Rodovia Presidente Tancredo Almeida Neves a mais extensa, com aproximadamente 18,70 km. A hidrografia possui aproximadamente 719,26 km de extensão, onde 38,55 km é pertencente ao seu rio principal, o rio Sorocabuçu, iniciando-se à sudeste e seguindo à norte.

Figura 12 – Base cartográfica de apoio da BHRS.

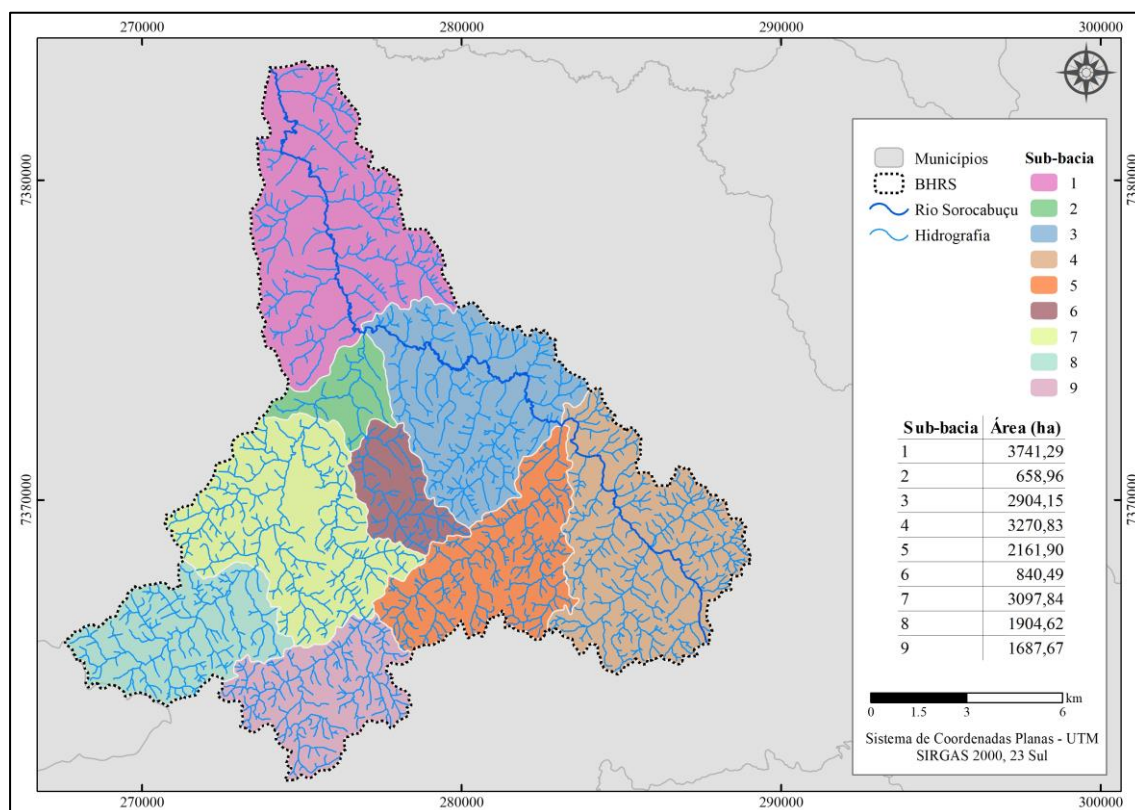


Fonte: IGC, 1979, organização da autora.

A informações altimétricas se dividem entre pontos cotados e curvas de nível, onde as altitudes variam entre 836 m e 1204 m para os pontos cotados e 840 m e 1200 m para as curvas de nível. Em ambos, as cotas mais altas estão localizadas no extremo sul (mais à sudoeste) enquanto as cotas mais baixas no extremo norte da BHRS.

Na Figura 13, apresenta-se a delimitação das sub-bacias hidrográficas do rio Sorocabuçu.

Figura 13 – Sub-bacias hidrográficas do rio Sorocabuçu.



Fonte: autoria própria.

A maior sub-bacia é a 1, com aproximadamente 3741,29ha e ocupando cerca de 18,5% da BHRS, localizada à norte da bacia – onde encontra-se o exutório – e a menor sub-bacia é a 2, com aproximadamente 659ha, ocupando cerca de 3,25% da BHRS.

5.2. Do uso da terra

Os Mapas do uso da terra da BHRS podem ser observados, abaixo, para o ano 2000 (Figura 14), 2010 (Figura 16) e 2020 (Figura 18). Os quantitativos da área territorial podem ser vistos na Figura 15, 17 e 19 (para o ano 2000, 2010 e 2020, respectivamente), nas Figuras 20 e 21 (evolução do uso e cobertura da terra para os três anos) e na Tabela 4.

A BHRS, em 2000, apresentou a prevalência de áreas de florestas (53,30%), seguida pelas áreas descobertas (19,44%) e menor percentual de cultura permanente (0,45%) e áreas de várzea (0,59%). Tal cenário possui certa proximidade ao encontrado por Andrade e Lourenço (2016), em período próximo (2004), na Bacia Hidrográfica do Rio Una (localizado no limite oeste da BHRS), onde as áreas ocupadas por floresta também estão em sua maioria e as áreas de várzea entre as áreas com menor ocupação percentual (31 e 3%, respectivamente)

da bacia em questão. Porém, na BHRS a vegetação ocupa mais de metade de seu território, além de grande amplitude percentual entre a segunda maior ocupação (cerca de 33,6%), enquanto na Bacia Hidrográfica do Rio Una a amplitude percentual é de 3% entre as duas maiores classes de ocupação (ANDRADE; LOURENÇO, 2016).

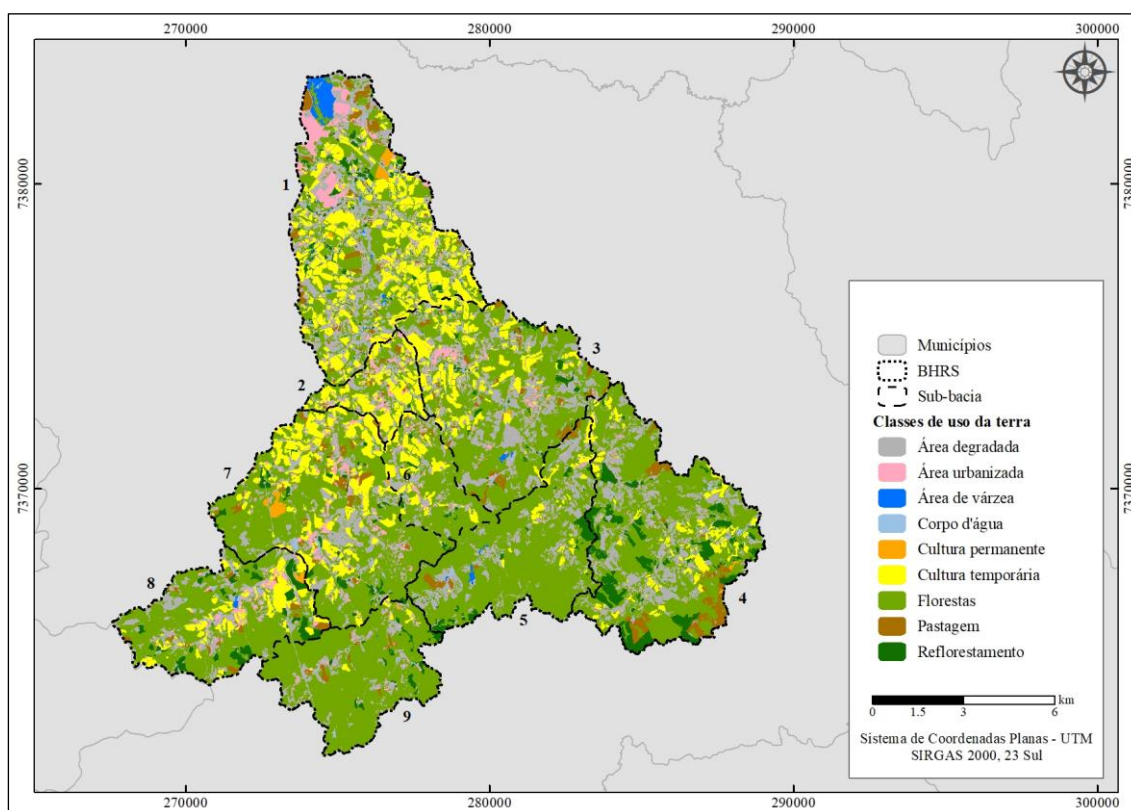
Tabela 4 – Quantitativo do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.

Classe	2000		2010		2020	
	Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)
Área de várzea	1,19	0,59	1,14	0,56	1,21	0,60
Área degradada	39,39	19,44	40,55	20,01	36,24	17,88
Área urbanizada	7,06	3,48	7,52	3,71	10,31	5,09
Corpo d'água	2,00	0,99	2,05	1,01	2,05	1,01
Cultura permanente	0,91	0,45	0,79	0,39	0,95	0,47
Cultura temporária	28,33	13,98	28,68	14,15	31,11	15,35
Mineração	-	-	0,03	0,01	0,13	0,06
Pastagem	6,29	3,10	3,85	1,90	5,53	2,73
Reflorestamento	9,48	4,68	11,34	5,60	11,94	5,89
Florestas	108,04	53,30	106,75	52,67	103,20	50,92
Total	202,68	100,00	202,68	100,00	202,68	100,00

Fonte: autoria própria.

Em relação à distribuição espacial das classes para o ano 2000, observa-se a predominância de florestas na parte sul da BHRS, das áreas de reflorestamento à sudeste; as culturas temporárias distribuídas por toda a área de estudo, mas predominância na parte central e norte, enquanto as áreas urbanizadas ao norte.

Figura 14 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano 2000.



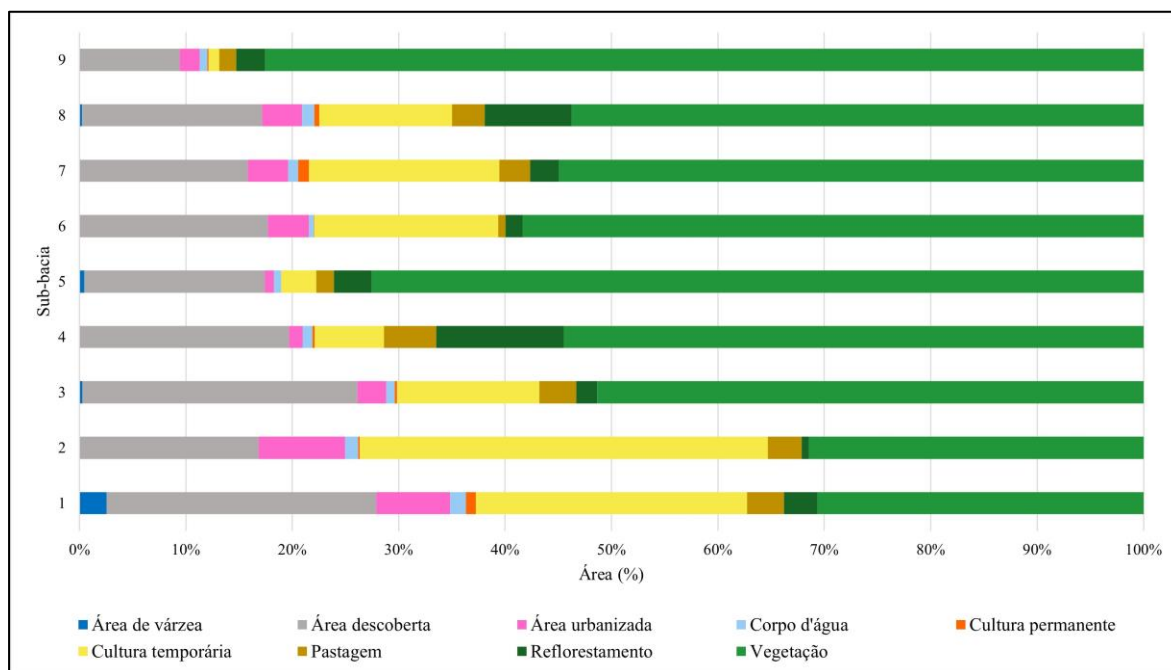
Fonte: autoria própria.

Legenda: 1-9: numeração das sub-bacias.

Analisando o quantitativo da BHRS por sub-bacia, a sub-bacia 4 é a que possui maior área territorial ocupada por florestas (8,79% do total), enquanto a sub-bacia 2 é a com menor área territorial (1,02% do total). A sub-bacia 1 é a maior territorialmente e possui maior ocupação das áreas de várzea, área degradada, área urbanizada e cultura temporária (0,47%, 4,67%, 1,29%, 4,71% do total, respectivamente).

A análise da distribuição das classes de uso da terra considerando cada sub-bacia como unidade de estudo (Figura 13), é visto a predominância de florestas em todas as sub-bacias, com maior nitidez nas sub-bacias 3 a 9, mas com destaque para a sub-bacia 9 (cerca de 80% da sub-bacia) e sub-bacia 5 (73% da bacia, aproximadamente). Nas sub-bacias 3, 4, 5, 6, 8, 9, seguem o padrão da BHRS e as áreas descobertas possuem segunda maior predominância, enquanto as sub-bacias 1, 2 e 7, possuem segunda maior predominância de culturas temporárias (com presença maior que 10% em 6 das 9 sub-bacias, sendo as sub-bacias 4, 5 e 9 as exceções, com variação entre aproximadamente 1 e 6,5%).

Figura 15 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2000 por sub-bacias.



Fonte: autoria própria.

O quantitativo dos reflorestamentos corrobora com o que se observa na Figura 14 (predominância à sudeste da BHRS), onde apesar de estar presente em todas as sub-bacias, a predominância é na sub-bacia 4 (12,01%).

Quanto à 2010, o cenário permanece similar ao encontrado em 2000, mas adiciona-se a classe de mineração. As florestas, apesar da ligeira diminuição, segue sendo a maior classe de ocupação (passou de 53,30% para 52,67%), seguido pelas áreas descobertas – que apresentou ligeiro aumento (19,44% para 20,01%). As duas classes de menor representatividade são as áreas ocupadas por mineração (0,03%) e cultura permanente (0,45% para 0,39%).

Andrade e Lourenço (2016), realizaram o mapeamento do uso da terra da Bacia hidrográfica do Rio Una referente ao ano de 2012; e encontraram a agricultura como classe de maior ocupação (anteriormente eram ocupadas por florestas), que reforçou o caráter agrícola da bacia hidrográfica. O cenário encontrado pelos autores em questão foi o oposto ao encontrado na BHRS para 2010, onde as florestas ocupam mais de 50% da BHRS.

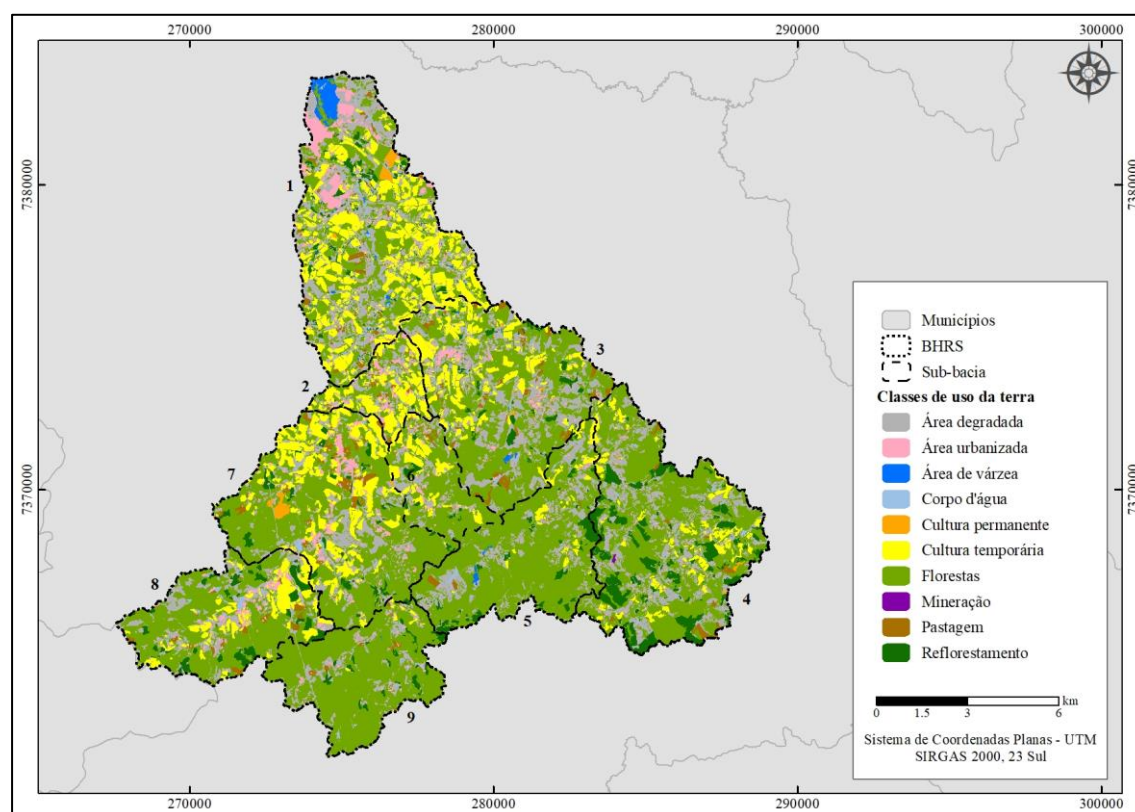
Rezende (2016) e Pontes *et al.* (2013) dizem que a mineração é responsável por diversos impactos ambientais e sociais negativos, como conflitos de uso da terra, degradação

de áreas, ruídos sonoros com impactos na fauna. Salienta-se, também, que a recuperação das áreas ocupadas por mineração de areia (a presente na BHRS) apresenta bastante dificuldade e lentidão dado ao impacto causado diretamente no solo (DEVIDE *et al.*, 2014; GONZALO *et al.*, 2015). Porém, a mineração pode ser um importante pilar econômico para o município pela geração de empregos diretos e indiretos, mas que a atividade exige maior controle e instrumentos para que seja desenvolvido de maneira sustentável.

Nota-se que as mudanças entre as classes de uso da terra foram baixas, dificultando que tais mudanças sejam vistas entre os mapeamentos (Figura 14 e 16). A mudança mais nítida é na sub-bacia 4, onde ocorreu a adição da mineração, além de algumas mudanças nas áreas ocupadas por pastagens.

O cenário total da BHRS para 2010 por sub-bacia permanece semelhante, com destaque para a sub-bacia 4 que apresentou a inserção da mineração e diminuição da área de florestas (17,82 km² para 17,80 km²), da pastagem (1,61 km² para 0,39 km²), mas com aumento de reflorestamento (3,93 km² para 4,59 km²).

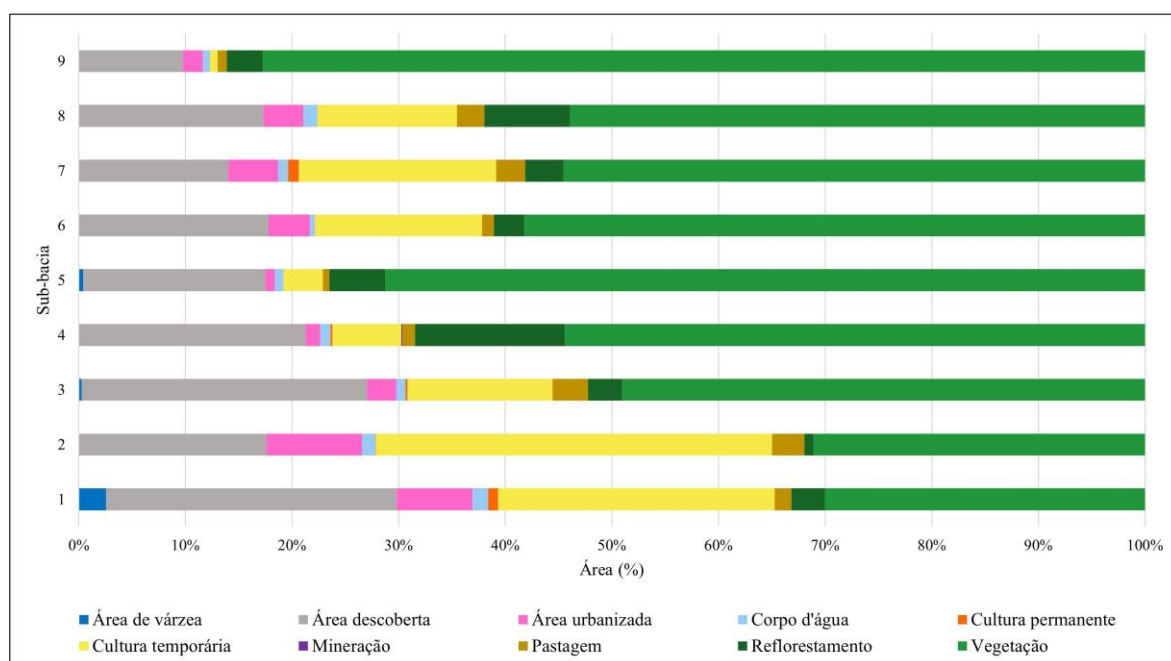
Figura 16 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2010.



Fonte: autoria própria.

Considerando as sub-bacias como unidade de análise, com exceção da sub-bacia 2 (com maior ocupação de cultura temporária), as florestas seguem predominante em todas as sub-bacias, apesar de ligeira diminuição de porcentagem em todas as sub-bacias com exceção da sub-bacia 9, localizada no extremo sul, que apresentou aumento de 82,54% para 82,75% (Figura 15). Conforme é visto na Figura 15, a sub-bacia 1, 2 e 3, localizada ao norte da BHRS, possuem menos de 50% de seu território ocupado por vegetação. A sub-bacia 1 segue sendo a que apresenta menor porcentagem de área de vegetação (30,01%), sendo também, a sub-bacia com maior área degradada (27,26%) e segunda maior de área urbanizada (7,10%).

Figura 17 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para o ano de 2010 por sub-bacias.



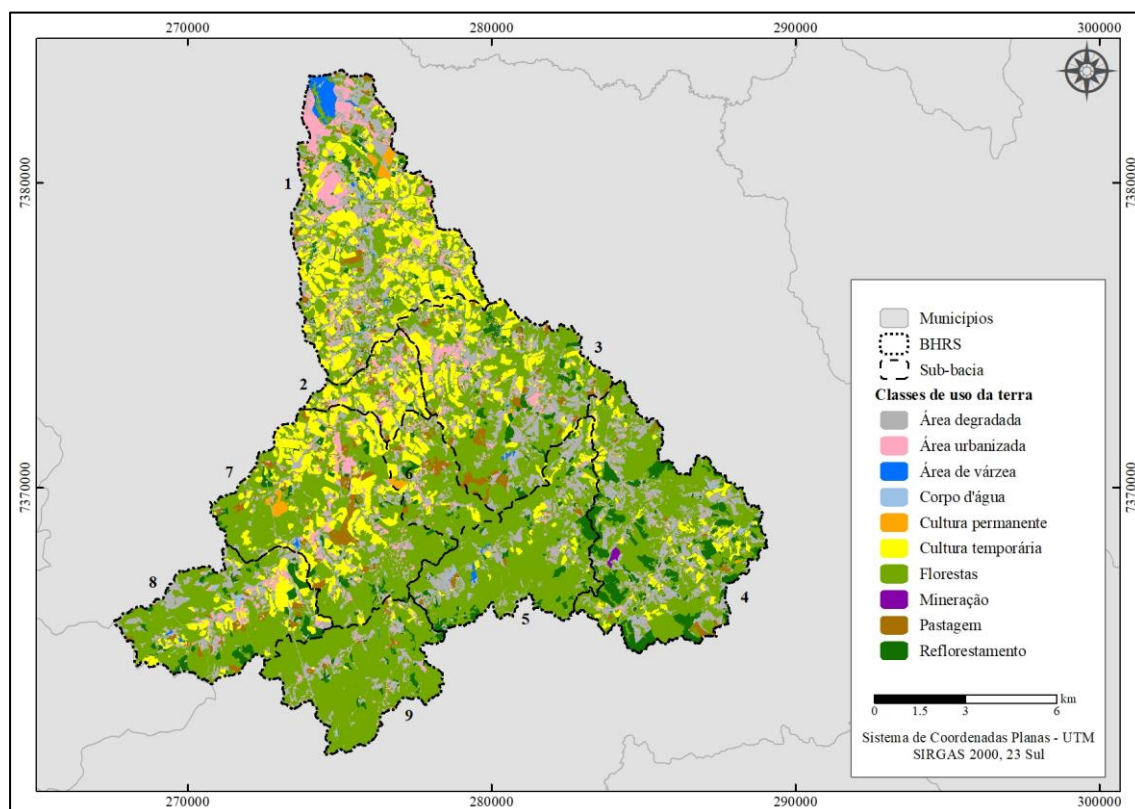
Fonte: autoria própria.

Em todas as sub-bacias houve aumento das áreas de reflorestamento (exceção a sub-bacia 8), mas em relação as pastagens aconteceram ao contrário (diminuiu), com exceção da sub-bacia 6.

O mapeamento do uso da terra para 2020 (Figura 18) segue o mesmo padrão dos anos anteriores. Destaca-se o aumento das áreas urbanizadas (de 3,71 para 5,09%) e das culturas temporárias (14,15 para 15,35%), a expansão da mineração (0,01 para 0,06%) e a diminuição das áreas ocupadas por florestas (52,67 para 50,92%).

Visualmente e espacialmente (Figura 18), destaca-se a expansão urbana no norte da BHRS e aumento das pastagens no centro e centro-oeste, no mais, a BHRS segue apresentando predominância das classes mais antrópicas entre o norte e sudoeste (com diminuição conforme segue para sudoeste), e maior concentração das áreas de florestas no extremo sul e sudeste da BHRS.

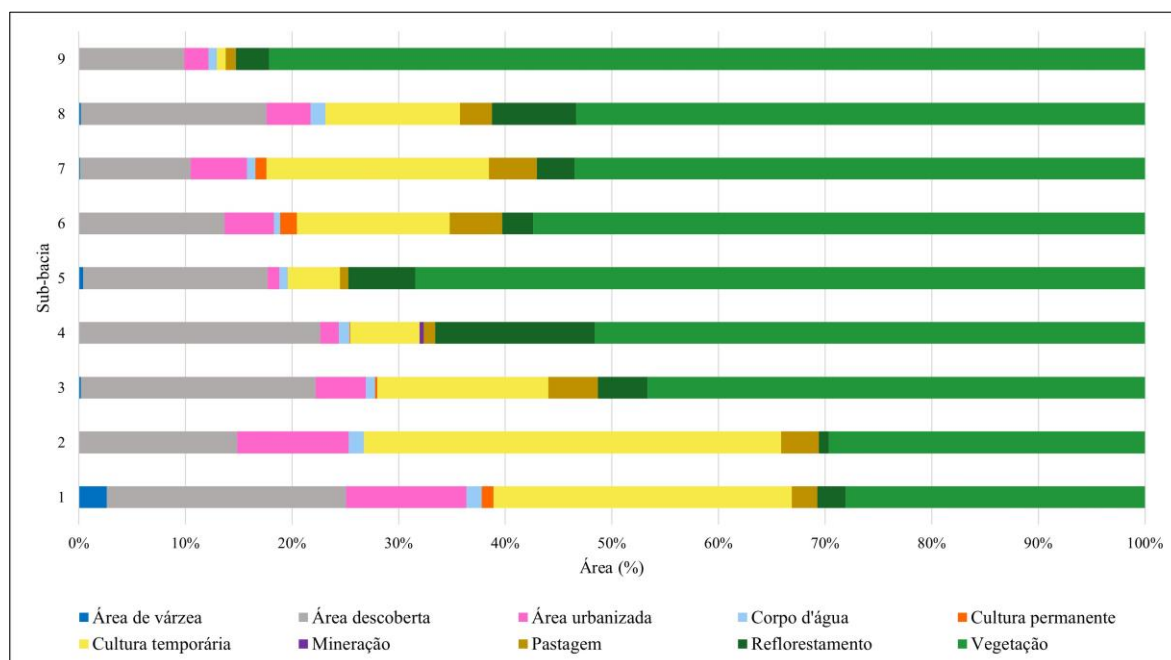
Figura 18 – Mapa do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano de 2020.



Fonte: autoria própria.

Analisando as sub-bacias como unidade de estudo em 2020 (Figura 19), as florestas se mantêm predominante em todas as sub-bacias com exceção da 2, mas com diminuição percentual em todas as sub-bacias (inferior ao apresentado em 2000, 82,54%, 82,75% e 82,14%). Em relação às florestas, destaca-se a sub-bacia 1, que apesar de ainda manter sua maior ocupação de vegetação, a áreas ocupadas por culturas temporárias de aproximam muito (cerca de 0,1% de amplitude), enquanto a sub-bacia 2, apresentou piora e aumentou a amplitude (cerca de 9,5%, e anteriormente era cerca de 6%). Sampaio *et al* (2018) dizem que em locais antropizados, para que haja a conciliação entre o crescimento econômico e a conservação biológica seria necessário pelo menos 30% de cobertura florestal, coisa que não ocorre em duas das sub-bacias (1 e 2).

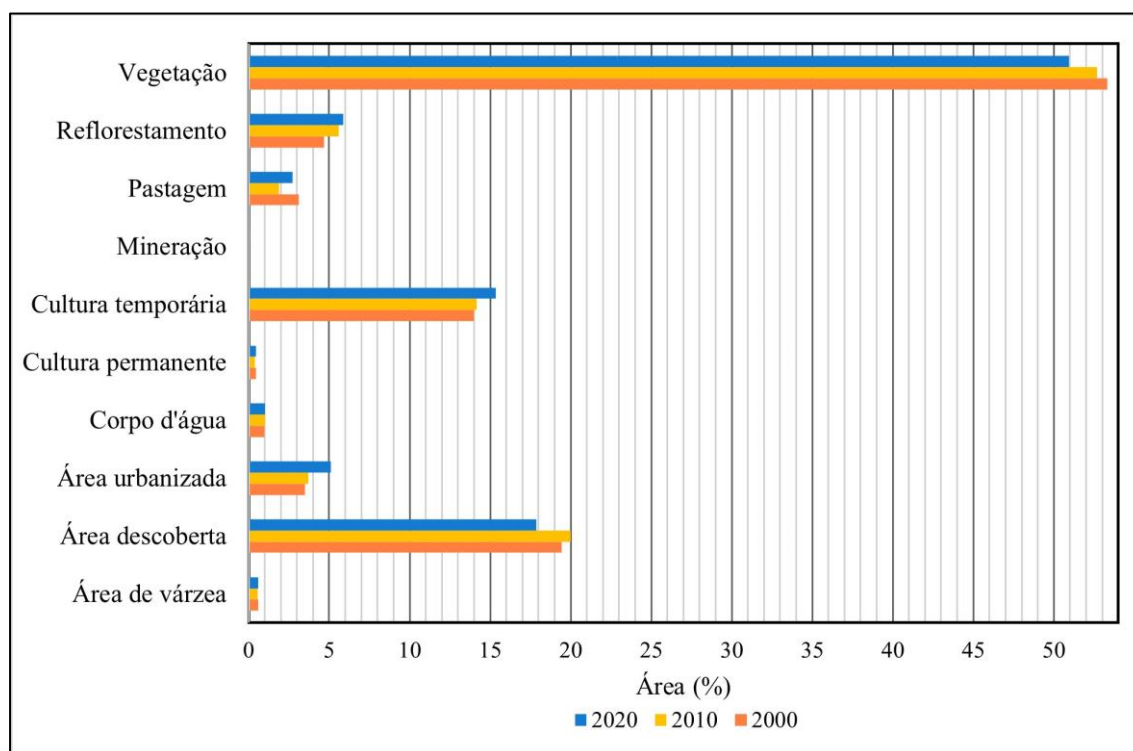
Figura 19 – Porcentagens do uso da terra e cobertura da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano de 2020 por sub-bacias.



Fonte: autoria própria.

Na Figura 20 é possível observar melhor a extensão das florestas na BHRS, bem como a diminuição das áreas ocupadas pela classe entre 2000 e 2020 (com maior perda entre 2010 e 2020). A classe em questão apresentou perda de quase 5% entre 2000 e 2020, sendo quase 3,6% apenas entre 2010 e 2020. Possivelmente, a supressão florestas foi baixa dado que grande parte da sua extensão está localizada em áreas com maior declividade, fazendo com que a mudança para outras classes seja dificultada (SANTOS *et al.*, 2016).

Figura 20 – Porcentagens do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para os anos 2000, 2010 e 2020.



Fonte: autoria própria.

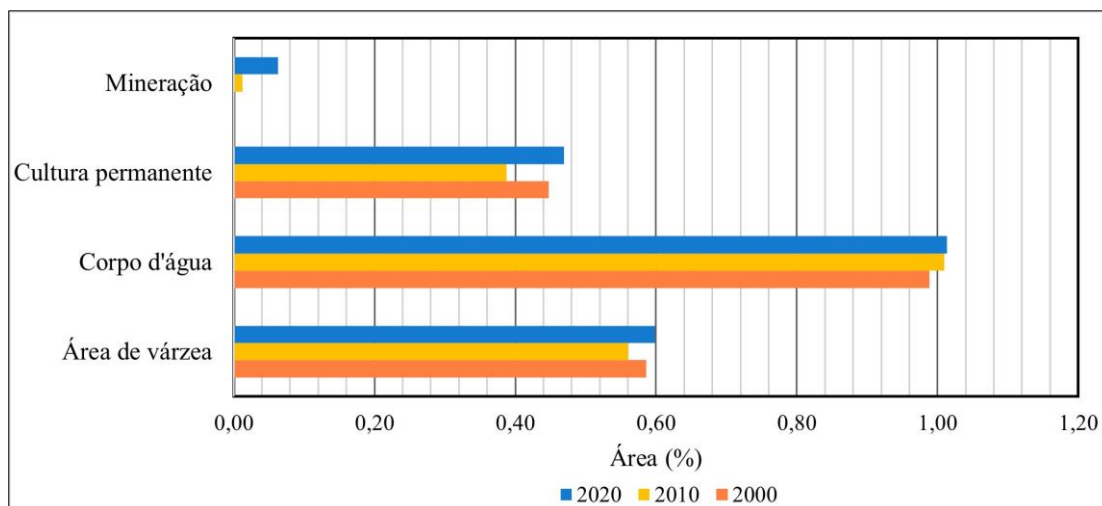
Na Figura 21 destaca-se as classes com menos de 1,2% de ocupação na BHRS, sendo a menos significativa a mineração com menos de 0,1% nos dois anos em que esteve presente, mas com maior destaque para a expansão entre 2010 e 2020 (cerca de 0,13%). Dentre essas, os corpos d'água são os mais significativos com variação entre 0,99 e 1,01%, tal aumento pode ser decorrente a supressão das florestas ao redor o que possibilitou seu mapeamento.

As culturas temporárias também apresentaram aumento mais significativo no segundo período (2,4%), com ganho de quase 14,35% entre o período todo estudado. Tal crescimento era esperado dado a importância das atividades agropecuárias para o município, porém, seria importante que tais áreas fossem monitoradas, visto que grande parte desses cultivos são realizados por pequenos agricultores, possivelmente sem capacitação para a manipulação de defensivos agrícolas, podendo acarretar danos ambientais e sociais (LOPES *et al.*, 2018; LUZ *et al.*, 2015).

As áreas degradadas, entre 2000 e 2020, também apresentaram diminuição da sua área total apesar do aumento de área entre 2000 e 2010; a classe apresentou perda de cerca de 16,9% entre 2000 e 2020. Seguindo padrão contrário ao anterior, as áreas de pastagem

diminuíram no primeiro período (perda de 1%), tiveram um pequeno aumento no segundo (ganho de 1,68 km²), mas entre 2000 e 2020 apresentaram perda de 0,76 km².

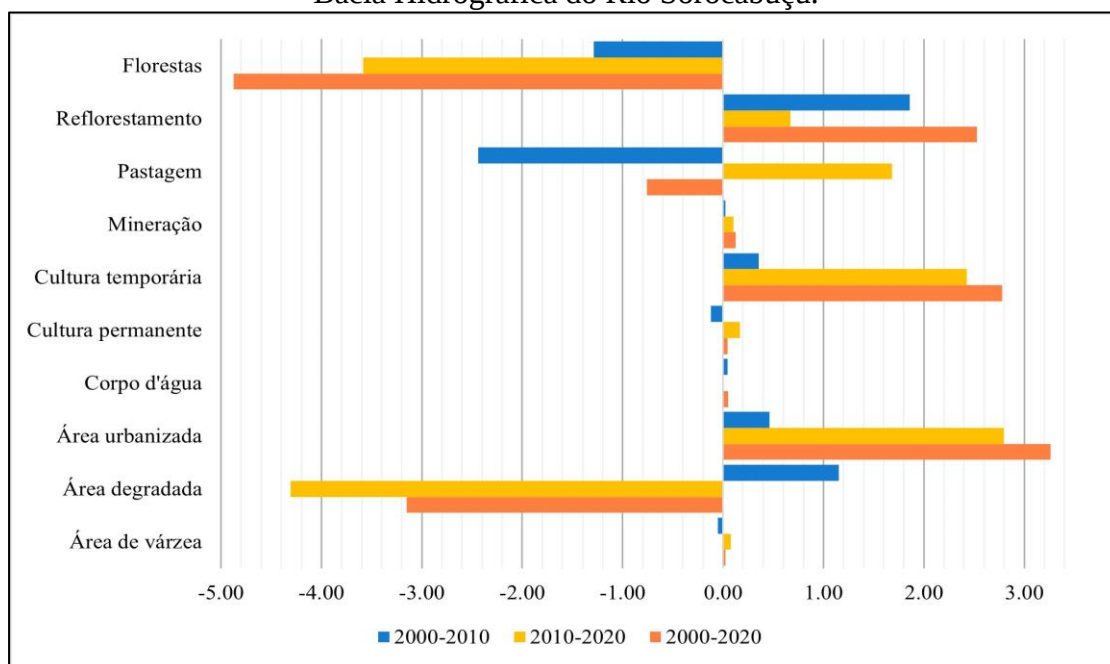
Figura 21 – Porcentagens das classes de mineração, cultura permanente, corpo d'água e área de várzea da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os anos 2000, 2010 e 2020.



Fonte: autoria própria.

Um aumento de área ocupada perceptível foi o das culturas temporárias, principalmente no segundo período (2010 – 2020), onde teve-se 0,5% no primeiro período; 2,5% no segundo; e 2,8% entre 2000 e 2020. As áreas urbanizadas também apresentaram aumento significativo, cerca de 3,2 km² entre 2000 e 2020, com maior salto de expansão no segundo período (2,8 km²).

Figura 22 – Ganho e perda líquida 2000-2010, 2010-2020 e 2000-2020 do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

5.2.1. Matriz de transição

Os Quadros 7, 8 e 9 apresentam as matrizes de transição das classes de uso da terra nos períodos 2000-2010, 2010- 2020 e 2000-2020, respectivamente.

No período 2000 a 2010, houve conversão de 7,8 km², desses 3,12 km² foram conversões para áreas descobertas (principalmente de áreas ocupadas anteriormente por pastagem – cerca de 2 km²). A segunda classe com maior conversão positiva foram as culturas temporárias, com aproximadamente 2 km², provindas principalmente de áreas descobertas e de florestas.

Em se tratando das conversões negativas, destaca-se a perda de pastagens, áreas descobertas e florestas (2,93 km², 1,96 km² e 1,64km², respectivamente). As pastagens se converteram para área degradada e reflorestamento (aproximadamente 2,1 km² e 0,5km², respectivamente). As áreas descobertas se transformaram principalmente para duas classes: reflorestamento e cultura temporária (as duas, com aproximadamente 0,6 km²); enquanto a florestas perdeu espaço para área degradada e reflorestamento (cerca de 0,7 km² e 0,6km², respectivamente).

Quadro 7 – Matriz de transição do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2000 e 2010

Área (km ²)		Uso da terra (estado resultante)										Total (2010)	Perda
		AV	AD	AU	CA	CP	CT	MI	PA	RE	FL		
Uso da terra (estado de origem)	AV	1,14			0,06							1,20	0,06
	AD		37,61	0,29	0,01		0,60	0,02	0,24	0,63	0,17	39,57	1,96
	AU			6,81							0,01	6,82	0,01
	CA				2,01					0,01	0,04	2,06	0,05
	CP			0,01		0,77	0,12		0,01			0,90	0,13
	CT		0,28	0,07			27,83		0,13	0,35	0,04	28,70	0,87
	MI											0,00	0,00
	PA		2,08	0,06	0,02		0,17		3,24	0,53	0,07	6,17	2,93
	RE		0,07				0,07			9,11	0,01	9,26	0,15
	FL		0,69	0,04			0,23		0,11	0,57	106,36	108,00	1,64
	Total (2000)	1,14	40,73	7,28	2,10	0,77	29,01	0,02	3,73	11,20	106,71	202,69	7,80
Ganho		0,00	3,12	0,46	0,09	0,00	1,18	0,02	0,49	2,09	0,35	7,80	

Fonte: Adaptação de CETESB (2011) e SOUSA (2018).

Legenda: AV: Área de várzea; AD: área degradada; AU: área urbanizada; CA: corpo d'água; CP: cultura permanente; CT: cultura temporária; MI: mineração; PA: pastagem; RE: reflorestamento e; FL: florestas. Células em azul: área de permanência na classe; cinza claro: total de área de cada ano; cinza escuro: área total da BHRS; amarelo claro: total, por classe, de área que apresentou transição; amarelo escuro: total de transição entre os anos; células vazias: não houve transição. Linhas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano anterior e as colunas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano posterior.

No segundo período (2010 a 2020 – Quadro 8), a conversão foi de 17,02 km² (quase 10 km² a mais que no período anterior). Desses, a maioria das conversões seguem sendo para áreas descobertas – sendo, também, a classe com maior perda de território (4,42 km² de ganho e 8,83 km² de perda). Cerca de 3km² das áreas que se converteram para áreas descobertas foram de florestas.

A expansão urbana foi de cerca de 3 km², sendo, principalmente, em áreas anteriormente ocupadas por áreas descobertas (2,17 km²) e vegetação (0,42 km²). Já a expansão agrícola se deu principalmente em áreas descobertas (cerca de 3 km²). Tal cenário também foi encontrado por Macedo *et al.* (2013) em estudo realizado em um município paulista com caráter econômico agropecuário. Nesse mesmo estudo, também foi encontrada a regeneração ou readequação de áreas, onde cerca de 13,5 km² de diferentes tipos de uso da terra foram convertidos para vegetação; cenário mais positivo do que o encontrado na BHRS, onde menos de 1 km² obteve tal transição (MACEDO *et al.*, 2013).

Quadro 8 – Matriz de transição do uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2010 e 2020

Área (km ²)		Uso da terra (estado resultante)										Total (2020)	Perda
		AV	AD	AU	CA	CP	CT	MI	PA	RE	FL		
Uso da terra (estado de origem)	AV	1,06	0,04		0,02						0,01	1,14	0,08
	AD	0,08	31,91	2,17	0,10	0,18	2,97	0,10	1,78	0,83	0,61	40,73	8,83
	AU		0,13	7,09		0,01	0,01		0,01		0,03	7,28	0,19
	CA	0,05	0,10		1,94		0,01					2,10	0,15
	CP		0,01	0,01		0,71	0,01		0,00	0,04		0,77	0,06
	CT		0,48	0,21	0,01	0,04	27,46		0,55	0,25	0,01	29,01	1,55
	MI							0,02				0,02	0,00
	PA		0,32	0,05			0,38		2,92	0,05	0,01	3,73	0,81
	RE		0,49	0,08	0,01	0,00	0,34		0,03	10,18	0,07	11,20	1,02
	FL		2,86	0,42	0,08	0,00	0,35	0,01	0,15	0,45	102,40	106,71	4,32
	Total (2010)	1,19	36,33	10,03	2,16	0,94	31,51	0,13	5,45	11,80	103,16	202,69	17,02
Ganho		0,13	4,42	2,94	0,21	0,23	4,06	0,11	2,53	1,62	0,76	17,02	

Fonte: Adaptação de CETESB (2011) e SOUSA (2018).

Legenda: AV: Área de várzea; AD: área degradada; AU: área urbanizada; CA: corpo d'água; CP: cultura permanente; CT: cultura temporária; MI: mineração; PA: pastagem; RE: reflorestamento e; FL: florestas. Células em azul: área de permanência na classe; cinza claro: total de área de cada ano; cinza escuro: área total da BHRS; amarelo claro: total, por classe, de área que apresentou transição; amarelo escuro: total de transição entre os anos; células vazias: não houve transição. Linhas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano anterior e as colunas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano posterior.

Entre 2000 e 2020 (Quadro 9), ocorreram 22,78 km² de transição entre classes, sendo a maior delas a perda bruta de áreas descobertas (9,89 km²). Tais perdas se deram principalmente para a expansão urbana (ocorrido principalmente no segundo período) e expansão agrícola (principalmente no segundo período).

A degradação das áreas com florestas (cerca de 6 km²), ocorreram principalmente para áreas descobertas (cerca de 3,5 km²) e para reflorestamento (quase 1 km²), mas com quase 1 km² de perda para a expansão urbana e agrícola (0,47 km² e 0,54 km², respectivamente). Na Bacia Hidrográfica do Rio Una, vizinho à BHRS, Sousa *et al.* (2020), encontrou cenário similar na expansão urbana, mas destaca que a expansão foi maior no setor agrícola, conforme encontrado na BHRS; a diferença entre as duas bacias se dá na perda de área para tais expansões, onde na Bacia Hidrográfica do Rio Una a expansão se deu em cima de áreas com florestas.

Quadro 9 – Matriz de transição do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu entre 2000 e 2020

Área (km ²)		Uso da terra (estado resultante)										Total (2020)	Perda
		AV	AD	AU	CA	CP	CT	MI	PA	RE	FL		
Uso da terra (estado de origem)	AV	1,06	0,04		0,08						0,01	1,20	0,14
	AD	0,08	29,68	2,23	0,09	0,18	3,51	0,13	1,70	1,28	0,69	39,57	9,89
	AU		0,13	6,65		0,01			0,01		0,02	6,82	0,17
	CA	0,05	0,10		1,89		0,01			0,01	0,01	2,06	0,18
	CP		0,01	0,01		0,71	0,13		0,01	0,04		0,90	0,19
	CT		0,60	0,27	0,01	0,04	26,57		0,63	0,52	0,04	28,70	2,13
	MI											0,00	0,00
	PA		1,92	0,32	0,02	0,00	0,59		2,72	0,52	0,10	6,17	3,45
	RE		0,46	0,07	0,00	0,00	0,18		0,03	8,45	0,08	9,26	0,81
	FL		3,40	0,47	0,07	0,00	0,54	0,01	0,35	0,99	102,19	108,00	5,81
	Total (2000)	1,19	36,33	10,03	2,16	0,94	31,51	0,13	5,45	11,80	103,16	202,69	22,78
Ganho		0,13	6,64	3,37	0,27	0,23	4,94	0,13	2,73	3,35	0,97	22,78	

Fonte: Adaptação de CETESB (2011) e SOUSA (2018).

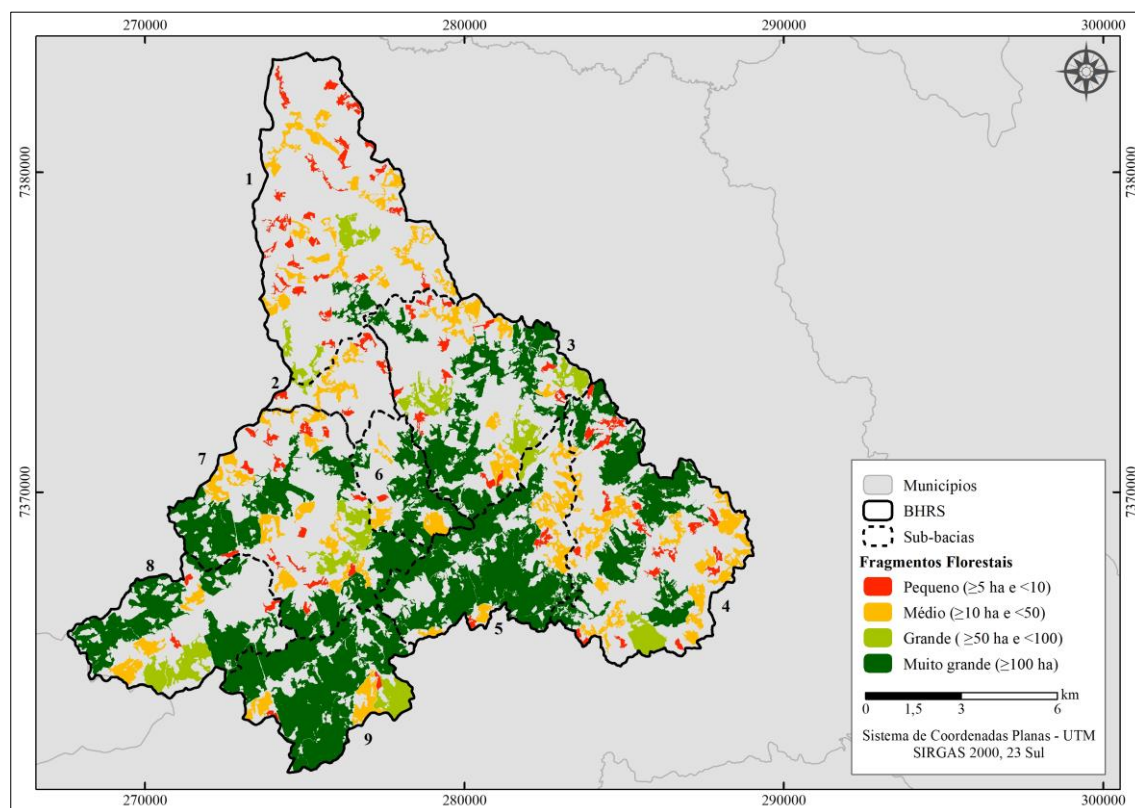
Legenda: AV: Área de várzea; AD: área degradada; AU: área urbanizada; CA: corpo d'água; CP: cultura permanente; CT: cultura temporária; MI: mineração; PA: pastagem; RE: reflorestamento e; FL: florestas. Células em azul: área de permanência na classe; cinza claro: total de área de cada ano; cinza escuro: área total da BHRS; amarelo claro: total, por classe, de área que apresentou transição; amarelo escuro: total de transição entre os anos; células vazias: não houve transição. Linhas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano anterior e as colunas representam as classes de uso do solo e cobertura vegetal do ano posterior.

Destaca-se que o desflorestamento é preocupante dado suas consequências para o meio ambiente, sendo essa, ação responsável por cerca de 25% da emissão de CO₂ e consequente aumento do efeito estufa (BAIRD; CANN, 2011; SOUSA *et al.*, 2020).

5.2.2. Fragmentos Florestais

Nos três anos estudados é visto que os fragmentos florestais entre 5 até 50ha, estão distribuídos por toda a BHRS, mas com predominância ao norte. Os fragmentos a partir de 50ha, também estão por toda a BHRS, mas sua predominância é ao sul (Figura 23, 24 e 25).

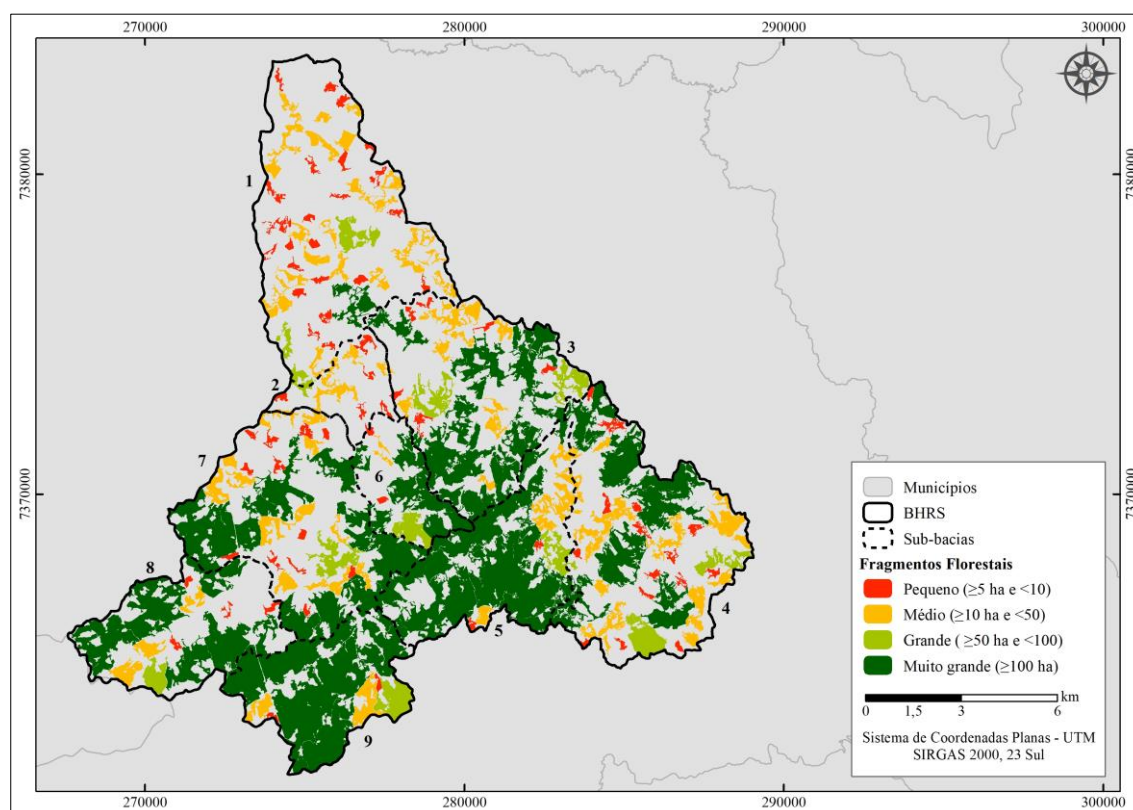
Figura 23 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano de 2000.



Fonte: autoria própria.

Ao total foram encontrados 198 fragmentos florestais no ano 2000 com 9.599,18ha de extensão (Tabela 5). Desses, 160 são menores que 50ha, e ocupam apenas 2.200,37ha, cerca de 23% da extensão ocupada pelos remanescentes florestais.

Figura 24 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano de 2010.



Fonte: autoria própria.

Em 2010, havia 197 fragmentos florestais, ocupando 9.423,93ha (Tabela 5). A diminuição ocorreu nos fragmentos a partir de 50ha, que passaram de 38 para 37 fragmentos florestais; a área ocupada passou a ser 7.222,57ha (em 2000 era 7.398,18ha).

Em 2020, foram mapeados 201 fragmentos florestais, ocupando 9.084,89ha (Tabela 4 e 5). Seu aumento se deu apenas entre os pequenos fragmentos (de 5 a 10ha), enquanto todas as outras classes apresentaram diminuição na quantificação. O elevado número de fragmentos florestais pequenos – principalmente em maioria à quantidade de fragmentos florestais maiores – coloca a conservação da biodiversidade em risco, sendo comum tal cenário na Mata Atlântica (PIROVANI *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2017).

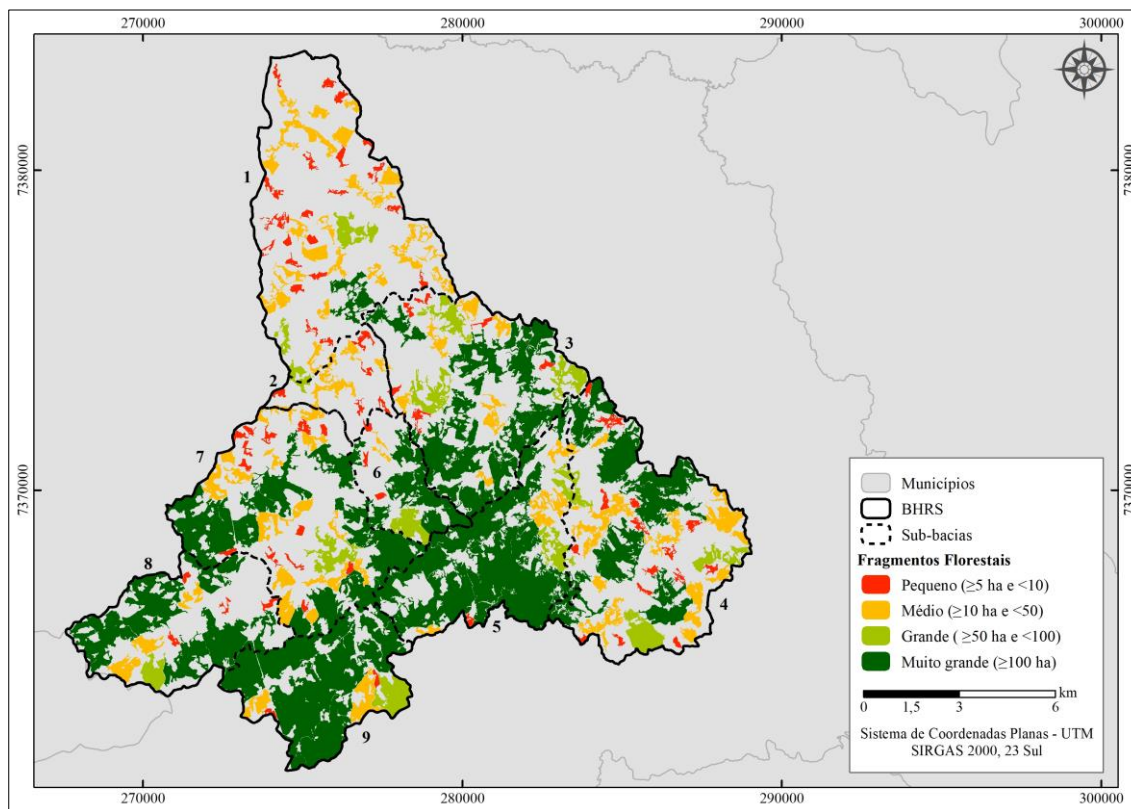
Quanto à área ocupada por cada classe, duas classes apresentaram aumento em sua extensão, os pequenos e grandes fragmentos, enquanto os médios e muito grandes, sofreram diminuição na extensão; possivelmente a transição de área ocorreram entre médias para pequenos e muito grandes para grandes.

Tabela 5 - Quantificação dos fragmentos florestais por classe da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para os anos 2000, 2010 e 2020

		Pequeno	Médio	Grande	Muito Grande	Total
2000	Qtd	76	84	13	25	198
	Qtd (%)	38,38	42,42	6,57	12,63	100
	Área (ha)	507,04	1693,33	912,08	6486,74	9599,18
	Área (%)	5,28	17,64	9,50	67,58	100
2010	Qtd	77	83	11	26	197
	Qtd (%)	39,09	42,13	5,58	13,20	100
	Área (ha)	519,35	1682,01	782,88	6439,69	9423,94
	Área (%)	5,51	17,85	8,31	68,33	100
2020	Qtd	88	80	11	22	201
	Qtd (%)	43,78	39,80	5,47	10,95	100
	Área (ha)	611,71	1673,14	856,76	5943,28	9084,89
	Área (%)	6,73	18,42	9,43	65,42	100

A menor quantidade de fragmentos florestais a partir de 50ha é esperado, dado a sua extensão. Cerca de 75% (com variação entre os três anos) da área ocupada pelos remanescentes florestais são vindos de menos de 40 fragmentos florestais (cerca de 15-20% da quantidade de fragmentos). O cenário encontrado pode considerar a BHRS conservada ao comparado com outras áreas localizadas na Mata Atlântica, tal visto por Rodrigues *et al.* (2017) que concluiu que apenas 19% da sua área de estudo possuía cobertura florestal, ou por Thiago *et al.* (2020) que encontrou apenas 22% da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim (no Espírito Santo) possui coberta por remanescente florestal, Silvério *et al.* (2015) que estudou quatro APAs no Rio de Janeiro e três dela apresentavam menos de 15% de cobertura florestal e; Guariz e Guariz (2020) que analisaram um município capixaba com apenas 17,6% de remanescente florestal.

Figura 25 – Mapa dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano 2020.



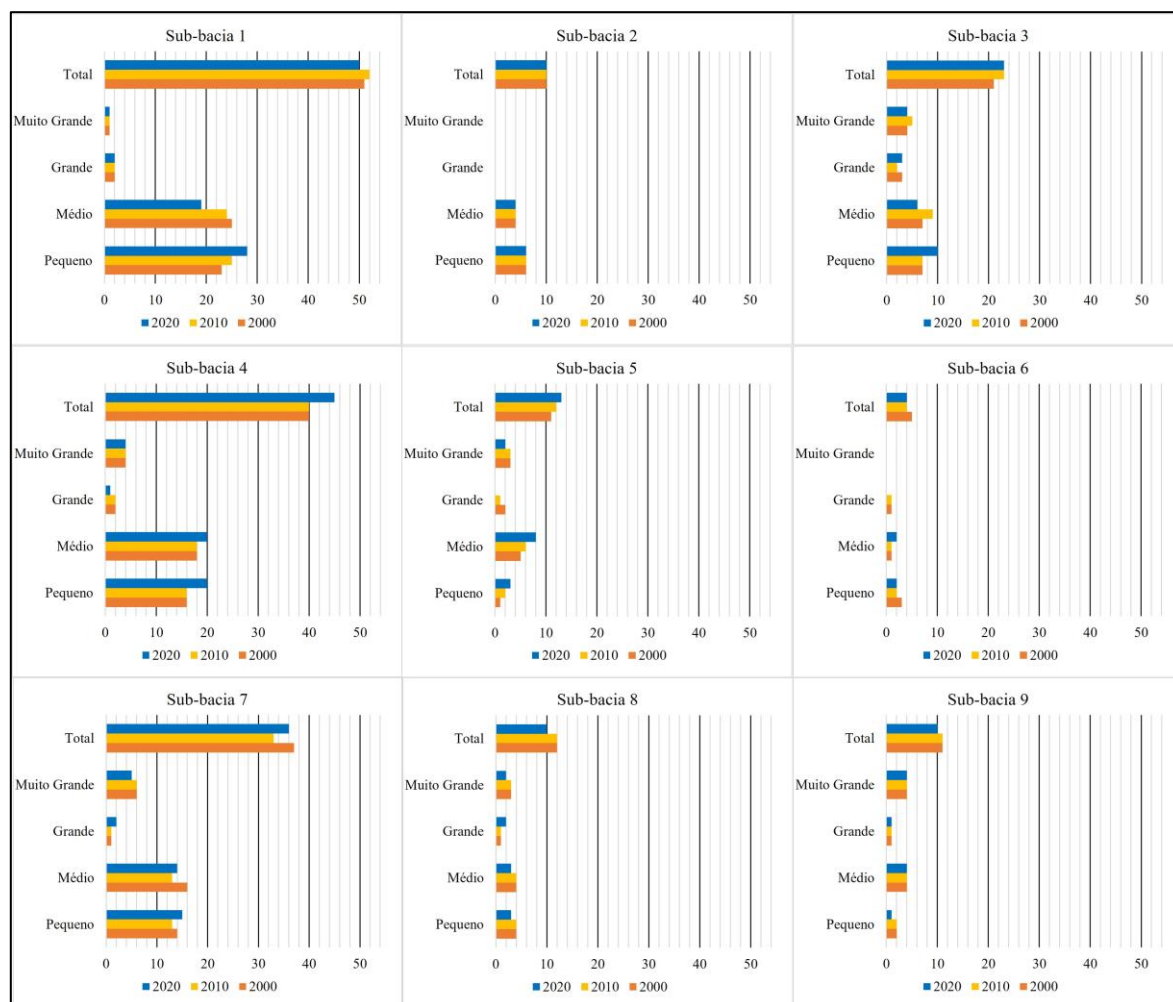
Fonte: autoria própria.

Na Figura 26 é possível ver a quantificação dos fragmentos florestais por sub-bacia, sendo as sub-bacias 1, 4 e 7 as que possuem a maior quantidade de fragmentos florestais (entre 33 e 52 fragmentos). Conforme visto nos mapeamentos e no gráfico (Figuras 21 – 24), as sub-bacias mais ao norte, são marcadas pela presença quase exclusiva dos pequenos e médios fragmentos; enquanto na sub-bacia 9 (extremo sul) a predominância é dos maiores fragmentos (dos 10 fragmentos, 4 são classificados como muito grandes). Analisar a distribuição espacial dos fragmentos por classe de tamanho é útil para auxiliar na criação de metas para a conservação dos remanescentes florestais, visto que identificar as áreas prioritárias necessitam de visão holística, ou seja, considerar também os fragmentos florestais vizinhos (VIANA; PINHEIRO, 1998).

A predominância da quantidade de pequenos fragmentos localizados nas sub-bacias 1 e 2, pode ser consequência do manejo da área de estudo, uma vez que é uma bacia de caráter agrícola e de pequenos produtores, e geralmente, as áreas de plantio são realizadas com certa

distância uma das outras, gerando um mosaico heterogêneo com ilhas de fragmentos florestais (CEMIN *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2015).

Figura 26 – Quantificação dos fragmentos florestais por classe da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para os anos 2000, 2010 e 2020.



Fonte: autoria própria.

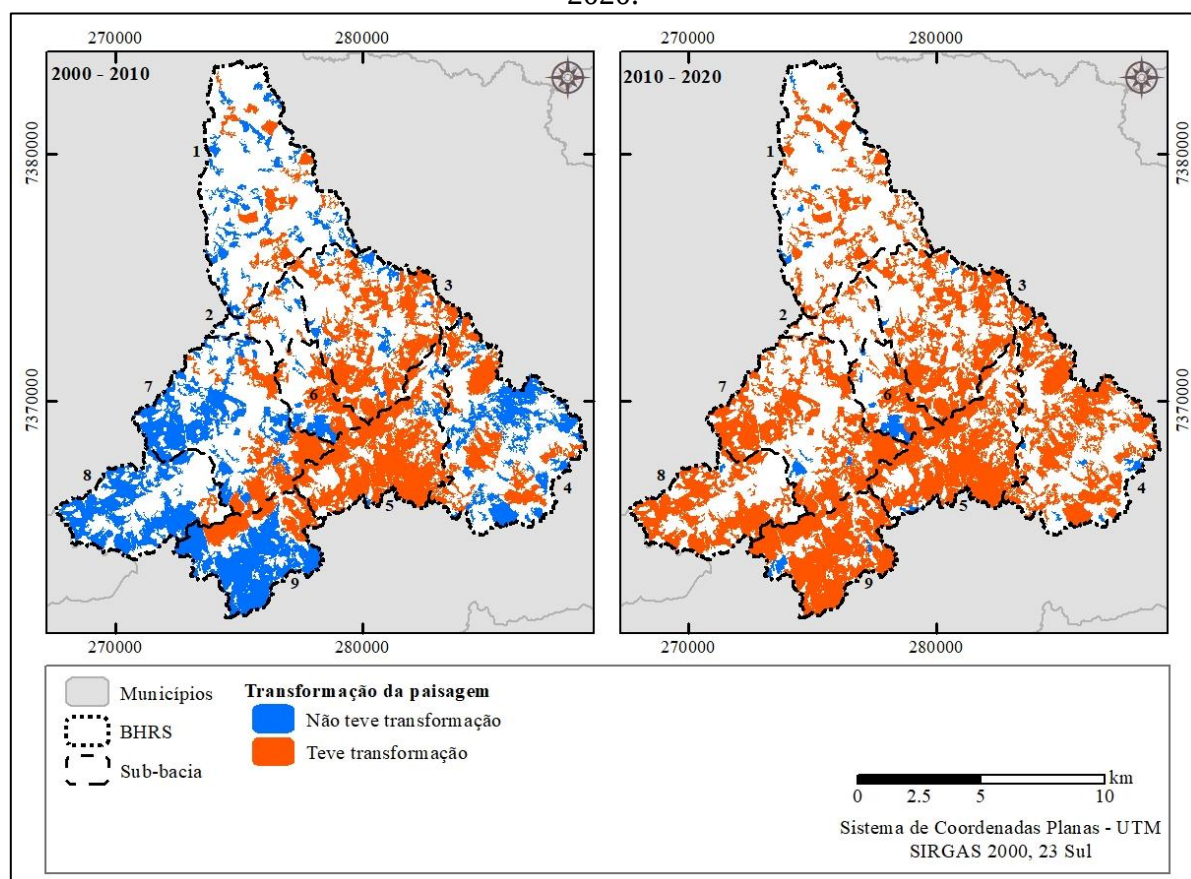
Os pequenos fragmentos são preocupantes por estarem muito sujeitos ao efeito de borda (redução da dispersão de sementes, aumento da radiação, maior exposição ao vento, diminuição na diversidade biológica e genética, degradação dos recursos hídricos) e baixa diversidade, além de correr o risco de se extinguirem, mas apesar da baixa biodiversidade que estes podem apresentar, eles não devem ser ignorados ou descartados nas ações de conservação, visto que podem ser utilizados como conectores para movimentação de organismos, na criação de corredores ecológicos, além de terem a função de trampolins

ecológicos (GOTARDO *et al.*, 2019; GUARIZ; GUARIZ, 2020; SAMPAIO *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2020).

5.2.3. Transformação espacial dos fragmentos florestais

No primeiro período (entre 2000 e 2010), 46 fragmentos florestais tiveram transformações espaciais, sendo que 14 desses apresentaram mais de um tipo de transformação espacial. No segundo período estudado (entre 2010 e 2020), 173 fragmentos florestais sofreram transformações espaciais, sendo 51 com mais de um tipo. A espacialização dos fragmentos florestais que sofreram ou não transformações espaciais é vista na Figura 27.

Figura 27. Mapa da ocorrência ou ausência de transformação espacial nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para os períodos 2000-2010 e 2010-2020.



As transformações territoriais no primeiro período estão concentradas nos fragmentos florestais localizados na região central, leste e sudeste, sendo aproximadamente metade desses fragmentos florestais classificados como grandes e muito grandes (maiores que 50ha) e

localizados em áreas com maior território agrícola e área de degradada. No segundo período, entre os 28 fragmentos florestais que não apresentaram transformação territorial, 27 apresentaram até 30ha.

O brusco aumento do número de fragmentos florestais que apresentaram transformações evidencia que apesar da baixa transição entre as classes de uso da terra, essas transições ainda ocorrem e impactam diretamente nos fragmentos florestais e na sua dinâmica. Tais transformações podem dividir os fragmentos florestais em parcelas menores (múltiplas ou não), dificultando a permanência de espécies que necessitam de fragmentos florestais maiores para que sua população seja viável, resultando na perda de biodiversidade e em até possíveis extinções de determinadas espécies no local.

Dos fragmentos florestais analisados, o processo de transformação que mais ocorreu foi o de contração. Constatou-se que 30 sofreram contração no primeiro período, enquanto no segundo período, 150 fragmentos florestais tiveram o processo de contração. A contração está entre os processos de transformações mais comuns, visto que seu processo se dá pela diminuição da sua área a partir da sua borda, sendo ligado principalmente à agricultura, logo, era esperado que fosse o processo mais encontrado na BHRS devido seu caráter agrícola (CASIMIRO, 2009).

Tabela 6. Quantitativo dos diferentes tipos de transformações territoriais no período entre 2000-2010 e 2010-2020 na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo

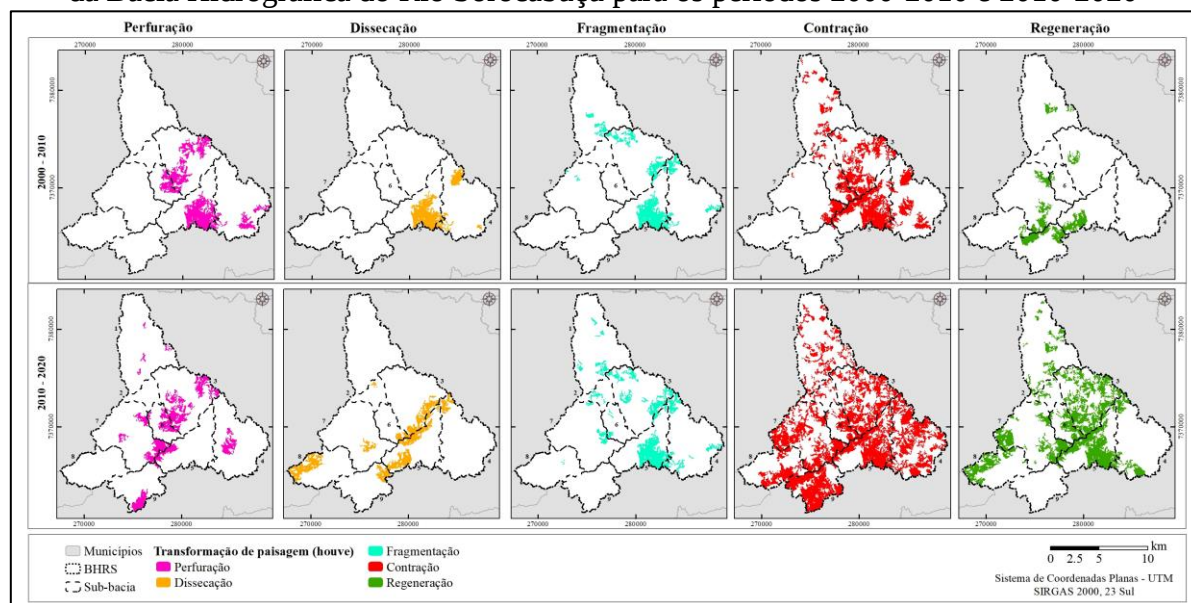
	2000-2010	2010-2020
Contração	30	150
Dissecação	6	6
Fragmentação	9	20
Perfuração	7	15
Regeneração	13	55
Total	65	246

O segundo maior processo foi o de regeneração, sendo 13 no primeiro período e 55 no segundo (Tabela 6). No primeiro período, o processo ocorreu principalmente em fragmentos florestais a partir de 20ha e que possuem fragmentos florestais bem próximos do seu perímetro, enquanto no segundo cenário, o processo ocorreu heterogeneamente, acontecendo em fragmentos florestais de todas as classes de tamanho e localizados em áreas mais com maior concentração de vegetação ou não (Figura 28).

Os processos de dissecação, perfuração e fragmentação apresentaram valores próximos no primeiro período (6, 7 e 9 fragmentos florestais, respectivamente). No segundo cenário, o processo de dissecação manteve o valor, mas a perfuração e a fragmentação apresentaram aumento na quantidade de fragmentos florestais afetados (15 e 20, respectivamente – Tabela 6).

O processo de dissecação está intimamente ligado à separação do fragmento florestal em dois ou mais manchas com o intuito de criar estradas e corrobora com o ocorrido na BHRS. Nos dois períodos, o processo ocorreu principalmente em grandes fragmentos florestais. Uma das consequências da dissecação é o aumento do efeito de borda nos fragmentos florestais, visto que a abertura da estrada causa o aumento abrupto na quantidade de borda do fragmento (FORMAN, 1995; CASIMIRO, 2009).

Figura 28. Mapa dos diferentes tipos de transformações espaciais nos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu para os períodos 2000-2010 e 2010-2020



A perfuração seriam clareiras abertas no interior do fragmento, podendo ser natural ou não. Quando resultada de ação antrópica, geralmente está relacionada ao corte de madeira ou abertura para pequenas construções (CASIMIRO, 2009). O processo em si não é responsável por aumentar ou diminuir a quantidade de fragmentos florestais, mas tem como consequência estrutural o aumento das bordas e a diminuição do habitat.

Na BHRS, no primeiro período a perfuração estava concentrada na região central, leste e sudeste, e principalmente em fragmentos florestais a partir de 50ha. Enquanto no segundo período a distribuição ocorre com mais heterogeneidade tanto espacialmente quanto em relação ao seu tamanho.

A fragmentação tem resultado similar ao da dissecação, mas nesse caso, a separação dos fragmentos florestais não é linear como na dissecação. No primeiro período, 7 (entre os 9) fragmentos florestais que sofreram o processo de fragmentação são maiores de 25ha. No segundo período, houve o aumento de fragmentos florestais menores que 25ha sofrendo por esse processo (foi de 2 para 9), enquanto os maiores que 25ha aumentou para 11. Esse aumento é perceptível na Figura 28, além de estar perceptível o aumento do processo na região norte e oeste da BHRS.

Quatro (dos iniciais, 7 fragmentos florestais) tiveram o processo de fragmentação intensificado em seu território. Inicialmente, todos possuíam mais de 65ha e dois deles apresentaram perda de mais de 50% da sua área – sendo importante lembrar que mais de um processo foi encontrado em cada fragmento florestal, logo, essa perda não pode ser atribuída inteiramente à fragmentação).

Casimiro (2009) diz que a fragmentação está intimamente ligada à urbanização, e tal fala é corroborada com o cenário encontrado na BHRS, visto que todos os fragmentos florestais que sofreram com o processo (nos dois anos) possuem áreas urbanas limítrofe à sua borda.

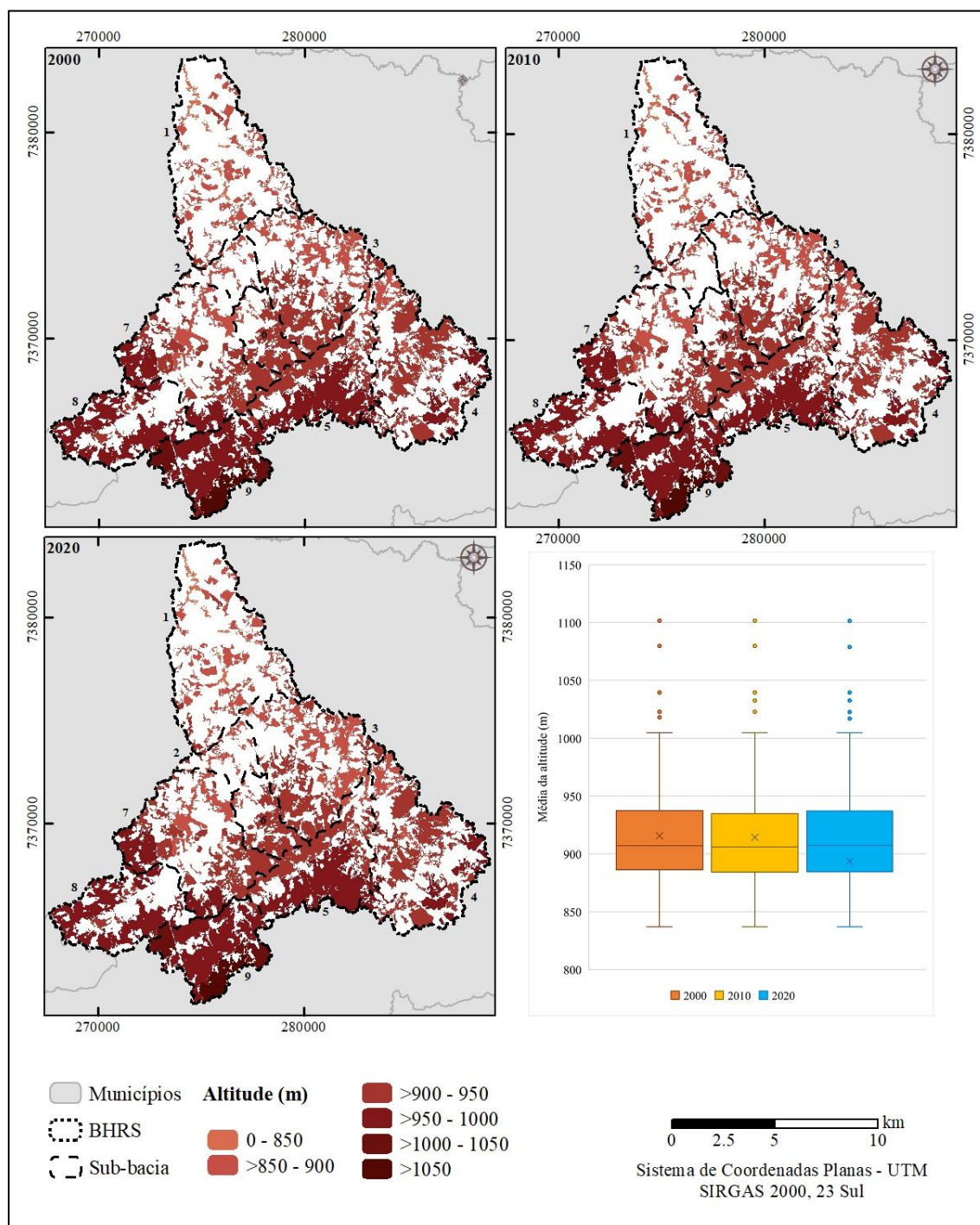
No total foram 65 e 246 transformações espaciais no primeiro e segundo período respectivamente, sendo que 52 e 191 foram transformações responsáveis pela perda de área vegetal. Os resultados apontam que a dinâmica territorial dos fragmentos florestais está em constante evolução dado as alterações no uso da terra, e sugerindo a importância do entendimento dessas mudanças e do seu impacto na estrutura e biodiversidade dos fragmentos florestais, bem como a importância do monitoramento das mudanças de uso da terra visto o impacto direto que ela possui nas áreas de cobertura vegetal.

5.3. Variáveis topográficas e abióticas

A Figura 29 apresenta a distribuição espacial dos fragmentos florestais quanto à sua altitude média.

Observa-se que os grandes fragmentos florestais estão localizados em altitudes maiores em relação aos pequenos fragmentos. Tais fragmentos florestais tendem a apresentar áreas mais úmidas, que consequentemente influenciam na diminuição da susceptibilidade da área sofrer com incêndios (VENKATESH *et al.*, 2020).

Figura 29 – Mapa da altitude para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Fonte: autoria própria.

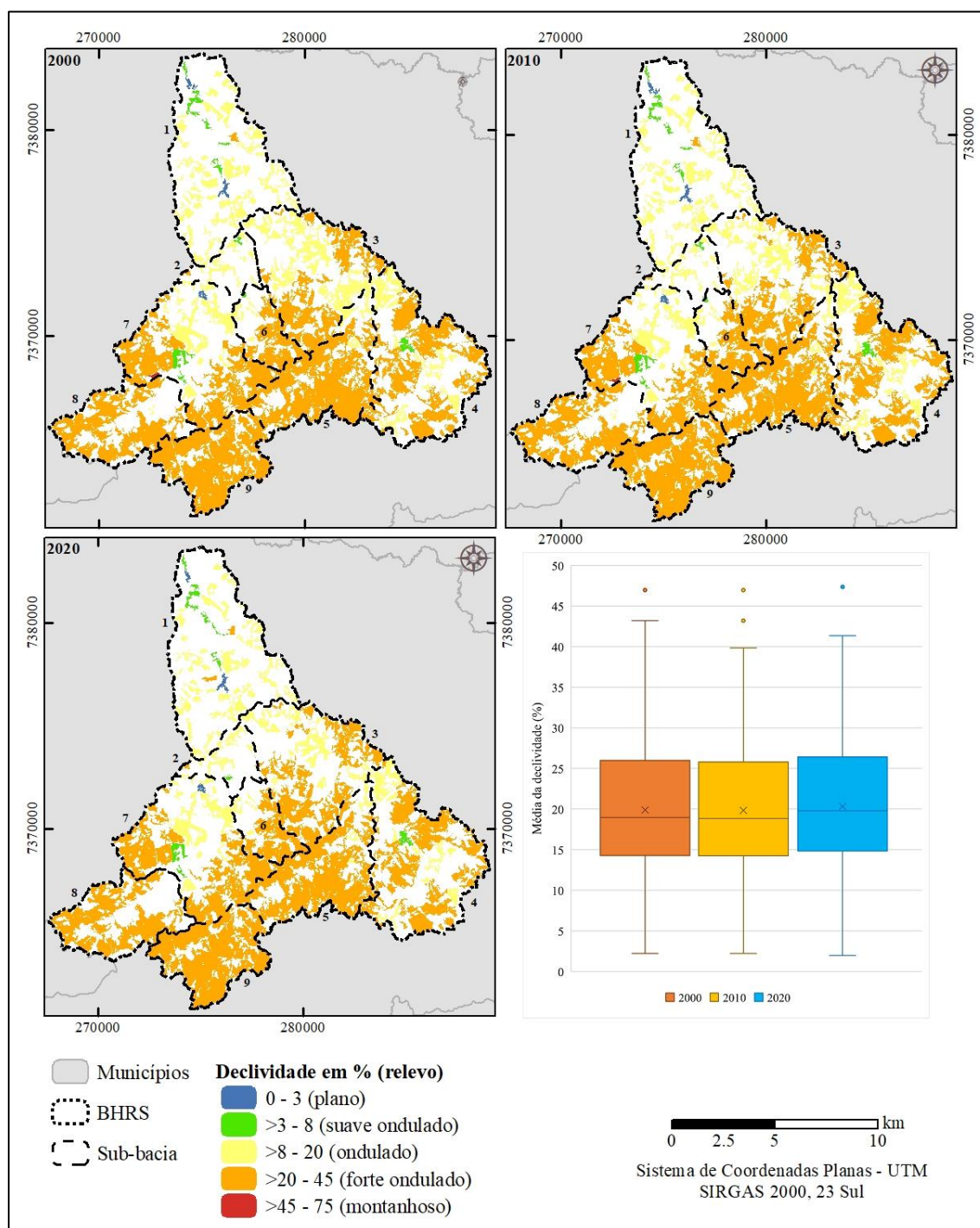
As médias de altitude variam entre 848 e 1.102 m, com pouca variação entre os anos estudados (Figura 29). Tal variação se deu pela alteração da paisagem e consequente mudança no tamanho e quantidade de fragmentos florestais. Segundo Tabarelli *et al.* (2012), as áreas de transição da Mata Atlântica representam cerca de 75% de toda a extensão do bioma e ocorrem principalmente em altitudes entre 400 e 1.200 m, sendo áreas localizadas entre centros de endemismo. A BHRS encontra-se entre dois centros de endemismo: Serra do Mar e Auracária (TABARELLI *et al.*, 2012).

Na Figura 30 é apresentado o Mapa de declividade média dos fragmentos florestais para os anos estudados; podendo ser visto que os fragmentos estão, principalmente, entre 0 e 45% (entre o relevo plano e forte ondulado); sendo os fragmentos mais planos na região norte, enquanto os mais declivosos na região sudoeste e sudeste.

A declividade, além de influenciar no acesso e ocupação antrópica, também possui relação com incêndios, visto que no caso de incêndio, o fogo tende a se espalhar com maior facilidade e rapidez em locais mais declivosos (RIBEIRO; SOARES; BEPLER, 2012; CAMARGO *et al.*, 2019; VENKATESH, 2020). Sendo necessário maior atenção aos fragmentos florestais localizados na região norte, visto a influência sofrida pelo relevo e pelo seu tamanho.

Observa-se no gráfico da Figura 30 poucas variações entre as médias de declividade, com maior atenção à diminuição do limite superior, aumento do terceiro quartil, bem como o aumento do *outlier*. Nota-se, também, que apesar da grande amplitude, a grande maioria dos fragmentos possuem média de 15 a 25% de declividade.

Figura 30 – Mapa de declividade “média” dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.

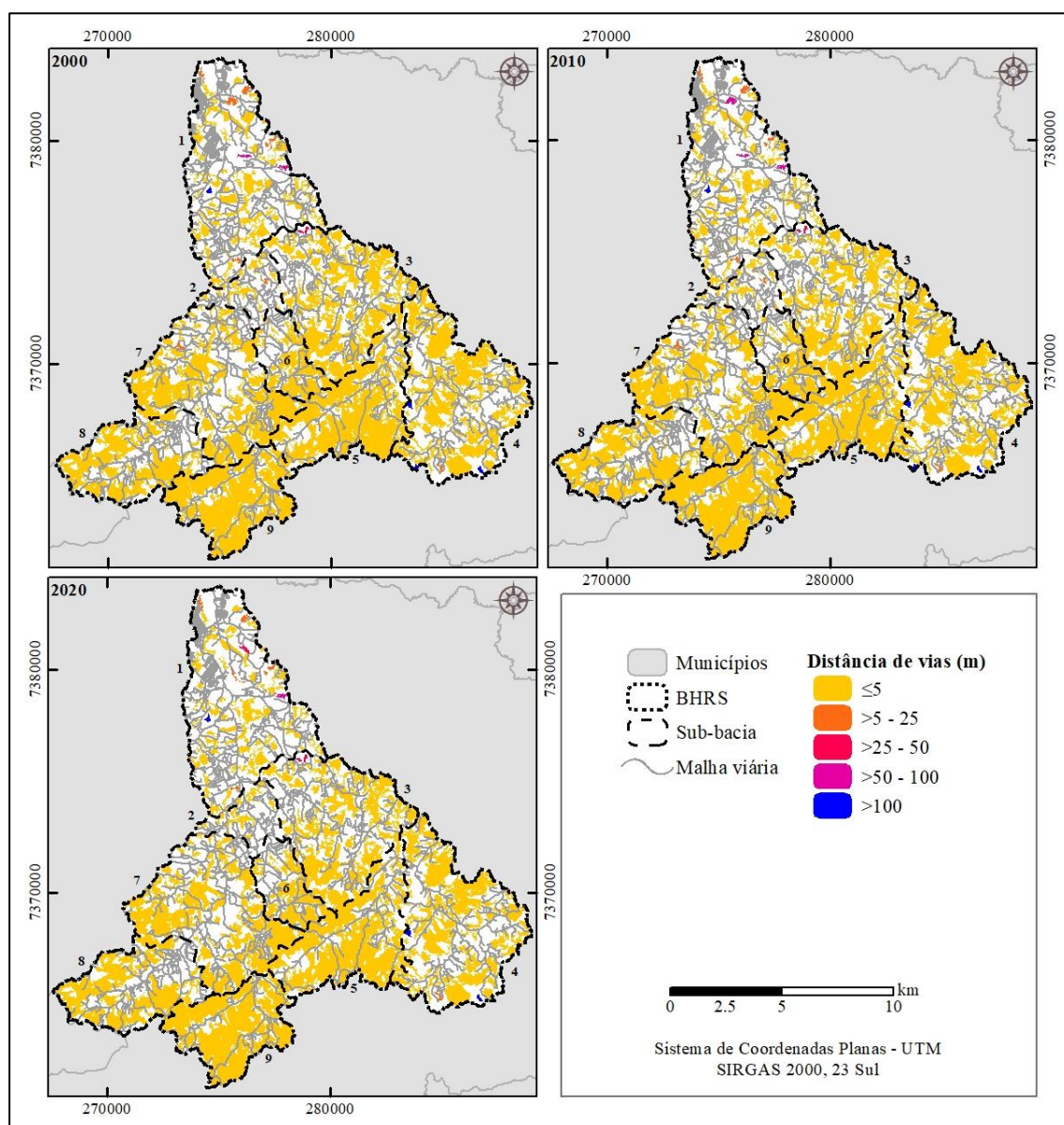


Fonte: autoria própria.

Em um estudo realizado para avaliar a influência dos fatores topográficos na manutenção dos fragmentos florestais, foi encontrado que remanescentes florestais que estão em maiores declividades e altitudes apresentam cenário mais propenso para a regeneração natural (BISPO *et al.*, 2009; SILVEIRA; SILVA, 2010).

A proximidade com vias é um fator que torna o fragmento florestal mais propenso a sofrer com impactos ambientais negativos provindos de atividade antrópica. Na Figura 31 são apresentados os mapeamentos da distância de vias dos fragmentos florestais para os anos estudados. O cenário, para os três anos, é de alta proximidade com as estradas (e outras vias de acesso) da maioria dos fragmentos florestais, incluindo os grandes fragmentos (Tabela 7). Os poucos fragmentos com distância maior que 100 m são pequenos fragmentos florestais e que estão mais isolados espacialmente.

Figura 31 – Mapa da distância de vias dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Fonte: autoria própria.

Em estudos realizados há o consenso de que a proximidade com as vias contribui com a degradação do fragmento florestal, visto a facilidade de acesso ao fragmento, possibilitando a expansão das estradas, a exploração de recursos da fauna e flora e outras atividades que impactam não apenas a estrutura física do fragmento, como também sua biodiversidade (ANTUNES *et al.* 2016; BOUSSOUGOU *et al.*, 2018; SAYER *et al.*, 2012).

A proximidade de vias pode ser, também, um dos responsáveis pelo aumento do efeito de borda, podendo alterar a composição do habitat, além de efeitos diretos, como intervenções no solo e nos corpos d'água, emissão de gases e poluição sonora (FREITAS *et al.*, 2014; NELSON *et al.*, 2017). Forman (2000) definiu a área afetada pelas estradas como “*road-effect zone*”, sendo essa o tamanho dessa área definido conforme o tipo e largura da estrada e a fitofisionomia que cruza ou fragmenta (FORMAN; ALEXANDER, 1998; FORMAN; DEBLINGER, 2000; SELVA *et al.*, 2015). Dentro dessa área são observadas alterações na água, no solo, na fauna e flora.

Tabela 7 – Quantificação da distância de vias, em metros, dos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.

Distância (m)	2000	2010	2020
≤ 5	183	182	189
> 5 - 25	8	7	6
> 25 - 50	1	1	2
> 50 - 100	2	3	1
> 100	4	4	3

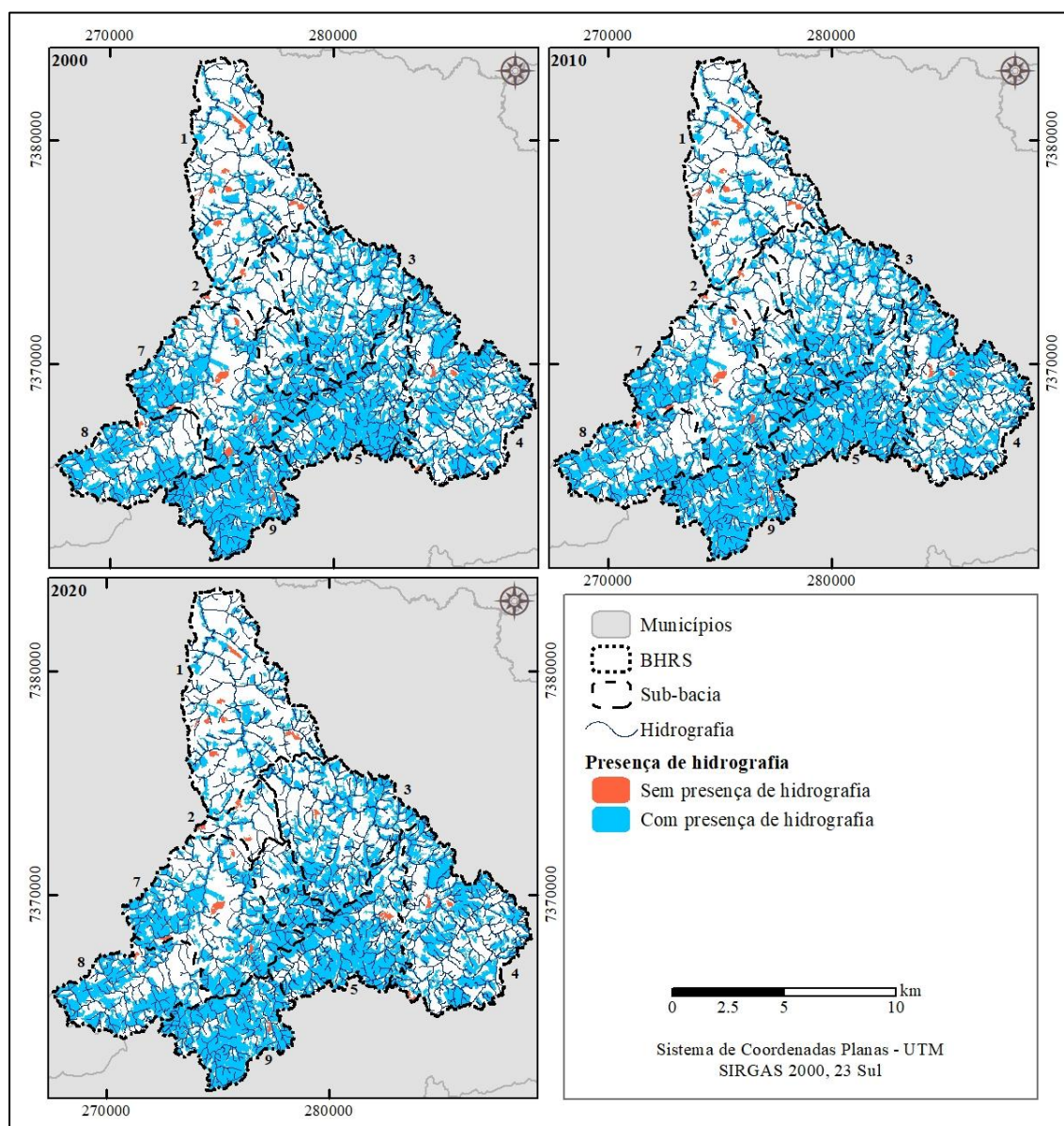
Fonte: autoria própria.

Assim, considerar a distância de vias é de extrema importância, ou também, podendo ser considerado a densidade de vias na paisagem, no entorno ou no fragmento florestal, como feito por SOUSA *et al.* (2022) e FREITAS; METZGER (2007). Em estudo realizado na BHRS, os autores avaliaram a densidade de estradas considerando as que estão dentro e num raio de 100 m do fragmento, e concluíram que os maiores fragmentos apresentam pouca densidade de estradas (até 2 km/km²) e pequenos fragmentos com densidade até de 8,6km/km², corroborando com o consenso de que a facilidade de acesso fragmento tem alta relação com a degradação do fragmento florestal (REZZADORI *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2022; SOUSA; LOPES, *et al.*, 2022).

Além disso, ter a informação de como acessar um fragmento florestal é de grande importância na delimitação de áreas prioritárias para receber ações conservacionistas e de restauração ambiental (CABEZA, 2003; REZZADORI *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2009).

Na Figura 32 são apresentados os fragmentos florestais que possuem hidrografia dentro da sua extensão. Os recursos hídricos são fundamentais para o ciclo reprodutivo e de alimentação de diversas espécies da fauna; favorecem a regeneração natural desses espaços visto o balanço hídrico favorável (ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2020; MOLIN *et al.*, 2018).

Figura 32 – Mapa da presença de hidrografia nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

Dentre os fragmentos florestais presentes na BHRS, nos três anos, cerca de 90% possuem rede hidrográfica em sua extensão (Tabela 8). Dentre os que não possuem rede hidrográfica, mais da metade desses fragmentos estão localizados na parte norte da BHRS, região mais antropizada.

Nota-se que o aumento dos fragmentos florestais que não possuem hidrografia no seu interior se deu pela mudança do tamanho e forma dos fragmentos florestais.

Tabela 8 – Quantificação da presença de hidrografia nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.

	2000	2010	2020
Com presença	179	179	201
Sem presença	19	18	21

Fonte: autoria própria.

5.4. Efeito Antrópico

Na Figura 33 é apresentado o Índice de Urbanidade analisado por sub-bacia para os três anos de estudo. Categoricamente, não houve variação entre os anos, sendo a sub-bacia 1 e 2, as que apresentaram maior valor de IB (maior que 0,6 até 0,8), enquanto a menor classe (até 0,2) é pertencente à sub-bacia 9, seguida pela sub-bacia 5 com valor maior que 0,2 até 0,4.

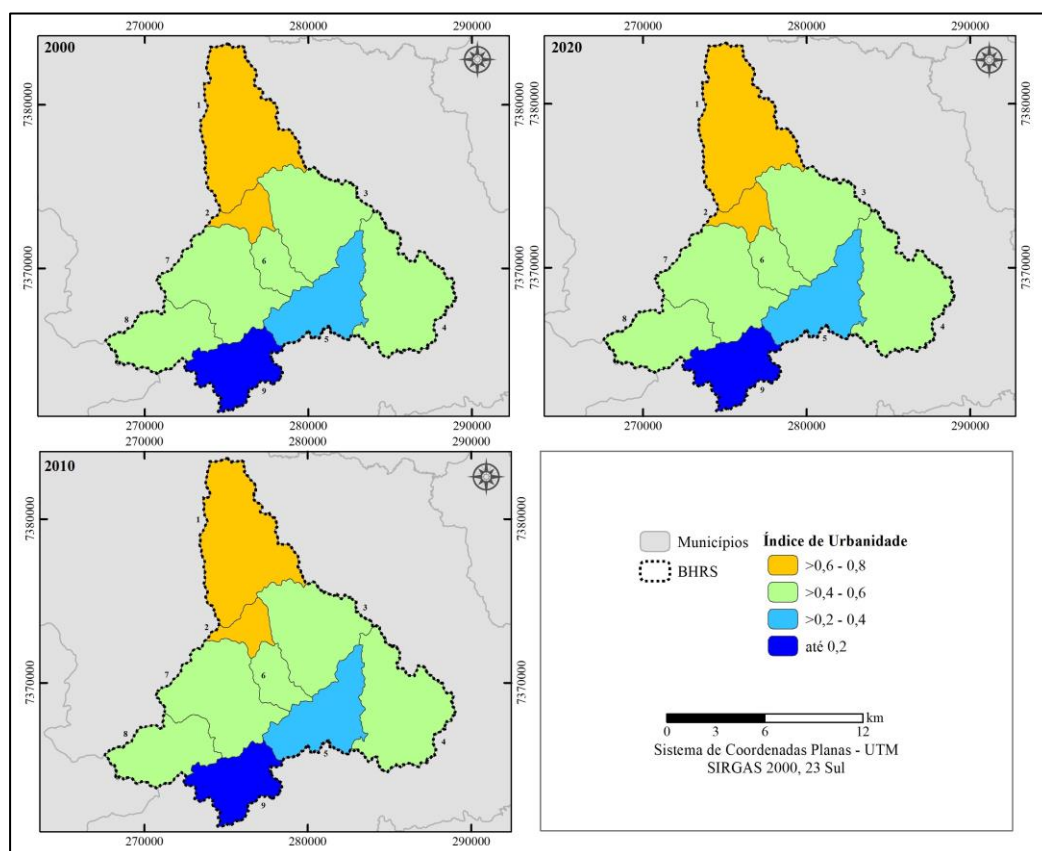
Tabela 9 – Valores do Índice de Urbanidade por sub-bacia para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu

Sub-bacia	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2000	0,64	0,66	0,48	0,45	0,28	0,42	0,45	0,46	0,15
2010	0,64	0,66	0,50	0,45	0,29	0,42	0,45	0,45	0,15
2020	0,66	0,67	0,52	0,48	0,32	0,43	0,46	0,46	0,16

Fonte: autoria própria.

O maior grau de urbanidade é considerado entre 0,8 até 1, sendo áreas com maior predomínio antrópico (considerados como ecossistemas antropogênicos); e não ter esse valor presente na BHRS – com valores até aproximadamente 0,7 – evidencia que apesar da antropização estar presente, ela ainda não é extrema (Tabela 9; MAZZUCO *et al.*, 2017). Valores até 0,2 são considerados como grau mínimo de urbanidade, sendo encontrados em apenas uma sub-bacia (9) da BHRS.

Figura 33 – Mapa do Índice de Urbanidade por sub-bacia para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



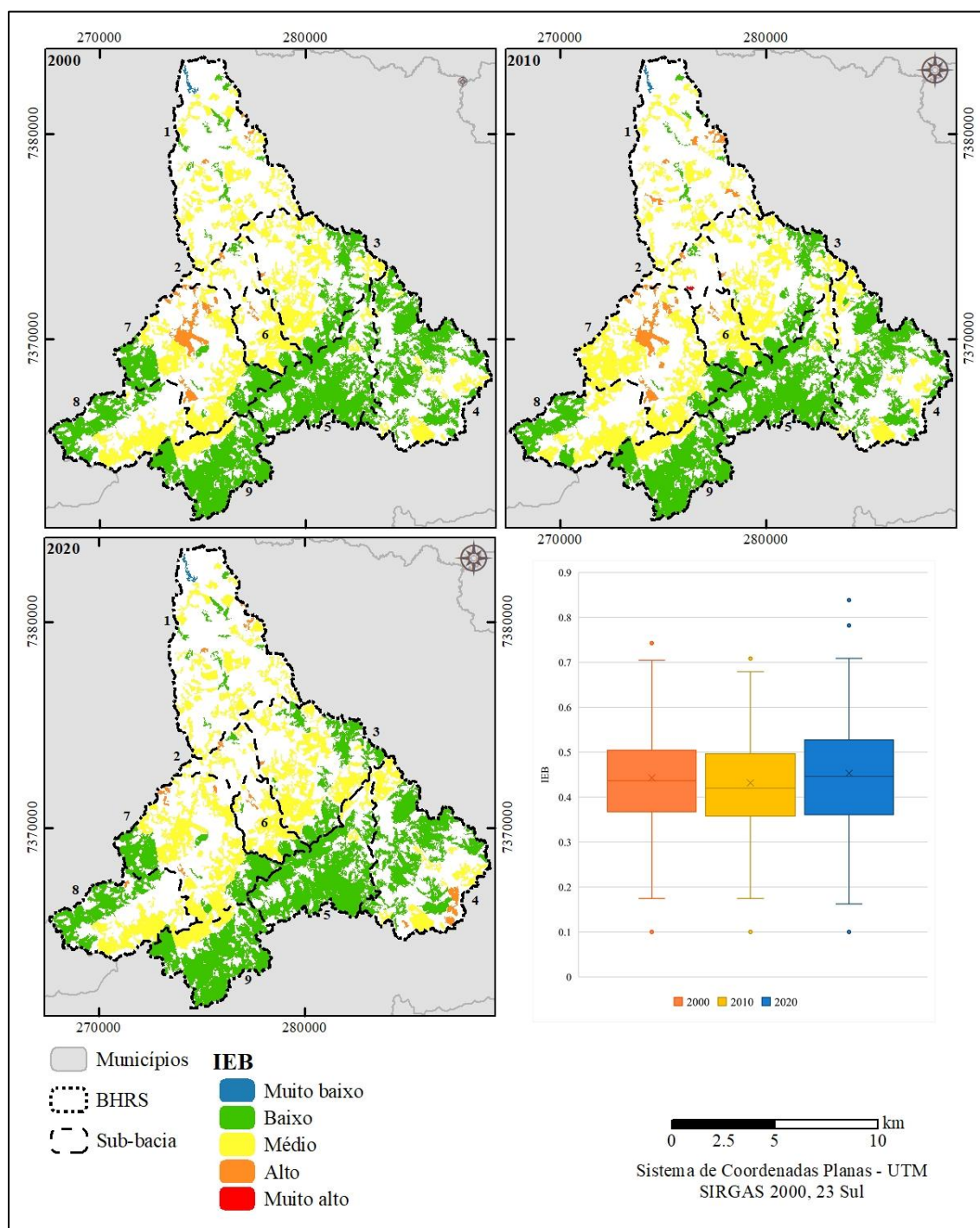
Fonte: autoria própria.

Apesar de estar na segunda classe menos antropizada, a sub-bacia 5 foi uma das que apresentou maior variação entre os anos estudados (de 0,04) e a maior variação entre 2010 e 2020 (0,03).

Considera-se a BHRS com média antropização, já que cinco das nove sub-bacias estão entre 0,401 e 0,6; em conjunto de sete delas possuem até 0,5 (considerando a média entre os três anos). Esse resultado é decorrência principalmente da alta presença de vegetação na BHRS.

Na Figura 34 apresenta-se o mapeamento do IEB dos fragmentos florestais para os três anos estudados. Os resultados encontrados no IEB indicam poucas alterações entre os anos, sendo a mais significativa um fragmento florestal que passou de médio para alto e outro que passou de baixo para médio.

Figura 34 – Mapa do Índice de Efeito de Borda nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

Além disso, somente em 2020 foi notada a presença de fragmentos classificados como muito alto, sendo um fragmento que nos anos anteriores era menor que 5ha e um segundo que anteriormente estava classificado como alto (Tabela 10).

No gráfico da Figura 34 é possível observar o aumento da média, moda, amplitude e desvio padrão do IEB em 2020 em relação aos anos anteriores.

Tabela 10 – Quantificação do Índice de Efeito de Borda nos fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu

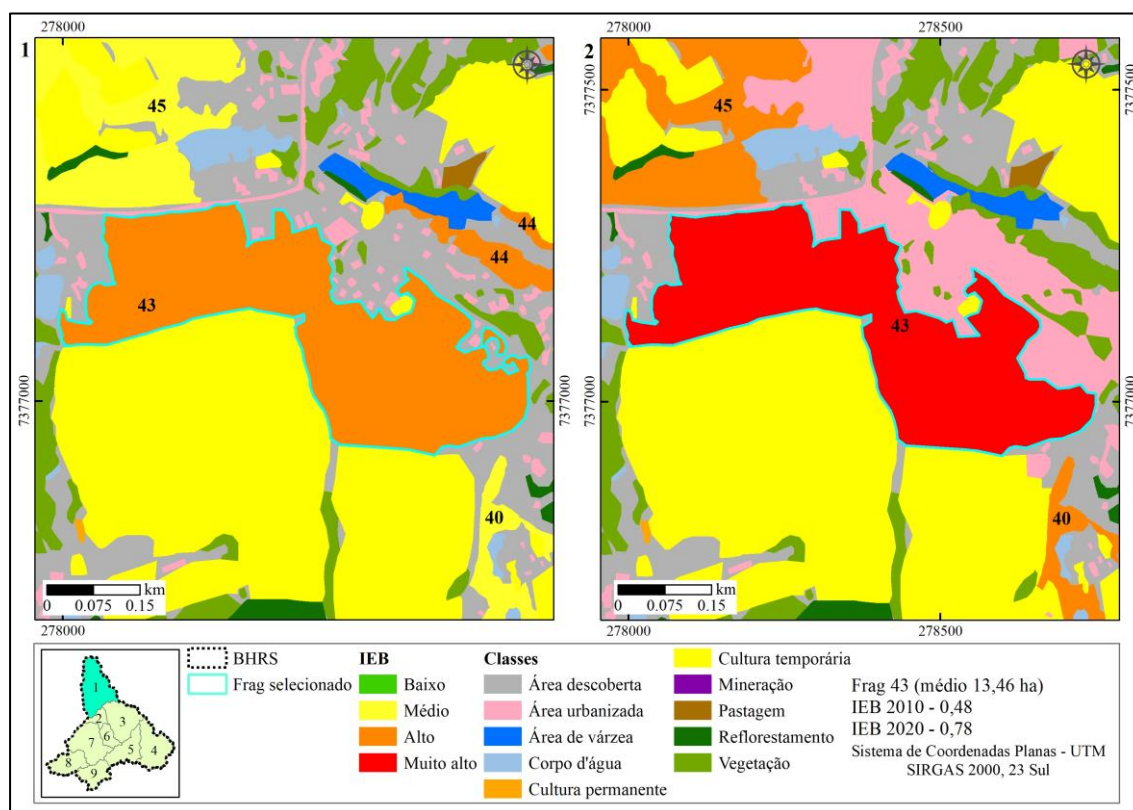
		2000	2010	2020
Muito baixo	Até 0,2	2	2	2
Baixo	> 0,2 – 0,4	75	82	74
Médio	> 0,4 – 0,6	105	99	106
Alto	> 0,6 – 0,8	16	14	18
Muito alto	> 0,8 -1	0	0	1

Fonte: autoria própria.

Encontrou-se cerca de 8, 7 e 9% (para 2000, 2010 e 2020 respectivamente) de fragmentos com valor maior que 0,6, sendo a maioria fragmentos envoltos principalmente de cultura temporária e áreas descobertas; e fragmentos localizados principalmente da região oeste à norte. Sendo esses fragmentos os que necessitam de ações conservacionistas para a redução de impactos negativos vindos do uso antrópico do seu entorno, principalmente se tratando daqueles possuem cultura temporária como matriz visto que, provavelmente, tais ações não cessarão.

O fragmento 43, apresenta a maior exposição as culturas temporárias e áreas descobertas, que em 2020, grande parte mudou para área urbanizada (Figura 35).

Figura 35 – Fragmento 43 com representação do IEB e do uso da terra no seu entorno em 2010 (1) e 2020(2).



Fonte: autoria própria.

A grande maioria dos fragmentos estão classificados até médio IEB (valores até 0,6), que segundo Lourenço, Silva e Sales (2014) são valores que indicam menor pressão antrópica, porém alguns desses fragmentos já estão com valores bem próximos de 0,6 e apresentaram aumento do IEB entre os anos.

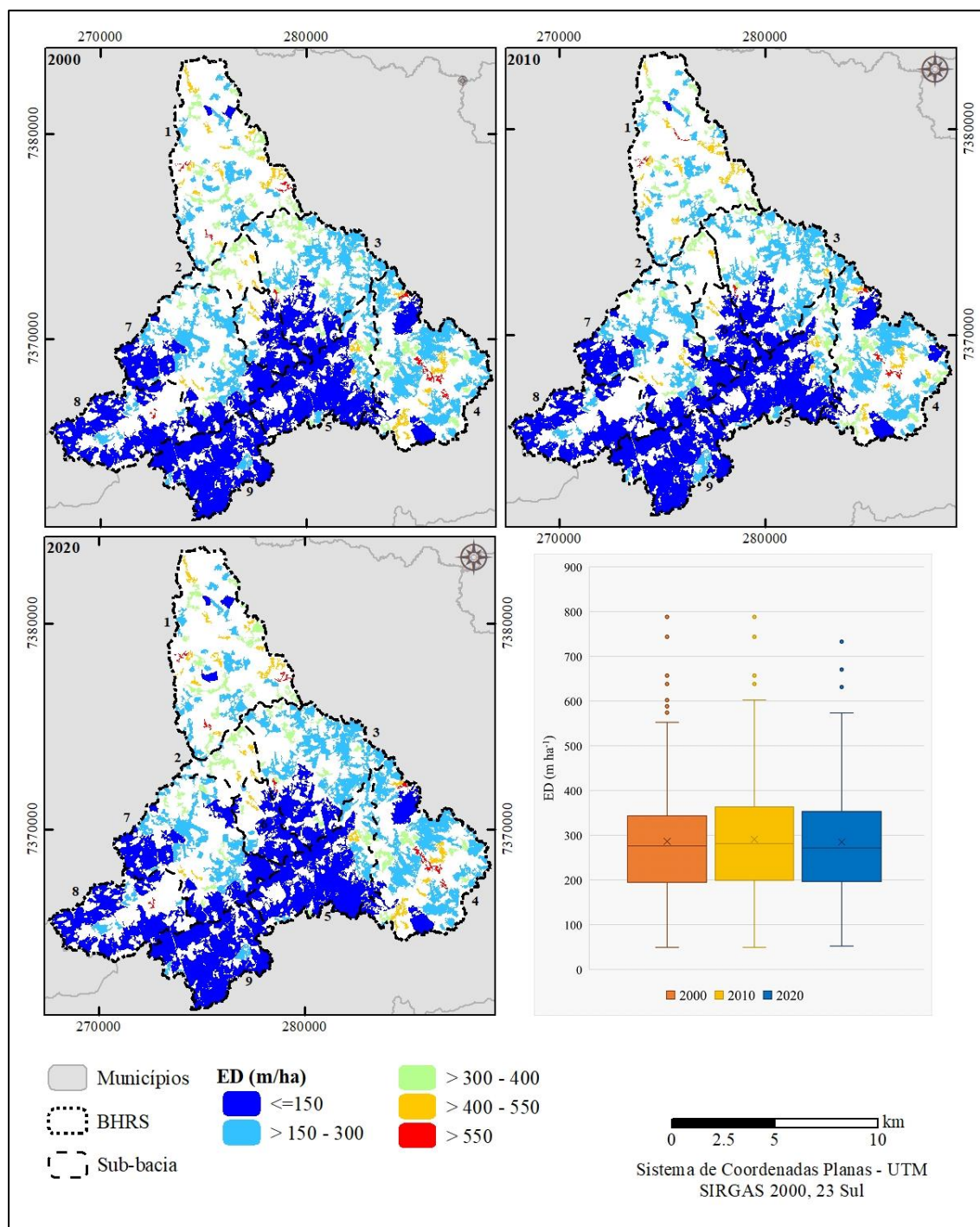
Boa parte da questão da fragmentação pode encontrar fatores de mitigação, na adoção de políticas de apoio à agricultura familiar que sejam benéficas tanto sustentavelmente quanto economicamente, como por exemplo, projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) ou programas de segurança alimentar (a partir do resgate da fertilidade do solo). Em Ibiúna, município onde a BHRS está inserida, foi instituído em 2018 um programa municipal para incentivar o PSA (IBIÚNA, 2018).

5.5. Métricas de paisagem

Na Figura 36 é apresentado o mapeamento da métrica “Densidade de bordas” (ED) para o ano 2000, 2010 e 2020. Em 2000 e 2010 os valores variaram entre 49,17 m ha⁻¹ e 788,03

m ha⁻¹, mas com breve diferença na média e desvio padrão, onde em 2000 era 254,17 e 154,38 e em 2010 eram 256,91 m ha⁻¹ e 155,38 m ha⁻¹, evidenciando o aumento da ED nos valores intermediários. Em 2020, a amplitude do intervalo diminuiu, tendo um aumento no valor mínimo e diminuição no valor máximo (52,28 m ha⁻¹ e 732,72 m ha⁻¹).

Figura 36 – Mapa da Densidade de Borda (ED) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Os valores médios foi acima do encontrado por Barbalho *et al.* (2015), que ao estudar uma região do Cerrado em 2012 encontrou uma média de 132,78 m ha⁻¹, mas o valor obtido foi inferior ao encontrado por Pirovani *et al.* (2014) numa bacia hidrográfica localizada no bioma Mata Atlântica (523,14 m ha⁻¹).

Os menores valores de ED (menor ou igual à 150 m ha⁻¹) são encontrados nos maiores fragmentos florestais, enquanto os maiores valores de ED (maior que 550 m ha⁻¹) são encontrados em pequenos fragmentos florestais. Essa relação inversamente proporcional entre ED e área é consolidada na literatura e bem representada na Figura 36. Os dados corroboram com o encontrado por Fernandes e Fernandes (2017), Reis e Nishyama (2017), Santos *et al.* (2017) e Amorim *et al.* (2021) e afirmado por Pirovani *et al.* (2014). Tais resultados indicam que os maiores fragmentos florestais sofrem menos efeito de borda e consequentemente apresentam maior grau de conservação, visto que estão com menos contato com o exterior antrópico e consequentemente menos sujeitos à sofrer os impactos negativos, como alterações no microclima, aumento da temperatura terrestre e do ar, aumento da luminosidade, aumento na taxa de mortalidade das árvores, diminuição da riqueza de espécies herbáceas e lenhosas, entre outros (BARRERA *et al.*, 2007; SIQUEIRA *et al.*, 2004).

Os fragmentos florestais que apresentaram valores maiores que 550 m ha⁻¹ não apresentam proximidade geográfica, estando localizados em diferentes áreas da BHRS, mas todos possuem culturas temporárias ou área degradada em grande parte do seu perímetro, além de grande proximidade com áreas urbanizadas. Cenário corroborado pelo valor do Índice de Efeito de Borda, onde quatro deles apresentaram médio IEB. Enquanto os fragmentos florestais com os menores valores estão concentrados no sul da BHRS, com alta proximidade entre eles, sendo a maior parte do seu perímetro dado por áreas degradadas resultantes da abertura de estradas e localizados em locais que apresentam menor interferência antrópica. Por outro lado, alguns fragmentos florestais que apresentaram densidade de borda acima de 300 m ha⁻¹ apresentam baixo IEB, sendo esses pequenos e médios fragmentos florestais, localizados limítrofes à corpos d'água e/ou a sudeste da BHRS (local que possui uma paisagem dividida entre fragmentos florestais e áreas degradadas e baixa presença agrícola).

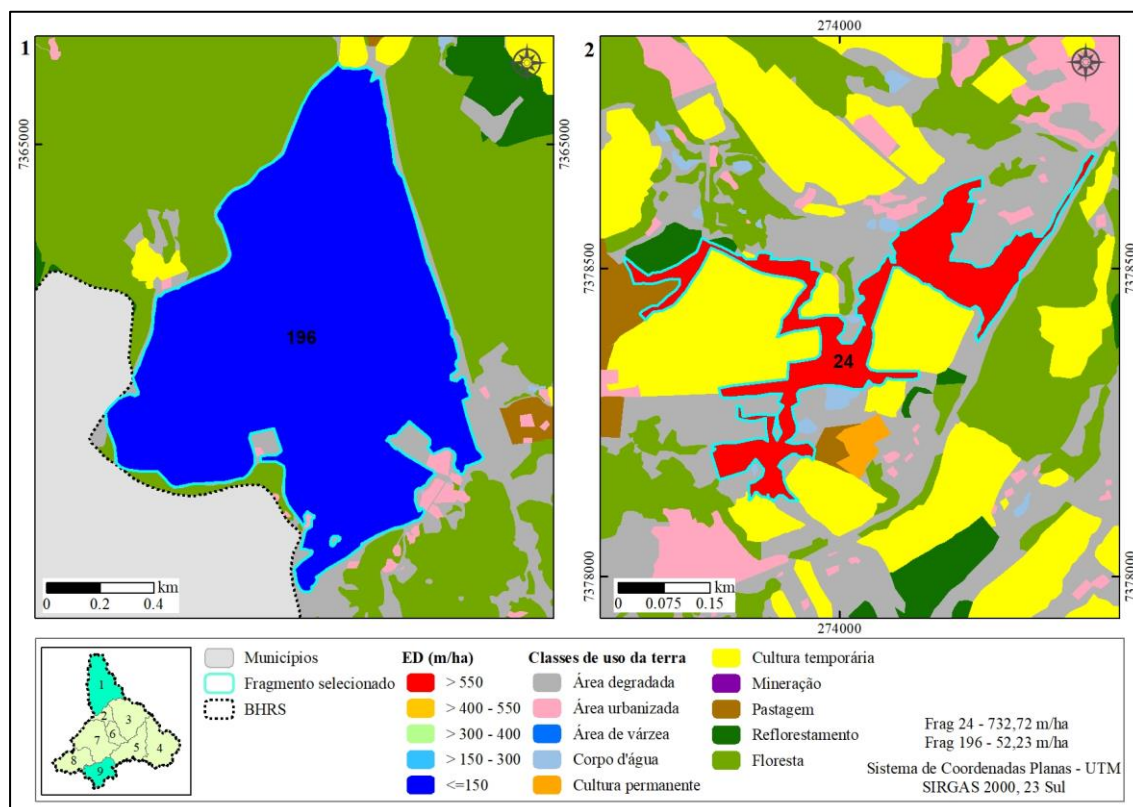
Entre os fragmentos florestais maiores que 100 ha, o maior valor de ED encontrado foi 244,96 m ha⁻¹ (em 2010) localizado na região centro-norte da BHRS (área com maior interferência antrópica) com uma paisagem agrícola e proximidade com áreas urbanizadas.

Sendo esse cenário comum entre os demais fragmentos florestais maiores que 50ha que apresentaram valores de densidade de borda acima de 250 m ha^{-1} .

Os dados encontrados apontam a interferência direta da antropização nas bordas dos fragmentos florestais, sendo através da mudança da sua estrutura física (os tornando mais irregulares, diminuindo sua área e consequentemente aumentando sua densidade de borda) ou através de alterações biofísicas causadas pelos efeitos de borda. Evidenciando que a conservação dos fragmentos florestais também depende do uso da terra do seu entorno, e não apenas da sua área.

Um exemplo de ED baixo e alto pode ser visto na Figura 37-1 e 37-2, respectivamente. Nota-se que nos exemplos apresentados, o fragmento 196 (Figura 37-1), apesar de ter à sua borda outro tipo de uso da terra, possui fragmentos florestais bem próximos ao seu perímetro, enquanto o fragmento 24 (Figura 37-2) é rodeado principalmente por usos da terra diferentes da vegetação, assim, mais susceptível ao efeito de borda, sendo que este está intimamente ligado à sua forma (PIROVANI *et al.*, 2014).

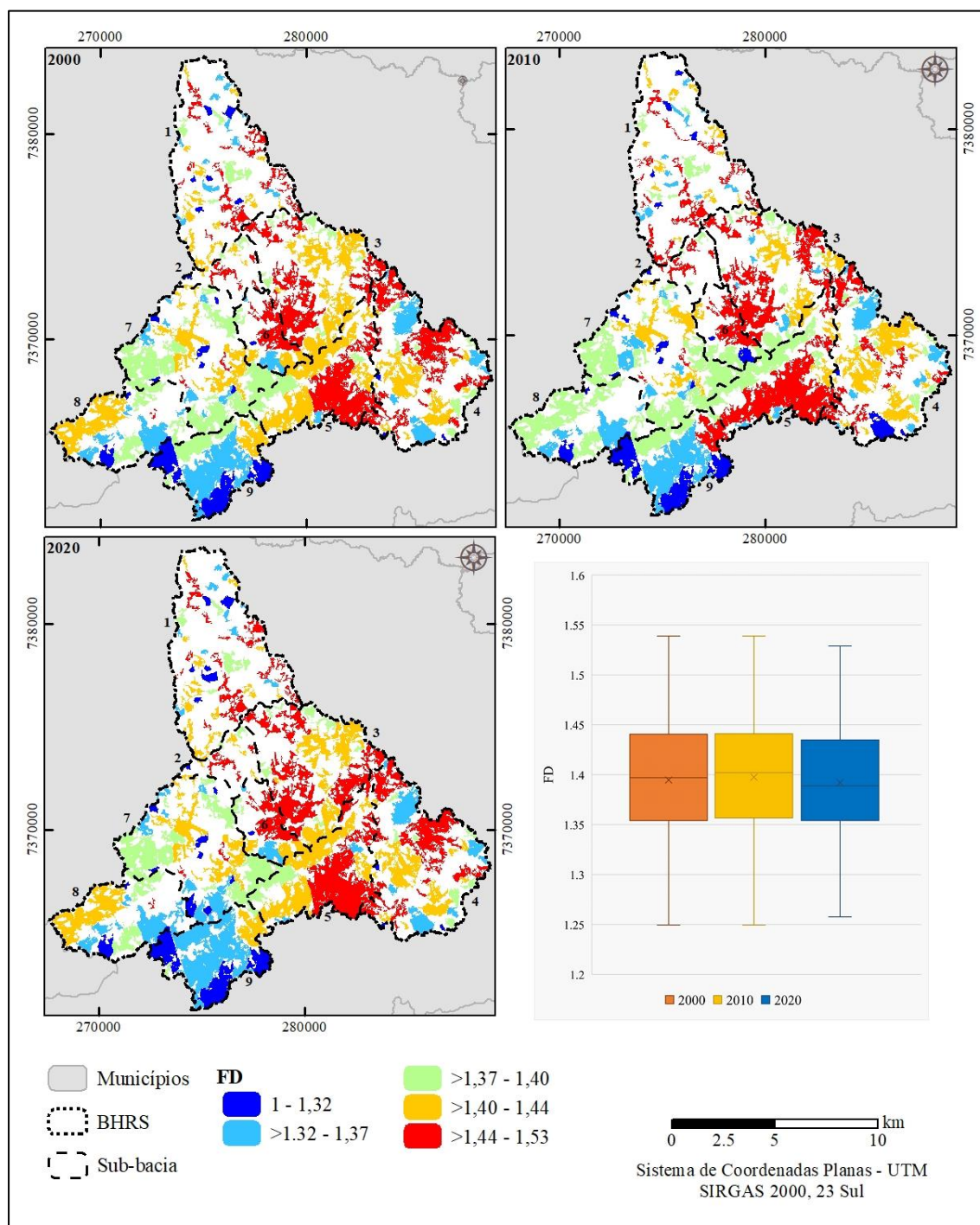
Figura 37 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Densidade de borda.



Fonte: autoria própria.

Na Figura 38 tem o mapeamento da Dimensão Fractal (FD) para os anos 2000, 2010 e 2020. A FD é uma medida de forma com escala de 1 a 2, sendo 1 e seus valores próximos correspondentes aos fragmentos com formas mais regulares e menos complexas e de 2 e valores próximos correspondentes aos fragmentos com formas mais irregulares e mais complexas.

Figura 38 – Mapa de Dimensão Fractal (FD) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

Nos três anos estudados os valores apresentaram grande semelhança, sendo em 2000 os variação entre 1,24 e 1,54, com média de 1,39; em 2010, entre 1,25 e 1,40, com média de 1,40 e; em 2020 variou entre 1,26 e 1,53, com média de 1,53. A diminuição da amplitude dos valores pode ter sido causada pelo aumento da antropização da área.

As médias encontradas estão acima do encontrado por Herrmann *et al.* (2005), Braga *et al.* (2018), Silva *et al.* (2015) mas mais próxima de Caldas e Francelino (2009) que encontraram uma média de 1,51. Tais resultados indicam que os fragmentos possuem pouca complexidade, com baixa variação entre eles e heterogeneidade em sua espacialização na BHRS.

Herrmann *et al.* (2005) dizem que fragmentos maiores costumam apresentar formas mais complexas, e Pereira *et al.* (2012) complementam dizendo que formas mais regulares exibem grande presença e interferência antrópica na paisagem. Na BHRS acima de 1,5 de Dimensão Fractal são pertencentes aos pequenos fragmentos florestais localizados limítrofes à agricultura temporária e área degradada, apresentando alta densidade de borda e maior comprimento e menor largura.

Os fragmentos florestais a partir de 100ha apresentam valores abaixo de 1,50, ou seja, estão mais próximos à simplicidade. Dentre esses, mas principalmente os fragmentos florestais com valores abaixo de 1,4, vários são limítrofes à estradas, sendo estas responsáveis por bordas mais retilíneas e tornando-os mais simples.

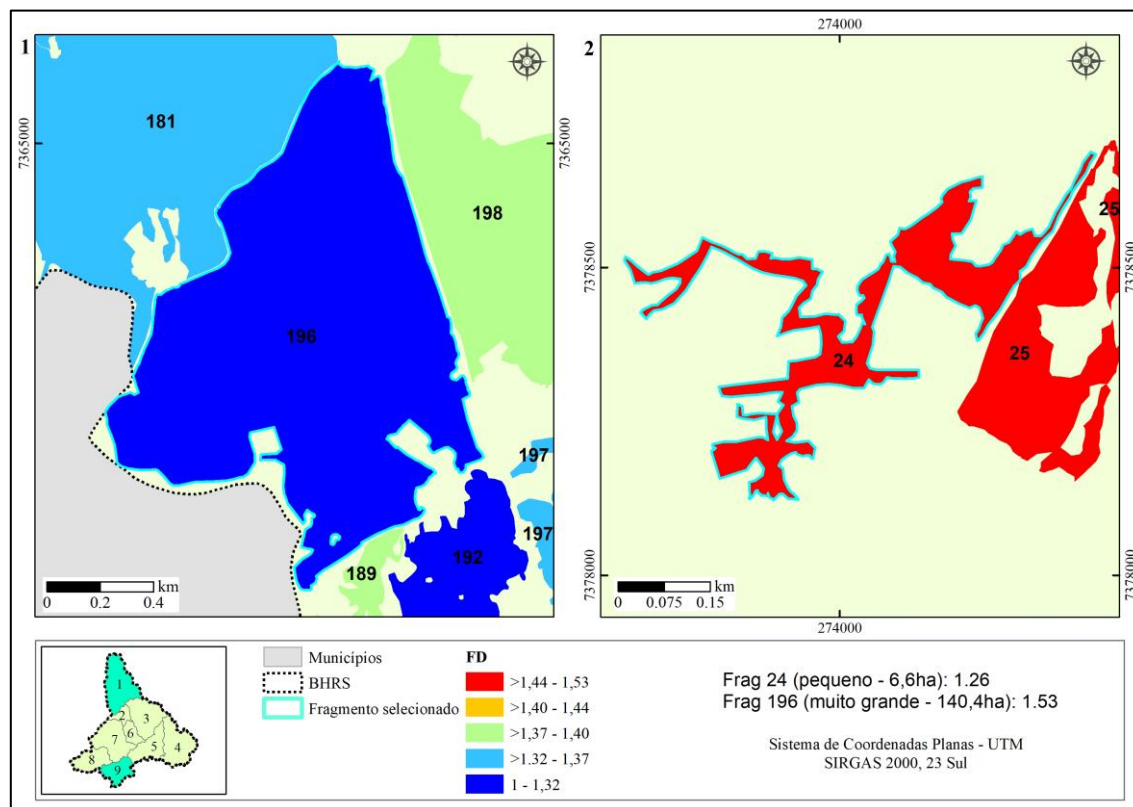
Para Braga *et al.* (2018) e Forman (1997) ao estudar a biodiversidade, analisar a forma dos fragmentos é tão importante quanto avaliar seu tamanho, mas também sendo importante correlacionar com outras métricas, como núcleo, perímetro etc. O estudo da dimensão fractal também é importante para a criação e sustentabilidade de micro-habitats (relacionado com a seleção e densidade de espécie em relação à borda, fluxo de manutenção e energia do sistema) (FLETCHER JUNIOR *et al.*, 2007).

Relacionando a Dimensão Fractal com o Índice de Efeito de Borda, observa-se que os fragmentos florestais que apresentam menos de 1,3 de FD são classificados como médio ou alto IEB e possuem até 50ha (com exceção de um fragmento florestal muito grande circundado em 90% por estradas de terra). No cenário contrário, os valores acima de 1,5 de FD são de poucos pequenos e médios fragmentos florestais com alto IEB, com exceção de dois que possuem forma alongada, retilínea e limítrofes a culturas temporárias.

Na Figura 39 tem dois exemplos de fragmentos florestais com diferentes valores de FD, sendo a Figura 39-1 um fragmento florestal com valor próximo à 1 (1,26), enquanto na

Figura 39-2, um fragmento mais irregular da BHRS (1,53). No primeiro (Figura 39-1) nota-se que as bordas são mais retas e sem tantos vértices se comparado com o segundo (Figura 39-2).

Figura 39 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Dimensão Fractal.



Fonte: autoria própria.

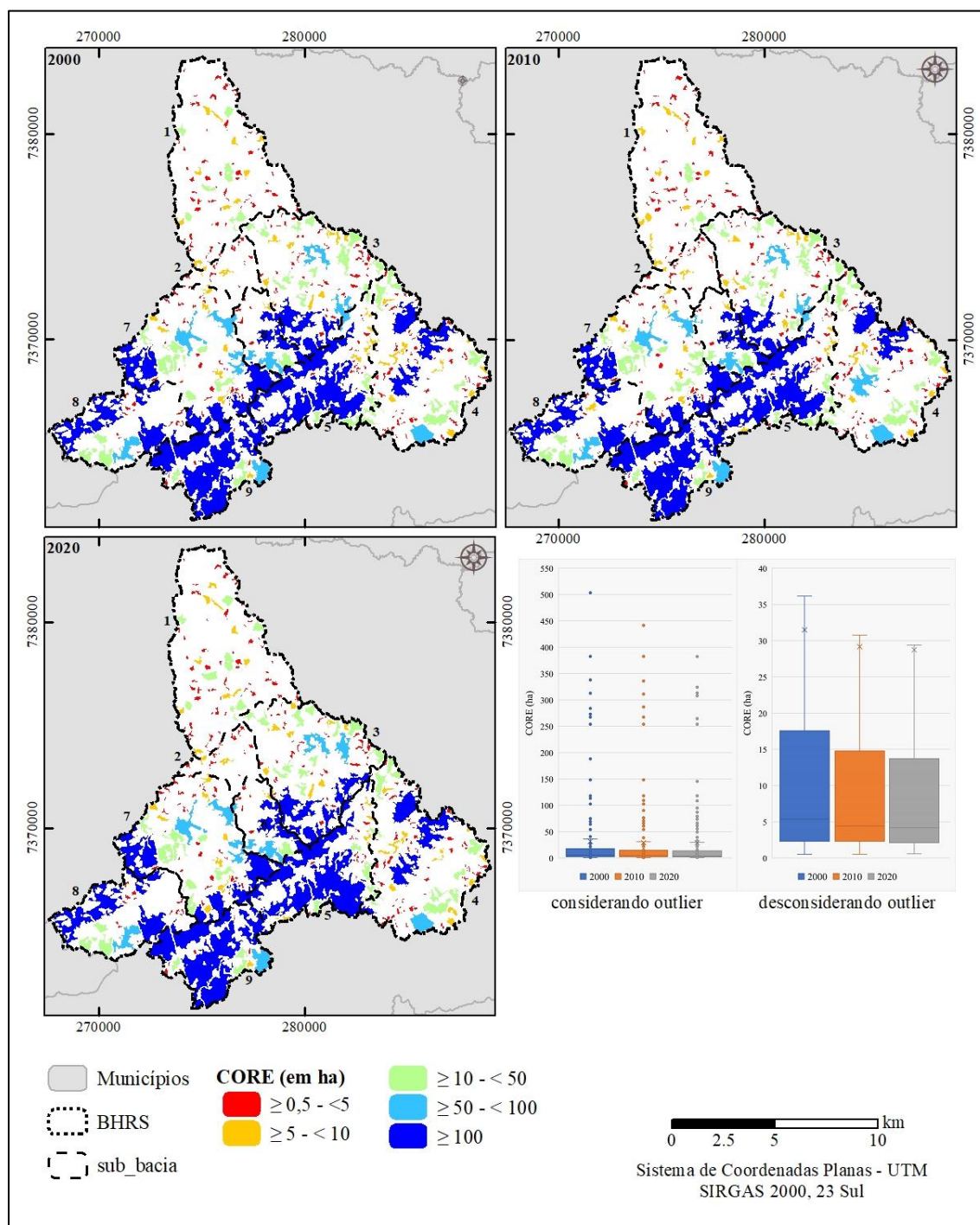
Nas métricas de Área núcleo é desconsiderado uma faixa da borda para o interior do fragmento (nessa pesquisa foi desconsiderado 30 metros), deixando apenas a porção do fragmento florestal que sofre menos com o efeito de borda. Aqui, foram considerados apenas as áreas de núcleo a partir de 0,05ha. Na métrica Área central (CORE), após a desconsideração da faixa, cada área núcleo é individualizada, enquanto na métrica “Total de área central” (TCORE) considera-se a soma de todos os CORE do fragmento original, na “Número de área central” (NAC) têm-se a quantidade de CORE que cada fragmento possui e “Índice de área central” (TCAI) calcula o percentual o fragmento que corresponde ao TCORE.

Consideram as áreas núcleo como os *habitats* em si, e analisar as áreas núcleo (interior do fragmento) é importante dado que as espécies que ocupam essa área não sofrem a mesma influência antrópica que aqueles que estão inseridos na borda, possuindo maior importância

biológica e consequentemente são as áreas que necessitam de maior proteção (MCGARIGAL, 2013; VIDOLIN *et al.*, 2011).

A Área central (CORE) apresenta somatório de 503,35ha em 2000, 441,56ha em 2010 e 700,88ha em 2020.

Figura 40 – Mapa de Área central (CORE) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Os pequenos fragmentos florestais estão mais suscetíveis ao efeito de borda e ao analisar o CORE isso fica mais evidente.

Entre os fragmentos florestais que possuem até 5ha de CORE, estão inclusos todos os fragmentos classificados como pequenos, além de possuírem densidade de borda a partir de 181 m ha⁻¹ e estarem, em sua maioria, envoltos de usos antrópicos. Já os fragmentos que possuem área central a partir de 50ha possuem perfil mais heterogêneo em relação às outras métricas, por exemplo, alguns fragmentos que possuem mais de 200ha de CORE têm aproximadamente 130 m ha⁻¹, enquanto outros cerca de 60 m ha⁻¹; e no cenário contrário, fragmentos entre 60 e 70ha possuem tanto densidade de borda menor de 100 m ha⁻¹, quanto maior de 200 m ha⁻¹.

Ressaltando que apesar dos grandes fragmentos florestais serem de extrema importância para a regulação da função ecológica e da estrutura da paisagem, os pequenos fragmentos também apresentam importância, principalmente por assegurarem a manutenção de biodiversidade funcionando como recurso físico para dispersores, polinizadores e propagação de genes (JESUS *et al.*, 2015).

O mapeamento do “Índice de Área central” (TCAI), Figura 41, para os três anos estudados indicam a presença de apenas um fragmento com TCAI maior que 80%, e com diminuição notável do mesmo em 2020 (provavelmente sofreu processo de dissecação – quando há a divisão do *habitat* por linha regular).

Excluindo os fragmentos florestais que não possuem núcleo e consequentemente não possuem TCAI, o valor mínimo encontrado nos três anos variou entre 5,22% e 5,74%; sendo o menor valor para 2020. Os valores máximos encontrados foram 85,65% para 2000 e 2010 e 84,90% para 2020; médias 38,94%, 38,25%, e 38,57% para 2000, 2010 e 2020, respectivamente, e com desvio padrão entre 19,55 e 20,64 (sendo o menor em 2022).

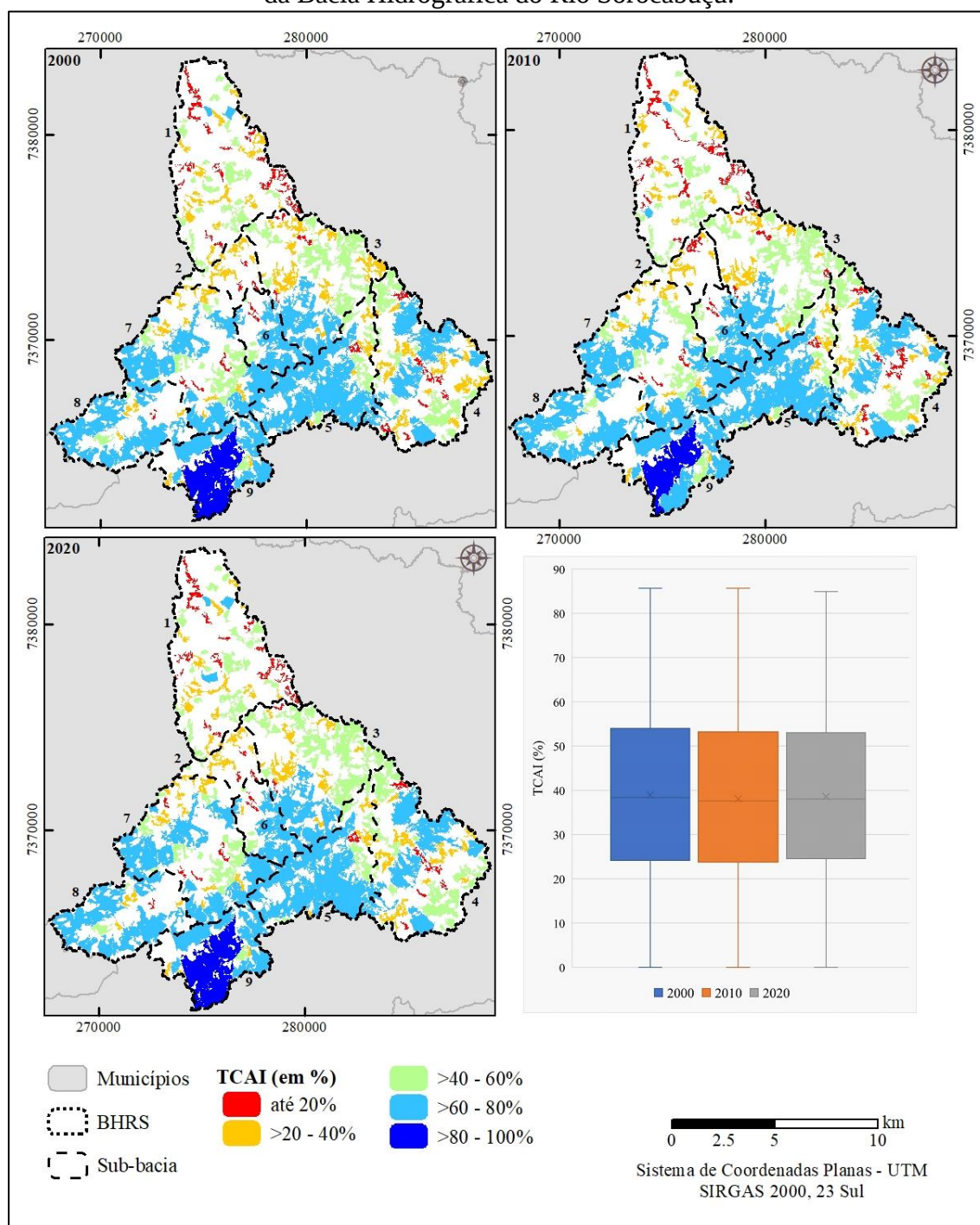
Os valores de TCAI a partir de 60% à menor que 80%, são em fragmentos florestais localizados principalmente ao sul da BHRS (tanto à sudeste quanto sudoeste), sendo com heterogeneidade de forma e densidade de forma, e partir de 200 ha.

Observa-se que os fragmentos florestais maiores que 100ha, com exceção de um, apresentam TCAI maior que 50%, evidenciando, novamente, a importância dos grandes fragmentos para a preservação e sustentação da biodiversidade (JESUS *et al.*, 2015) (Figura 39).

Chama-se atenção para alguns fragmentos florestais que possuem mais de 60%, menos de 10ha de CORE, densidade de borda acima de 100 m ha⁻¹, mas possuem sua forma bem

próxima à simplicidade (valores próximos de 1), sendo fragmentos que possuem comprimento e largura semelhantes. Tal cenário ressalta a importância da análise conjunta das métricas de paisagem.

Figura 41 – Mapa de Índice de Área central (TCAI) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.

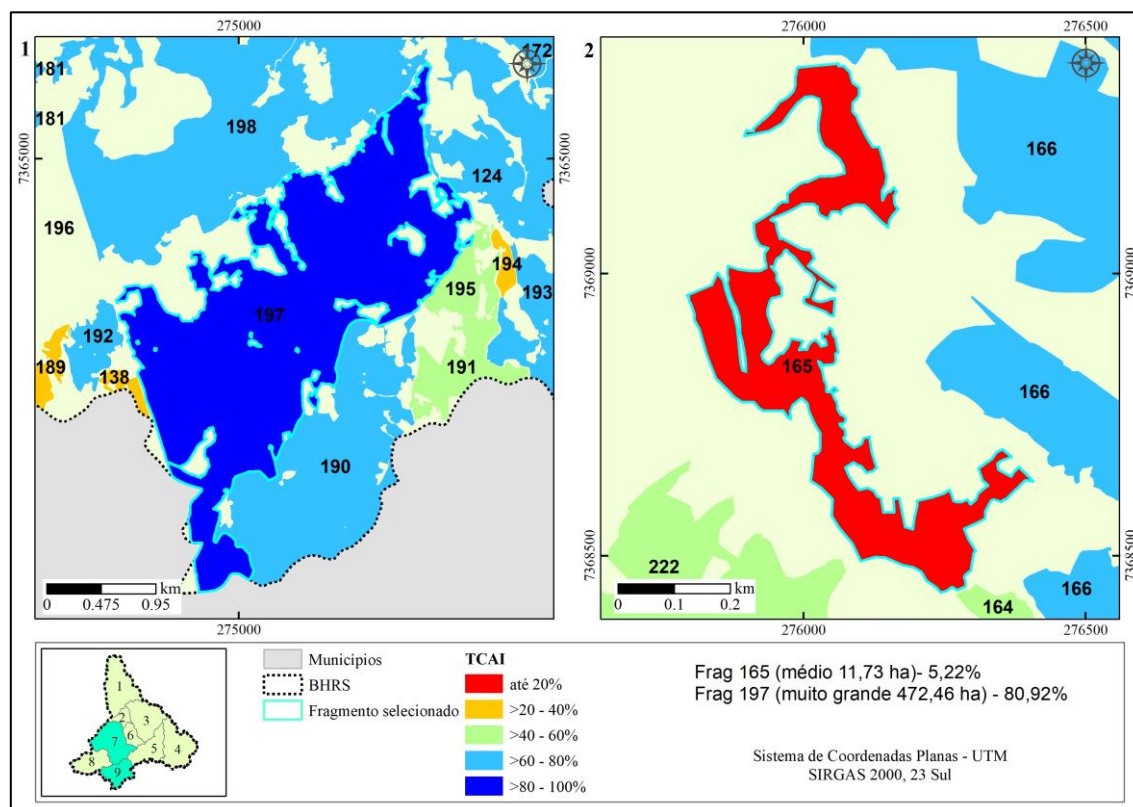


Fonte: autoria própria.

Mais da metade dos fragmentos florestais apresentam menos de 50% de TCAI, ou seja, a maior parte do fragmento florestal sofre com o efeito de borda, sendo esses sujeitos ao processo de supressão antrópica, sendo aqueles com menos de 20% ainda mais propensos às consequências da antropização, além do risco de extinção (TAKIKAWA *et al.*, 2021). Ainda por esse lado, tais fragmentos florestais possuem mais de 300 m ha⁻¹, com formas mais complexas e localizados em áreas mais antropizadas e distantes de grandes fragmentos florestais.

Na Figura 42 são apresentados dois exemplos opostos de TCAI, onde é possível observar que o fragmento com baixo TCAI (até 20% - Figura 42-2), possui largura menos expressiva, quase formando um corredor ecológico entre o fragmento 164 e 166. Enquanto o fragmento 197 possui maior largura, e apesar de possuir pequenas clareiras, sua área central é grande.

Figura 42 – Fragmento florestal do ano de 2020 com diferentes valores de Índice de área central.

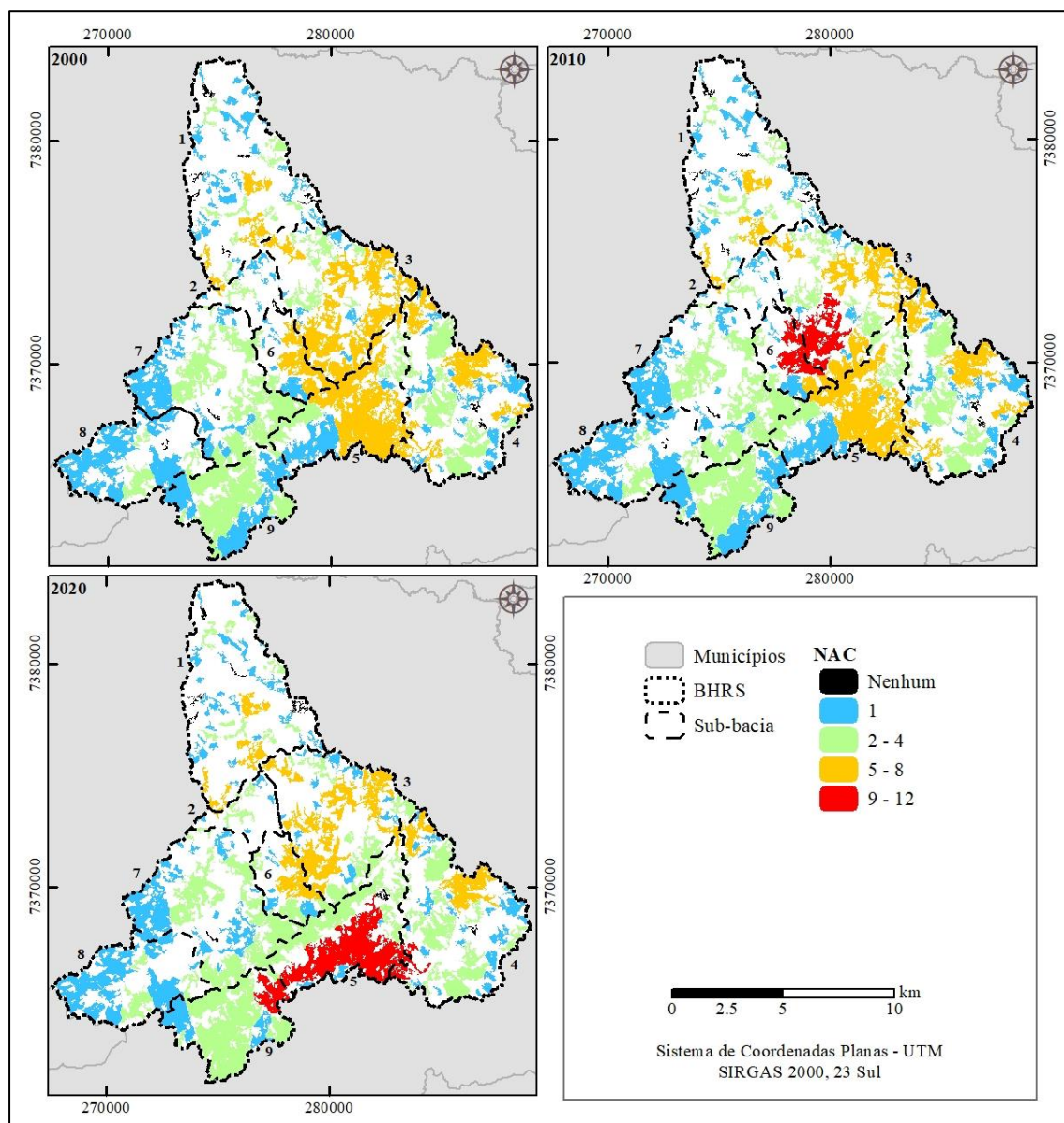


Fonte: autoria própria.

O mapeamento do “Número de área central” (NAC), que se dá pela quantidade de áreas centrais disjuntas por fragmento florestal, evidencia que nos três anos estudados, cerca

de 50% dos fragmentos florestais possuem 1 NAC (122, 118 e 123 para 2000, 2010 e 2020, respectivamente – Tabela 11). Em 2000, eram encontrados até 8 NAC; em 2010, 9 NAC e em 2020, 12 NAC; com 2020 apresentando maior quantidade de NAC que nos anos anteriores (198, 197 e 201, respectivamente) (Figura 43).

Figura 43 – Mapa do Número de área central (NAC) para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

Pequenos fragmentos florestais que possuem alta densidade de borda e muito complexos, acabam não possuindo áreas central, visto que a área que sofre com o efeito de borda ocupa o fragmento por completo. Tais fragmentos florestais apresentam mais risco de

supressão e extinção do que aqueles com baixo TCAI. Na BHRS, esses fragmentos estão localizados em áreas com alta antropização.

O perfil dos fragmentos com 1 ou 2 NAC são mais heterogêneos, desde pequenos à grandes fragmentos florestais, com baixa ou alta densidade de borda e complexidade de forma. Em contrapartida, na BHRS, os fragmentos que apresentam a partir de 5 NAC possuem perfil parecido; apresentam mais de 50ha, alta densidade de borda e maior complexidade de forma e em áreas que possuem média antropização ou em áreas de transição.

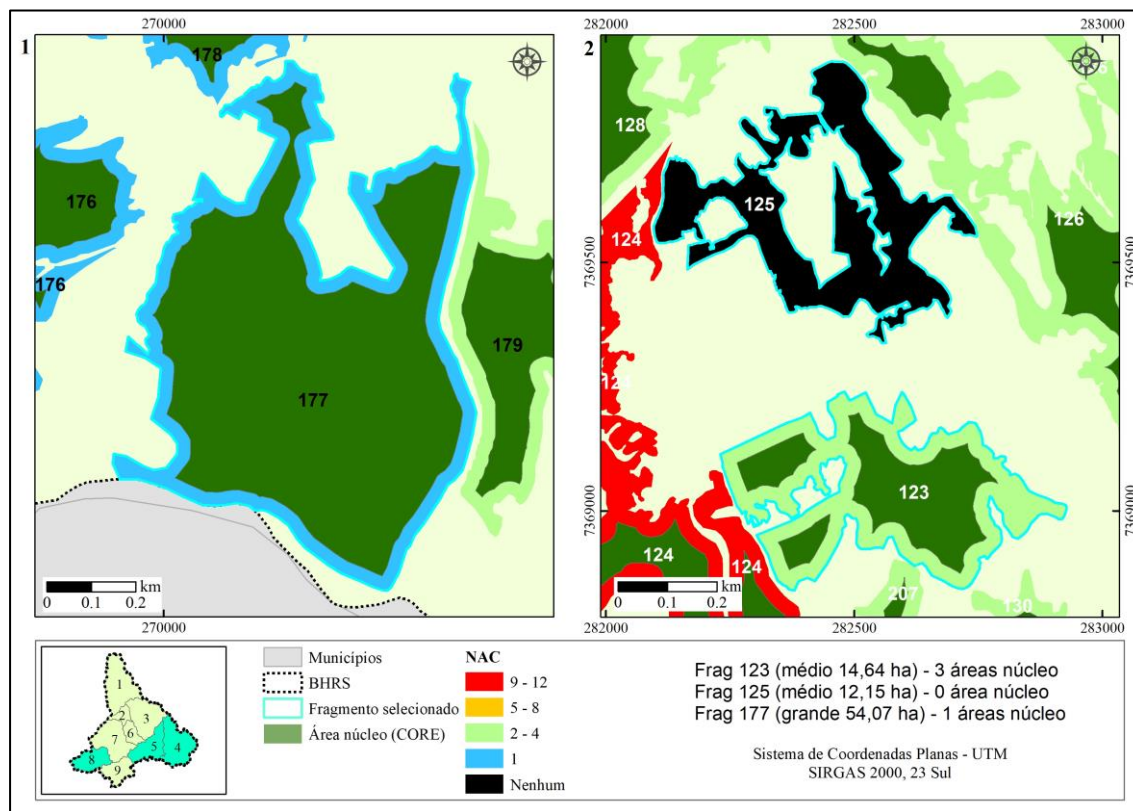
Tabela 11 – Quantificação do “Número de áreas central” para 2000, 2010 e 2020.

Ano/NAC	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	Total
2000	11	122	31	17	3	3	7	2	2	-	-	198
2010	11	118	34	16	4	3	6	3	1	1	-	197
2020	8	123	37	19	4	4	3	1	1	-	1	201

Fonte: autoria própria.

Na Figura 44-1 observa-se um exemplo de um fragmento florestal grande e com apenas um NAC, e NA Figura 44-2 dois fragmentos médio, onde um apresenta 3 NAC e outro nenhum, podendo-se concluir o quando essas métricas NAC, CORE e TCAI são influenciados pela forma do fragmento. Fragmentos florestais com formas muito irregulares, independente do seu tamanho, podem não possuir área central ou possuir uma área central tão pequena ao ponto de não ter capacidade de manutenção e desenvolvimento da sua biodiversidade (VOLOTÃO, 1998).

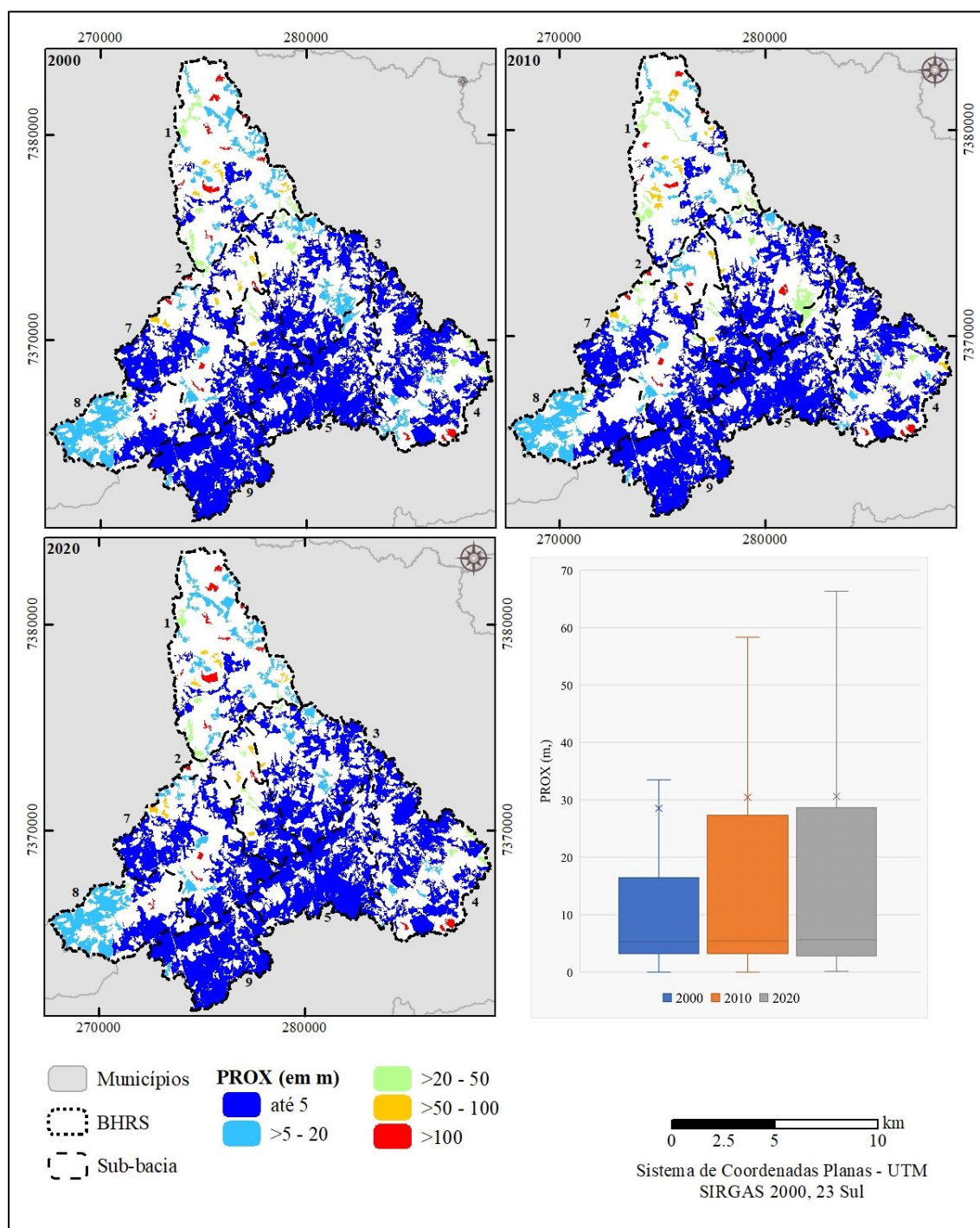
Figura 44 – Fragmentos florestais do ano de 2020 com diferentes valores de Número de Área Central.



Fonte: autoria própria.

O grau de isolamento dos fragmentos, expresso pela distância do fragmento florestal mais próximo (PROX) comprova que a grande maioria dos fragmentos se apresentam pouco isolados. A média ficou em torno de até 5 metros, com poucas variações entre os três anos estudados. As mudanças que mais chamaram a atenção foram na sub-bacia 3, onde há um fragmento central com alto grau de isolamento (cerca de 159 m), comparado aos vizinhos. Tal isolamento se deu pela extinção de um fragmento no seu limite norte (Figura 45).

Figura 45 – Mapa de Distâncias, em metros, entre fragmentos florestais para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

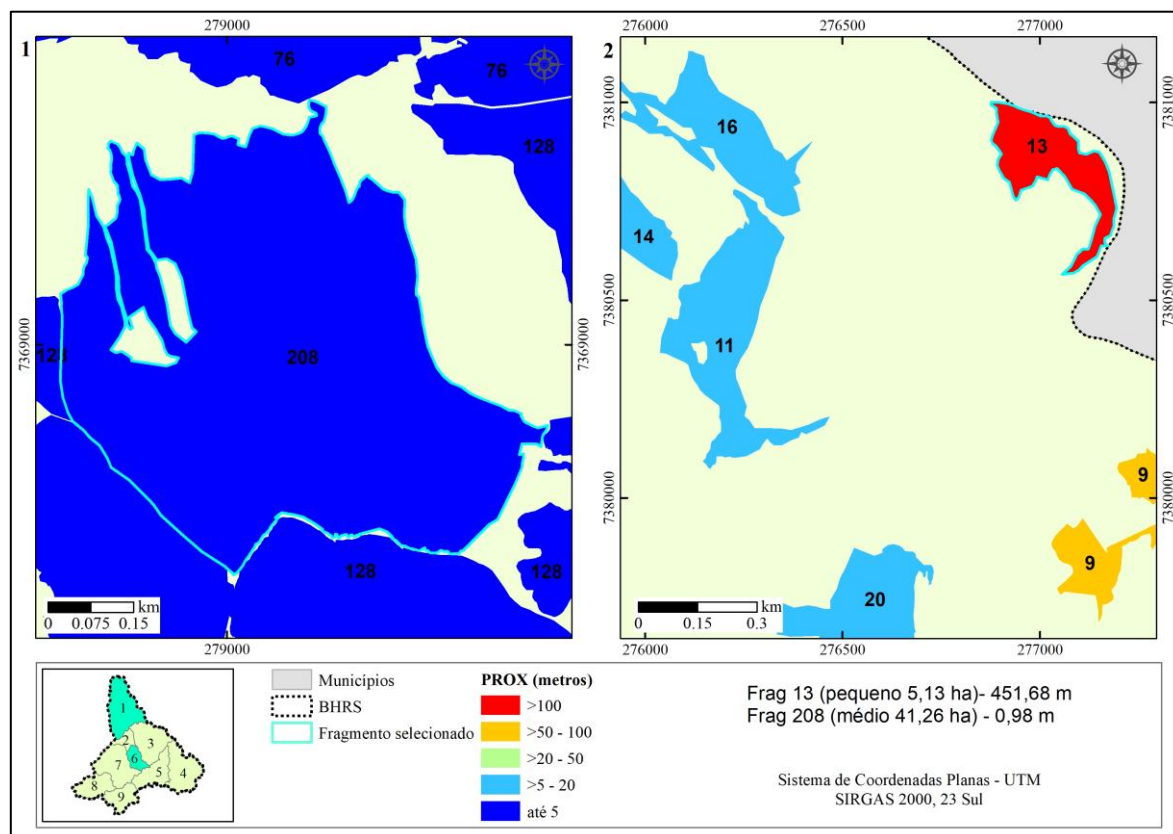
O maior isolamento encontrado foi de 268,58 m, 321,25 m e 451,68m para 2000, 2010 e 2020 respectivamente; com médias de 25,21 m, 27,04 m e 27,12 m. Silva e Longo (2020) encontraram resultados similares e ressaltam que tal condição indica a possibilidade de haver bom fluxo gênico (condição atrelada à alta presença de grandes fragmentos florestais).

A Figura 45 evidencia que os fragmentos não estão isolados, mas também chama atenção os fragmentos com isolamento a partir de 100 m possuem menos de 30ha (situação que apresentou piora entre os anos). Corrobora-se que os grandes fragmentos estão pouco isolados, mas chama-se atenção para a quantidade de pequenos fragmentos com baixo isolamento, dado que essa combinação pode indicar a recente fragmentação de um remanescente em fragmentos menores e próximos entre si (MASSOLI *et al.*, 2016; PATRA *et al.*, 2018).

O cenário encontrado na BHRS fomenta o grande o potencial para o estabelecimento de corredores ecológicos, que possuem objetivo de reduzir a fragmentação florestal por meio de conexão entre os fragmentos desconexos, criando uma matriz permeável similar ao habitat que permite o deslocamento da fauna, bem como a melhora do fluxo gênico e dispersão de espécies (PEREIRA; CESTARO, 2016). Porém, é necessário que outras métricas sejam analisadas para a criação de corredores ecológicos, como o do uso da terra no seu entorno, assegurando que tais fragmentos também possuam funcionalidade biológica e não apenas funcional (FERNANDES; FERNANDES, 2017; SILVA; LONGO, 2020).

Na Figura 46-1 têm se um dos vários exemplos de fragmento com baixo isolamento, onde, possivelmente se deu o processo de dissecação para a construção de estradas, enquanto na Figura 46-2 tem o fragmento florestal mais isolado de 2020 na BHRS, localizado na sub-bacia 1, onde há maior grau de isolamento se comparado com as outras sub-bacias. Chama-se atenção para a sub-bacia 1 visto sua antropização e; que o além do isolamento, deve-se considerar também a matriz do seu entorno, visto que uma matriz muito antropizada possui maior impermeabilização, dificultando e até impedindo o trânsito da fauna.

Figura 46 – Fragmentos florestais do ano de 2020 com diferentes valores de distância.



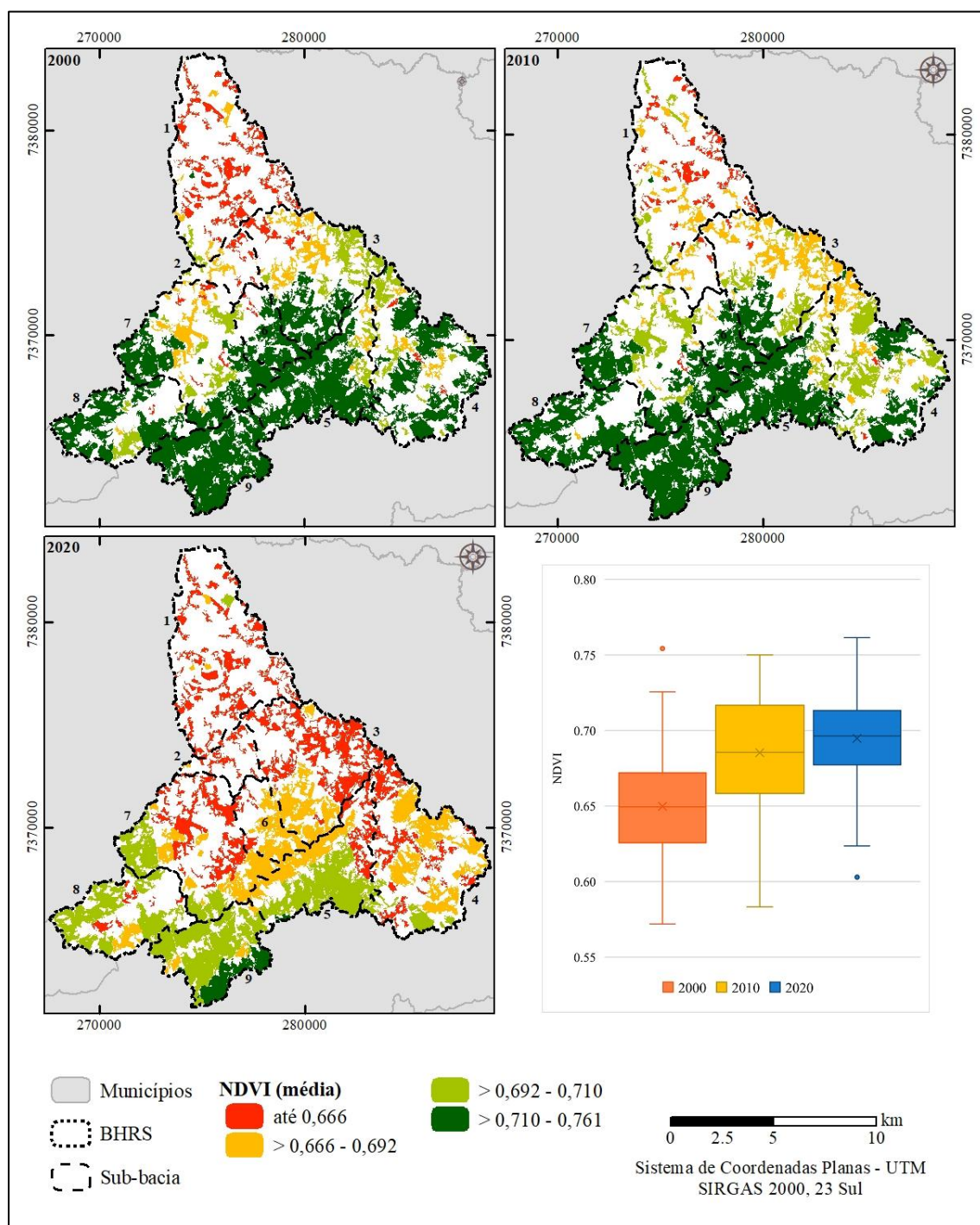
Fonte: autoria própria.

5.6. Indicadores espectrais

Em relação as variáveis espectrais, como dado final foram utilizadas as médias dos fragmentos florestais, causando assim, um achatamento na amplitude dos valores dos índices estudados.

As médias do NDVI (Figura 47) ficaram entre 0,57 e 0,76. Em 2000, os valores variaram entre 0,57 e 0,75, em 2010 houve um ligeiro aumento no valor mínimo e o valor máximo se manteve (0,58 e 0,75), enquanto em 2020, os dois valores limites aumentaram, indo de 0,60 até 0,76. As médias variaram entre os anos, com queda entre 2000 e 2010, mas com valor mais alto em 2020 (0,68, 0,65 e 0,69 em 2000, 2010 e 2020, respectivamente).

Figura 47 – Mapa de NDVI médio para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



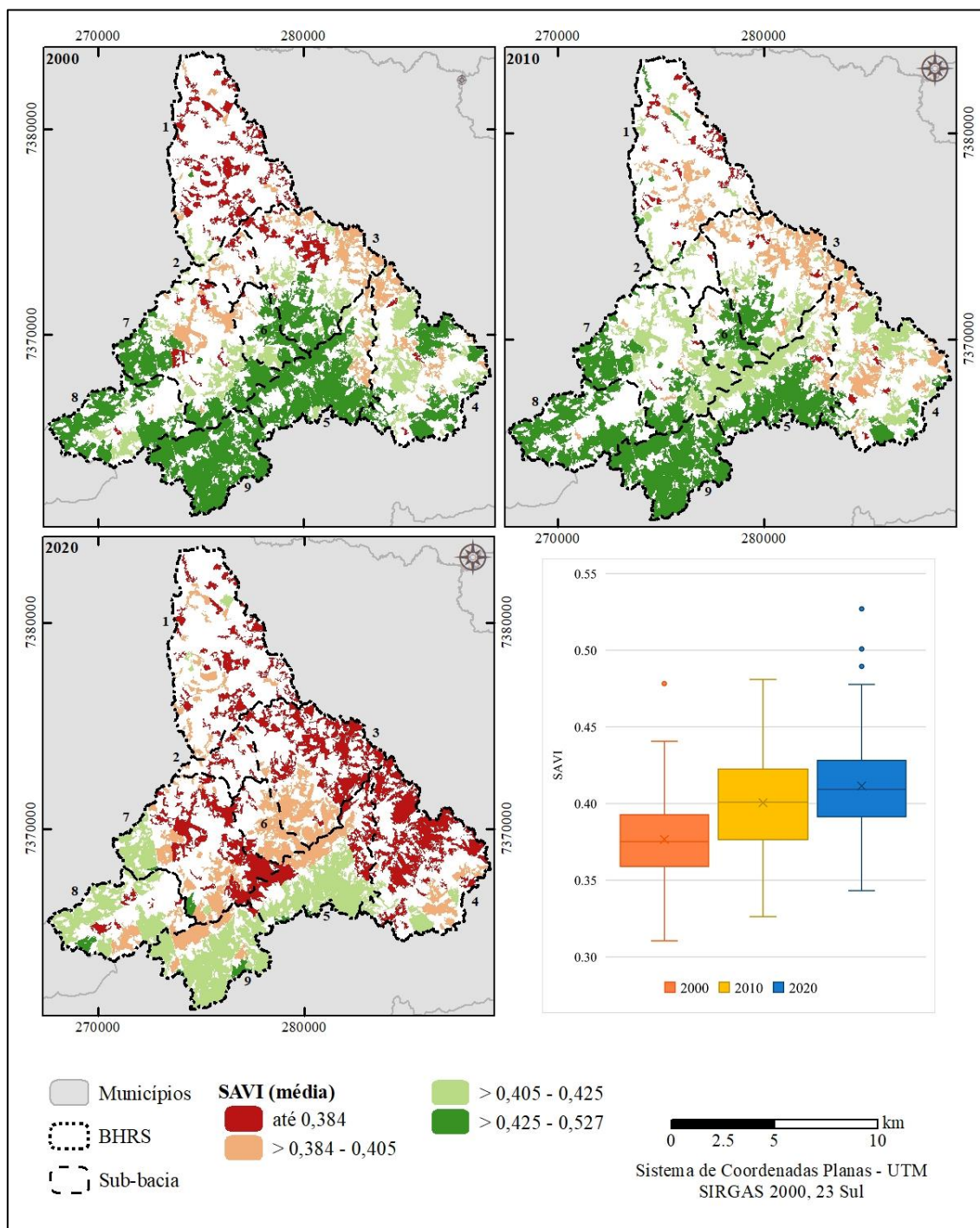
Além disso, pode-se afirmar que ao longo dos anos os fragmentos florestais apresentaram aumento na média em praticamente toda a extensão da BHRS, chamando a atenção para a diminuição dos fragmentos com média entre 0,57 e 0,66 (identificados de vermelho), que em 2000 apresentava a grande maioria dos fragmentos nessa classe; nota-se,

também, o aumento dos fragmentos no maior intervalo 0,71 e 0,76 (verde escuro). Esses resultados indicam o aumento da quantidade de biomassa entre os anos. Um estudo realizado por Zaloti (2017), que analisou o NDVI ao longo de 32 anos no litoral da Bahia também obteve o aumento do NDVI ao longo dos anos; enquanto Pioltine (2018) analisou o NDVI para uma APA também inserida na Mata Atlântica e encontrou valores similares ao encontrado na BHRS e concluiu que valores próximos à 0,75 demonstram certa conservação do local.

Os fragmentos florestais que apresentaram média acima de 0,74 possuem a partir de 0,41 de Índice de Efeito de Borda (IEB), enquanto a maioria dos que apresentaram as menores médias de NDVI (maior que 0,60 e menor que 0,65) apresentaram valores mais altos de IEB, mostrando o impacto que as atividades antrópicas possuem nos fragmentos florestais; além de possuírem até 20ha e apresentarem mais de 100 m ha⁻¹ de Densidade de Borda. Entre os fragmentos florestais com menos de 0,3 de IEB que apresentaram médias de NDVI abaixo de 0,68, são fragmentos florestais com menos de 30% de TCAI, ou seja, apresentam mais de 70% do fragmento florestal apresentam efeitos de borda.

O Mapa de SAVI (Figura 48) apresentou valores entre 0,310 e 0,527, sendo 0,310 a 0,478 em 2000, 0,326 a 0,481 em 2010 e 0,343 a 0,527 em 2020. Durante os três anos é possível ver a melhora na quantidade de biomassa dos fragmentos; em 2000 havia poucos fragmentos no verde mais escuro (maior que 0,425 até 0,527) e grande quantidade de vermelho (0,310 até 0,384), e a maioria dos fragmentos apresentam SAVI entre 0,35 e 0,40, com um valor extremo acima de 0,45. Em 2010 a média foi maior do que o ano anterior (0,40), e em 2020, houve um aumento da média e valores acima de 0,5 (Figura 44).

Figura 48 – Mapa de SAVI médio para os anos 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.

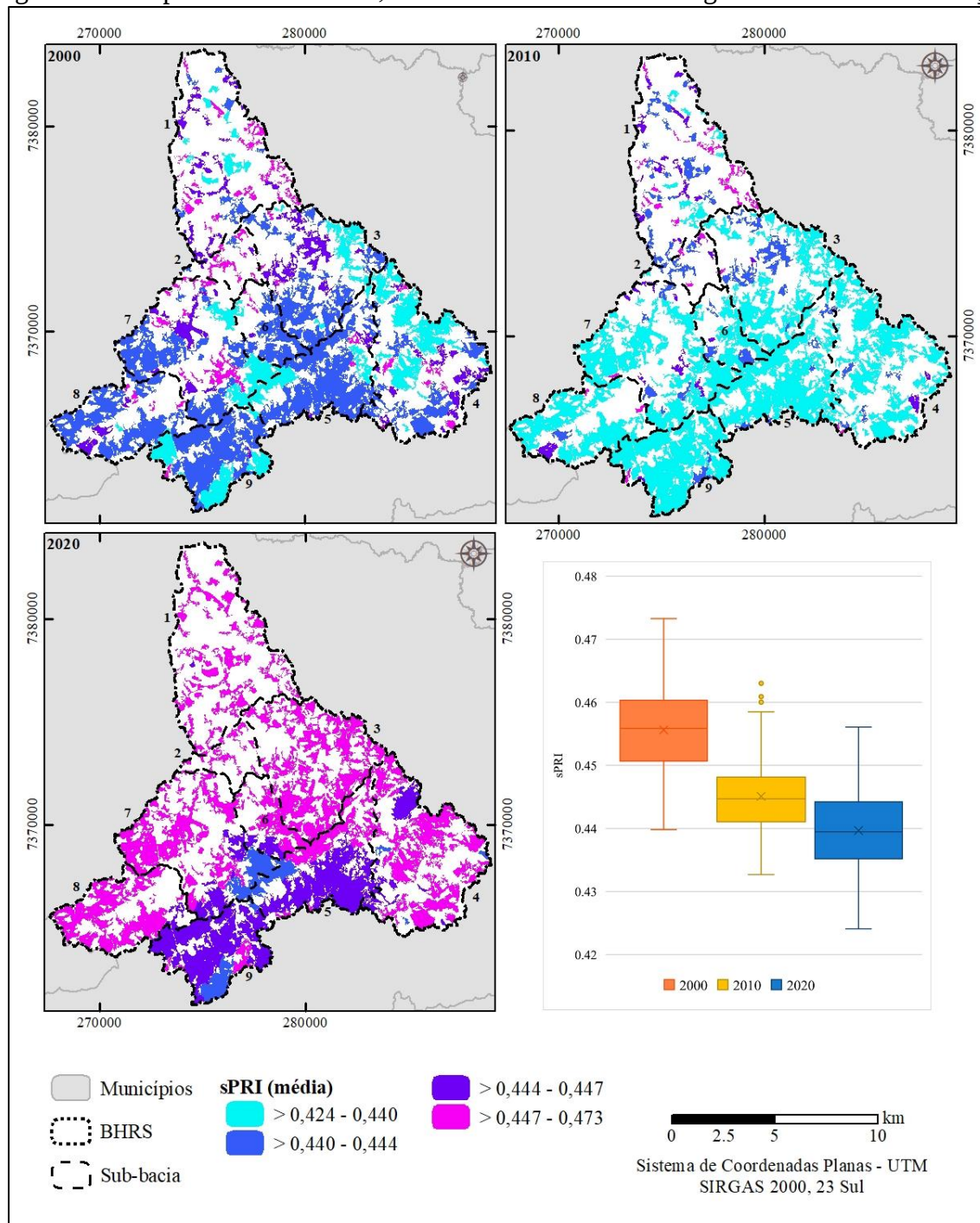


Fonte: autoria própria.

Essa diminuição entre os valores do NDVI e SAVI é esperado e seu deu pelo fator L, usado para diminuir a interferência do solo. O mesmo aconteceu com Braz *et al.* (2015) em estudo realizado na cobertura vegetal do Cerrado e por Demarchi *et al.* (2011) em estudo realizado na Mata Atlântica.

O mapa de *sPRI* indica a eficiência da vegetação no uso da luz para a fotossíntese (GAMON, 1997) e seu resultado pode ser visto na Figura 49. Os valores médios variaram entre 0,424 e 0,473, e mostrou cenário contrário do encontrado no NDVI e SAVI. No *sPRI* os maiores valores foram encontrados em 2000, com diminuição em 2010 e o menor valor em 2020 (Figura 49).

Figura 49 – Mapa de *sPRI* de 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Fonte: autoria própria.

Nota-se que em 2000, a grande maioria dos fragmentos estão na maior classe (maior que 0,447 até 0,473; e mostrou decréscimo em 2010 e 2020, ficando em 2020 a grande maioria dos fragmentos na classe mais baixa (0,424 até 0,440), sendo esses os fragmentos florestais maiores. Há baixa influência das variáveis analisadas anteriormente, apresentando valores sem padrões.

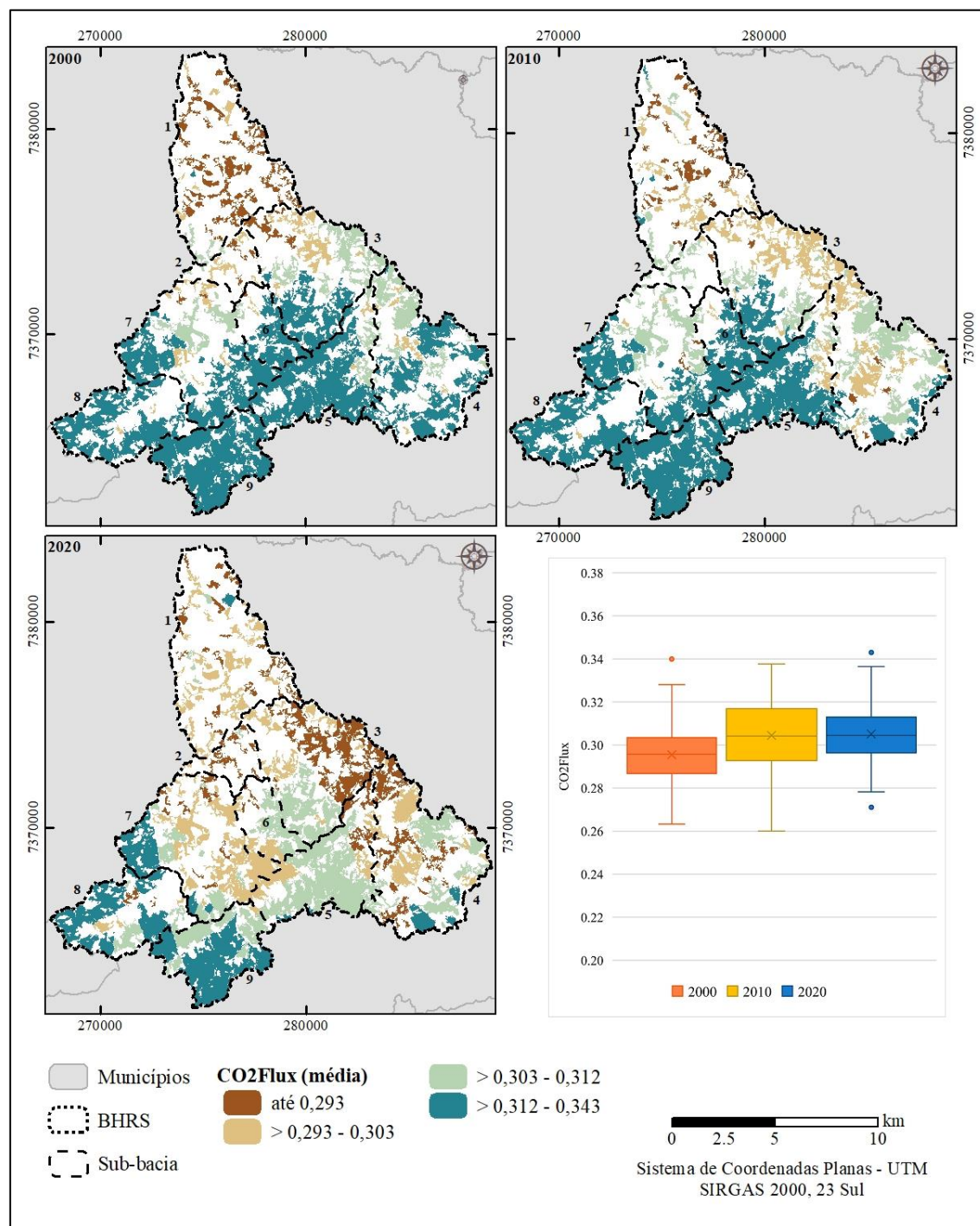
Já o Mapa de CO_2Flux (Figura 50), variou entre 0,26 e 0,43, sendo 0,263 a 0,34 em 2000, 0,26 a 0,338 em 2010 e 0,271 a 0,343 em 2020, apresentando aumento da média entre os anos e em 2020, diminuição do seu intervalo e do desvio padrão.

A distribuição espacial do CO_2Flux apresenta o mesmo padrão do NDVI e SAVI; aumento da última classe ($> 0,312$ até 0,343) comparado à 2000, mas com seu pico em 2010, diminuição da classe mais baixa (0,263 até 0,293), sendo amplamente presente em 2010 no norte da BHRS, e em menor quantidade em 2020.

Os fragmentos florestais que apresentaram os maiores valores de CO_2Flux possuem, em sua maioria, mais de 50% de TCAI, além de possuírem menos de 0,5 de IEB; sendo esses fragmentos que possuem mais da metade de sua área preservada e com menor influência antrópica na sua borda. Outras influências a serem consideradas são o tamanho e a densidade de borda, visto que todos os fragmentos com mais de 150 ha e menos de 220 m ha⁻¹, possuem valores mais altos de CO_2Flux .

Em estudo realizado em uma RPPN no Mato Grosso do Sul, Soares Filho *et al.* (2018) o principal valor encontrado de CO_2Flux foi entre 0,35 e 0,50, e os autores dizem que a área está bem conservada e tem alto potencial para contribuir com a absorção do CO_2 .

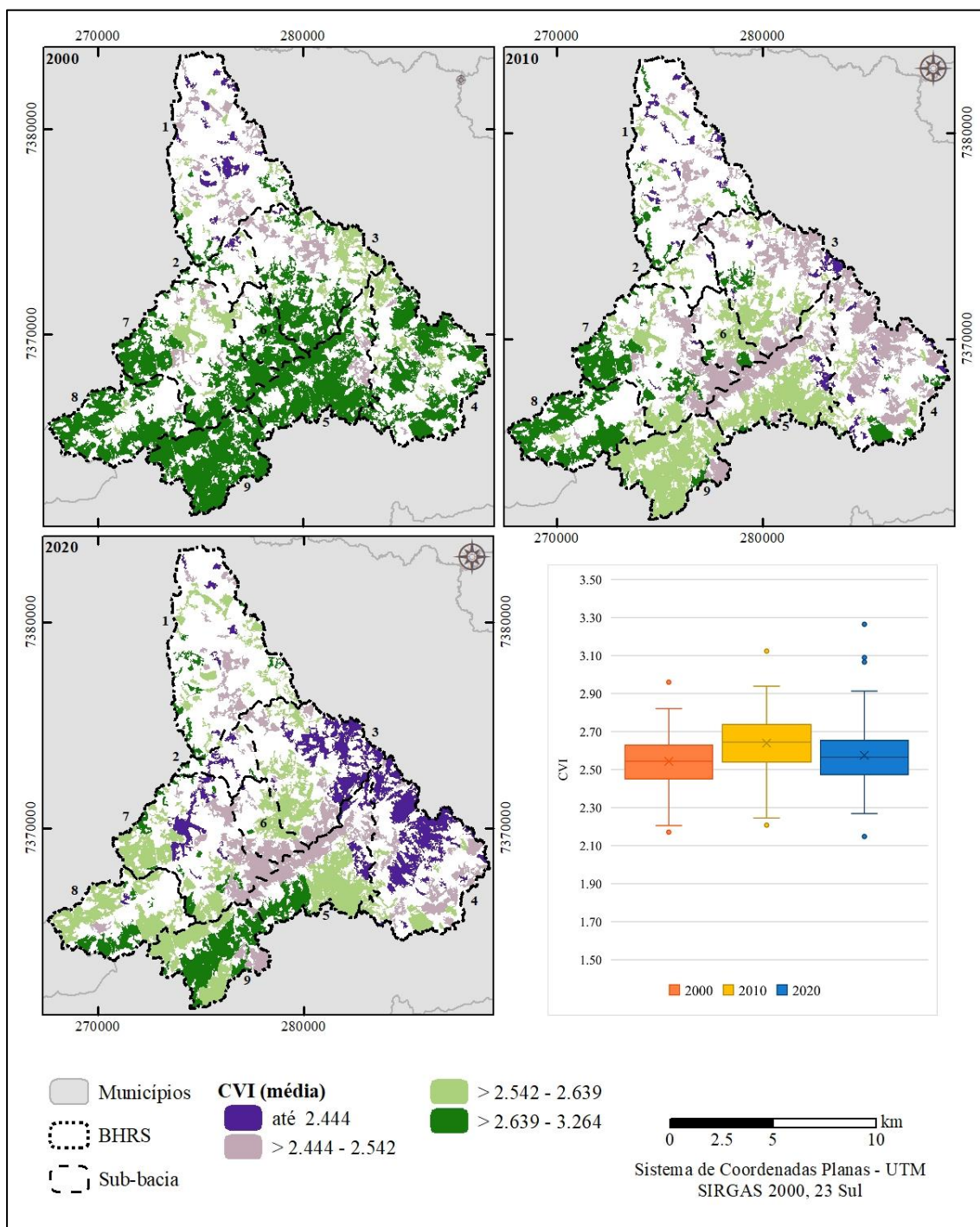
Figura 50 – Mapa de CO₂Flux 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: autoria própria.

Por fim, no Mapa de CVI é possível ver os valores mínimos de 2,148 e valores máximos 3,265 no período estudado (Figura 51).

Figura 51 – Mapa de CVI 2000, 2010 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Fonte: autoria própria.

Em 2000, os valores variam entre 2,17 e 2,9, sendo a maioria dos fragmentos estando nas três primeiras classes e bem distribuídas por toda a BHRS. Em 2010, os valores variam entre 2,2 e 3,1; resultado mais alto que o encontrado em 2000. Os poucos fragmentos na classe de menor valor (de 2,17 até 2,44) estão localizados na sub-bacia 1 e a região sul da BHRS, e conta principalmente com fragmentos na classe mais alta (de 2,40 até 3,24), enquanto em

2020, desconsiderando os *outliers*, o valor máximo diminuiu, bem como a média (Figura 56). Tal diminuição também é vista espacialmente, onde a maioria dos fragmentos anteriormente verde-escuro, agora estão verde-claro ou roxo-claro.

5.7. Pré-processamento

A Figura 52 apresenta a correlação de Pearson entre as variáveis utilizadas para descrição dos fragmentos florestais e potenciais variáveis para a utilização no modelo de classificação de suscetibilidade ao desflorestamento. Quanto mais próximos os valores encontrados estiverem de +1 e -1, maior é a sua correlação (positiva ou negativa), enquanto mais próximo de 0, menor (ou nula) é a associação.

Em análise ao Quadro 10, encontra-se a maior associação positiva entre CO₂Flux e SAVI (0,95) seguida por Densidade de Borda (ED) e Dimensão Fractal (FD - 0,73). Enquanto em associação negativa, as duas maiores foram entre Índice de área Central (TCAI) e Dimensão de Borda (ED), com -0,92 e TCAI e FD com -0,63. As variáveis que apresentaram menor associação entre elas foram o Índice de Borda, Distância de vias e presença de hidrografia.

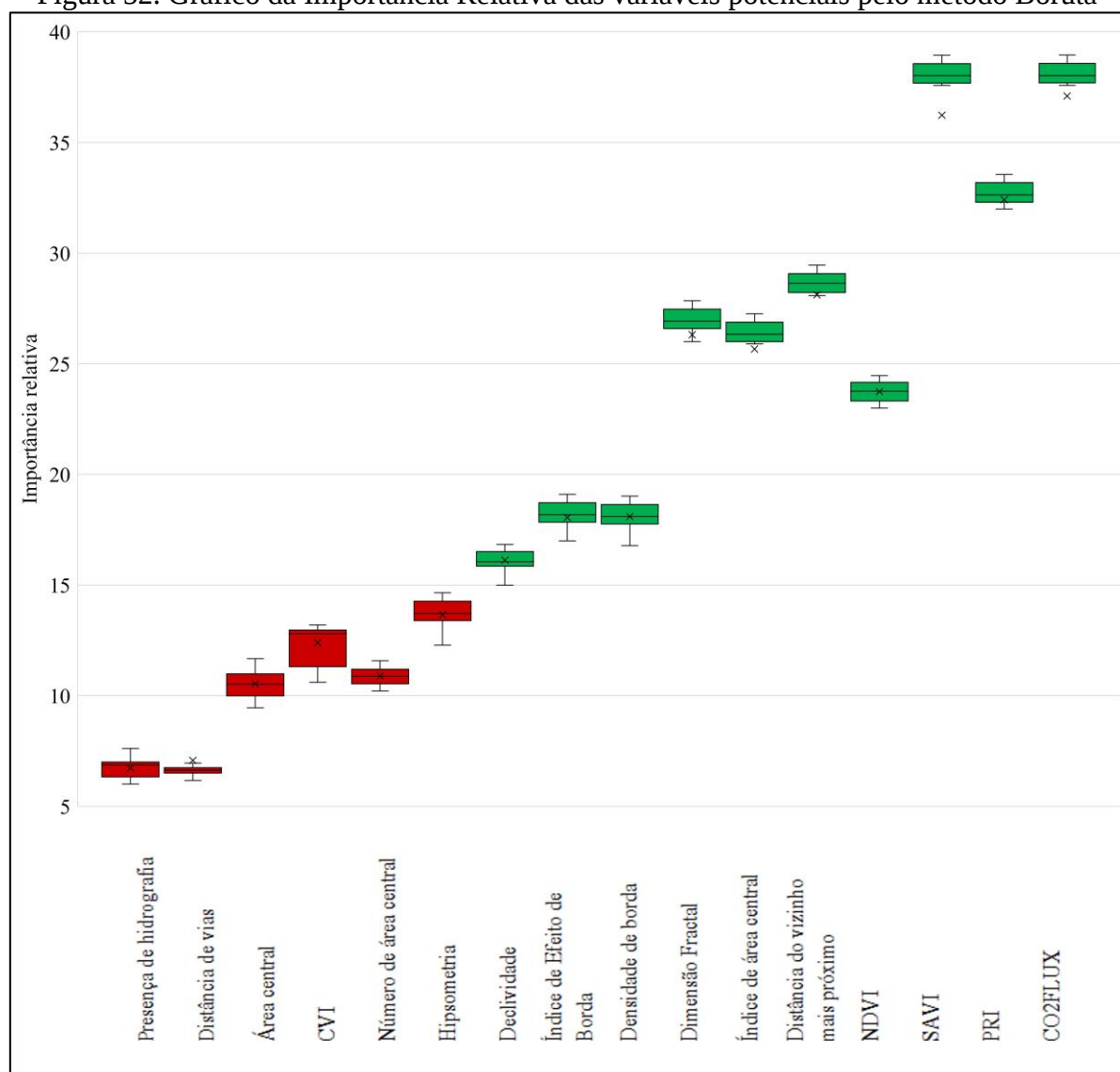
Após a aplicação do algoritmo Boruta, observou-se que seis variáveis não apresentaram contribuição significativa, dentre essas, está presença de hidrografia e distância de vias que apresentam baixa variância – possivelmente sendo esse o motivo de sua baixa significância; o CVI que apresentou alta correlação com duas variáveis de alta significância. Também não apresentaram contribuição significativa a hipsometria, a área central e o número de área central.

É importante ressaltar que “baixa significância” e outros termos similares são relativos à sua significância para o algoritmo em relação às outras variáveis que também estão sendo avaliadas na área de estudo, e não à sua significância e importância ambiental.

A Figura 52 apresenta o gráfico *boxplot* da importância relativa das variáveis analisadas, onde os *boxplots* na cor vermelha correspondem às variáveis rejeitas e os *boxplots* verdes correspondem as variáveis confirmadas. Os valores encontrados para a importância relativa podem ser vistos no Apêndice B.

Dentre as variáveis, as seguintes foram selecionadas para integrar o modelo: Declividade, Índice de Efeito de Borda, Densidade de borda, Dimensão Fractal, Índice de área central, Distância do vizinho mais próximo, SAVI e CO₂Flux (Figura 52).

Figura 52. Gráfico da Importância Relativa das variáveis potenciais pelo método Boruta



Legenda: *Boxplot* vermelho são correspondentes às variáveis com baixa significância, *boxplot* verde, variáveis com alta significância.

5.8. Classificação da suscetibilidade ao desflorestamento

Após o treinamento e teste do modelo de classificação, os resultados das métricas de avaliação são apresentados na Tabela 12. A acurácia geral do modelo foi registrada em 77,31%, indicando uma taxa satisfatória de previsões corretas em relação ao total de previsões.

Entre a maior ou menor suscetibilidade, a precisão variou entre 0,75 e 0,8, com uma média macro e ponderada de 0,78, sugerindo consistência na capacidade do modelo de prever corretamente os positivos em relação ao total de positivos previstos.

Tabela 12. Resultados obtidos para a precisão, *recall* e *F1-Score*

	Precisão	<i>Recall</i>	<i>F1-Score</i>
Maior suscetibilidade	0,8	0,73	0,77
Menor suscetibilidade	0,75	0,81	0,78
Média macro	0,78	0,77	0,77
Média ponderada	0,78	0,77	0,77

O *recall*, que mede a proporção de verdadeiros positivos em relação ao total de verdadeiros positivos e falsos negativos, variou de 0,73 a 0,81 para maior e menor suscetibilidade respectivamente e tanto a média macro quanto a média ponderada foram de 0,77, indicando uma capacidade geral do modelo em capturar corretamente a suscetibilidade.

O *F1-Score*, que é a média harmônica da precisão e do *recall*, variou de 0,77 a 0,78, e com média harmônica e ponderada de 0,77, indicando um equilíbrio entre precisão e *recall* em todas as classes de suscetibilidade.

Por fim, a matriz de confusão é apresentada na Figura 53. Na matriz de confusão, os valores verdadeiros (verdadeiros positivos e verdadeiros negativos) e os valores falsos (falsos positivos e falsos negativos) são destacados para a maior e menor suscetibilidade. A visualização da matriz auxilia no entendimento de como o modelo classificou as observações.

Figura 53. Matriz de confusão dos resultados obtidos através do modelo *Gradient Boosting*

	maior suscetibilidade	menor suscetibilidade
maior suscetibilidade	44	16
menor suscetibilidade	11	48

O modelo previu corretamente 44 fragmentos florestais classificados com menor suscetibilidade e 48 com maior suscetibilidade, mas falhou na classificação de 16 fragmentos que foi classificado como menor suscetibilidade (falso-negativo) e na classificação de 11 fragmentos florestais, que foram classificados com maior suscetibilidade (falso-positivo).

5.9. Modelagem espacial do uso e cobertura da terra

A primeira etapa foi concluída através de tabulação cruzada para a obtenção da matriz de transição entre 2000 e 2010. Em seguida, foram determinadas as faixas de distância para cada transição de uso e cobertura da terra considerada, tendo como variáveis utilizadas para a explicação de cada transição: distância de vias, declividade e a distância de cada uso e cobertura da terra.

Após a determinação das faixas de distâncias foi realizado o cálculo de probabilidade de transição, ou seja, a probabilidade de transição de uso e cobertura da terra por célula, baseado nos valores dos pesos de evidência.

O peso de evidência indica a associação ou falta dela de uma célula é à transição de uso da terra no período. Valores positivos indicam que a célula possui maior associação, sendo valores maiores que 0,5 sugerem alta dependência entre os valores, enquanto os valores negativos indicam que a célula possuem associação repulsiva.

A Tabela 13 apresenta os valores dos pesos de evidência (média), em que ao analisá-la foi possível ver que a mudança mais dependente é de florestas para culturas temporárias, próximas de outras áreas ocupadas por cultura temporária (1,06) e de florestas para áreas degradadas próximas de áreas de mineração (1,00); enquanto as áreas com menores pesos de evidência são de florestas para mineração e próximo de outras áreas de florestas e de florestas para reflorestamento próximo de áreas de várzea (-0,56 e -0,37, respectivamente). Foram encontrados três indicações que não apresentavam significância, isto é, valores muito

próximos de 0, e foram retirados, sendo florestas para culturas temporárias próximo de áreas urbanizadas, florestas para mineração próximo de corpo d'água e cultura permanente.

Em relação à distância da malha viária, houve pouca variação no resultado (sendo a menor 0,31 e a maior 0,37, de florestas para corpo d'água e para cultura temporária, respetivamente). E para declividade entre florestas e cultura temporária apresentou o maior valor (0,88) e florestas para área de várzea o menor valor (0,52).

Tabela 13. Tabela com a média dos valores de evidência utilizados na modelagem no DINAMICA EGO

Transição de uso e cobertura	Variável								
	dist_to_ 1	dist_to_ 2	dist_to_ 3	dist_to_ 4	dist_to_ 5	dist_to_ 6	dist_to_ 7	dist_to_ 8	dist_to_ 9
Florestas - Área de várzea (10 – 1)	- 0.25448	- 0.21678	- 0.28785	- 0.28641	- 0.20309	- 0.21978	- 0.22313	- 0.21696	- 0.21078
Florestas - Área degradada (10 - 2)	0.73187	0.77897	0.67984	0.64879	0.68795	0.79857	1.00589	0.88456	0.78653
Florestas - Área urbanizada (10 – 3)	0.15486	0.67875	0.84658	0.25748	0.16486	0.38485	0.31864	0.64891	0.18548
Florestas - Corpo d'água (10 – 4)	- 0.14457	- 0.12870	- 0.09875	- 0.15668	- 0.13377	- 0.13440	- 0.13504	- 0.13568	- 0.13632
Florestas - Cultura permanente (10 – 5)	0.23487	0.42875	0.34844	0.16485	0.48977	0.40710	0.43169	0.45628	0.48087
Florestas - Cultura temporária (10 – 6)	0.75648	0.74659	0.01875	- 0.14472	0.84658	1.05789	0.04874	0.97526	0.48435
Florestas – Mineração (10 – 7)	0.34870	0.32187	0.34887	- 0.02187	- 0.02178	- 0.13026	- 0.23873	- 0.34720	- 0.45567
Florestas – Pastagem (10 – 8)	0.65788	0.48948	0.17897	- 0.04637	0.78980	0.65480	0.73484	0.97548	0.74895
Florestas – Reflorestamento (10 – 9)	- 0.35683	0.45841	0.15486	- 0.07087	0.04599	0.44587	0.14845	0.28487	0.34855

Legenda: Sendo 1 Área de várzea, 2 Área degradada, 3 Área urbanizada, 4 Corpo d'água, 5 Cultura permanente, 6 Cultura temporária, 7 Mineração, 8 Pastagem, 9 Reflorestamento e 10 Florestas.

Para a validação foram utilizados o mapa simulado 2020 e o mapa original de 2020. A validação foi realizada pelo índice de similaridade *Fuzzy* onde foi realizada a análise quantitativa das diferenças entre os mapas, permitindo a avaliação da eficácia do modelo.

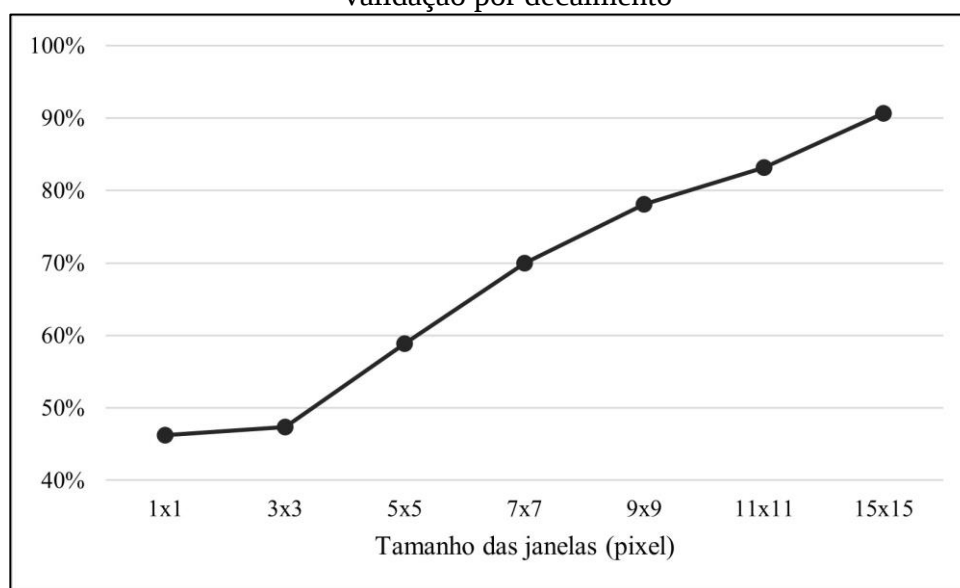
O índice de similaridade para diferentes tamanhos de janelas (pixel) pode ser visto na Tabela 14 e na Figura 54.

Tabela 14. Tamanho das janelas e o índice de similaridade *Fuzzy* obtido na validação por decaimento

Tamanho das janelas (pixel)	Índice de similaridade
1x1	0,462
3x3	0,474
5x5	0,589
7x7	0,699
9x9	0,781
11x11	0,832
15x15	0,907

A média da similaridade foi de 68%. Na avaliação célula por célula, 46% delas eram idênticas entre o mapa simulado e de referência; em janelas de 5x5 esse valor foi para 59%, sendo um valor satisfatório desde que o padrão da distribuição espacial sejam similares, o que aconteceu nessa pesquisa (BARNI, 2009).

Figura 54. Gráfico dos resultados do índice de similaridade *Fuzzy*, por janela, obtido na validação por decaimento

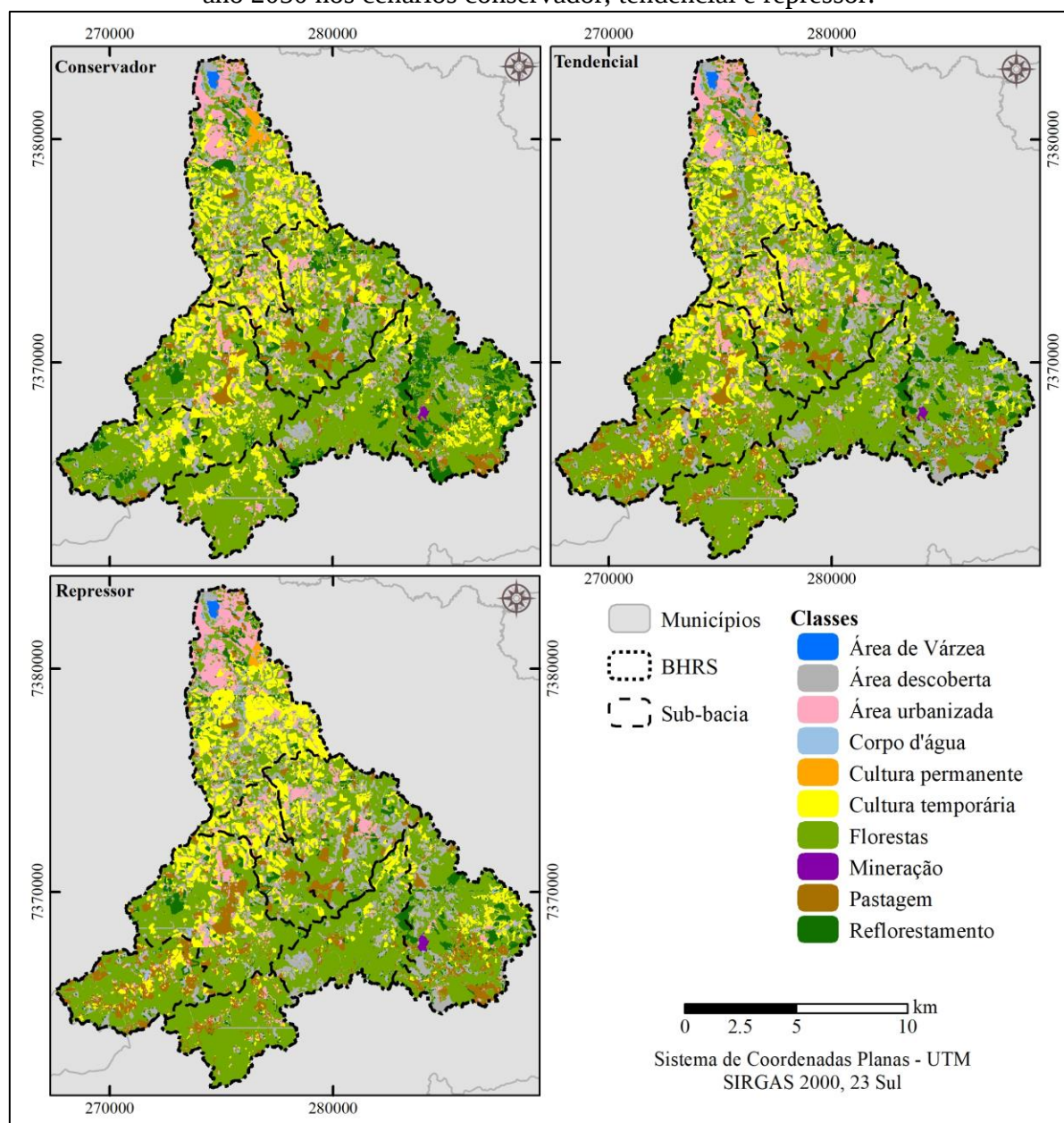


Conforme ocorrido, era esperado o aumento do índice de similaridade *Fuzzy* ao se utilizar a função de decaimento (aumento da janela – Figura 54), visto que há o aumento da resolução, sendo necessário atentar-se ao tamanho da janela, pois a partir de determinada resolução tende a saturar visto o tamanho exagerado da resolução, tornando-se ineficiente para avaliações de similaridade (XIMENES *et al.*, 2008). Sendo o método justificável para a avaliação da qualidade de simulações de modelos dinâmicos, visto que a reprodução de

cenários passados com exatidão é complexa e altamente difícil de se atingir com exatidão visto a aleatoriedade aos processos de conversão de uso e cobertura da terra.

Após a validação dos dados pelo índice de similaridade *Fuzzy*, foi constatado valores que atendem ao padrão pré-definido, demonstrando qualidade aceitável para avançar para a modelagem dos cenários simulados para 2050. Os cenários (tendencial, conservador e repressor) do uso e cobertura da terra para 2050 podem ser observados na Figura 55.

Figura 55. Mapa do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor.



No cenário conservador espera-se que a área ocupada por florestas seja maior, seguido pelo cenário tendencial e repressor, e tal fato aconteceu nos cenários encontrados. Onde no cenário conservador obteve-se 50,4%, seguido por 50% e 49% no tendencial e repressor, respectivamente. Comparando com os valores encontrados com os valores do uso da terra de 2020, todos os cenários apresentaram a diminuição na área de florestas, com diminuição de 1%, 1,8% e 3,8%, respectivamente, em relação à 2020 (Tabela 15). O cenário conservador apresentar valor maior em comparação com os demais, reflete que para atingir tal objetivo seria necessária uma abordagem mais cautelosa, proativa e prioritária em relação à conservação dos ecossistemas florestais.

Tabela 15. Quantitativo do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor.

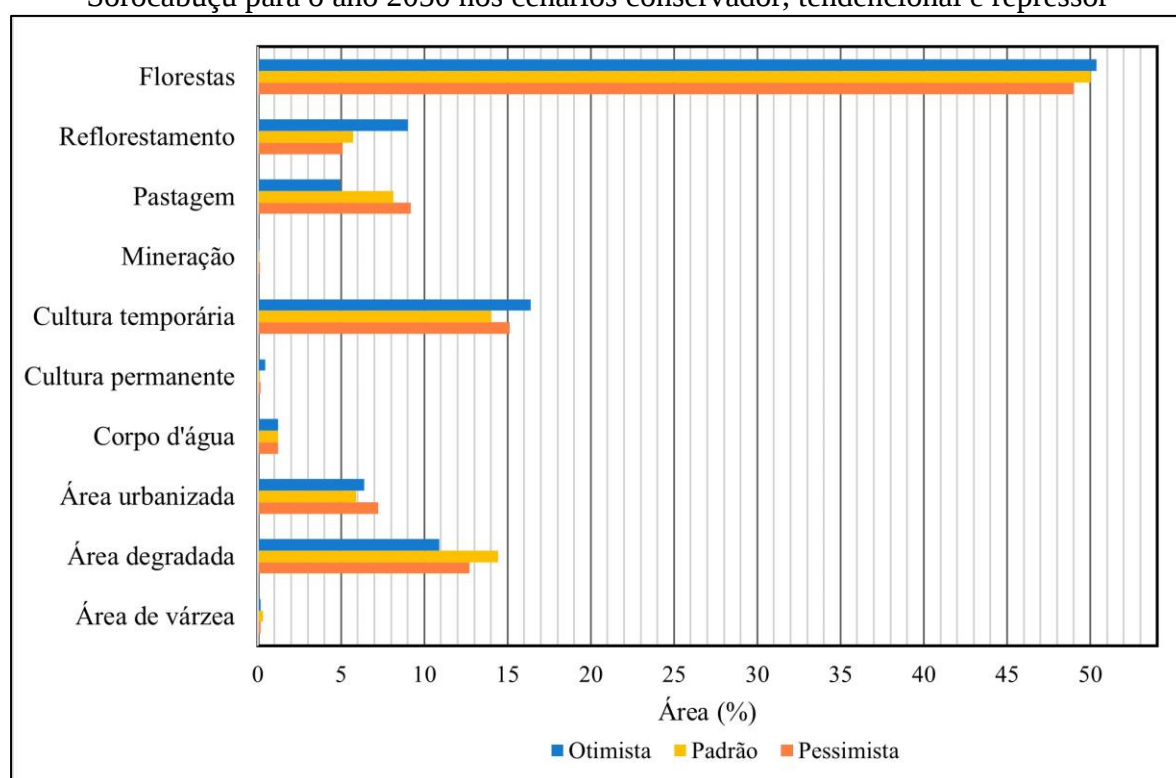
	2020	2050		
	Área (%)	Tendencial Área (%)	Conservador Área (%)	Repressor Área (%)
Área de várzea	0,60	0,31	0,18	0,18
Área degradada	17,88	14,42	10,91	12,71
Área urbanizada	5,09	5,92	6,39	7,21
Corpo d'água	1,01	1,22	1,22	1,22
Cultura permanente	0,47	0,13	0,46	0,17
Cultura temporária	15,35	14,00	16,39	15,13
Mineração	0,06	0,09	0,09	0,13
Pastagem	2,73	8,14	4,97	9,18
Reflorestamento	5,89	5,74	9,00	5,09
Florestas	50,92	50,02	50,38	48,99

Nas áreas de várzea, os valores de conservação mostraram-se comparáveis entre os grupos conservador e repressor, sendo o grupo tendencial aquele com o valor mais elevado (0,18% e 0,31% respectivamente – Figura 55). Comparando com os valores encontrados no do uso da terra de 2020, no cenário tendencial teria a diminuição de quase 50% de área ocupada por área de várzea, enquanto nos cenários conservador e repressor a diminuição chegaria próxima à 70%. As áreas de várzea estão em constante ameaça devido à antropização e os três cenários encontrados corroboram com tal informação, principalmente que a maior concentração de tais áreas, na BHRS, está localizado na área mais antropizada da área de estudo (BEESLEY *et al.*, 2014, MITSCH *et al.*, 2015). Sendo importante enfatizar o quanto a conservação dessas áreas é necessária visto que são essenciais para o desenvolvimento de

peixes, para espécies migratórias, além de oferecerem alimentos para diversas espécies da ictiofauna (STOFFELS *et al.*, 2016).

As áreas degradadas apresentaram valores menores no cenário conservador e repressor (11% e 12,7% respectivamente) e maior valor no cenário tendencial (14,4%). Comparado com o valor encontrado em 2020, houve a diminuição de 39%, 19,4% e 28,9% nos cenários conservador, tendencial e repressor (Figura 56). Essa diminuição de áreas degradadas sugere que futuras iniciativas podem ser eficazes na recuperação de áreas degradadas e na promoção da conservação do solo, visando a conservação da flora e fauna, melhorar cenários de erosão, proteção dos recursos hídricos e expansão de áreas disponíveis para agricultura sustentável ou reflorestamentos.

Figura 56. Gráfico do quantitativo do cenário do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba para o ano 2050 nos cenários conservador, tendencial e repressor

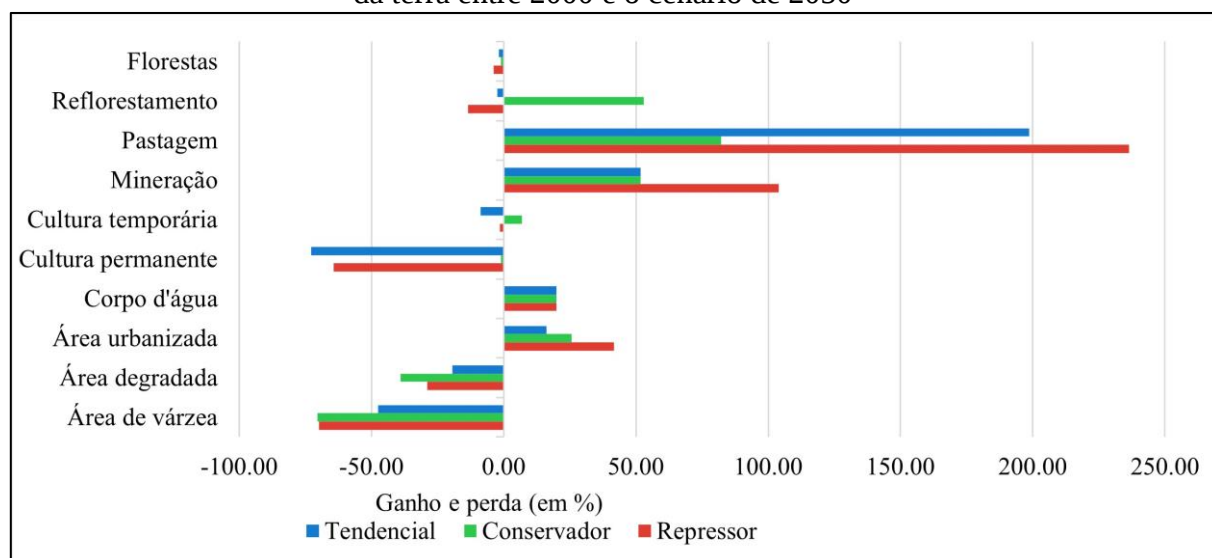


As áreas urbanizadas estão em menor valor no cenário tendencial (5,9%), seguido pelo cenário conservador e repressor (6,4% e 7,2%, respectivamente), apresentando aumento de quase 42% de ocupação no cenário repressor em relação a 2020. Tanto no cenário conservador quanto no cenário repressor, a sub-bacia 1 continua sendo a sub-bacia com maior porcentagem de urbanização, enquanto no cenário tendencial, a sub-bacia 2 passa a ser a com maior área

urbanizada (sendo quase 20% ocupada por área urbanizada). Esse crescimento ressalta a importância de políticas de conservação adaptadas ao crescimento das áreas urbanas em constante desenvolvimento, além de políticas de planejamento do urbano e territorial, que garantam o uso sustentável do solo e dos recursos naturais, promovendo o desenvolvimento urbano equilibrado e a preservação do meio ambiente (ROSAS *et al.*, 2009).

Os corpos d'água apresentaram o mesmo valor nos três cenários (1,2%), sendo esse quase 20% maior do que o valor encontrado em 2020. As áreas ocupadas por cultura permanente apresentaram pouca variação dado sua expressão baixa na BHRS, sendo o menor valor no cenário tendencial e o maior no cenário conservador (0,13% e 0,46%, respectivamente), além de apresentar valor próximo entre o cenário conservador e o encontrado em 2020 (apenas 1% a menor de área no cenário conservador – Figura 56). O maior valor ser encontrado no cenário conservador era esperado visto seus benefícios como, habitat para fauna, conservação do solo, sequestro de carbono, manutenção da qualidade da água, além da diminuição do uso de insumos agrícolas e maior estabilidade dos ecossistemas se comparado com as culturas temporárias (ROSAS *et al.*, 2009).

Figura 57. Gráfico do ganho e perda líquida, em porcentagem, das classes de uso e cobertura da terra entre 2000 e o cenário de 2050



Em relação as culturas temporárias, o maior valor foi encontrado no cenário conservador e o menor no cenário tendencial (16,4% e 14%, respectivamente). No comparativo com o valor encontrado em 2020, no cenário conservador obteve-se um aumento de quase 7% nas áreas de cultura temporária, enquanto no cenário tendencial e repressor houve

a diminuição de quase 9% e de 1,4%, respectivamente. Possivelmente a diminuição das áreas de cultura temporária nos cenários tendencial e repressor deve estar aliado ao aumento das áreas de maior antropização, como as áreas urbanizadas, mineração e pastagem (Figura 57).

Na mineração, os valores permaneceram relativamente estáveis no tendencial e conservador (0,09%), mas aumentaram no grupo repressor (0,13%). Comparando com o valor encontrado em 2020, no cenário tendencial e conservador a área apresentou aumento de quase 52% enquanto no cenário repressor a área dobrou de tamanho (aumento de 104%). Embora a porcentagem quase inexpressiva em relação à BHRS em sua totalidade, o cenário de aumento dessa área é preocupante visto que ela se encontra rodeada por florestas (mais de 50% da sub-bacia é ocupada por florestas) e reflorestamento. A expansão da mineração pode causar danos significativos e irreversíveis aos ecossistemas, além da poluição da água e ar, aumento da emissão de gases de efeito estufa, esgotamento dos recursos naturais, conflitos sociais e à saúde humana (IBRAM, 2012).

Em pastagens, observou-se um padrão consistente de conservação, com valor mais baixo no cenário conservador e mais alto no cenário repressor (5% e 9,2% respectivamente). Porém, nos três cenários o aumento em relação à 2020 é o mais expressivo entre as classes sendo de cerca de 80%, 200% e 240% respectivamente. Tal aumento é preocupante visto que geralmente a expansão de áreas para pastagem estão ligadas ao desflorestamento, além de outros impactos ambientais negativos, como a erosão do solo e poluição da água (BARROS *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2019). Portanto, é importante a implantação de práticas conservacionistas para evitar a expansão dessas áreas associados ao desflorestamento, além de aplicar práticas de manejo sustentável das pastagens para minimizar os impactos negativos associados à pecuária e promover a sustentabilidade ambiental.

Por fim, no reflorestamento, os valores de conservação também seguiram um padrão consistente, sendo mais alto no cenário conservador e mais baixo no cenário repressor (9% e 5,1%, respectivamente). Comparando com o encontrado em 2020, no cenário conservador houve aumento de cerca de 50% nas áreas de reflorestamento, enquanto no cenário tendencial e repressor houve diminuição de 2,5% e 13,5%, respectivamente, evidenciando a necessidade de abordagens integradas que promovam a regeneração florestal e a sustentabilidade ambiental.

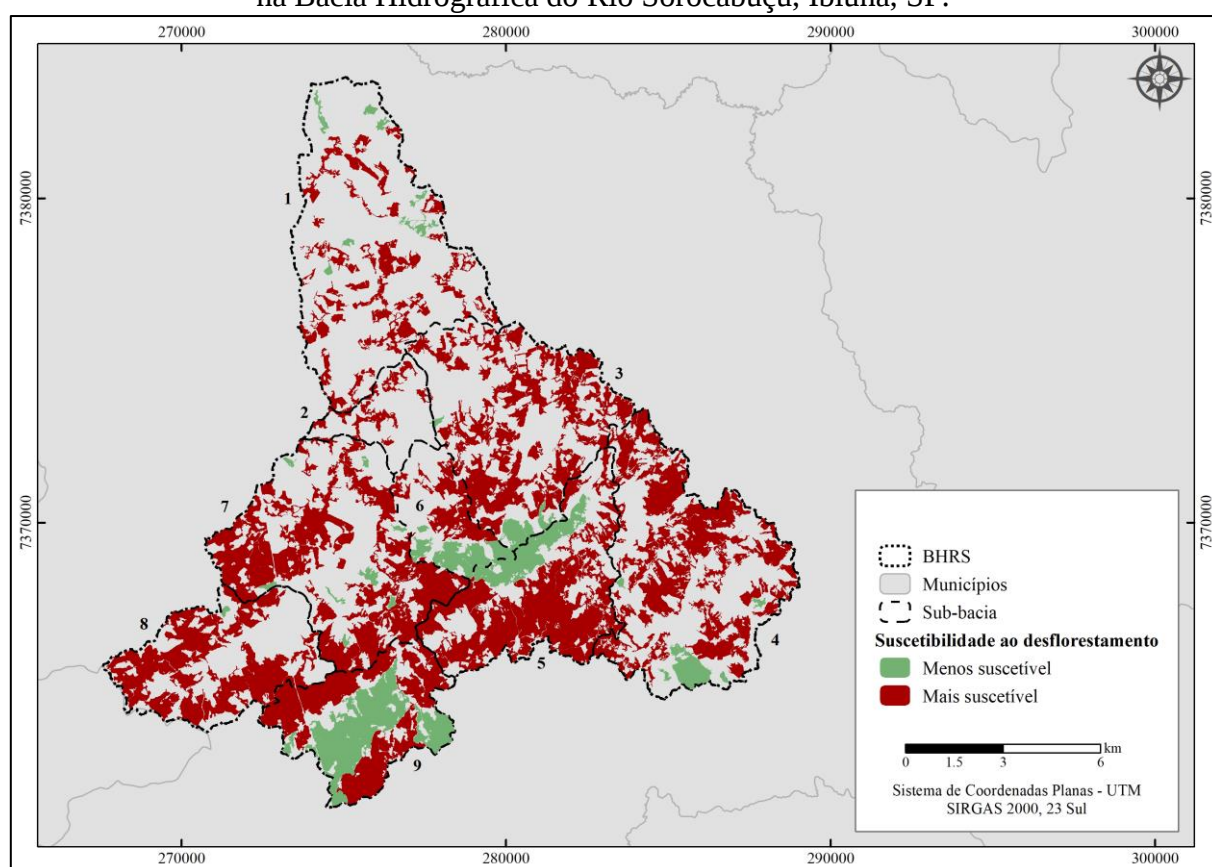
A análise das mudanças no uso e cobertura da terra para 2050 em três cenários diferentes revelou padrões distintos de conservação em diferentes classes, enfatizando a

necessidade de abordagens adaptativas e sustentáveis e destacando a importância das políticas que ordenem e coordenem as mudanças de uso da terra.

5.10. Cenários de desflorestamento para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu

Após a modelagem de classificação de suscetibilidade do desflorestamento através *Gradient Boosting*, o resultado foi especializado e por ser visto na Figura 58, abaixo:

Figura 58. Espacialização do modelo de classificação de suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, SP.



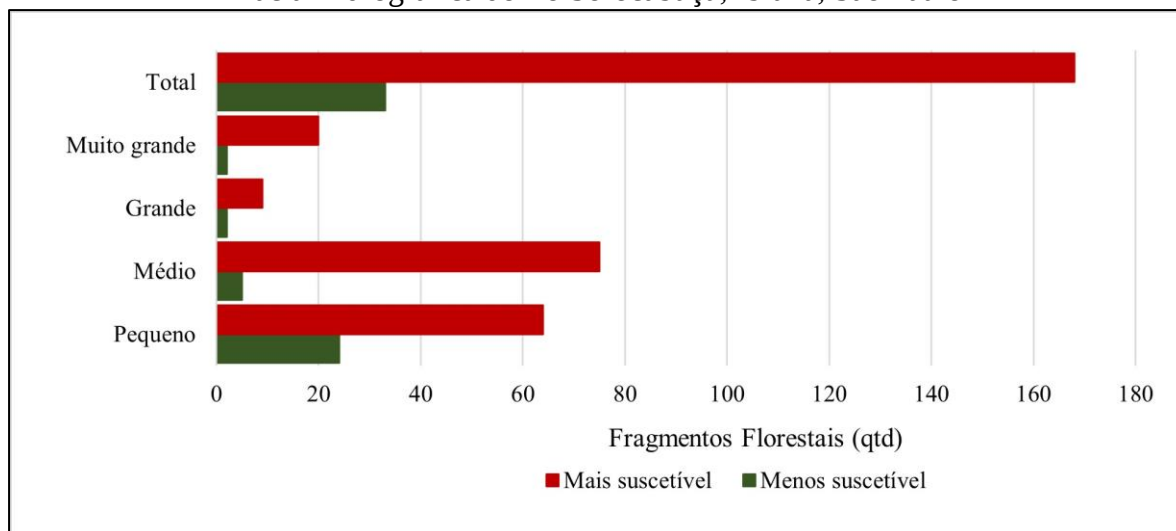
Do total de 201 fragmentos florestais, apenas 16,4% foram classificados com menor suscetibilidade (33 fragmentos florestais), com espacialização por toda a BHRS, com exceção da sub-bacia 2. Entre os menos suscetíveis, 24 deles são classificados como pequenos fragmentos florestais, 5 médio e 2 grande e 2 muito grande (Tabela 16 e Figura 59).

Tabela 16. Quantitativo da classificação da suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo

	Menos suscetível		Mais suscetível	
	Qtd	%	Qtd	%
Pequeno	24	72,73	64	38,10
Médio	5	15,15	75	44,64
Grande	2	6,06	9	5,36
Muito grande	2	6,06	20	11,90
Total	33	100,00	168	100,00

Os pequenos e médios fragmentos florestais com menos suscetibilidade, principalmente os da sub-bacia 1, estão localizados próximos de áreas de várzea, corpos d'água e de outros fragmentos florestais (Figura 59). Enquanto os grandes e muito grandes possuem grande proximidade com outros fragmentos. Além disso, todos os fragmentos florestais com menor suscetibilidade possuem hidrografia no seu interior.

Figura 59. Gráfico do quantitativo da classificação da suscetibilidade ao desflorestamento na Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo



O Índice de efeito de borda é predominantemente baixo entre os fragmentos menos suscetíveis, com algumas exceções de fragmentos classificados com médio efeito de borda, sendo esses fragmentos mais isolados e localizados em áreas mais urbanizadas (principalmente próximos de áreas de culturas temporárias).

Em relação às métricas de paisagem, chama atenção que a maioria dos fragmentos florestais possuem mais de 40% de TCAI, ou seja, mais de 40% da sua área possui vegetação

nuclear, sem efeito de borda, enquanto nas outras métricas não há concentração dos resultados, sendo menos suscetíveis fragmentos de todas as classes.

Os índices de vegetação seguem o mesmo padrão das métricas de paisagem, não possuem concentração de resultados entre os menos suscetíveis, com exceção do CO₂Flux, que apresentou valores acima da média na maioria dos fragmentos.

Após a análise dos cenários do uso da terra para 2050, foram extraídos todos os fragmentos florestais que possuem 5ha ou mais. O quantitativo por cenário pode ser visto na Tabela 17 e na Figura 60.

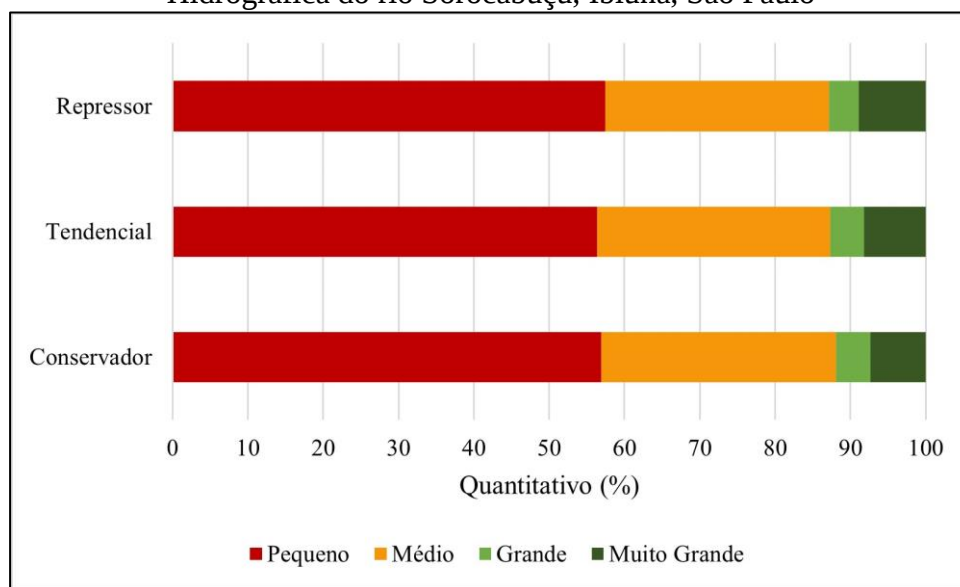
Tabela 17. Quantitativo dos fragmentos florestais no cenário de 2050 para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu, Ibiúna, São Paulo

	Conservador		Tendencial		Repressor	
	Qtd	%	Qtd	%	Qtd	%
Pequeno	62	56,88	62	56,36	58	57,43
Médio	34	31,19	34	30,91	30	29,70
Grande	5	4,59	5	4,55	4	3,96
Muito Grande	8	7,34	9	8,18	9	8,91
	109	100	110	100	101	100

A maior quantidade de fragmento foi encontrada no cenário tendencial, seguido pelo conservador e repressor (110, 109 e 101 fragmentos florestais, respectivamente). Comparando com o valor encontrado em 2020, houve a diminuição em média de 94 fragmentos florestais (a partir de 5ha). Porém, o padrão de mais de 50% dos fragmentos florestais serem pequenos (entre 5 e 10ha) manteve-se em todos os cenários (assim como em 2020), seguido pelos médios fragmentos florestais (de 10 a 50ha), com cerca de 30%, muito grandes fragmentos (maiores que 100ha), com cerca de 8% e os grandes fragmentos (de 50 a 100ha) com cerca de 4%.

O padrão de muitos fragmentos florestais menores que 50ha (cerca de 96 se consideramos apenas os maiores que 5ha) possuírem menos de 20% de toda a cobertura vegetal da BHRS é observado nos três cenários, assim como observado em 2020 e confirma a importância da proteção, preservação e manutenção dos fragmentos florestais maiores que 50ha.

Figura 60. Gráfico do quantitativo dos fragmentos florestais no cenário de 2050 para a Bacia Hidrográfica do rio Sorocabaçu, Ibiúna, São Paulo



A queda de quase 100% na quantidade de fragmentos florestais entre os cenários e 2020 evidencia que o desflorestamento e consequente fragmentação florestal, mesmo que em baixa quantidade, causa grande impacto negativo no ecossistema florestal, visto que, apesar de sua importância ecológica, tais fragmentos florestais possuem capacidade reduzida na sustentação de populações da flora e fauna (e consequente perda de biodiversidade). Além de aumentar o isolamento dificultando a dispersão genética e aumentando o risco de extinção local.

A vulnerabilidade à distúrbios ambientais, como incêndios, aumenta; torna o fragmento mais suscetível ao efeito de borda, reduzindo a qualidade do habitat, e a capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos ficam mais baixa.

Porém, mesmo com a diminuição da cobertura florestal, em todos os cenários a BHRS continua com mais porcentagem de ocupação do que outras bacias hidrográficas localizadas na Mata Atlântica (GUARIZ; GUARIZ, 2020; SILVÉRIO *et al.*, 2015; THIAGO *et al.*; 2020).

Por fim, o cenário tendencial de uso e cobertura da terra para 2050 foi recortado utilizando os fragmentos florestais de 2020 como máscara afim de extrair quais fragmentos sofreriam desflorestamento. Também foi realizada a contagem dos fragmentos florestais considerando uma margem de diferente tipo de uso da terra dentro do limite do fragmento, visto que o tamanho do pixel acaba impactando na contagem. Após a extração, foi considerado um total de 1ha de outro tipo de uso da terra além da cobertura florestal.

O quantitativo pode ser visto na Tabela 18 e 19.

Tabela 18. Quantitativo dos fragmentos florestais desflorestados a partir do cenário de 2050, (sem margem de tamanho do pixel)

	Sem desflorestamento		Com desflorestamento	
	Qtd	%	Qtd	%
Pequeno	13	86,67	75	39,06
Médio	2	13,33	78	40,63
Grande	-	-	11	5,73
Muito grande	-	-	28	14,58
Total	15	100	192	100

Dos 201 fragmentos florestais analisados em 2020, 7,46% (15 fragmentos florestais) deles não sofreram desflorestamento no cenário tendencial para 2050, sem margem. Ao considerar a margem, o valor passa à 14,43% (29 fragmentos florestais), sendo apenas 4 fragmentos florestais a menos dos classificados menos suscetíveis ao desflorestamento.

Entre os que não sofrem desflorestamento, 13 e 23 são pequenos (sem e com margem, respectivamente), 2 e 5 são médios, enquanto apenas um fragmento florestal grande considerando a margem, e os muito grandes são sinalizados como desflorestados nas duas análises.

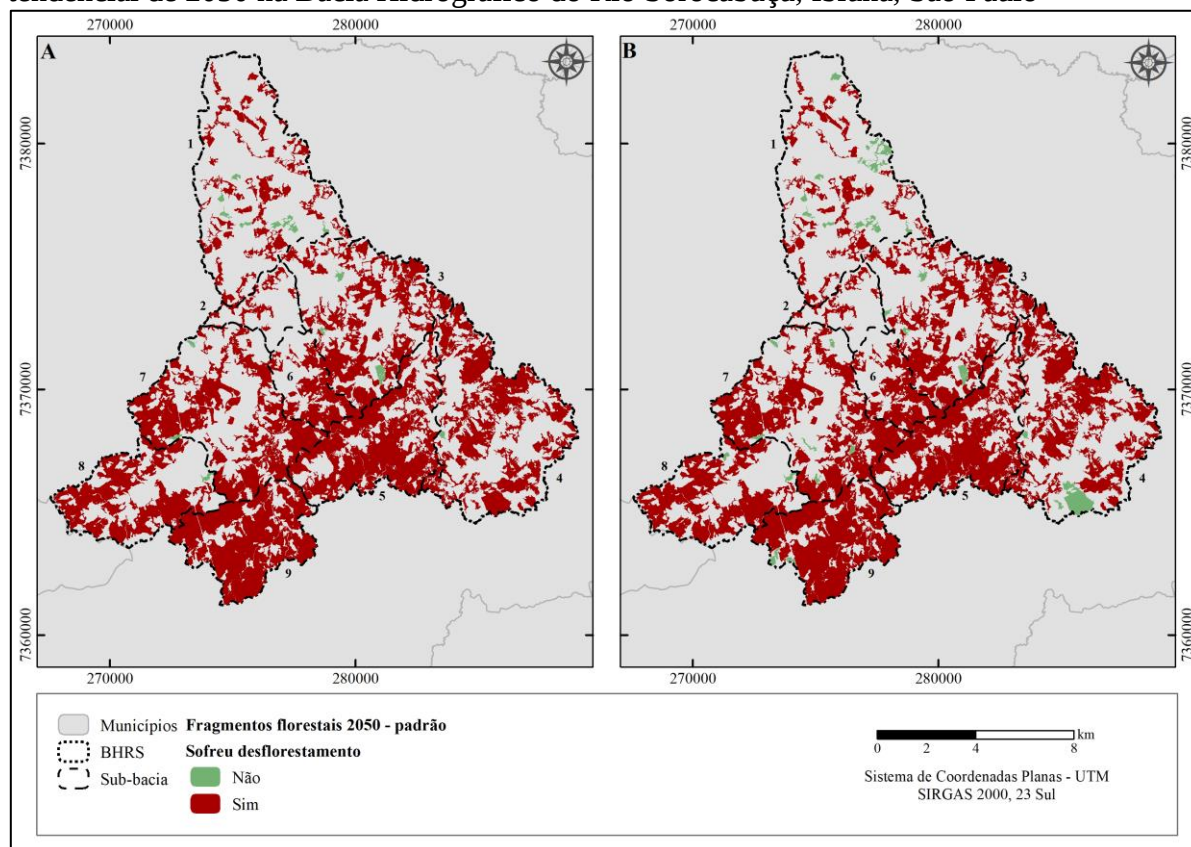
Tabela 19. Quantitativo dos fragmentos florestais desflorestados a partir do cenário de 2050, (com margem de tamanho do pixel)

	Sem desflorestamento		Com desflorestamento	
	Qtd	%	Qtd	%
Pequeno	23	79,31	65	37,79
Médio	5	17,24	75	43,60
Grande	1	3,45	10	5,81
Muito grande	-	-	22	12,79
Total	29	100	172	100,00

A maior diferença entre os fragmentos florestais classificados como menos suscetíveis e os que sofreriam com o desflorestamento no cenário tendencial em 2050, são os fragmentos florestais localizados no extremo sul da sub-bacia 9 e um segundo na fronteira entre as sub-bacias 3, 5 e 6, sendo esses fragmentos com mais de 400 ha e entre os cinco maiores fragmentos florestais da BHRS. Sendo fragmentos florestais importantes para a manutenção

da paisagem e do equilíbrio do ecossistema na área, principalmente pelo seu tamanho e sua proximidade com outros grandes fragmentos florestais.

Figura 61. Mapa dos fragmentos florestais que sofreram ou não desflorestamento no cenário tendencial de 2050 na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, Ibiúna, São Paulo



As duas metodologias apresentadas atingiram resultados semelhantes e se mostraram eficientes. A metodologia utilizando DINAMICA EGO necessitou de menos variáveis se comparado com o *Gradient Boosting*, além disso, possuir um SIG próprio possui a vantagem de ser mais intuitivo do que desenvolver um algoritmo. Uma vantagem de utilizar o *Gradient Boosting* é a facilidade de controlar totalmente a implementação do algoritmo, e de repetição do modelo para diversas áreas de estudo, além de permitir a alteração dos parâmetros de modo que melhor se adapte ao estudo.

O tempo de processamento utilizando *Gradient Boosting* foi mais rápido comparado com o DINAMICO EGO (desconsiderando o tempo de estudo e entendimento da documentação). O tempo para obter o resultado utilizando o DINAMICA EGO foi mais do que o triplo do tempo utilizado na escrita do algoritmo.

Por fim, para profissionais e pesquisadores que não possuem conhecimentos em programação, a utilização de SIGs é uma escolha mais prática e rápida para a modelagem de dados ambientais. A interface mais intuitiva, a integração de ferramentas e facilidade de encontrar a ajuda técnica na documentação contribuem para a escolha do SIG nesses casos. No entanto, ressalta-se que para profissionais e pesquisadores que possuem conhecimento básico de programação, a utilização de algoritmos é a metodologia mais rápida e funcional.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa possibilitou a determinação da suscetibilidade ao desflorestamento utilizando técnicas de geoprocessamento e aprendizagem de máquina, bem como o estudo das condicionantes físicos, da estrutura, da vizinhança e da caracterização espectral dos fragmentos florestais de 2000, 2010 e 2020 da BHRS, bem como o mapeamento do uso da terra para os três anos já citados e o estudo da sua transição.

A hipótese foi aceita, uma vez que foi possível identificar os fragmentos florestais suscetíveis ao desflorestamento, com base nas variáveis antrópicas, topográficas, ecológicas e espectrais, utilizando técnicas de geoprocessamento e aprendizagem de máquina.

O mapeamento do uso da terra mostrou que a BHRS possui mais de 50% de cobertura florestas e cerca de 47,5% de área antropizada, sendo a região sul (sub-bacia 5, 8 e 9) com maior concentração da cobertura florestal e a região norte (sub-bacia 1 e 2) com as áreas antropizadas. A matriz de transição do uso da terra possibilitou ver que a BHRS apresentou pouca mudança entre 2000 e 2020, aproximadamente 11%, principalmente de áreas descobertas e de cobertura florestal.

Entre os três anos estudados, aumentou a quantidade de fragmentos florestais na área de estudo, porém esse aumento se deu pela maior fragmentação de corpos florestais de áreas menores que 50 hectares. Além disso, fragmentos considerados grandes, a partir de 50 hectares, apresentaram diminuição.

O estudo também permitiu identificar que a maioria dos fragmentos estão localizados entre as altitudes de 850 e 950 m, nos locais entre 15 e 30% de declividade. Entretanto, os maiores fragmentos estão nas áreas mais elevadas de maior declividade, onde a regeneração natural ocorre de forma mais acentuada, seja pela dificuldade de acesso ou pela própria natureza do relevo. Por outro lado, os menores fragmentos estão localizados nas altitudes mais baixas de locais mais planos, e por isso merecem maior atenção, visto a maior exposição a ação de degradação antrópica. A maior parte dos fragmentos possuem hidrografia dentro da sua extensão, o que favorece a presença de biodiversidade e auxilia na regeneração natural, mas por outro lado, também favorecem a circulação por vias secundárias, muitas vezes muito próximas (até 5 metros de distância), causando severos impactos ambientais negativos direta ou indiretamente, principalmente nas bordas dos fragmentos florestais.

As métricas de paisagem indicaram um bom cenário para os fragmentos, com fragmentos florestais pouco isolados, com formato simples, pouca borda, acarretando menor

contato com atividade antrópica, diminuindo o efeito de borda e aumentando a área do fragmento florestal que possui maior área de habitat hábil para a biodiversidade.

As variáveis espectrais evidenciam que os fragmentos florestais acima de 50ha apresentaram melhor resultado se comparado com os menores, apresentando maior vigor vegetativo, eficiência na capacidade de realizar a fotossíntese, e no potencial de armazenamento de dióxido de carbono; evidenciando a importância dos grandes fragmentos florestais.

Os resultados da avaliação do modelo de classificação demonstram uma acurácia satisfatória, consistência na previsão de suscetibilidades e um equilíbrio entre precisão e *recall*, embora haja uma pequena margem de erro na classificação de alguns fragmentos florestais.

A análise dos cenários para 2050 e das projeções de suscetibilidade ao desflorestamento por meio do *Gradient Boosting* revela padrões distintos de mudança no uso da terra, destacando a importância de abordagens adaptativas e sustentáveis. Os resultados enfatizam a necessidade de políticas eficazes para conservação de ecossistemas florestais e áreas de várzea, bem como para evitar o desflorestamento e a expansão descontrolada de áreas de pastagem. A implementação de práticas de manejo sustentável é crucial para minimizar impactos negativos, enquanto a promoção da regeneração florestal emerge como uma estratégia fundamental para garantir a sustentabilidade ambiental. Essas conclusões ressaltam a urgência de ações integradas que abordem os desafios futuros, promovendo a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, ao mesmo tempo em que se busca o equilíbrio entre desenvolvimento socioeconômico e preservação ambiental.

Assim, a conservação dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu é crucial diante das projeções de suscetibilidade ao desflorestamento e dos cenários futuros de uso da terra e com intuito de preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A diminuição da cobertura florestal até 2050 evidencia os desafios da fragmentação florestal e a necessidade de políticas eficazes de conservação.

Em conclusão, a combinação das metodologias de modelagem de suscetibilidade ao desflorestamento e projeções do uso da terra destaca a importância da abordagem integrada para o planejamento e gestão ambiental. Ao analisar a suscetibilidade do desflorestamento e os cenários futuros de uso da terra, foi possível identificar áreas críticas para conservação e manejo sustentável. Essas metodologias fornecem informações para orientar políticas eficazes de conservação e promover a resiliência dos ecossistemas frente às pressões ambientais.

REFERÊNCIAS

- ADAB, H.; KANNIAH, K. D.; SOLAIMANI, K. Modeling Forest fire risk in the northeast of Iran using remote sensing and GIS techniques. **Natural hazards**, v. 65, p. 1723–1743. 2013. <https://doi.org/10.1007/s11069-012-0450-8>
- ALLEN, R.; BASTIAANSEN, W.; WATERS, R.; TASUMI, M.; TREZZA, R. Surface energy balance algorithms for land (SEBAL), Idaho implementation. **Advanced training and user's manual**, version 1.0, 2002. 97p.
- ALMEIDA, G. G.; TOPPA, R. H.; DE FIORI, A. Potencialidades pedagógicas da Área de Proteção Ambiental Itupararanga: percepções de educadores e educandos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 45, p. 71-85, 2017. DOI: 10.5327/Z2176-947820170156
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P. de; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista. **Formação (Online)**, [S. l.], v. 28, n. 53, 2021. DOI: 10.33081/formacao.v28i53.8158. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/formacao/article/view/8158>.
- ANDRADE, M. P.; RIBEIRO, C. B. M.; LIMA, R. N. S. Modelagem Dinâmica da Mudança do Uso e Cobertura do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul a Partir de Imagens Modis e um Modelo de Sub-regiões. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 68, v.5, p. 965-978, 2016.
- ANDRADE; F. M.; LOURENÇO, R. W. Uso do Solo e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Una –Ibiúna/SP. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 32, p. 48-60, 2016.
- ARAÚJO, A. G. M. Dez mil anos de convivência: A Arqueologia da Mata Atlântica do Sudeste. In: (Org.) CABRAL, D. C.; BUSTAMANTE, A. G. **Metamorfoses florestais: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Curitiba: Editora Prismas, 2016 p. 457.
- ASHRAF, M. A.; MAAH, M. J.; YUSOFF, I. Introduction to Remote Sensing of Biomass. In: ATAZADEH, I. **Introduction to Remote Sensing of Biomass**. Rijeka: Intech, 2011. Cap.8, p. 129-170.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman. 2011, 844p.
- BAPTISTA, G. M. M. Validação da Modelagem de sequestro de carbono para ambientes tropicais de cerrado, por meio de dados Aviris e Hyperion. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais eletrônicos...**São José dos Campos: INPE, 2003. Artigos, p. 1037-1044. Disponível em: http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2002/09.07.21.45/doc/10_002.pdf. Acesso em: 11 jul. 2022.
- BAPTISTA, G.M.M. Mapeamento do Sequestro de Carbono e de Domos Urbanos de CO₂ em Ambientes Tropicais, por meio de Sensoriamento Remoto Hiperspectral. **Geografia (Rio Claro)**, v. 29, p. 189- 202, 2004.

BARBALHO, M. G. S.; SILVA, S. D.; GIUSTINA, C. C. Avaliação temporal do perfil da vegetação da microrregião de Ceres através do uso de métricas de paisagem. **Bol. Goia. Geogr. (Online)**, v.35, n.3, p.472-487, 2015.

BARRERA, F. L. *et al.* Effects of varying Forest edge permeability on seed dispersal in a neotropical montane forest. **Landscape Ecology**, v.22, p.189-203, 2007.

BARRETO, M. P. A Mata Atlântica e o ensino de história: da pré-história ao período colonial brasileiro. **Movimento revista de educação**, ano 4, n.6, p. 272 – 305, 2017.

BARROS, M. J. B., CANTO, O., LAURENT, F., & COELHO, A. D. S. Fronteira agrícola e conflitos territoriais nas Amazôniaas Brasileiras: a expansão do agronegócio da soja e seus efeitos no planalto de Santarém, Pará-Amazônia-Brasil. **Ciência Geografica**, 2020.

BATALHA-FILHO, H.; MIYAKI, C.Y. Processos evolutivos na Amazônia e na Mata Atlântica. **FRONTEIRAS: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v.3, n.2, p.34-44, 2014.

BEESELEY, L. *et al.* Optimising environmental watering of floodplain wetlands for fish. *Freshwater biology*, v. 59, n. 10, p. 2024-2037, 2014.

BERNARDI, I.; SILVA, L. R.; FALCO, P.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, A. C. A. Análise comparativa das ferramentas de gestão: Plano de Manejo da APA Itupararanga e os Planos Diretores Municipais. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 75-91, 2020. DOI: 10.14393/sn-v32-2020-36541

BEU, S. E.; MISATO, M. T.; HAHN, C. M. APA de Itupararanga. In: BEU, S. E; SANTOS, A. C. A.; CASALI, S. (Org.). 2011. **Biodiversidade na APA de Itupararanga: Condições atuais e perspectivas futuras**. Secretaria de Meio Ambiente. São Carlos: UFSCAR/FF/CCR, 2011.

BILGER W.; BJORKMAN O.; THAYER S.S. Light-induced spectral absorbance changes in relation to photosynthesis and the epoxidation state of xanthophyll cycle components in cotton leaves. **Plant Physiology**, v.91, n.2, p.542±551, 1989. DOI: 10.1104/pp.91.2.542.

BINOTI, M. L. M. S.; BINOTI, D. H. B.; LEITE, H. G.. Aplicação de redes neurais artificiais para estimação da altura de povoamentos equiâneos de eucalipto. **Revista Árvore**, v.37, n.4, p.639-645, 2013.

BISHOP, C. M. **Pattern Recognition and Machine Learning (Information Science and Statistics)**, Springer-Verlag New York, Inc., 2006.

BISPO, P.C.; VALERIANO, M.M.; KUPLICH, T.M. Variáveis geomorfométrica locais e sua relação com a vegetação da região do interflúvio Madeira-Purus (AM-RO). **Acta Amazonica**, v.39, n.1, p. 81-90, 2009.

BIUDES, M. S.; MACHADO, N. G.; DANIELICHEN, V. H. M.; SOUZA, M. C.; VOURLITIS, G. L.; NOGUEIRA, J. S. Ground and remote sensing-based measurements of leaf area index in a transitional forest and seasonal flooded forest in Brazil. **International Journal of Biometeorology**, v. 58, p. 1181–1193, 2014. DOI 10.1007/s00484-013-0713-4.

BLUM, C.T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, **Paraná. Floresta**, v.41, p. 589-598, 2011.

BOSCOLO, D.; FERREIRA, P. A.; LOPES, L. E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. **Filosofia e História da Biologia**, v. 11, n. 2, p. 157-187, 2016.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; GUIOMAR, N. Padrões da Paisagem. In: RIBEIRO, S. M. C.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto Luso-Brasileiro** - Vol 1, p. x-xx. Curitiba: Appris Editora, 2021.

BOUSSOUGOU, G. B.; BROU, Y. T.; VALIMBA, P.; 2018. Vulnerability of Pugu and Kazimzumbwi Forest Reserves Under Anthropogenic Pressure in Southeast Tanzania. In: **Computational Science and Its Applications** – ICCSA 2018. Springer International Publishing, p. 231–240.

BRADSHAW, C. J. A; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 2, p. 79-87, 2009.

BRAGA, T. G.; DA SILVA, G.; LIMA, M.; SILVA, A. L.; COSTA, M. DO S.; PINHEIRO, P. F.; FERREIRA, O. Caracterização e análise dos fragmentos florestais e uso do solo no município de Colares, nordeste do Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 13, n. 3, p. 383-407, 11 dez. 2018.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Decreto nº 6.660**, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm#art51. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Decreto nº 750**, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99547.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Decreto nº 99.547**, de 25 de setembro de 1990. Dispõe sobre a vedação do corte, e da respectiva exploração, da vegetação nativa da Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99547.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Lei Federal nº 4.771**, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 11.428**, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 23 fev. 2022.

BRAZ, A. M.; ANDRADE, Á. T.; GARCIA, P. H. M. Análise de índices de vegetação NDVI e SAVI e Índice de Área Foliar (IAF) para a comparação da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego ribeirãozinho, município de Selvíria–MS. **Percursos**, v. 7, n. 2, p. 5-22, 2015.

CABEZA, M. habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 6, p. 665-672, 2003.

CAGLIONI, E.; UHLMANN, A.; CURCIO, G. R.; RAMOS, M. R.; BONNET, A.; JUNCKES, A. R. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. **Rodriguésia**, v. 69, n.04, p. 2055-2068, 2018. DOI:doi.org/10.1590/2175-7860201869436.

CAIN, M. L.; BOWMAN, W. D.; haCKER, S. D. Ecologia da paisagem e manejo de ecossistemas. In: _____. **Ecologia**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2018. p. 547-569.

CALDAS, A. J. F. S.; FRANCELENO, M. R. Fragmentação florestal na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba: caracterização como subsídio à preservação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v.16, n.2, p. 08 - 19, 2009.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. Introdução. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/cap1-introducao.pdf>. Acesso em:

CAMARGO, L. S.; SILVA, R. W.; AMARAL, S.S.; SILVA, A. P.; FERRELI, T.; SILVA, M. P. D. Mapeamento de Áreas Suscetíveis a Incêndios Florestais do Município de Petrópolis – RJ. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 42, n. 1, p. 630-641, 2019.

CAMPANALLI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica – uma rede pela floresta**. Rede de ONGs da Mata Atlântica. Brasília: RMA, 2006.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G.. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 5 ed. Viçosa: editora UFV, 2017.

CAPOBIANCO; J. P. R.; LIMA, A. R. A evolução da proteção legal da Mata Atlântica. In: LIMA, A. R.; CAPOBIANCO; J. P. R. (Org.) **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**, p. 7-16. São Paulo: Instituto Socioambiental, 1997.

CARDOSO, J. T. A Mata Atlântica e sua conservação. **Encontros Teológico**, v. 31, n. 3, p. 441-458, 2016.

CARVALHO, W. S.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SANTOS, T. L. Uso e cobertura do solo utilizando a Plataforma Google Earth Engine (GEE): Estudo de caso em uma Unidade de Conservação. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.2, p.15280-15300, 2021. DOI:10.34117/bjdv7n2-243.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009.

CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. CSR. **DINAMICA EGO**. 2012. Disponível em: <https://csr.ufmg.br/dinamica/>

CHEN, T.; GUESTRIN, C., 2016. XGBoost: A Scalable Tree Boosting System. In: *Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining*. New York, NY, USA: ACM; 2016. p. 78 - 94. <http://doi.acm.org/10.1145/2939672.2939785>.

CIIAGRO - CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS. **Valores mensais de temperatura**. Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/climasp.html>.

CIRNE-SILVA *et al.* Environmental heterogeneity caused by anthropogenic disturbance drives forest structure and dynamics in Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 32, n.2, p125-135, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Enquadramento dos Corpos Hídricos – Arquivos digitais**. 2016. Escala 1:50.000. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos-arquivos-digitais/>. Acesso em: 25 ago. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Primeiro Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo. Programa de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo – Pro clima**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2011. 192p.

COSTA, A.; GALVÃO, A.; DA SILVA, L. G. Mata Atlântica: Análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. **Geomae**, v.10, n.1, p.112-123, 2019.

COSTA, I. C. N. P. Abordagem metodológica Ecologia da Paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de geografia**, v. 38, n. 1, p. 91-105, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v38i1.43257>

CREPALDI, P. G.; AVILA, R. N. P.; OLIVEIRA, J. P. N.; RODRIGUES, P. R.; MARTINS R. L. Um Estudo Sobre a Árvore de Decisão e sua Importância na habilidade de Aprendizagem, 2010.

DANELICHEN, V. H. M.; BIUDES, M. S.; MACHADO, N. G.; VELASQUE, M. C. S.; SILVA, B. B.; NOGUEIRA, J. S. Uso do sensoriamento remoto na estimativa do índice de área foliar em floresta tropical. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1352-1360, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X19917>.

DARIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V. Destruição da Mata Atlântica Brasileira. **Episteme**, ano 6, n. 10-11-12, p. 437-444, 2002.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996, 484p.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo/SP usando imagens Landsat-5. **Espaço Geográfico em Análise (RA'EGA-O)**, v. 21, n. 1, p. 234-271, 2011.

DEVIDE, A. C. P.; CASTRO, C. M.; RIBEIRO, R. D. L. D.; ABBoud, A. C. S., PEREIRA, M. G.; RUMJANEK, N. G. História Ambiental do Vale do Paraíba do Sul, Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, p. 12-29, 2014.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA NETO, J. L. Climate change evidence in Brazil from Köppen's climate annual types frequency. **International Journal of Climatology**, p. 1 - 11, 2018.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; SANT'ANNA NETO, J. L. Les types de climats annuels au Brésil: une application de la classification de Köppen de 1961 à 2015. **EchoGéo**, v. 41, p. 1-28, 2017.

DUDA, R. O.; HART, P. E.; STORK, D. G. **Pattern Classification**. New York: Wiley, 2001.

EDUVIRGEM, R. V.; PERIÇATO, A. J.; ATHAYDES, T. V. S.; PAROLIN, M. Breve abordagem utilizando Índice de Vegetação em Unidades de Conservação com Google Earth Engine. **Terræ Didática**, v. 17, p. 1-6, 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE – ESRI. **ArcGIS 10.8**. Redlands, 2020.

ERMIDA, S. L.; SOARES, P.; MANTAS, V.; GÖTTSCHE, F.; TRIGO, I. F. Google Earth Engine Open-Source Code for Land Surface Temperature Estimation from the Landsat Series. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12091471>

ESPÍNDULA, A.; SOUZA, E. M. F. R.; VICENS, R. S.; CRUZ, C. B. M.; Sensoriamento remoto no estudo da vegetação (mata atlântica): comparações das curvas espectrais de Sensores multiespectrais e hiperespectrais. IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Recife - PE, 2012. p. 002 – 006.

FABRIM, E.; JASPER, A.; KONRAD, O. A importância do Plano Diretor para a preservação do bioma Mata Atlântica: caso do município Três de Maio – RS. **Revista Estudo & Debate**, v. 27, n. 4, p. 185-2009, 2020.

FACELI, K. *et al.* **Inteligência Artificial**: Uma abordagem de Aprendizado de Máquina. Rio de Janeiro: LTC, 2011.

FARINACI, J. S.; SILVA, R. F. B.; VIEIRA, S. A. Transição florestal em São Paulo: Uma nova história para a Mata Atlântica. In: (Org.) CABRAL, D. C.; BUSTAMANTE, A. G. **Metamorfoses florestais**: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica. 2016. Curitiba: Editora Prismas, p. 457.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá –RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509830330>.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.30, n.4, p.379-390, 2008.

FERREIRA, T.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; MANTOVANI, A.; MARCON, A. K.; SALAMI, B.; BUZZI JUNIOR, F.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; ROSA, A. D. Distribuição e riqueza de espécies arbóreas raras em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista ao longo de um gradiente Altitudinal, em Santa Catarina. **Revista Árvore**, n. 39, p.447-455, 2015.

FLETCHER JUNIOR, R. J.; RIES, L.; BATTIN, J.; CHALFOUN, A. D. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? **Canadian Journal Of Zoology**, v. 85, n. 10, p.1017-1030, 2007.

FLETCHER, R.; FORTIN, M. J. Land-Cover Pattern and Change. In: FLETCHER, R.; FORTIN, M. J. **Spatial Ecology and Conservation Modeling**: Applications in R, p.55-100. Switzerland: Springer Nature, 2008.

FLORENZANO, T. G (org.). **Geomorfologia**: conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FLOREZANO, T. G. Fundamentos de Sensoriamento Remoto. In: FLOREZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**, 3 ed., p. 9-26, São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

FONSECA, E. L.; FORMAGGIO, A.R.; PONZONI, F. J. Estimativa da disponibilidade de forragem do bioma Campos Sulinos a partir de dados radiométricos orbitais: parametrização do submodelo espectral. **Ciência Rural**, v. 37, 2007. p. 1668-1674.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020**, 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **The State of the World's Forests (SOFO)**. Roma, Itália: FAO, 2020, 214p.

FORMAN, R. T. T. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. **Conservation Biology**, v. 14, p. 31-35, 2000.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. **Conservation Biology**, v. 14, p. 36-46, 2000.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Jhon Wiley and Sons, 1986.

FORMAN, T. T., 1997. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**: 1-632. Cambridge University, New York.

FORZZA, R. C. *et al.* New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.

FORZZA, R. C. **Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: MMA, 2020.

FREITAS, S. R.; SOUSA, C. O. M.; BOSCOLO, D.; METZGER J. P. How are native vegetation and reserves affected by different road types in a southeastern Brazilian state? **Oecologia Australis**, v. 17, n. 44, p. 447-458, 2014.

FREITAS, S. R; METZGER, J. P. Relação entre a densidade e a conectividade das estradas, e o relevo em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica (Planalto de Ibiúna, SP). *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XIII, 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 2659-2661.

FRIEDMAN, J. H. *et al.*, Stochastic gradient boosting. **Computational statistics & data analysis**, v. 38, n. 4, p. 367-378, 2002.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. APAs. 2021. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/pagina-inicial/apas/>. Acesso em: 22 dez. 2021.

GAIAD, N.; MARTINS, A. P.; DEBASTIANI, A.; CORTE, A. P.; SANQUETTA, C. R. Uso e cobertura da terra apoiados em algoritmos baseados em aprendizado de máquina: o caso de Mariana - MG. **Enciclopedia Biosfera**, [S. l.], v. 14, n. 25, 2017.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: _____. **Mata atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 3-11.

GAMON, J. A.; PENUELAS, J.; FIELD, C. B. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. **Remote Sensing of Environment**, v.41, n.1, p.35-44, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(92\)90059-S](https://doi.org/10.1016/0034-4257(92)90059-S).

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, p. 492-501, 1997.

GAMON, J.A.; FIELD, C.B.; BILGER, W., BJORKMAN, O.; FREDEEN, A. L; PEÑUELAS, J. Remote sensing of the xanthophyll cycle and chlorophyll fluorescence in sunflower leaves and canopies. **Oecologia**, v. 85, p.1-7, 1990.

GAMON, J.A.; FILELLA, I.; PEÑUELAS, J.; The dynamic 531-nanometer Delta reflectance signal: a survey of twenty angiosperm species. **Curr Top Plant Physiol**, v.8, p.172-177, 1993.

GELCER, E. M.; NEVES, K. M.; SCHETTINI, B. L. S.; VILLANOVA, P. H.; SILVA, L. F. da; REIS, L. P.; ZANUNCIO, J. C. Artificial neural networks: Modeling tree survival and mortality in the Atlantic Forest biome in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 655–661, 2018.

GIBBS, H. K. *et al.* Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GITELSON A. A.; VIÑA A.; CIGANDA V.; RUNDQUIST D. C.; ARKEBAUER T. J. Remote estimation of canopy chlorophyll content in crops. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n.8, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005GL022688>.

GOLDSCHIMIDT, R. R. **Inteligência Computacional**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Instituto Superior de Tecnologia - Rio, 2010. 143 p.

GONZALO, D. A. D.; GARCIA, R. J. F.; GOMES, E. P. C. Avaliação de área recuperada sobre cava de areia em São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p 695-701, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-15/RAD/2015>.

GOOGLE EARTH ENGINE – GEE. What is Earth Engine? 2020. Disponível em: <https://earthengine.google.com/faq/>. Acesso em: 8 ago. 2022.

GOOGLE LLC. **Google Earth Pro**, v. 7.3, Mountain View, 2019.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, n.1, p. 18-27, 2017.

GOTARDO, R.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; PIAZZA, G. A.; TORRES, E. Comparação entre variáveis microclimáticas de local aberto e florestal em um bioma da Mata Atlântica, sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1415–1427, 2019. DOI: 10.5902/1980509834832.

GREGOLETI, A. M.; MORO, M. SANTOS, C. F. M. Mata Atlântica: a primeira impressão de uma visão européia. In: Congresso Internacional de História, 8., 2017, Maringá. Anais eletrônicos... Maringá: UEM. p. 866 – 871. DOI: 10.4025/8cih.pphuem.3950. Acesso em: 30 ago. 2021.

GUARIZ, H. R.; GUARIZ, F. R. Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por Meio de Métricas de Paisagem para o Município de São Roque do Canaã, Noroeste do Estado Espírito Santo. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.13, n. 5, p. 2139-2153, 2020.

GUEDES, J. C. F.; SILVA, S. M. P. Sensoriamento Remoto no estudo da vegetação: princípios físicos, sensores e métodos. **ACTA Geográfica**, v.12, n.29, p.127-144, 2018.

GUEDES, M. L. S. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, Roberto C. *et al.* (Org.). **Mata Atlântica e Biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005. p. 39-92.

GUIMARÃES, H. B.; BRAGA, R. A. P.; OLIVEIRA, T. H. Evolução da condição ambiental em fragmentos de mata atlântica na região metropolitana do Recife-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.7, n.2, p.306-314, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v7i2a1439>.

GUO, R.; ZHAO, Z.; WANG, T. *et al.* Degradation State Recognition of Piston Pump Based on ICEEMDAN and XGBoost. **Applied Science**, vol 10, 2020.

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.

HAMILTON, L.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. **Tropical Montane Cloud Forests**, New York: Springer. 407p. 1995.

HAO, P. Y. Pairing support vector algorithm for data regression. **Neurocomputing**, v. 225, p. 174–187, 2017.

HAYKIN, S. **Redes Neurais: Princípios e prática**, Bookman, 2001.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, v. 35, n. 1, p.13 – 22, 2005.

HOPFNER, C.; SCHERER, D. Analysis of vegetation and land cover dynamics in north-western Morocco during the last decade using MODIS NDVI time series data. **Biogeosciences**, v. 8, p. 3359–3373, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-8-3359-2011>.

HUETE, A. R. A. Soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, n.3, p.295-309, 1988.

IBIÚNA. **Lei nº2.187**, de 06 de junho de 2018. Institui o Programa Municipal de pagamento por serviços ambientais, autoriza a Prefeitura Municipal a estabelecer convênios e executar pagamento aos provedores de serviços ambientais e dá outras providências. Disponível em: <https://sapl.ibiuna.sp.leg.br/media/sapl/public/normajuridica/2018/1770/lei2187.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2023.

IBRAHIN, F. I. D. Aspectos Gerais do Geoprocessamento Ambiental. In: IBRAHIN, F. I. D. **Introdução ao geoprocessamento ambiental**. 1 ed., p.14-35, São Paulo: Saraiva, 2014.

IBRAM, Instituto Brasileiro de mineração, Mineração e meio ambiente: impactos previsíveis e formas de controle. Brasília, DF, 2012.

IGC - INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. Carta topográfica. Serviço Gráfico do IGC, 1979. Escala 1:10.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Limites das Unidades Federativas do Brasil. Atualização: 2020a. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2020/Brasil/BR/. Acesso em: 21 dez. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Limites dos municípios do Estado de São Paulo. Atualização: 2020b. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2020/UFs/SP/. Acesso em: 21 dez. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428, de 2006 (shapefile). Atualização: 2008. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/202/arquivos/shape_mata_atlantica_ibge_5milhoes_policonica_sirgas2000shp_202.zip. Acesso em: 22 fev. 2022.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO – IGC. **Carta topográfica**. Serviço Gráfico do IGC, 1979. Escala 1:10.000.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO - IGC. **Ortofoto Leste de SP**. 2010. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: abril de 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. AMBDATA (Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de Espécies). Exposição ou Orientação. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/exposicao_orientacao.php. Acesso em: jan. 2022.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Câmeras Imageadoras CBERS 04A**. 2019. Disponível em: <http://www.cbbers.inpe.br/sobre/cameras/cbers04a.php>. Acesso em: jan. 2022.

JACHOWSKI, N. R. A.; QUAK, M. S. Y.; FRIESS, D. A.; DUANGNAMON, D.; WEBB, E. L.; ZIEGLER, A. D. Mangrove biomass estimation in Southwest Thailand using machine learning. **Applied Geography**, v. 45, p. 311–321, 2013.

JAIN, P.; COOGAN, S. C. P.; SUBRAMANIAN, S. G.; CROWLEY, M.; TAYLOR, S.; FLANNIGAN, M. D. A review of machine learning applications in wildfire science and management. **Environmental Reviews**, v. 28, n. 4. 2020. <https://doi.org/10.1139/er-2020-0019>

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. 2ª ed., São José dos Campos/SP: Parêntese, 2009. 598 p.

JESUS, E. N.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S.; ROCHA, S. L. Estrutura dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000300007>

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C. SANTOS, A. R.; ROSA, A.; BERNARDO, D.; LOUZADA, F. L. R. O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011. DOI: doi 10.4322/loram.2011.055.

KOHAVI, R.; JOHN, G. H. Wrappers for feature subset selection. *Artificial Intelligence*, Elsevier BV, v. 97, n. 1-2, p. 273–324, dez. 1997.

KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; O'NEILL, R.V.; COLEMAN, P.R. Landscape pattern in a disturbed environment. **Oikos**, v.48, p.321-324, 1987.

KURSA, M. B.; RUDNICKI, W. R. Feature selection with the boruta package. *Journal of Statistical Software*, Foundation for Open Access Statistic, v. 36, n. 11, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.18637/jss.v036.i11>>.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 424p.

LARY, D.J. *et al.* Machine learning in geosciences and remote sensing. **Geoscience Frontiers**, v. 7, n. 1, p. 3-10, 2016.

LI, S.; XU, L.; JING, Y.; YIN, H.; GUAN, X. High-quality vegetation index product generation: A review of NDVI time series reconstruction techniques. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.15, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102640>.

LIANG X. *et al.* In-situ measurements from mobile platforms: An emerging approach to address the old challenges associated with forest inventories. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 143, p. 97-107, 2018.

- LIMA, B. C.; FRANCISCO, C. N.; BOHRER, C. B. DE A. Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do Estado Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1283–1295, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509830321>
- LINO, C. F.; DIAS, H. Parte I: Conceitos, Princípios e Diretrizes para uma Política de Gestão Integrada de Recursos Hídricos e Florestais. In: _____ (Org.). **Águas e florestas da Mata Atlântica: por uma gestão integrada**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2003. p. 13-67.
- LOPES, E. R. N.; SALES, J. C. A.; CARVALHO, G. E. L.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. A Importância do Profissional habilitado e os Riscos Associados ao Cadastro Ambiental Rural. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 7, n. 4, p. 4-25, out/dez. 2018.
- LORENZZETTI, J. A. O conceito de sensoriamento remoto. In: LORENZZETTI, J. A. **Princípios físicos de sensoriamento remoto**. p.16-25, São Paulo: Bluncher, 2015.
- LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A. Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. **Ambiência**, v.10 n.3 p. 685 – 698, 2014. DOI:10.5935/ambiencia.2014.03.03
- LUDERMIR, T. B. Inteligência Artificial e Aprendizado de Máquina: estado atual e tendências. **Estudos Avançados** [online]., v. 35, n. 101, p. 85-94, 2021 DOI: doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35101.007.
- LUSTOSA-JÚNIOR, I. M.; CASTRO, R. V.; GASPAR, R. O. Projeção do crescimento arbóreo em floresta estacional semidecidual submontana. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 5, 2021.
- LUZ, V. G.; SIQUEIRA, C. E. G.; LA-ROTTA, E. I. G.; MIQUILIN, I. O. C.; CORREA FILHO, H. R. (In)Segurança alimentar e nutricional, autopercepção da saúde e uso de Agrotóxicos: o caso dos agricultores familiares de Ibiúna, São Paulo. **Segurança Alimentar e Nutricional**, Campinas, v. 22, n. 2, p. 729-741, 2015.
- MACEDO, R. C.; ALMEIDA, C. M.; SANTOS, J. R.; RUDORFF, B. F. T. Modelagem dinâmica espacial das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 19, n. 2, p.313-337, 2013.
- MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENKKE, T. S.; *et al.* Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S.V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.69-100.
- MARTINS, R. N.; ABRAHÃO, S. A.; RIBEIRO, D. P.; COLARES, A. P. F.; ZANELLA, M. A. Spatio-temporal analysis of landscape patterns in the Catolé Watershed, Nothern Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 42, n. 4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000400007>.
- MASSOLI, J. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014. **Caminhos**

de Geografia, Uberlândia, v. 17, n. 60, p. 48–60, 2016.

<http://dx.doi.org/10.14393/RCG176004>

MATRICARDI, E. A. T.; AGUIAR, A. S.; MIGUEL, E. P.; *et al.* Modelagem do desmatamento na região do MATOPIBA. **Nativa, Sinop**, v. 6, n. 2, p. 198-206, 2018.

MATSUSHITA, B.; YANG, W.; CHEN, J.; ONDA, Y.; QIU, G. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-density Cypress Forest. **Sensors**, v. 7, n. 11, p. 2636 – 2651, 2007. DOI: <https://doi.org/10.3390/s7112636>.

MAZZUCO, G. G.; GONÇALVES, M. P.; MIGUEL, B. H.; VILLA, M. F.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Indicadores de Naturalidade da Paisagem Aplicados no Monitoramento da Qualidade Ambiental de Mananciais. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.10, n.5, p.1406-1418, 2017.

MCGARIGAL, K. **Fragstats**: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts. Massachusetts: Amherst, 2013. 182 p.

MELESSE, A. M.; HANLEY, R. S. Artificial neural network application for multi-ecosystem carbon flux simulation. **Ecological Modelling**, v. 189, n. 3–4, p. 305–314, 2005.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1, 2001.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Consultar – Unidade de Conservação**. 2021. Disponível em:

<http://sistemas.mma.gov.br/portalcnuc/rel/index.php?fuseaction=portal.consultarFicha>.

Acesso em: 14 dez. 2021.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F; W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. *In*: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection**. 2011. New York: Springer, p. 3-22.

MITSCH, W. J.; BERNAL, B.; HERNANDEZ, M. E. Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, p. 1-4, 2015.

MONTAÑO, R. A. N. R. *et al.* Artificial Intelligence Models to Estimate Biomass of Tropical Forest Trees. **Polibits**, v. 56, p. 29-37, 2017.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T.. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n.2, 2004.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 4 ed. Viçosa: Editora da UFV, 2011.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MOTA, P. H. S.; ROCHA, S. J. S. S.; CASTRO, N. L. M.; FRANÇA, L. C. J.; SCHETTINI, B. L. S.; VILLANOVA, P. H.; SANTOS, H. T.; SANTOS, A. R. Forest firehazard zoning in Mato Grosso State, Brazil. **Land Use Policy**. v. 88, p. 1-6. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104206>

MYERS N.; MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, n. 403, p. 853–858, 2000.

NAPOLI, M. D.; CAROTENUTO, F.; CEVASCO, A.; CONFUORTO, P.; MARTIRE, D. D.; FIRPO, M.; PEPE, G.; RASO, E.; CALACATERRA, D. Machine learning ensemble modelling as a tool to improve landslide susceptibility mapping reliability. **Landslides**, v. 17, p. 1897–1914, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10346-020-01392-9>

NAVEH, Z., LIEBERMAN, A. Landscape ecology: theory and applications. *In*: Springer-Verlag, New York, 1994.

NELSON, D. V. *et al.* Calling at the highway: The spatiotemporal constraint of road noise on Pacific chorus frog communication. **Ecology and Evolution**, v. 7, p. 429-440, 2017.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L., HILL, S *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, 2015.

NINK, S. *et al.* Using landsat and Sentinel-2 data for the generation of continuously updated forest type information layers in a cross-border region. **Remote Sensing**, v. 11, n. 20, p. 2337, 2019.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1992. 308 p.

NUCCI, J. C. Origem e desenvolvimento da ecologia e da ecologia da paisagem. **Revista Eletrônica GEOGráfico**, v.2, n.1, p.77-99, 2007.

NUNES, M. H.; GÖRGENS, E. B. Artificial intelligence procedures for tree taper estimation within a complex vegetation mosaic in Brazil. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, p. 1–16, 2016.

O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DE ANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H.; GRAHAM, R.L. Indices of Landscape Pattern. **Landscape Ecology** v. 1; pp. 153-162; 1988.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning. 2008.

OLIVEIRA, R. R. Mata Atlântica, paleoterritórios e história ambiental. **Ambiente e Sociedade**, v. X, n.2, p. 11-23, 2007.

OLIVEIRA, R. R.; ENGEMANN, C. História da paisagem e paisagens sem história: a presença humana na Floresta Atlântica do Sudeste Brasileiro. **Revista Esboços**, v. 18, n. 25, p. 9-31, 2011. DOI: 10.5007/2175-7976.2011v18n25p9

ÖZÇELİK, R.; DIAMANTOPOULOU, M. J.; TRINCADO, G. Evaluation of potential modeling approaches for Scots pine stem diameter prediction in north-eastern Turkey. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 162, p. 773–782, 2019.

PARANHOS, R.; FIGUEIREDO FILHO, D. B.; ROCHA, E. C.; SILVA JÚNIOR, J. A.; NEVES, J. A. B.; SANTOS, M. L. W. D. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson: o Retorno. **Leviathan (São Paulo)**, São Paulo, Brasil, n. 8, p. 66–95, 2014.

PAIXÃO, B. M.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de vulnerabilidade socioambiental para bacias hidrográficas. **Caderno Prudentino de Geografia**, [S. l.], v. 4, n. 44, p. 51–71, 2022.

PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, n. 30, p. 30-43, 2011.

PASTOR-GUZMAN, J.; DASH, J.; ATKINSON, P. M. Remote sensing of mangrove forest phenology and its environmental drivers. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 71-84, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.009>.

PATRA, S.; SAHOO, S.; MISHRA, P.; MAHAPATRA, S. C. Impacts of urbanization on land use/cover changes and its probable implications on local climate and groundwater level. **Journal of Urban Management**, v. 7, p. 70-84, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jum.2018.04.006>

PEDRAZZI, F. J. M; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Avaliação da Qualidade da Água No Reservatório de Ituparanga, Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geociências**, v. 33, n. 1, p.26-38, 2014.

PEREIRA, B. W.; JESUIN, S. A.; MACIEL, M. N.; OLIVEIRA, F. A.; CREÃO, L. G. C. C., Fragmentação da vegetação arbórea na bacia hidrográfica do rio Apeú, nordeste do estado Pará. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 55, n.4, p.297-305, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/rca.2012.065>.

PEREIRA, M. P. S.; FRANCELINO, M. R.; QUEIROZ, J.M. A Cobertura Florestal em Paisagens do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. **Floresta e Ambiente**. 2017; v. 24, 2017.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 58, p. 16-33, jun. 2016. <https://doi.org/10.14393/RCG175802>

PILLAR, V. P. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: Claudino-Sales, V. (Org.) **Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação**, p.209-216. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003.

- PIOLTINE, L. F.; MALTAURO, R. F.; PONS, N. A. D. Análise multitemporal de NDVI sobre a cobertura vegetal da APA da Serra da Mantiqueira. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 15, 2018, Poços de Caldas/MG, Congresso: Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia, Minas Gerais, 2018. p. 1-5.
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v.38, n.2, p.271-281, 2014.
- PIVELLO, V. R.; METZGER, J. P. Diagnóstico da pesquisa em ecologia de paisagens no Brasil (2000-2005). **Biota Neotropica**, v.7, n. 3, p. 21-29, 2007.
- PLANOS MUNICIPAIS DE MATA ATLÂNTICA – PMMA. Observatório PMMA. 2021 Disponível em: <https://pmma.etc.br/observatorio/>. Acesso em 22 fev. 2022.
- PLANOS MUNICIPAIS DE MATA ATLÂNTICA – PMMA. Sobre o portal. 2022 Disponível em: <https://pmma.etc.br/sobre-o-portal/>. Acesso em 22 fev. 2022.
- PONTES, J. C.; FARIAS, M. M. S.; LIMA, V. L. A. Mineração e seus reflexos socioambientais: estudos de impactos de vizinhança (eiv) causados pelo desmonte de rochas com uso de explosivos. *Polemica*, v.12, n.1, p.77-90, 2013.
- PONZONI, F. J. Comportamento Espectral da Vegetação. In: MENESES, P. R.; NETTO, J. S. M. (Org) **Sensoriamento remoto, reflectância dos alvos naturais**. Brasília – DF: Universidade de Brasília – UNB, Embrapa Cerrados. PP 157-199, 2001.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação**. São José Dos Campos: Parêntese, 2010. 135 p.
- PONZONI, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**, p. 176. 2 ed., São Paulo: Oficina de Textos, 2012.
- PORTO, M. L.; MENEGAT, R. Ecologia de Paisagem: um novo enfoque na gestão dos sistemas da terra e do homem. In: MENEGAT, R., *et al.* (Orgs.) **Desenvolvimento sustentável e gestão ambiental nas cidades**: estratégias a partir de Porto Alegre. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004.
- POTTER, C.; KLOOSTER, S; GENOVESE V.; HIATT, C. Forest production predicted from satellite image analysis for the Southeast Asia region. **Carbon Balance and Management**, v.8, 2013.
- QIAN, Y. *et al.* Comparing Machine Learning Classifiers for Object-Based Land Cover Classification Using Very High-Resolution Imagery. **Remote Sensing**, v. 7, n. 1, p. 153-168, 2015. doi.org/10.3390/rs70100153
- QUÉRÉ *et al.* Global Carbon Budget 2018. **Earth Syst. Sci. Data**, v. 10, p. 2141–2194, 2018.
- RANTA, P.; BLOM, T; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity Conservation**, v.7, p. 385-403. 1998.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. **Patch Analyst and Patch Grid**. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, 2015.

REIS, L. N. G.; NISHYAMA, L. A estrutura espacial dos fragmentos de vegetação nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Araguaari em Minas Gerais. **GEOSUL**, v. 32, n. 65, p. 30-48, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2017v32n65p30>.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

REZENDE, V. L. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. **Soc. & Nat.**, v. 28, n. 3, p. 375-384, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160304>.

REZZADORI, T.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Proximidade de rodovias pode influenciar a fragmentação Florestal? Um estudo de caso no norte do Rio Grande do Sul. **Biotemas**, v. 29, n. 3, p. 21-28, 2016.

RIBEIRO, E. P.; NÓBREGA, R. S.; MOTA FILHO, F. O.; MOREIRA, E. B. Estimativa dos índices de vegetação na detecção de mudanças ambientais na bacia hidrográfica do rio Pajeú. **Geosul**, v. 31, n. 62, p. 59-92, 2016.

RIBEIRO, L.; SOARES, R. V.; BEPLER, M. Mapeamento do Risco de Incêndios Florestais no Município de Novo Mundo, Mato Grosso, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 117-126, 2012.

RICH, C.; WATERS, R. C. The Programmer's Apprentice: a research overview," in *Computer*, v. 21, n. 11, p. 10-25, 1988, DOI: 10.1109/2.86782.

RICH, E. **Inteligência Artificial**. São Paulo: McGraw-Hill, 1988.

RISSER, P. G. Landscape Ecology: State of Art. In: TURNER M. G. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York: Springer-Verlag, 1987. p. 3-14.

ROBERT, A.; MORAVIE, M. Topographic variation and stand heterogeneity in a wet evergreen forest of India. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 697-707, 2003.

ROCHA, N. A.; BORGES, J. L. C.; MOURA, A. C. Conflitos das dinâmicas de transformação urbana e ambiental à luz da ecologia da paisagem. **PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção**, v. 7, n. 1, p. 23-34, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.20396/parc.v7i1.8644222>.

ROCHA, S. J. S. S. da; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; LEITE, H. G.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24 p. 75-92, 2002.

RODRIGUES, R. B.; BONONI, V. L. R. (Org.) **Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. SMA/Instituto de Botânica / FAPESP. 248p. Disponível em:

https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Diretrizes_conservacao_restauracao_biodiversidade.pdf. Acesso em 28 abr de 2021.

RODRIGUES, S.S.; SALIMON, C.; VITAL, S.R.O. Fragmentação florestal na Área de Proteção Ambiental de Tambaba, Paraíba, Brasil. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, v. 1, n. 2, p. 86-94, 2017.

ROSAS, C.; TEIXEIRA, R.; MENDES, A. C.; VALADA, T.; SEQUEIRA, E. TEIXEIRA, C.; DOMINGOS, T. Agricultura. P. 213 – 249. Ecossistemas e Bem-Estar Humano. Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment (pp.213-249) Publisher: Lisboa: Escolar Editora.

ROSA, P. A.; BREUNIG, F. M.; ALMEIRA, C. M.; BALBINOT, R. Avaliação das relações entre os parâmetros da modelagem geomorfológica e a cobertura florestal no noroeste do Rio Grande do Sul. **Geo UERJ**, n. 31, p. 371-388, 2017.
DOI:10.12957/geouerj.2017.19502.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. Escala: 1.250.000. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. Disponível em:
http://datageo.ambiente.sp.gov.br/geoserver/datageo/PEDOLOGICO_ROSSI_2017_POL/wfs?version=1.0.0&request=GetFeature&outputFormat=SHAPEZIP&typeName=PEDOLOGICO_ROSSI_2017_POL.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: 3rd ERTS Symposium. **Anais...** NASA. 1973.

RUSSEL, S. J.; NORVIG, P. **Artificial intelligence: A Modern Approach**. 2º Edição. Prentice-Hall, 2002.

SAITO, N. S. *et al.* Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, 2016.

SAMPAIO, A. C. F.; GERMANO, P. J. M. M. T.; ANGELIS, B. L. D.; NOCCHI, M. J. Classificação ambiental dos fragmentos florestais da área rural do município de Maringá-PR, Brasil: primeiras etapas. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v. 11, n. 1, 2018.
DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p253-276>.

SANTOS, L. D.; SCHLINDWEIN, S. L.; FANTINI, A. C.; HENKES, J. A.; BELDERRAIN, M. C. N. Dinâmica do desmatamento da Mata Atlântica: causas e consequência. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 9, n. 3, p. 378-402, 2020. DOI: 10.19177/rgsa.v9e32020378-402

SANTOS, C. A. P.; SANO, E. E.; SANTOS, P. S. Fronteira Agrícola e a Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Preto – Oeste da Bahia. **R. Ra'e Ga**, v. 36, p.179-207, 2016.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n.3, p. 151-158, 2017.

SANTOS M., J., PANTE, C., SOUZA, M. P., & DE SOUZA FILHO, T. A. O DESMATAMENTO NA Amazônia ocidental e o avanço da pecuária de corte no município de Buritis. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 11(3), 184-204, 2019.

SÃO PAULO. Altera a Lei n. 10.100, de 1.º de dezembro de 1998. Lei nº 11.579, de 02 de dezembro de 2003. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2003/lei-11579-02.12.2003.html>. Acesso em 28 de abr de 2021

SÃO PAULO. Declara Área de Proteção Ambiental o entorno da represa de Itupararanga. Lei Estadual nº 10.100, de 1º de dezembro de 1998. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10100-01.12.1998.html>. Acesso em 28 de abr de 2021.

SAYER, J. A.; ENDAMANA, D.; RUIZ-PEREZ, M.; BOEDHIHARTONO, A. K.; NZOOH, Z.; EYEBE, A.; AWONO, A.; USONGO, K. Global financial crisis impacts forest conservation in Cameroon. *International Forestry Review*, v. 14, p. 90-98, 2012.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing**. 3. ed. San Diego: Elsevier (Academic Press), 2007. 515 p.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – SMA. **Limite do Estado de São Paulo**. 2010. Escala: 1: 50.000. Disponível em: http://datageo.ambiente.sp.gov.br/serviceTranslator/rest/getXml/Geoserver_Publico/LimiteEstadual/1435665102671/wms. Acesso em: 20 jun. 2021.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – SMA. **Municípios existentes do Estado de São Paulo**. Escala: 1: 50.000. Atualização: 2013. Disponível em: http://datageo.ambiente.sp.gov.br/serviceTranslator/rest/getXml/Geoserver_Publico/LimiteMunicipal1940/1435155783244/wms. Acesso em: 20 jun. 2021.

SELVA N. *et al.* Why keep areas road-free? – **Handbook of Road Ecology**. 1ª ed, John Wiley & Sons Ltd., p. 16-26, 2015.

SHELLARD, A. H. A. A Colonização Ecológica do caminho do Ouro: mineração e devastação no século XVIII. *Geografia Ensino & Pesquisa*, v. 19, n. especial, p.9-15, 2015.

SILVA, A. L.; LONGO, R. M. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP. *Ciência Florestal*, v. 30, n. 4, p. 1176-1191, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509842640>

SILVA, D. C., PEREIRA, J. M., ORTIZ, D. C., OLIVEIRA FILHO, L. C. I., PINTO, L. V. A., BARETTA, D. Edaphic Macrofauna as Indicator of Edge Effect in Semi-deciduous Forest Fragments. *Floresta e Ambiente*, v. 26, n. 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.009017>.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA, E. Z.; PICHARILLO, C.; RUGGIERO, M. H.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Naturalidade da paisagem verificada por meio de indicadores ambientais: manancial do Rio Monjolinho, São Carlos-SP. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.10, n.3, pp. 970-980, 2017.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: Galindo- Leal C, Câmara IG (Eds). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectiva**, Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005, p. 43–59.

SILVA, J. M. C.; UHL, C. C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. **Conservation Biology**, v. 10, n. 2, p. 491-503, 1996.

SILVA, K. G.; SANTOS, A. R.; SILVA, A. G.; PELUZIO, J. B. E.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da dinâmica Espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014. DOI: 10.4215/RM2014.1303. 0009

SILVA, R. A.; PEREIRA, J. A. A.; BARROS, D. A.; BORGES, L. A. C.; TEIXEIRA, M. D.; ACERBI-JÚNIOR, F. W. Avaliação da cobertura florestal na paisagem de Mata Atlântica no ano de 2010, na região de Ouro Preto – MG. **CERNE**, v. 21, n. 2, p. 301-309, 2015.

SILVA, V. E. *et al.* Variability in soil physical–chemical properties along the root-explored profile in deep Oxisols of commercial eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 494, p. 119- 334, 2021.

SILVEIRA, C. S.; SILVA V. V. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geoecológica através de SIG. **Revista Árvore**, v. 34, n.6, p.1025-1034, 2010. DOI: [dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000600008](https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000600008)

SIMONETTI, V.C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Análise da Influência das Atividades Antrópicas sobre a Qualidade da Água da APA Itupararanga (SP), Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019.

SIQUEIRA, L. P. *et al.* Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small forest Atlantic Rain Forest fragments, South-Eastern Brazil. **Ecotropica**, v.10, n.1, p.59-64, 2004.

SOARES FILHO, A.; FARINHA, M. J. M. S.; BERNARDO, L. V. M.; RUVIARO, C. F. Estimativa da eficiência do sequestro de carbono em vegetação natural de uma Unidade de Conservação, usando dados de imagens Cbers-4 em Jardim – MS. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 7, 2018, Jardim, MS, EMBRAPA Informática Agropecuária/INPE, (...) **Anais**, p. 210 – 219.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinamica. Guia prático do Dinamica Ego, Centro de Sensoriamento Remoto/UFGM. 2009.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L.S.C. A.; DE OLIVEIRA, R.R. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. In: Marques, M.C.M., Grelle, C.E.V. (eds) **The Atlantic Forest**. Springer, 2021.

SONG, X.P.; HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V. *et al.* Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, n. 560, v. 639–643, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>.

SOUSA, B. F. S.; TEIXEIRA, A. dos S.; SILVA, F. de A. T. F. da; ANDRADE, E. M. de; BRAGA, A. P. de S. Avaliação de classificadores baseados em aprendizado de máquina para a classificação do uso e cobertura da terra no bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S. l.], v. 62, 2010. DOI: 10.14393/rbcv62n0-43717.

SOUSA, C. O. M.; FREITAS, S. R.; DIAS, A. A.; GODOY, A. B. P.; METZGER, J. P. O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XVI, 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 3087-3094.

SOUSA, J. A. P. Mudanças de uso da terra e estimativa de emissões antrópicas de CO₂ em Bacia Hidrográfica. 2018. 96f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual de São Paulo “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, 2018.

SOUSA, J. A. P.; AMORIM, A. T.; SOUZA, J. C.; EWBANK, H.; LOURENÇO, R. W. Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.15, n.01, p. 250-267, 2022.

SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; DUARTE, M. L.; LOURENÇO, R. W. Forest fire risk indicator (FFRI) based on geoprocessing and multicriteria analysis. **Natural hazards**, v. 114, p. 2311–2330, 2022.

SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO₂ em bacia hidrográfica. **Sociedade e Natureza**, v.32, p. 262-278, 2020. DOI: 10.14393/SN-v32-2020-44054

SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO₂ em bacia hidrográfica. **Soc. Nat.**, v.32, p.262-278, 2020.

SOUZA, C. M. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2020.

SOUZA, C. R. *et al.* Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. **Forest ecology and management**, v. 489, 2021.

SOWIŃSKA-ŚWIERKOSZ, B. Critical review of landscape-based surrogate measures of plant diversity. **Landscape Research**, v. 45, p. 819-840, 2020.

STOFFELS, R. J. *et al.* Dynamics of fish dispersal during river-floodplain connectivity and its implications for community assembly. **Aquatic sciences**, v. 78, n. 2, p. 355-365, 2016.

SUPLICK-PLOENSE, M. R.; ALSHAMMARY, S.F.; QIAN, Y. L. Spectral Reflectance Response of Three Turfgrasses to Leaf Dehydration. **Asian Journal of Plant Sciences**, v.10, n.1, p67-73, 2011.

TABARELLI M.; AGUIAR A.V.; RIBEIRO M.C.; METZGER J. P. A Conversão da Floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, v. 37, n. 2, p. 88-92, 2012.

TAKITAWA, B. Y.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, p. 1-15, 2021. DOI:10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.170587

TAN, C.; SAMANTA, A.; JIN, X.; TONG, L.; MA, C.; GUO, W.; KNYAZIKHIN, Y.; MYNENI, R. B. Using hyperspectral vegetation indices to estimate the fraction of photosynthetically active radiation absorbed by corn canopies. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, p. 8789-8802, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.853143>.

TAUNAY, A. E. **História do café no Brasil: no Brasil colonial 1727-1822**. Rio de Janeiro: 1939. v.1, t.1, p.395. Disponível em: <https://bibliotecadigital.seade.gov.br/view/singlepage/index.php?pubcod=10012771&parte=1>. Acesso em: 2 set, 2021.

TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1219-1230, 2009.

THIAGO, C. R. L., MAGALHÃES, I.A.L., SANTOS, A. R. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.2, p. 595-612, 2020.

THOMPSON, I. D. *et al.* Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy. **BioScience**, v. 61, n. 12, p. 972-981, 2011.

TRICART, J. J. L. Paysage et écologie. Revue de Géomorphologie dynamique: géodynamique externe. **Études intégrée du milieu naturel**, v.28, n.3, p. 81-95, 1979.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 20, p.171-197, 1989.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Landsat Satellite Missions – Landsat 7**. 1999. Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-7>. Acesso em: jan. 2022.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. USGS. NDVI, the Foundation for Remote Sensing Phenology, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/special-topics/remote-sensing-phenology/science/ndvi-foundation-remote-sensing-phenology#overview>. Acesso em: 11 jul. 2022.

VAHEDI, A. A. Artificial neural network application in comparison with modeling allometric equations for predicting above-ground biomass in the Hyrcanian mixed-beech forests of Iran. **Biomass and Bioenergy**, v. 88, p. 66–76, 2016.

- VENANCIO, L. P.; MANTOVANI, E. C.; AMARAL, C. H.; NEALE, C. M. U.; GONÇALVES, I. Z.; FILGUEIRAS, I. Z.; EUGENIO, F. C. Potential of using spectral vegetation indices for corn green biomass estimation based on their relationship with the photosynthetic vegetation sub-pixel fraction. **Agricultural Water Management**, v. 236, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106155>.
- VENKATESH K.; PREETHI K.; RAMESH, H. Evaluating the effects of forest fire on water balance using fire susceptibility maps. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 1-14, 2020.
- VENTER, O.; SANDERSON, E.; MAGRACH, A. *et al.* Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. **Nat Commun**, v. 7, p. 1-11, 2016.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- VIDOLIN, G. P., BIONDI, D. & WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n.3, p. 515-525, 2011.
- VIJITH, H; DODGE-WAN D. Applicability of MODIS land cover and Enhanced Vegetation Index (EVI) for the assessment of spatial and temporal changes in strength of vegetation in tropical rainforest region of Borneo. **Remote Sens. Appl. Soc. Environ.**, v. 18, p. 100-311, 2020.
- VINCINI, M.; FRAZZI, E.; D’ALESSIO, P. A broad-band leaf chlorophyll vegetation index at the canopy scale. **Precision Agriculture**, v. 9, p. 303-319, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11119-008-9075-z>.
- VOLOTÃO, C. F. S. 1998. **Trabalho de análise espacial**: métricas do Fragstats. São José dos Campos: INPE. 45 p.
- WOLFER, F. M; MARCHESAN, J., ALBA, E.; SCHUH, M.; HONNEF, H. D.; OLIVEIRA, S. H.; PEREIRA, S. R. Análise do Uso e Cobertura da Terra Utilizando Imagens Sentinel-2A e Inteligência Artificial. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 43, n. 4, 2020.
- WRBKA, T.; ERB, K. H.; SCHULZ, N.B.; PETERSEIL, J.; haHN, C.O.; haBERL, H. Linking pattern and process in cultural landscapes: An empirical study based on spatially explicit indicators. **Land Use Policy** v.21, pp. 289-306, 2004.
- WU, J.; HOBBS, R. Landscape ecology: the state-of-the-science. *In: Key topics in landscape ecology*. (ed.) J. Wu and R. Hobbs. Cambridge University Press: C.Cambridge University Press, 2007.
- XAVIER-DA-SILVA, J. Geoprocessamento no Apoio à Decisão. **Revista Continentes**, [S.l.], n. 9, p. 105-115, jul. 2016.
- XIE, Y.; SHA, Z.; YU, M. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. **J. Plant Ecol.**, v. 1, p. 9-23, 2008.

- YEO, I.K.; JOHNSON, R. A. A new family of power transformations to improve normality or symmetry. **Biometrika**, v. 87, n. 4, p. 954–959, 2000.
- YOUNG, C. E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n.2, p.75 – 88, 2006.
- ZAIDAN, R. T. Geoprocessamento conceitos e definições. **Revista de Geografia – PPGeo**, v.7, n.2, p.195-201, 2017.
- ZALD, H. S. J. *et al.* Integrating Landsat pixel composites and change metrics with lidar plots to predictively map forest structure and aboveground biomass in Saskatchewan, Canada. **Remote Sensing of Environment**, v. 176, p. 188-201, 2016.
- ZALOTI, F. A.; JUNIOR ZALOTI, O. D.; NACIMENTO, D. M. C. Detecção temporal da cobertura vegetal com uso do NDVI no município de Lauro de Freitas no estado da Bahia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18, 2017, Santos/SP, **Anais**, São Paulo: INPE Santos, 2017. p. 1337 – 1344.
- ZHAO, K.; POPESCU, S.; MENG, X.; PANG, Y.; AGCA, M. Characterizing Forest canopy structure with lidar composite metrics and machine learning. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 8, p. 1978–1996, 2011.

APÊNDICE A – Código para obtenção dos índices de vegetação

```
//ALTERAR O GRIFADO CONFORME NECESSIDADE
//MÁSCARAS CONTRA NUVEM
var bqa = function(image){
  image = image.updateMask(image.select('BQA').eq(2720))
  return(image)
}

var bqa2 = function(image){
  image = image.updateMask(image.select('BQA').eq(672))
  return(image)
}

//SEPARANDO OS ANOS
var L7_00= ee.ImageCollection("LANDSAT/LE07/C01/T1_TOA")
  .filterDate('2000-01-01','2000-12-31')
  .filterBounds(area)
  .map(bqa2)
  .median()

var L7_10= ee.ImageCollection("LANDSAT/LE07/C01/T1_TOA")
  .filterDate('2010-01-01','2010-12-31')
  .filterBounds(area)
  .map(bqa2)
  .median()

var L8_20= ee.ImageCollection("LANDSAT/LC08/C01/T1_TOA")
  .filterDate('2020-01-01','2020-12-31')
  .filterBounds(area)
  .map(bqa)
  .median()

//INDICES
```

```
// // NDVI ( $\rho_{\text{INFP}} - \rho_{\text{VERM}}$ )/( $\rho_{\text{INFP}} + \rho_{\text{VERM}}$ )
var ndvi00 = L7_00.normalizedDifference(['B4', 'B3']).rename('NDVI0');
var ndvi10 = L7_10.normalizedDifference(['B4', 'B3']).rename('NDVI1');
var ndvi20 = L8_20.normalizedDifference(['B5', 'B4']).rename('NDVI2');
```

```
// // PRI ( $\rho_{\text{VERDE}} - \rho_{\text{AZUL}}$ )/( $\rho_{\text{VERDE}} + \rho_{\text{AZUL}}$ )
var pri00 = L7_00.normalizedDifference(['B2', 'B1']).rename('PRI0');
var pri10 = L7_10.normalizedDifference(['B2', 'B1']).rename('PRI1');
var pri20 = L8_20.normalizedDifference(['B3', 'B2']).rename('PRI2');
```

```
// // SAVI ( $(\rho_{\text{INFP}} - \rho_{\text{VERM}})/(\rho_{\text{INFP}} + \rho_{\text{VERM}} + L)$ )(1+L)
```

```
var savi00 = L7_00.expression(
  '((b4-b3)/(b4+b3+0.5))*(1+0.5)', {
    'b4': L7_00.select('B4'),
    'b3': L7_00.select('B3'),
  });
```

```
var savi10 = L7_10.expression(
  '((b4-b3)/(b4+b3+0.5))*(1+0.5)', {
    'b4': L7_10.select('B4'),
    'b3': L7_10.select('B3'),
  });
```

```
var savi20 = L8_20.expression(
  '((b5-b4)/(b5+b4+0.5))*(1+0.5)', {
    'b4': L8_20.select('B4'),
    'b5': L8_20.select('B5'),
  });
```

```
// // CO2Flux CO2FLUX= NDVI×sPRI
```

```
var co2f00 = L7_00.expression(
  '((b4-b3)/(b4+b3))*(((b2-b1)/(b2+b1))+1)/2', {
    'b4': L7_00.select('B4'),
```

```

'b3':L7_00.select('B3'),
'b2':L7_00.select('B2'),
'b1':L7_00.select('B1'),
});

```

```

var co2f10= L7_10.expression(
'((b4-b3)/(b4+b3))*(((b2-b1)/(b2+b1))+1)/2',{
'b4':L7_10.select('B4'),
'b3':L7_10.select('B3'),
'b2':L7_10.select('B2'),
'b1':L7_10.select('B1'),
});

```

```

var co2f20= L8_20.expression(
'((b5-b4)/(b5+b4))*(((b3-b2)/(b3+b2))+1)/2',{
'b4':L8_20.select('B4'),
'b5':L8_20.select('B5'),
'b3':L8_20.select('B3'),
'b2':L8_20.select('B2'),
});

```

```
// //sPRI
```

```

var sPRI00= L7_00.expression(
'(((b2-b1)/(b2+b1))+1)/2',{
'b2':L7_00.select('B2'),
'b1':L7_00.select('B1'),
});

```

```

var sPRI10= L7_10.expression(
'(((b2-b1)/(b2+b1))+1)/2',{
'b2':L7_10.select('B2'),
'b1':L7_10.select('B1'),
});

```

```
var sPRI20= L8_20.expression(
  '(((b3-b2)/(b3+b2))+1)/2',{
    'b3':L8_20.select('B3'),
    'b2':L8_20.select('B2'),
  });
```

```
// // CVI (infp/verde)*(vermelho/verde)
var cvi00 = L7_00.expression(
  '(b4/b2)*(b3/b2)',{
    'b4':L7_00.select('B4'),
    'b3':L7_00.select('B3'),
    'b2':L7_00.select('B2'),
  });
```

```
var cvi10 = L7_10.expression(
  '(b4/b2)*(b3/b2)',{
    'b4':L7_10.select('B4'),
    'b3':L7_10.select('B3'),
    'b2':L7_10.select('B2'),
  });
```

```
var cvi20 = L8_20.expression(
  '(b5/b3)*(b4/b3)',{
    'b4':L8_20.select('B4'),
    'b5':L8_20.select('B5'),
    'b3':L8_20.select('B3'),
  });
```

```
//DOWNLOAD***** repetir processo para cada índice
```

```
Export.image.toDrive({image: ndvi00.toFloat(), description:'ndvi00',folder: 'selecionar
pasta', scale: 30,crs: 'EPSG:31983',region: BHRS});
```

```
Export.image.toDrive({image: ndvi10.toFloat(), description:'ndvi10',folder: 'seleccionar  
pasta', scale: 30,crs: 'EPSG:31983',region: BHRS});
```

```
Export.image.toDrive({image: ndvi20.toFloat(), description:'ndvi20',folder: 'seleccionar  
pasta', scale: 30,crs: 'EPSG:31983',region: BHRS});
```

APÊNDICE B – Tabela com valores da Importância relativa média e máximo para as variáveis utilizadas e a decisão de sua utilização ou não no modelo *Gradient Boosting*

Variável	Importância Relativa Mínima	Importância Relativa Máximo	Importância Relativa Média	Decisão
Presença de hidrografia	6,10	7,61	6,75	Descartado
Distância de vias	6,00	12,73	6,87	Descartado
Área central	9,48	11,65	10,53	Descartado
CVI	10,79	13,20	12,45	Descartado
Número de área central	10,21	11,42	10,86	Descartado
Hipsometria	12,28	14,49	13,70	Descartado
Declividade	15,00	16,84	16,16	Confirmado
Índice de Efeito de Borda	16,49	18,94	18,10	Confirmado
Densidade de borda	17,00	18,86	18,11	Confirmado
Dimensão Fractal	21,37	27,69	26,50	Confirmado
Índice de área central	21,47	27,10	25,81	Confirmado
Distância do vizinho mais próximo	24,05	29,29	28,27	Confirmado
NDVI	22,99	24,46	23,70	Descartado
SAVI	25,83	38,78	36,62	Confirmado
PRI	29,96	33,40	32,49	Confirmado
CO2FLUX	30,74	38,79	37,33	Confirmado