



LETICIA TONDATO ARANTES

**ELABORAÇÃO DE UMA METODOLOGIA BASEADA EM REDES NEURAIS
ARTIFICIAIS PARA O ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Sorocaba
2023



LETICIA TONDATO ARANTES

**ELABORAÇÃO DE UMA METODOLOGIA BASEADA EM REDES NEURAIIS
ARTIFICIAIS PARA O ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

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

Coorientador: Prof. Dr. Darllan Collins da
Cunha e Silva

Sorocaba
2023

A662e	<p>Arantes, Leticia Tondato</p> <p>Elaboração de uma metodologia baseada em redes neurais artificiais para o zoneamento ecológico-econômico em bacias hidrográficas / Leticia Tondato Arantes. -- Sorocaba, 2023</p> <p>158 p.</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba</p> <p>Orientador: Roberto Wagner Lourenço</p> <p>Coorientador: Darllan Collins da Cunha e Silva</p> <p>1. Zoneamento. 2. Aprendizagem de máquina. 3. Redes neurais. 4. Geoprocessamento. 5. Sensoriamento remoto. I. Título.</p>
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba.

Dados fornecidos pelo autor(a). Essa

ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: ELABORAÇÃO DE UMA METODOLOGIA BASEADA EM REDES NEURAIS ARTIFICIAIS PARA O ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

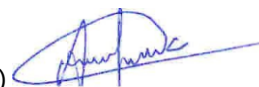
AUTORA: LETICIA TONDATA ARANTES

ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO

COORDINADOR: DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA

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 Ciência e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp



Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE SOUZA (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Universidade Estadual de Goiás - Campus Minaçu



Dr^a. JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA (Participação Virtual) Universidade Estadual Paulista (UNESP)



Prof. Dr. JOMIL COSTA ABREU SALES (Participação Virtual) Freie Universität Berlin



Prof. Dr. AMAZONINO LEMOS DE CASTRO (Participação Virtual) Universidade Federal do Amazonas (UFAM)



Sorocaba, 20 de dezembro de 2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus, por me guiar e me conceder forças ao longo dessa jornada de doutorado.

À minha família, especialmente à minha mãe, expresso meu profundo agradecimento pelo amor incondicional, pelo exemplo de caráter e pelo esforço que foram pilares fundamentais durante toda essa trajetória.

Ao Professor Roberto, meu orientador, manifesto minha sincera gratidão pela orientação e oportunidade de aprendizado. Sua orientação e comprometimento foram essenciais para meu crescimento acadêmico e profissional.

Ao meu coorientador, Professor Darllan, expresso minha profunda gratidão por sua orientação, ensinamentos valiosos e momentos de incentivo ao longo de toda a trajetória. Sua presença foi essencial e de importância fundamental em todo o processo. Sou imensamente grata pela oportunidade de aprender com um mentor tão dedicado.

Aos colegas do Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM), expresso meu reconhecimento especial. Um agradecimento especial à Giovana pelo suporte técnico essencial ao longo dessa jornada.

À UNESP- Sorocaba reconheço o ambiente propício ao aprendizado e à pesquisa, fundamental para a realização deste trabalho.

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

Cada um de vocês desempenhou um papel crucial em minha trajetória acadêmica, e por isso, meu mais profundo agradecimento. Este trabalho é fruto do esforço coletivo e do apoio generoso de todos aqueles que contribuíram de maneira significativa.

A todos, o meu muito obrigada.

RESUMO

Modificações no uso do solo vêm ocorrendo de forma contínua e desordenada nas últimas décadas, onde essas constantes alterações resultam em uma série de efeitos deletérios ao meio ambiente e à vida humana. Nesse contexto, as bacias hidrográficas têm sido utilizadas em estudos voltados ao ordenamento territorial, como é caso do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), o qual visa assegurar a qualidade ambiental dos solos e recursos hídricos, bem como o desenvolvimento sustentável alinhado com melhorias na condição de vida da população por meio do gerenciamento do uso do solo. Diante do exposto, esse estudo visa contribuir com uma proposta metodológica para o ordenamento territorial nos moldes do ZEE, de forma que o processo de análise e aquisição de dados ocorra de forma mais rápida e simplificada. Sendo assim, esse estudo tem como objetivo avaliar a capacidade de uma Rede Neural Artificial (RNA) denominada método Self-Organizing Map (SOM) na elaboração do ZEE na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS), localizada no centro oeste do Estado de São Paulo. Para tal, um conjunto de parâmetros que envolvem o eixo físico, socioambiental, morfométrico e da paisagem foram elaborados com apoio de ferramentas de geoprocessamento, sendo estes, Índice de Transformação Antrópica (ITA), Índice de Integridade de Mata Ciliar (IIMC), Indicador do Potencial de Poluição Difusa (IPPD), Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) e, por fim, Índice de Sustentabilidade do Relevo (ISR). Com base nessas variáveis foi elaborado o Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA) por meio da média aritmética dos indicadores para formar o referido índice, o que auxiliou na identificação das sub-bacias com maior vulnerabilidade. Por fim, foi elaborada uma proposta de ZEE com base em uma metodologia simplificada (álgebra de mapas) visando estabelecimento de zonas de manejo para BHRS, bem como servir de base para a avaliação do desempenho da RNA-SOM. Com base nos parâmetros mencionados, foram realizados alguns experimentos visando selecionar um conjunto de variáveis e arquitetura da RNA que apresentassem maior desempenho na obtenção das zonas de manejo. Para isso, foram organizados três grupos com variabilidade em termos de quantidade e tipo de variável em cada um deles visando avaliar a capacidade e desempenho da rede. Os resultados demonstraram que três sub-bacias hidrográficas (1, 2 e 3) apresentam características e condições que favorecem a uma maior vulnerabilidade socioambiental, decorrentes principalmente de baixos valores de conservação das matas, somado ao uso destinado ao desenvolvimento de atividades agrícolas e área urbanizada, em função das boas condições físicas, corroborando com esse resultado. Com base nos conjuntos dos parâmetros foram delimitadas um total de 8 zonas para a BHRS sendo: Zona Agrícola, Zona Antrópica Urbana, Zona Antrópica Rural, Zona de Mata, Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade, Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade e Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade. Os resultados obtidos com o uso da RNA-SOM mostraram-se adequados para a obtenção das respectivas zonas de manejo, de forma rápida e eficaz, mesmo com um menor número de variáveis de entrada e uso de dados brutos quando comparado ao mapa ZEE obtido por álgebra de mapas. Assim, a RNA-SOM surge como uma metodologia promissora visando simplificar o processo de elaboração do ZEE, contribuindo para avanços no processo de elaboração e tomada de decisões acerca desse tema. Finalmente, pretende-se por meio do mapa de zoneamento ecológico-econômico da BHRS, contribuir com a geração de informações e elementos norteadores para o monitoramento e análise, viabilizando a formulação de políticas públicas adequadas com maior precisão e consistência para o ordenamento territorial, visando o desenvolvimento sustentável.

Palavras-chave: Ordenamento territorial; Self organization map; Geoprocessamento. Aprendizado de máquina.

ABSTRACT

Land use changes have been occurring continuously and disorderly in recent decades, where these constant alterations result in a series of deleterious effects on the environment and human life. In this context, watersheds have been used in studies aimed at territorial planning, such as the Ecological-Economic Zoning (EEZ), which aims to ensure the environmental quality of soils and water resources, as well as sustainable development aligned with improvements in the population's living conditions through land use management. In view of the foregoing, this study aims to contribute to a methodological proposal for territorial planning in the EEZ model, so that the process of analysis and data acquisition occurs more quickly and simplified. Thus, this study aims to use an Artificial Neural Network (ANN) called the Self-Organizing Map (SOM) method, for the development of the EEZ in the Sorocabuçu River Watershed (SRW), located in the west-central region of the State of São Paulo. For this purpose, a set of parameters involving the physical, socio-environmental, morphometric, and landscape axes were developed with the support of geoprocessing tools, namely, Anthropogenic Transformation Index (ATI), Riparian Forest Integrity Index (RFII), Indicator of Diffuse Pollution Potential (IDPP), Universal Soil Loss Equation (USLE), Municipal Human Development Index (MHDI), and finally, Relief Sustainability Index (RSI). Based on these variables, the Socio-Environmental Vulnerability Index (SEVI) was developed by averaging the indicators to form the index to assist in identifying the sub-watersheds with the greatest vulnerability. Finally, a proposal for EEZ was elaborated based on a simplified methodology aimed at establishing management zones for the SRW and their spatialization. The results showed that three hydrographic sub-watersheds (1, 2, and 3) have characteristics and conditions that favor greater socio-environmental vulnerability, mainly due to low forest conservation values, added to the use for the development of agricultural activities and urbanized areas, due to good physical conditions, corroborating this result. Based on the sets of parameters, a total of 8 zones were delimited for the BHRS: Agricultural Zone, Urban Anthropic Zone, Rural Anthropic Zone, Forest Zone, High Vulnerability Preservation Zone, Low Vulnerability Preservation Zone High Vulnerability and Low Vulnerability Recovery Zone. The results obtained using ANN-SOM proved to be adequate for obtaining the respective management zones, quickly and effectively, even with a smaller number of input variables and use of raw data when compared to the EEZ map obtained by map algebra. Thus, ANN-SOM emerges as a promising methodology aimed at simplifying the process of preparing the EEZ, contributing to advances in the process of elaboration and decision-making on this topic. Finally, it is intended, through the BHRS ecological-economic zoning map, to contribute to the generation of information and guiding elements for monitoring and analysis, enabling the formulation of appropriate public policies with greater precision and consistency for territorial planning, aiming sustainable development.

Keywords: Land planning; Self organization map; Geoprocessing; Machine learning.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Zonas de manejo estabelecidas nos ZEE.	26
Figura 2 - Representação Simplificada do Neurônio Biológico.....	28
Figura 3 - Arquitetura da RNA-SOM.	31
Figura 4 - Etapas adotadas no desenvolvimento do trabalho.	32
Figura 5 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	33
Figura 6 - Fluxograma do processo de seleção.	35
Figura 7 - Esquema metodológico para obtenção das zonas de manejo.	69
Figura 8 - Módulo SOM do software TerrSet.	75
Figura 9 - Processo de seleção e inclusão dos estudos na revisão sistemática.....	80
Figura 10 - Nuvem de palavras-chave dos artigos.....	82
Figura 11 - Número de publicações por ano sobre o ZEE.	83
Figura 12 - Gráfico dos parâmetros espaciais utilizados pelos estudos revisados.	84
Figura 13 - Softwares utilizados no desenvolvimento das pesquisas.	85
Figura 14 - Quantitativo das classes de uso do solo e cobertura vegetal da BHRS.	87
Figura 15 - Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da BHRS (2020).	87
Figura 16 - Mapa de declividade para a BHRS.....	90
Figura 17 - Quantificação da declividade média para as sub-bacias hidrográficas.....	91
Figura 18 - Conflitos ambientais nas APP da BHRS.....	93
Figura 19 - Gráfico com as áreas (%) inadequadas e adequadas em APP.....	93
Figura 20 – Parâmetros morfométricos obtidos para as sub-bacias hidrográficas.	96
Figura 21 - Mapa de ISR da BHRS.	99
Figura 22 – Mapa do Índice de Transformação Antrópica para as sub-bacias.	100
Figura 23 – Mapa de Integridade de Mata Ciliar para as sub-bacias.....	102
Figura 24 – Mapas de IUT, IES, Di e o IPPD da BHRS.	104
Figura 25 - Mapa da dimensão de renda, educação e longevidade por sub-bacias.	107
Figura 26 - Mapa do IDHM para a Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.	109
Figura 27 - Parâmetros constituintes da EUPS para a BHRS.	111
Figura 28 - Mapa de Perda de Solos para BHRS.	114
Figura 29 - Mapa de Vulnerabilidade Socioambiental.	116
Figura 30 - Mapa de Zoneamento Ecológico-Econômico para a BHRS.	119
Figura 31 - Zonas de manejo em nível de sub-bacias.....	122
Figura 32 - Mapa de ZEE elaborado por meio do método RNA-SOM.....	132

Figura 33- Zonas de manejo em nível de sub-bacias obtidos pelo método RNA-SOM...134

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Classes de uso do solo na BHRS.	38
Quadro 2 - Definição das classes de declividade em porcentagem variando em função das características do local.	39
Quadro 3- Diretrizes para a delimitação das APP.	40
Quadro 4 - Classes de interpretação para os valores de densidade da drenagem.....	47
Quadro 5 - Dimensões constituintes do índice de desenvolvimento humano municipal. ..	55
Quadro 6 - Definição da Zonas de Manejo.	68
Quadro 7- Composição das variáveis da camada de entrada para a RNA-SOM.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Descrição dos materiais utilizados no trabalho.....	36
Tabela 2 - Pesos atribuídos a classes de uso do solo segundo o Mapa de uso do solo da BHRS.	41
Tabela 3 - Classificação do Índice de Transformação Antrópica.....	42
Tabela 4 - Classes de aptidão ao uso terra.....	49
Tabela 5 - Valores do IUT para a área de estudo.....	51
Tabela 6 - Valores do coeficiente de escoamento (C), em função do tipo de solo e cobertura vegetal.....	52
Tabela 7- Valores do coeficiente de escoamento (C) em função da declividade.	53
Tabela 8 - Classes do potencial de poluição do IPPD.....	55
Tabela 9 - Taxas de perda de solos.	60
Tabela 10 - Erodibilidade das classes de solos presentes na BHRS.	62
Tabela 11 - Valor para CP para algumas classes da BHRS.	64
Tabela 12 – Classes da vulnerabilidade socioambiental da BHRS.....	66
Tabela 13- Características padrão e parâmetros da RNA-SOM no Terrset.	76
Tabela 14- Relação entre os valores do índice Kappa e o desempenho da classificação. ..	79
Tabela 15 - Lista dos artigos selecionados que enfocam o Zoneamento Ecológico-Econômico no Brasil (2002-2020).....	81
Tabela 16 - Quantitativo do uso do solo e cobertura vegetal para as sub-bacias.	88
Tabela 17 - Quantificação do uso do solo e cobertura vegetal nas áreas de APP.	92
Tabela 18 - Índice de transformação antrópica para as sub-bacias hidrográficas do Rio Sorocabaçu.	101
Tabela 19 - Perdas de solos para as sub-bacias hidrográficas para a área de estudo.	114
Tabela 20 - Quantitativo das zonas de manejo da BHRS.....	120
Tabela 21- Quantitativo das zonas de manejo das sub-bacias do Rio Sorocabaçu.	123
Tabela 22 – Métricas de avaliação do desempenho da RNA-SOM para os três grupos...	125
Tabela 23- Matriz de confusão obtida para o Grupo 1.....	127
Tabela 24- Matriz de confusão obtida para o Grupo 2.....	128
Tabela 25- Matriz de confusão obtida para o Grupo 3.....	129
Tabela 26- Quantitativo das zonas de manejo da BHRS com base na RNA-SOM.	133
Tabela 27- Quantitativo das zonas de manejo das sub-bacias do Rio Sorocabaçu pelo método RNA-SOM.	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Preservação Permanente
APA	Área de Proteção Ambiental
A	Área das Sub-bacias
ALF	Taxa de Alfabetização
BHRS	Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu
C	Coeficiente <i>Runoff</i>
COD	Condição de Ocupação por Domicílio
CP	Conservação do Solo
CR	Coeficiente de Rugosidade
CWB	Clima Subtropical
Dd	Densidade da Drenagem
Di	Indicador de Proximidade de Carga Poluente de Corpos Hídricos
Deduc	Dimensão Educação
Dlong	Dimensão Longevidade
Drenda	Dimensão Renda
EUPS	Equação Universal de Perda de Solos
IA	Inteligência Artificial
IAS	Indicador de Análise Socioeconômica
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Ic	Índice de Circularidade
Icad	Índice de Circularidade Padronizado
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IES	Indicador de Escoamento Superficial
IIMC	Indicador de Integridade de Mata Ciliar
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico
IPNE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPPD	Índice de Potencial de Poluição Difusa
ISR	Índice de Sustentabilidade do Relevo
ITA	Índice de Transformação Antrópica
IUT	Indicador Condição de Uso do Solo
IVSA	Índice de Vulnerabilidade Socioambiental

K	Características do Solo
Kc	Coeficiente de Compacidade
Kcad	Coeficiente de Compacidade Padronizado
Kf	Fator de Forma
Kfad	Fator de Forma Padronizado
LABGEMM	Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental
LCI	Indicador de Geração de Poluição Difusa
LS	Topografia
MDE	Modelo Digital de Elevação
MMA	Ministério do Meio Ambiente
P	Perímetro
PNDU	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
R	Variações Climáticas
REN	Renda
RESP	Taxa de Responsáveis por Domicílio
RNA	Rede Neural Artificial
SAVI	<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>
SEPLAN	Secretaria de Planejamento e Orçamento
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SOM	<i>Self Organizing Map</i>
SR	Sensoriamento Remoto
TIN	<i>Triangular Irregular Network</i>
UC	Unidade de Conservação
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
WPM	Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura
ZM	Zona de Mata
ZPAV	Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade
ZPBV	Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade
ZRAV	Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade
ZRBV	Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS.....	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO DE LITERATURA SOBRE ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO	20
3.1	AS COMPLEXIDADES PARA A ELABORAÇÃO DAS PROPOSTAS DE ZEE	21
3.2	AS ZONAS DE MANEJO NO CONTEXTO DO ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO	23
3.3	DIRETRIZES METODOLÓGICAS	26
3.4	REDES NEURAIS ARTIFICIAS	27
3.4.1	<i>Mapa Auto-Organizável (SOM)</i>	29
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
4.1	ÁREA DE ESTUDO	33
4.2	REVISÃO DE LITERATURA SOBRE ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO	34
4.3	LEVANTAMENTO E ORGANIZAÇÃO DO BANCO DE DADOS PARA O DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA	36
4.4	ELABORAÇÃO DO MAPA DE USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL	37
4.5	MAPEAMENTO DAS DECLIVIDADES DO TERRENO	39
4.6	MAPEAMENTO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE.....	39
4.7	MAPEAMENTO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA	40
4.8	MAPEAMENTO DO INDICADOR DE INTEGRIDADE DAS MATAS CILIARES	42
4.9	ELABORAÇÃO DOS INDICADORES MORFOMÉTRICOS.....	43
4.9.1	<i>Coefficiente de compacidade</i>	44
4.9.2	<i>Fator de forma.....</i>	44
4.9.3	<i>Índice de circularidade</i>	45
4.9.4	<i>Densidade da drenagem.....</i>	46
4.9.5	<i>Uso potencial do solo</i>	47
4.9.6	<i>Índice de Sustentabilidade do Relevo</i>	50
4.10	ÍNDICE POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	51
4.10.1	<i>Indicador de Poluição Difusa em função do uso do solo e cobertura vegetal</i>	51
4.10.2	<i>Indicador de Escoamento superficial.....</i>	52
4.10.3	<i>Indicador de Distância.....</i>	53
4.10.4	<i>Processo de elaboração do IPPD.....</i>	54
4.11	ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE DESENVOLVIMENTO HUMANO MUNICIPAL.....	55
4.11.1	<i>Dimensão de Renda</i>	56
4.11.2	<i>Dimensão de Educação.....</i>	57
4.11.3	<i>Dimensão de Longevidade</i>	57

4.11.4 Índice de Desenvolvimento Humano Municipal para a Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu ...	59
4.12 ELABORAÇÃO DO INDICADOR DE PERDA DE SOLO (EUPS)	60
4.12.1 Fator de Erosividade da Chuva.....	61
4.12.2 Fator de Erodibilidade do Solo	61
4.12.3 Fator Topográfico.....	62
4.12.4 Fator de uso e manejo com base no índice SAVI e Fator de práticas conservacionistas.....	62
4.12.5 Elaboração do Índice de Vulnerabilidade Socioambiental	65
4.13 DEFINIÇÃO DAS ZONAS DE MANEJO	66
4.14 METODOLOGIA PARA A ELABORAÇÃO DO MAPA DE ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO POR MEIO DE ÁLGEBRA DE MAPAS	68
4.15 ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO PELO MÉTODO SELF-ORGANIZING MAP.....	72
4.15.1 Etapa 1: Pré-processamento	72
4.15.2 Etapa 2: Seleção dos dados para RNA-SOM.....	73
4.15.3 Etapa 3: Definição das Arquiteturas da RNA-SOM	75
4.15.4 Etapa 4: Avaliação do desempenho da classificação da RNA-SOM	77
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DO ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO	80
5.1.1 Tendência das publicações.....	82
5.1.2 Métodos e parâmetros para a elaboração das propostas de ZEE	83
5.2 DISCUSSÕES PARA ADAPTAÇÕES FUTURAS	86
5.3 MAPA DE USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL PARA A BHRS	86
5.4 DECLIVIDADE PARA A BHRS	89
5.5 ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	91
5.6 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE DO RELEVO (ISR)	95
5.7 INDICADORES ITA, IIMC E IPPD	100
5.8 ÍNDICE DE DESENVOLVIMENTO HUMANO MUNICIPAL	106
5.9 MAPA DE PERDA DE SOLOS PARA A BHRS	110
5.10 ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL	116
5.11 ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO POR ÁLGEBRA DE MAPAS	118
5.12 ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO POR RNA-SOM	125
5.12.1 Avaliação do desempenho da RNA-SOM para a elaboração do ZEE.....	125
5.12.2 Mapa de ZEE para a BHRS (RNA-SOM)	131
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	137
REFERÊNCIAS	140

1 INTRODUÇÃO

Durante muito tempo, acreditava-se na questão de que o desenvolvimento estava diretamente atrelado ao crescimento econômico de uma região. Entretanto, ao longo dos anos, questionamentos acerca do ordenamento territorial foi assumindo um grau de relevância na análise conceitual, acerca do desenvolvimento, contradizendo a ideia de que o desenvolvimento se restringe apenas ao aspecto econômico, no qual abrange outras variáveis sob o aspecto social, políticas institucionais e ambientais (PEREIRA *et al.*, 2011).

A forma de uso e cobertura do território é influenciada por fatores do âmbito social, econômico e natural, sendo influenciados pelo ser humano ao longo do tempo e espaço. Nesse sentido, o mal planejamento do território é caracterizado como uma das principais causas do incremento da degradação ambiental (VALLE JÚNIOR *et al.*, 2013), uma vez que a discrepância entre os usos adequados e reais da terra podem acarretar uma multiplicidade de impactos ambientais (PACHECO; FERNANDES, 2016).

Neste cenário, as bacias hidrográficas têm sido adotadas como unidades físicas, sociais, econômicas e políticas para direcionar o planejamento territorial e a implantação de práticas que visem o gerenciamento ambiental (CARDOSO *et al.*, 2006; JAVED; KHANDAY; RAIS, 2011; RAI *et al.*, 2018), já que elas apresentam um caráter integrador. Com isso os instrumentos de planejamento do território, que regulam as formas de uso e ocupação do solo, têm-se mostrado eficientes para na busca por um planejamento mais eficiente e a gestão dos recursos ambientais em bacias hidrográficas, corroborando para atingir objetivos socioeconômicos e ecológicos (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014).

Mediante ao exposto, para o conhecimento das especificidades presentes nas diversas regiões do país é necessário o desenvolvimento de propostas metodológicas rápidas e simplificadas ou instrumentos que possibilitem a obtenção de informações e a geração de subsídios para o ordenamento territorial, visando a proteção do meio ambiente, bem como a ascensão de ações a serem implementadas.

No Brasil, dentre os possíveis instrumentos, destaca-se o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), estabelecido pela Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6938/81) e regulamentado pelo decreto nº 4.297/2002, constituindo um instrumento de ordenamento territorial, com o intuito de integrar os aspectos naturais, sociais e econômicos na gestão do território (MMA, 2006). O ZEE é um mecanismo de planejamento e regulamentação do uso do solo, no qual fornece indicadores e índices que podem ser empregados como elementos

norteadores para o desenvolvimento sustentável por meio do ordenamento territorial, segregando os diferentes usos da terra (SANTOS, 2004; BROWN *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2018).

De um modo geral, sua aplicação consiste no uso de ferramentas e técnicas, como as geotecnologias para analisar e diagnosticar as características da região de interesse, visto que a geração do ZEE demanda uma grande quantidade de informações, que podem ser manipuladas de forma conjunta e sistemática, o que demanda a elaboração ou aperfeiçoamento de novas metodologias (ROVANI *et al.*, 2017).

Apesar dos avanços significativos nos Sistema de Informação Geográfica (SIG) e nas técnicas de Sensoriamento Remoto (SR), as realizações nesse campo ainda podem oferecer muitos desafios técnicos e científicos, principalmente, no que diz respeito ao avanço no processamento e análise dos dados, como na geração dos modelos, em função da grande quantidade de informações. Outro grande desafio, diz respeito a complexidade do processo de zoneamento, que geralmente demanda a junção de vários especialistas para a interpretação dos dados de maneira espacializada (TORNQUIST *et al.*, 2009; BECKER, 2005; SADECK *et al.*, 2017; BROWN *et al.*, 2018).

Por fim, outra problemática existente é em função das escalas, em que muitas vezes os dados disponíveis não correspondem à escala adequada, isto é, o zoneamento é baseado em mapas com escalas muito genéricas que não permitem contemplar a complexidade socioeconômica e ambiental local, ocorrendo uma generalização das características de uma região.

Neste contexto de avanço tecnológico e científico, nos últimos anos, tem-se notado um emprego cada vez maior de uma técnica que tem apresentado relevantes avanços para a modelagem matemática voltados a análise espacial e territorial. Trata-se das técnicas de aprendizado de máquina, baseada em inteligência artificial, tal como, as Redes Neurais Artificiais (RNAs), que possibilitam um rápido progresso nas formas de análise e aquisição de dados para acelerar o processo de análise, e que recentemente têm sido muito requisitadas principalmente em estudos que envolvam variáveis espaciais que exercem algum tipo de pressão sobre o meio ambiente.

As RNAs são definidas como algoritmos computacionais que utilizam modelos matemáticos baseados na estrutura neural de organismos, com o intuito de reproduzir em máquinas o funcionamento do cérebro humano, de maneira mais simplificada, na qual as RNAs são capazes de aprender e tomar decisões baseadas no seu próprio aprendizado (SPÖRL *et al.*, 2011).

Um desses métodos é o Mapa Auto-Organizável de Kohonen (SOM), que possui alto potencial para análise de cluster de dados espaciais, capacidade para integrar uma grande quantidade de dados, modelar sistemas dinâmicos em várias aplicações, além da possibilidade do seu uso para o zoneamento utilizando dados categóricos (KOHONEN, 2001; AGARWAL e SKUPIN, 2008; SPÖRL *et al.*, 2011; KOHONEN, 2013; LEAL *et al.*, 2015).

Portanto, a hipótese desta pesquisa sugere que desenvolver uma metodologia baseada em Redes Neurais Artificiais (RNAs), utilizando o método Self-Organizing Map (SOM), para o Zoneamento Ecológico-Econômico em bacias hidrográficas pode ser eficaz na superação da carência de informações nas administrações públicas, proporcionando uma representação de forma mais simplificada, com menor complexidade no processo de elaboração do ZEE e com custo operacional reduzido, de modo que possa ser aplicada em diferentes bacias hidrográficas, promovendo uma ferramenta acessível.

Por fim, espera-se que a elaboração da metodologia sirva de parâmetro no processo de gestão do território, visando a conservação e preservação dos recursos naturais do território estudado.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Elaboração de uma proposta metodológica inovadora, baseada na aplicação da Rede Neural Artificial, denominado método Mapa Auto-Organizável (SOM), como uma ferramenta avançada e eficiente para a elaboração do Zoneamento Ecológico-Econômico na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.

2.2 Objetivos Específicos

- Realizar uma ampla revisão sistemática da literatura sobre tema central;
- Pesquisar dados, indicadores e índices do eixo social, econômico e ambiental que possam representar a dinâmica espacial da BHRS;
- Avaliar as variáveis relevantes e elaborar o Mapa de Zoneamento Econômico-Ecológico por meio de álgebra de mapas;
- Definir zonas de manejo segundo critérios regionais ou locais baseados na literatura;
- Avaliar o desempenho e a capacidade da RNA-SOM na elaboração do mapa de ZEE em comparação com o mapa elaborado por meio de álgebra de mapas;

- Avaliar a capacidade da RNA-SOM de produzir o ZEE utilizando um número reduzido de variáveis e dados brutos;
- Elaborar o Mapa de Zoneamento Ecológico-Econômico por meio de Redes Neurais Artificiais.

3 REVISÃO DE LITERATURA SOBRE ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO

As alterações no uso do solo são caracterizadas como uma das principais responsáveis pelos processos de mudanças ambientais (MAGLIOCCA *et al.*, 2015; VERBURG *et al.*, 2015). Entre essas mudanças, destaca-se o processo de expansão e estruturação urbana de forma desordenada (SALVATI *et al.*, 2018), somado às atividades agrícolas (LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014). Tais atividades vêm se expandido constantemente, comumente em áreas naturais, o que pode acarretar múltiplos impactos na sociedade e exercer uma enorme pressão sobre o ambiente e os recursos naturais (GARCÍA; PÉREZ; GUERRA, 2014; SANKHALA; SINGH, 2014; ZHANG *et al.*, 2017).

Nesse sentido, o uso desordenado do solo, motivado pela expansão urbana, e o mau gerenciamento dos recursos naturais nas últimas décadas têm corroborado com estudos voltados para questões ambientais (BRASILEIRO, 2009; DU; HUANG, 2017) e para o estabelecimento de instrumentos norteadores (LV *et al.*, 2021). De tal modo, melhorar a eficiência da utilização da terra e de sua cobertura e, conseqüentemente, dos recursos terrestres é de suma importância para o desenvolvimento social, econômico e a proteção ambiental de um determinado local (LIU *et al.*, 2019).

Assim, o estabelecimento de mecanismos para o planejamento e a gestão de políticas de desenvolvimento, como o zoneamento ecológico-econômico, possibilita orientação dos espaços geográficos conforme suas formas de uso (SANTOS, 2004; BROWN; GLANZ, 2018; GONG *et al.*, 2018).

Portanto, o zoneamento pode servir como um importante instrumento de gestão e ordenamento territorial, considerando interesses econômicos, sociais e ambientais, corroborando o estabelecimento de políticas públicas setoriais com maior consistência, otimizando o uso dos recursos naturais e a expansão urbana, com a redução da perda de áreas naturais (PEREIRA *et al.*, 2011; RUFFATO-FERREIRA *et al.*, 2018).

3.1 As complexidades para a elaboração das propostas de ZEE

Quanto à condução do zoneamento ecológico-econômico, Acseirad (2000) menciona as dificuldades metodológicas para a definição de indicadores, em virtude da complexidade referente às dinâmicas socioterritoriais existentes. A metodologia deve ser construída considerando as interações existentes entre os sistemas ambientais e as concepções socioeconômicas da realidade local, de forma que considere as características locais como parte do processo para o estabelecimento dos parâmetros e métodos a serem seguidos na elaboração do ZEE.

Nesse sentido, a eficácia de uma proposta de zoneamento deve considerar variáveis que possibilitem o desenvolvimento da análise ambiental integrada, podendo auxiliar na caracterização e diagnóstico. Assim, as propostas de ZEE existentes apresentaram abordagens metodológicas distintas e o uso de parâmetros variados, sendo estabelecidos conforme a área de estudo e concepção de cada autor. Dias e Mattos (2009) utilizaram ferramentas de Geoprocessamento por meio de SIG para realizar as operações necessárias visando a elaboração do ZEE para o norte do estado de Tocantins, considerando os atributos de geologia, forma de relevo, solos, intensidade pluviométrica, aptidão agrícola, cobertura da terra, ambientes de vegetação, potencial de uso da vegetação, zoneamento agrícola, prioridades para preservação da biodiversidade e uso potencial agrícola.

Oliveira *et al.* (2011) desenvolveram um estudo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Salobra, localizada na transição entre os biomas Cerrado e Pantanal, a qual foi elaborado um zoneamento por meio do cruzamento dos planos de informação (uso permissível do solo, risco de erosão, uso do solo e APP) a partir do uso do ArcGIS (ESRI, 2006) e Spring (CÂMARA, 1996).

Já no trabalho desenvolvido por Cemin *et al.*, (2012), foram utilizados o Idrisi e SPRING (CÂMARA, 1996) para realizar os cruzamentos dos parâmetros de malha viária, recursos hídricos, hipsometria, clinografia, uso e cobertura do solo, risco potencial a erosão dos solos e áreas de preservação permanente, objetivando elaborar um zoneamento.

Já Thomas (2012) delineou sobre a importância da elaboração de um instrumento para realizar um ordenamento territorial no município de Arroio do Meio - RS por tratar-se de uma região com atividades socioeconômicas com risco potencial de degradação. Assim, foi utilizada uma abordagem sistêmica para a elaboração do ZEE, considerando algumas variáveis básicas para dar início a discussão do zoneamento, dentre eles a declividade, uso e cobertura vegetal, recursos hídricos, aglomerações urbanas, intervenções antrópicas e as

áreas com incompatibilidade legal de Área de Preservação Permanente (APP), por meio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento Remoto.

Com o intuito de elaborar um estudo que forneça subsídios para propor uma organização da Bacia Hidrográfica do Rio Salobra, visando o uso adequado dos recursos ambientais, Silva Neto (2014) utilizou um ambiente SIG, denominado SPRING, para a elaboração de uma proposta de zoneamento utilizando a álgebra de mapas. Para tanto, foram utilizados alguns atributos: intensidade pluviométrica, forma do terreno, hipsometria, declividade, litologia e, por fim, o uso e cobertura do solo.

Visando contribuir para o estabelecimento de políticas e estratégias de desenvolvimento em uma bacia hidrográfica, Bacani e Luchiari (2014), elaboraram um zoneamento como instrumento de gestão. Para tal, foi utilizado um método de álgebra de mapas para ponderar os parâmetros: solos, geomorfologia, cobertura e uso do solo, áreas de preservação permanente e declividade, por meio do ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006).

O objetivo do estudo descrito por Crivelenti *et al.* (2016), foi elaborar um ZEE para o município de Altinópolis-SP visando estabelecer algumas zonas conforme a sua finalidade. Para tal, foi utilizado o ArcGIS 10.2 (ESRI, 2011) para a elaboração de alguns mapas temáticos para a aplicação da metodologia. No que diz respeito as variáveis, os autores utilizaram dados geológicos, de solo, uso do solo, áreas de proteção prioritárias para recarga de águas subterrâneas, declividade e zonas de interesse de potencial agroflorestal e áreas de APP.

Tagliani (2016) elaborou uma proposta de ZEE para a zona sul do Rio Grande do Sul, considerando um conjunto de variáveis: geologia, geomorfologia, solos, modelo digital de elevação, declividade, hidrografia, sistema viário, manchas urbanas, vegetação e uso do solo e dados socioeconômicos. Por meio dessas variáveis foram gerados outros produtos cartográficos para a elaboração do ZEE, através da lógica fuzzy e da análise multicritério, disponíveis no SIG Idrisi.

Os trabalhos desenvolvidos Rovani, Sartorini e Cassol (2013) e Rovani *et al.* (2017) utilizaram o SPRING 5.0.6 (CÂMARA, 1996) e o método de álgebra de mapas para a elaboração do ZEE. No primeiro trabalho, foram utilizadas variáveis como tipo de solo, geologia, vegetação e uso e ocupação da terra e mapa de potencial social (natural, humano, produtivo e institucional). Já o segundo trabalho considerou a integração de informações dos âmbitos social e ambiental; para tal, foram consideradas as variáveis referentes aos temas físicos (solos, geomorfologia, geologia e vegetação, uso e ocupação da terra) em conjunto com as variáveis socioeconômicas (dados do Censo Demográfico de 2010 e do Censo

Agropecuário de 2006 do IBGE) e as áreas de preservação permanente (aspectos físicos, sociais e legais).

Sadeck, Lima e Adami (2017) utilizando métodos matemáticos, como as redes neurais artificiais, para a elaboração do ZEE para a região nordeste do estado do Pará, considerando um conjunto de variáveis do âmbito físico como a pluviometria, geomorfologia, geologia, cobertura vegetal e de uso e cobertura do solo, e variáveis socioeconômicas.

No estudo realizado por Silva, Cunha e Bacani (2018) foi elaborado o zoneamento para a Bacia Hidrográfica do Córrego Indaiá - MS, a partir do uso de parâmetros de declividade, solos, intensidade pluviométrica, uso e cobertura vegetal e das APP com base no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012).

Maganhotto et al. (2020) utilizaram atributos topográficos para realizar uma integração das variáveis por meio da álgebra de mapas; para tanto, foram utilizados os softwares SAGA 6.3 (CONRAD et al., 2015) e Idrisi (CLARK UNIVERSITY, 2006) para a obtenção dos parâmetros e para a elaboração do zoneamento. Por fim, na pesquisa conduzida por Lopes *et al.* (2021) foi apresentado uma abordagem baseada em integração analítica-agregativa para a elaboração do zoneamento ecológico-econômico para a Bacia Hidrográfica do Rio Una, considerando variáveis que abrangessem quatro eixos principais: paisagem, físico, morfométrico, biótico e socioambiental.

Por meio da análise dos artigos levantados, conclui-se que não possui uma regra acerca da quantidade e dos parâmetros utilizados para a elaboração do ZEE, no qual cada caso considerou um grupo de parâmetros, de modo que atendesse seus objetivos específicos, isto é, variando conforme as particularidades de cada área de estudo e concepções do executor do local a ser avaliado para tal elaboração, bem como o tipo de diretriz seguida para a elaboração do ZEE. Nesse sentido, essa pesquisa busca implementar uma nova metodologia visando a geração do ZEE para a área de estudo por meio do uso de novas ferramentas de geoprocessamento.

3.2 As Zonas de Manejo no contexto do Zoneamento Ecológico-Econômico

Na elaboração do ZEE são estabelecidas unidades de intervenção (zonas de manejo) que são delimitadas levando em consideração as características e as peculiaridades de cada região de estudo, sendo fundamentais para as discussões técnicas, institucionais e órgãos envolvidos no processo de zoneamento.

Dias e Matos (2009) caracterizaram as zonas como: áreas para ocupação humana, áreas para conservação dos ambientes naturais, áreas para o corredor ecológico Tocantins-Araguaia e áreas de ocorrência de cavidade naturais subterrâneas e, as áreas prioritárias para unidade de conservação de proteção integral.

Conforme os autores Sadeck, Lima e Adami (2019), foram definidas quatro zonas de referência (conservação, recuperação, expansão e consolidação), considerando alguns aspectos como as características socioeconômicas, legais e ambientais, visando organizar as devidas atividades no território. Para tal, foi estabelecido os níveis de restrição quanto à consolidação, as áreas de recuperação, conservação e a zona de expansão.

Com o intuito de orientar os tipos de usos considerando características físicas, naturais e antrópicas, Thomas (2012) adotou quatro zonas sendo: zona de proteção ambiental, controle ambiental, zona de interesse de reabilitação ambiental e zona de interesse de adequação ambiental.

Silva Neto (2014) dividiu a área de estudo em duas zonas e essas por sua vez divididas em seis áreas. A primeira zona refere-se a zona de produção, no qual estão inseridas as subzonas: zona de expansão, zona de consolidação e zona de consolidação/ conservação. Já a segunda zona foi denominada como zona crítica, dividida em áreas de conservação, áreas de preservação prioritária e áreas de recuperação/preservação.

No que diz respeito ao modelo de zoneamento estabelecido por Crivelenti *et al.*, (2016), foi definido um total de seis áreas de interesse para a proteção ambiental: zona de proteção ambiental, recuperação ambiental, zona urbana, agrícola, uso especial e recarga de águas subterrâneas.

Já o ZEE elaborado por Rovani *et al.*, (2016) resultou em unidades (zonas), sendo divididas em zona urbana, zona de restrição de uso, zona de preservação de área permanente, zona de conservação, zona de recuperação e de consolidação, possibilitando a definição de zonas com maior ou menor potencial produtivo e/ou de conservação. Rovani, Sartorini e Cassol (2013) estabeleceu no mapa de ZEE as respectivas zonas: zona de conservação, zona de recuperação de unidades produtivas, zona de consolidação e zona de expansão, permitindo identificar as áreas do território, segundo as suas potencialidades. Por fim, no trabalho desenvolvido por Bacani e Luchiari (2014) foram mapeadas quatro zonas, respectivamente: a zona de restrições legais, zona produtiva rural, zona urbana e zona de incongruências.

As diretrizes gerais do zoneamento proposta por Tagliani (2016) foram divididas em quatro classes: zonas de preservação ambiental, conservação ambiental, zona de

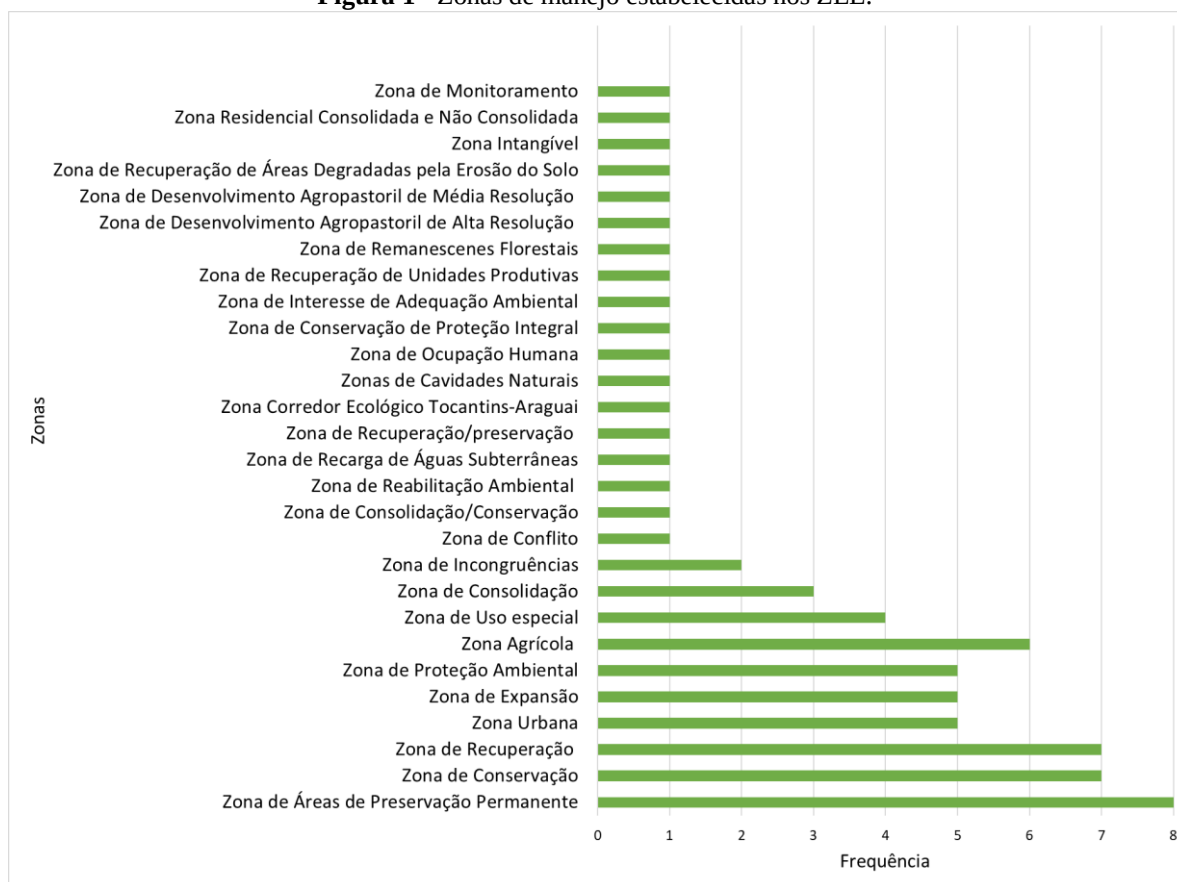
desenvolvimento e zona de recuperação. Do mesmo modo, Cemin *et al.*, (2012) elencou seis classes temáticas para o zoneamento da sua área de estudo, sendo zona proteção aos remanescentes florestais, zona de proteção aos recursos hídricos, encostas e topos de morro, zona de uso agrícola, zona urbana consolidada e, por fim, a zona de expansão urbana.

Já Silva, Cunha e Bacani (2018) estabeleceram cinco tipos de zonas, no qual duas referem-se ao uso destinado a atividades de produção (zona de desenvolvimento agropastoril de alta resolução e zona de desenvolvimento agropastoril de média resolução), zona de proteção especial, zona de proteção máxima e zona estratégica de recuperação. Oliveira *et al.* (2011) realizaram agrupamento e a quantificação em cinco zonas: manutenção e preservação da vegetação e áreas úmidas, recuperação de APP, recuperação de áreas degradadas por erosão do solo, uso agrícola destinado a culturas anuais e, por fim, uso agrícola para pastagens como manejo regular.

O estabelecimento do zoneamento definido por Maganhotto *et al.*, (2020), considerou a zona de uso especial, zona de recuperação, zona de uso conflitante, zona de uso extensivo, zona intangível, zona primitiva e zona de amortecimento, definidas conforme o seu grau de intervenção/permissividade e classes limitantes.

Na abordagem proposta por Lopes *et al.*, (2021) foram definidas oito zonas de manejo com base no cenário ambiental realizado, compreendendo a zona residencial consolidada e não-consolidada, zona de conservação, zona de monitoramento, zona de recuperação, zona de preservação permanente e, por fim, zona agrícola primária e secundária.

Por meio da Figura 1 nota-se que algumas zonas de manejo são utilizadas com uma maior frequência como é o caso das zonas referentes as APP presentes em oito trabalhos, seguido da zona de recuperação e conservação presente em sete trabalhos, entretanto, outras zonas de manejo são utilizadas apenas uma vez, isto é, apenas em um único trabalho. A definição de diferentes zonas de manejo deve-se ao fato de os autores as delimitarem conforme seus conhecimentos técnicos, em função das características da área de estudo, dos aspectos jurídicos existentes naquela região, legislações, entre outros fatores considerados importantes na definição das zonas de manejo, o que resulta em trabalhos com zonas específicas para aquela região de estudo.

Figura 1 - Zonas de manejo estabelecidas nos ZEE.

Fonte: Autoria própria.

3.3 Diretrizes Metodológicas

Conforme as diretrizes metodológicas para elaborar o ZEE, publicada no ano de 2006 na terceira edição pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA), a preparação de um ZEE visa orientar os envolvidos no processo de execução de propostas, por meio de aspectos relacionados ao planejamento, diagnóstico, prognóstico e subsídios a implementação (BRASIL, 2011).

Alguns autores tiveram como base o documento do detalhamento da execução da metodologia utilizada para a elaboração do ZEE para estados da Amazônia Legal, como foi o caso dos trabalhos elaborado por Sadeck, Lima e Adami (2017), Tagliani *et al.*, (2016) e Silva Neto (2014). Concomitantemente, Dias e Matos (2009) aplicaram os procedimentos metodológicos que consta no Método SEPLAN - TO (BELLIA *et al.*, 2004), tendo como base as diretrizes do Ministério do Meio Ambiente (MMA), incluindo processos de montagem da base de dados em um SIG, uso de imagens de satélite, trabalhos de campo para

as variáveis do meio físico, biótico e antrópico, entretanto, o estabelecimento das variáveis variou em função da área de estudo.

Em contrapartida, outros autores como Bacani e Luchiari (2014), Thomas (2012), Cemin *et al.*, (2012), Crivelenti *et al.*, (2016), Rovani, Sartorini e Cassol (2013), Rovani *et al.*, (2017), Silva, Cunha e Bacani (2018) não mencionam o uso das diretrizes estabelecidas pelo MMA, orientando-se e realizando uma adaptação das metodologias proposta por outros autores, de modo que abrangesse características do meio físico, naturais e antrópicas e atendesse as necessidades para a área de interesse. No entanto, todos os trabalhos que empregaram o parâmetro definido como áreas de preservação permanente tiveram como base as diretrizes da lei federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012, conhecida como novo Código Florestal, para o estabelecimento dessas áreas, de forma que atendesse a legislação.

Analizando os estudos verificou-se que muitos tiveram como base a metodologia utilizado por outros autores como referência para a elaboração de um ZEE ou até mesmo o estabelecimento de uma metodologia própria. Embora o MMA disponibilize um documento com as diretrizes metodológicas para a elaboração de um ZEE, esse documento apresenta uma abordagem mais direcionada a questões qualitativas e históricas do que metodológico, não apresentando de forma clara os procedimentos metodológicos a serem adotados que possibilitem a elaboração do ZEE, o que contribui com o estabelecimento de novas metodologias ou até mesmo o uso de outras já existentes na literatura.

No mesmo sentido, Lopes *et al.*, (2019) também enfatizou que as diretrizes para a elaboração do ZEE apresentam uma abordagem mais filosófica, não apresentando uma orientação no desenvolvimento do ZEE mais concisa, no que diz respeito a escala, parâmetros, métodos e técnicas de análise, deste modo, dificultando a sua elaboração.

Diante do contexto apresentado, constatou-se que apesar da importância das diretrizes metodológicas para a elaboração do ZEE para orientar e contribuir na elaboração de propostas que contribuam com o planejamento e gestão, fica evidente a importância do estabelecimento mais detalhado dos procedimentos metodológicos a serem adotados.

3.4 Redes Neurais Artificiais

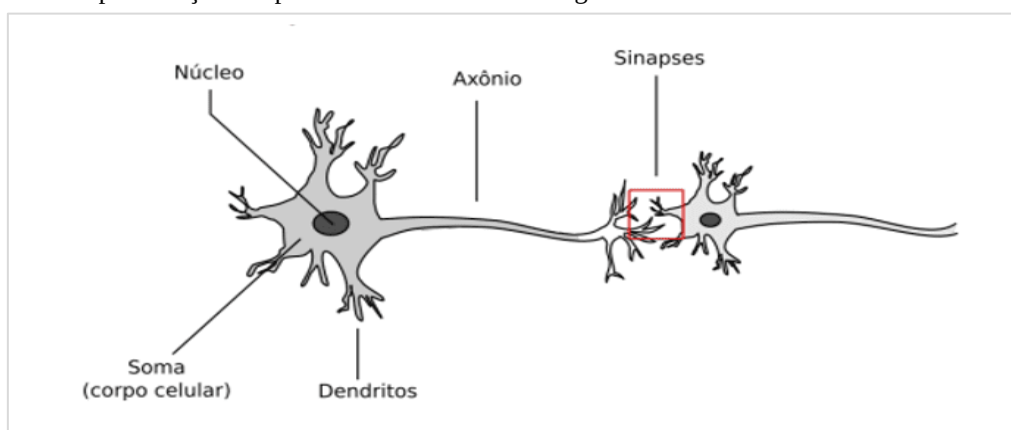
As técnicas e modelos no campo de inteligência artificial (IA) tem sido cada vez mais utilizadas como um método alternativo para lidar com problemas que envolvem um grande volume de dados, que muitas vezes os seres humanos apresentam dificuldade no processo de tomada de decisão (KAPAGERIDIS, 2002; DUAN; EDWARDS; DWIVEDI, 2019).

Nesse contexto, a aprendizagem de máquina tem-se destacado na área da IA (KÜHL et al., 2019), uma ferramenta computacional que aprimora o desempenho na execução de tarefas por meio da aprendizagem por experiência (NEGNEVITSKY, 2005), especialmente no processamento de descobrir padrões a partir de grandes quantidades de dados (XU et al., 2021).

Dentre as técnicas de aprendizagem de máquina, as RNAs têm sido amplamente utilizadas como uma abordagem poderosa nesse campo, em função da sua capacidade de classificar dados complexos (BENEDIKTSSON et al., 1990), adaptação a diferentes tipos de dados, tornando-a mais flexível (TSO; MATHER, 2001), reconhecimento de padrões complexos, agrupamento e previsões, com uma ampla variedade de campo de aplicações (GHIASSI; SAIDANE, 2005).

A RNA funciona de forma análoga ao cérebro humano em termos de estrutura e funcionalidade, o qual é composto por neurônios. A comunicação entre os neurônios ocorre por sinapses, caracterizadas por serem conexões entre os dendritos de um neurônio e o axônio de outro. Os dendritos de um neurônio recebem sinais de entrada, esses sinais são processados por meio do corpo celular para o axônio, e partir dele os sinais de saída podem ser recebidos por neurônios a jusante ou pelos órgãos de função (Figura 2) (ENGELBRECHT, 2007; HAYKIN, 2008).

Figura 2 - Representação Simplificada do Neurônio Biológico.



Fonte: Azevedo (2016).

As variáveis de características, também chamadas de variáveis de entrada, representam os sinais de entrada que fornece informações para o reconhecimento de padrões, sendo ponderado um peso para cada variável segundo a sua relevância (HAYKIN, 2008).

As RNAs são modelos matemáticos projetados para reproduzir de forma simplificada o funcionamento do cérebro humano. Compostas por neurônios artificiais que interagem entre si, essas redes são desenvolvidas para processar informações de maneira análoga aos neurônios biológicos (KOHONEN, 1988; HARTMANN, 2002; LIVINGSTONE, 2008).

Conforme apresentado por Samarasinghe (2006) as RNAs apresentam flexibilidade e capacidade de adaptação no processo de obtenção de padrões e no desenvolvimento dos modelos de sistemas não lineares, possibilitando representar de forma mais precisa a complexidade e padrões observados nos sistemas do mundo real. Somado a isso, as RNA não apresentam uma preocupação acerca do número de variáveis que constituem o vetor de entrada e nem com os tipos de dados, em função da sua infraestrutura matemática (GROSSI; BUSCEMA, 2007).

Outro aspecto importante acerca do uso das RNAs diz respeito a velocidade computacional que resulta no paralelismo e da associação rápida entre entrada e saída, uma vez que os cálculos a serem realizados são somas ponderadas e seleção de limiar, portanto, essa abordagem é uma alternativa eficaz às técnicas tradicionais para executar cálculos complexos (DI FRANCO; SANTURRO, 2021).

3.4.1 Mapa Auto-Organizável (SOM)

Quando se trata de RNAs é importante destacar que possui uma variedade com características distintas, isto é, várias arquiteturas, que foram desenvolvidas com o intuito de realizar diferentes tarefas (BRAGA; CARVALHO; LUDEMIR, 2000; SAMARASINGHE, 2006). Dentre elas destaca-se o método Self-Organizing Maps (SOM) ou mapa auto-organizável desenvolvido por Kohonen, definida por ser uma RNA valiosa no processo de identificações de padrões e agrupamentos em grande conjunto de dados com múltiplas variáveis (KOHONEN, 1989).

O sistema de mapa auto-organizável é uma abordagem utilizada para reduzir a dimensionalidade dos dados, ao mesmo tempo em que preserva as características topológicas dos dados, isto é, as informações sobre as relações entre os dados, que apresentam similaridades ou dissimilaridades, são preservadas de forma que os agrupamentos nos dados originais permanecem discerníveis no espaço de menor dimensão resultante (KOHONEN, 1995). Adicionalmente, o principal objetivo da SOM é transformar uma entrada complexa

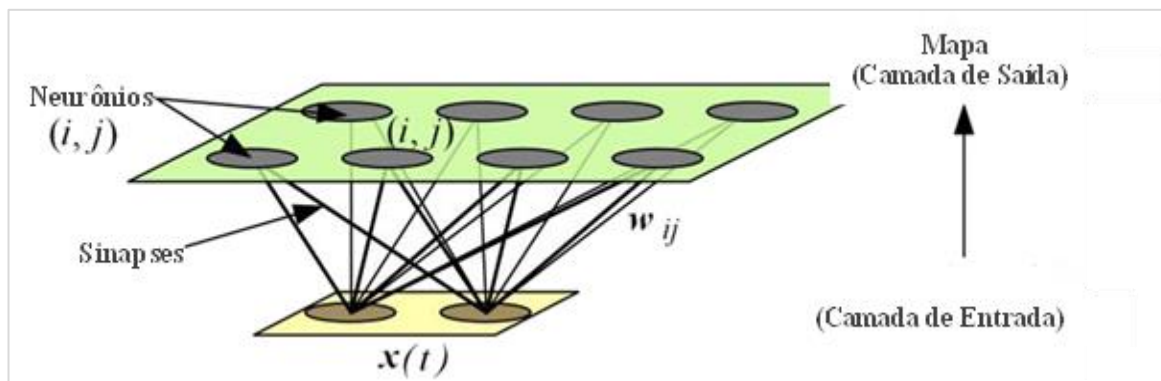
de alta dimensão em um espaço de saída mais simples e discreto, geralmente bidimensional (HOLMBOM; EKLUND; BACK, 2011).

A arquitetura da RNA-SOM é composta basicamente por duas camadas. A primeira é a camada de entrada, a qual representa os vetores (variável) de entrada que são fornecidos a RNA, onde cada neurônio na camada de entrada representa uma variável no conjunto de dados (HERNÁNDEZ et al., 2014). A segunda camada refere-se a camada de saída ou de Kohonen, a qual forma um mapa de feições e representa o espaço onde ocorre o processamento da RNA (KALTER; HJORTH; BERNDTSSON, 2008). Ao contrário da maioria das redes neurais, na RNA-SOM os neurônios da camada de entrada estão diretamente conectados com os neurônios da camada de saída, não possuindo camadas intermediárias para o processamento (LAROSE, 2005).

Com relação ao processo de construção e treinamento da RNA – SOM, os neurônios da camada de entrada são chamadas de “córtex sensorial”, responsável por receber os dados de entrada, enquanto as partes responsáveis pelo mapeamento e uma representação espacial das informações da camada de entrada em um espaço bidimensional (tridimensional) são chamadas de “córtex mapeador ou de saída” (TSO; MATHER, 2009).

Cada neurônio da camada de entrada (x) está interligado com todos os neurônios (i , j) da camada de saída por meio de conexões sinápticas (W_{ij}), sendo essas conexões estabelecidas por pesos sinápticos que são atribuídos de forma aleatória (XUEFEI; WENG, 2009). Durante o processo de treinamento da RNA, cada neurônio identifica características específicas no conjunto de dados de entrada, uma vez que o vetor de entrada $x(t)$ é apresentado e processado, o peso do neurônio vencedor é ajustado para se aproximar de $x(t)$ e assimilar suas características (HERNÁNDEZ et al., 2014) (Figura 3).

Tal processo é repetido para os vetores de entrada, ao final do processo, o modelo identifica diferentes padrões e características específicas (domínios de Voronoi) para cada neurônio com base nas informações que foram apresentadas durante o treinamento (KOHONEN, 1988).

Figura 3- Arquitetura da RNA-SOM.

Fonte: Adaptado de Hernández et al. (2014).

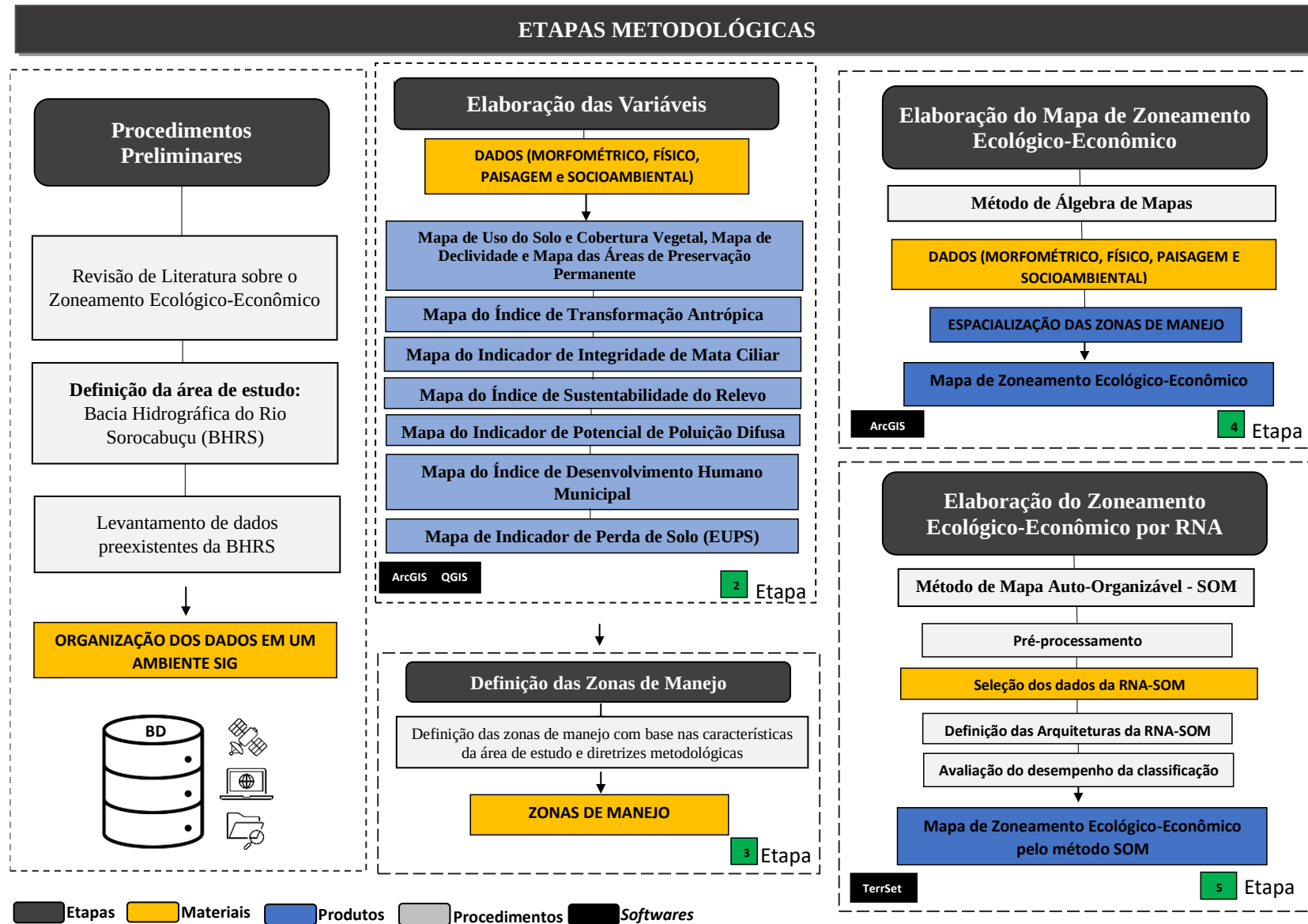
Após a fase de treinamento, o mapa é composto por diferentes agrupamentos resultado do ajuste dos neurônios no mapa de agrupamento, determinados com base em suas similaridades com os dados da camada de entrada. (ABEI; REZAEI; SELAMAT, 2013).

Clark, Sisson e Sharma (2020) descrevem uma série de benefícios da RNA-SOM com relação a outros métodos no processo de análise e exploração dos dados ambientais, dentre eles destaca-se: a possibilidade de identificação de padrões e agrupamento de dados em formato de clusters, sem que haja necessidade de especificar o número de clusters antecipadamente, e a capacidade de incorporar dados em tempo real, fundamental para análises contínuas. Além disso, conforme apresentado por Abbas (2008) a RNA-SOM demonstra maior acurácia dos objetos em relação ao agrupamento quando comparado a outros tipos de algoritmos de agrupamento.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos para a obtenção do mapa de Zoneamento Ecológico-Econômico estão descritos na Figura 4, na qual foi construído um fluxograma para orientar as etapas de trabalho no desenvolvimento da pesquisa. Algumas etapas metodológicas foram seguidas, começando pelos procedimentos preliminares, seguidos pela elaboração das variáveis para as sub-bacias, definição das zonas de manejo e sua espacialização, e, por fim, a aplicação de uma metodologia baseada em álgebra de mapas para a elaboração do ZEE.

Figura 4 - Etapas adotadas no desenvolvimento do trabalho.



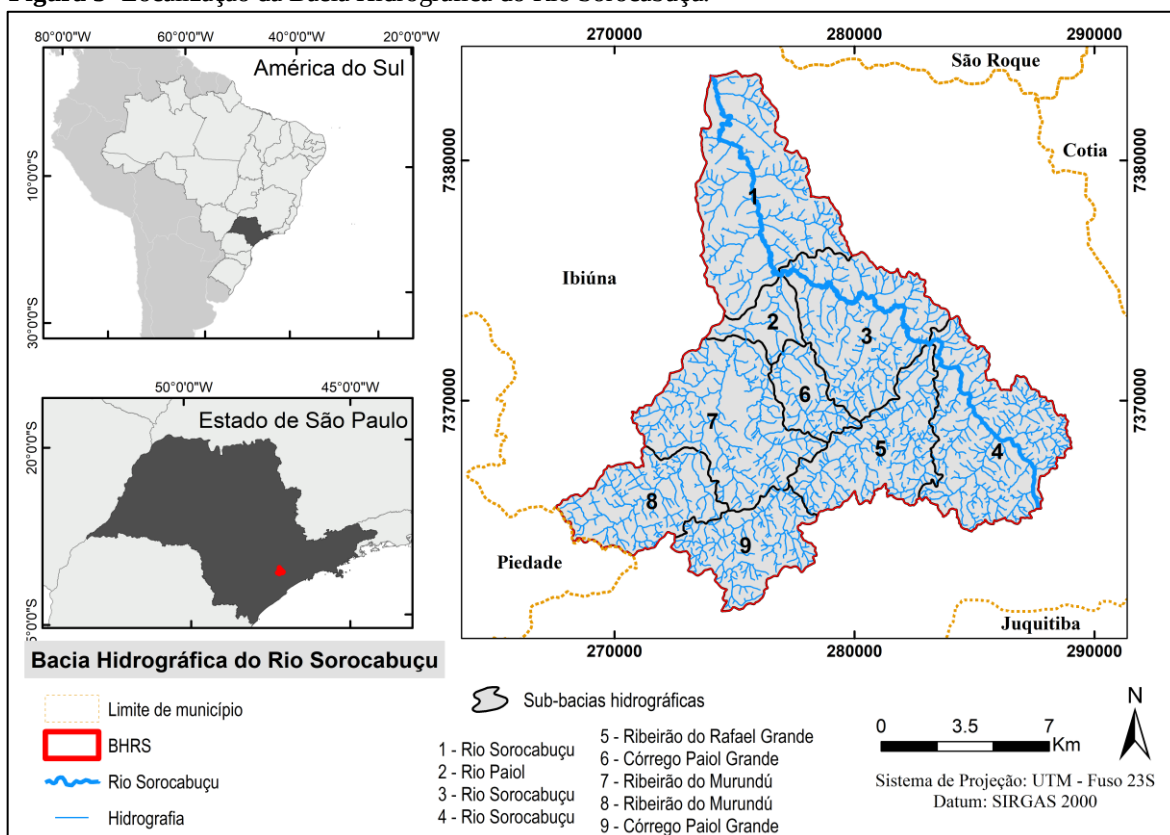
Fonte: Autoria própria.

4.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (BHRS) que compõe à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI- 10). A BHRS está localizada na região sudeste do Estado de São Paulo, com uma área de aproximadamente 202 km², ocupando cerca de 19% da extensão territorial do município de Ibiúna, São Paulo (Figura 5).

A BHRS é uma importante unidade de gestão hídrica por conter aproximadamente 22% de sua área inserida na Unidade de Conservação (UC) denominada Área de Proteção Ambiental (APA) da Represa de Itupararanga, criada pela Lei estadual 10.100 no ano de 1998. O seu estabelecimento tem como objetivo a preservação, conservação dos recursos naturais, principalmente, da qualidade e quantidade dos recursos hídricos, bem como a proteção da diversidade biológica, por meio do estabelecimento de restrições quanto ao processo de ocupação da terra (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010).

Figura 5- Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu.



Fonte: Autoria própria.

Ainda, neste contexto, os rios Sorocaba, Sorocamirim e Sorocabuçu apresentam relevante importância na formação da Represa de Itupararanga, a qual desempenha um importante papel na região, justificando o estabelecimento da UC para a garantia da qualidade dos recursos hídricos, uma vez que o reservatório é a principal fonte para o abastecimento de água e energia para aproximadamente um milhão de habitantes da Região Metropolitana de Sorocaba, São Paulo, além de ser uma importante fonte de água para a irrigação para a produção de frutas, hortaliças e dessedentação animal (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010).

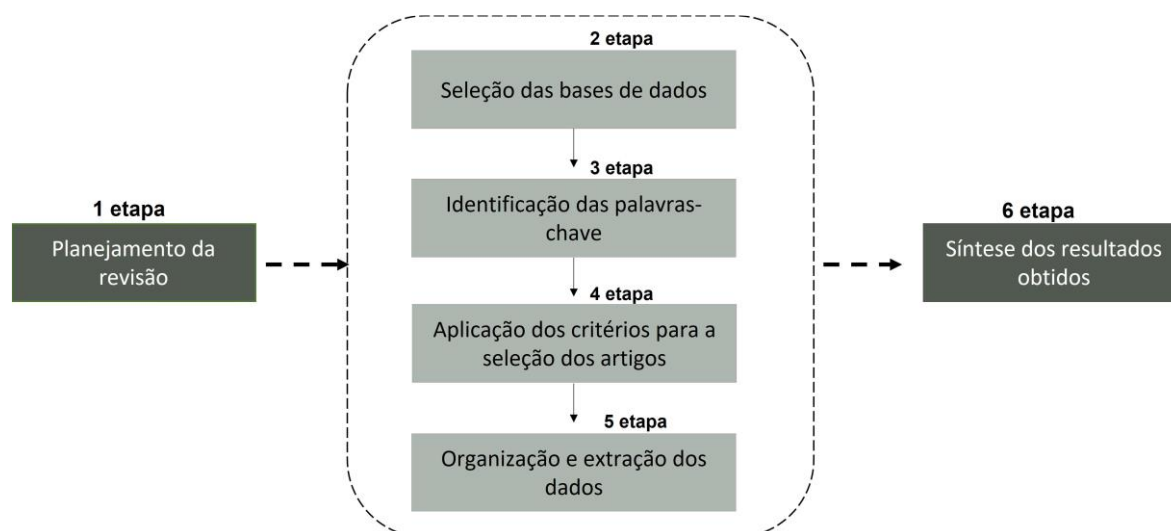
Além disso, a BHRS está inserida no Bioma Mata Atlântica, com presença de Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2013), apresentando clima predominante do tipo Cwb segundo a classificação de Köppen, caracterizado pelos verões chuvosos e inverno com estiagem (SIMONETTI *et al.*, 2019). A pedologia na área é predominantemente marcada pelo Latossolo Vermelho-Amarelo e Gleissolo Melânico, correspondendo respectivamente a 89% e 10% da área de bacia hidrográfica (ROSSI, 2017).

O município de Ibiúna, o qual a BHRS está totalmente inserida, possui uma população absoluta de 71.217 habitantes distribuídos em 129 setores censitários, sendo que 56 deles (40 rurais e 16 urbanos) fazem parte da BHRS. A área em questão apresenta uma baixa densidade populacional, constituída pela presença de pequenos aglomerados rurais, sendo predominante nesses locais áreas destinadas às atividades agropecuárias (MAIA JÚNIOR; LORENÇO, 2020), a qual se caracteriza por ser a principal fonte de renda da população residente na BHRS proveniente das atividades agrícolas (SOUSA *et al.*, 2022).

4.2 Revisão de literatura sobre Zoneamento Ecológico-Econômico

Para o desenvolvimento e embasamento técnico científico da pesquisa, foi realizada uma revisão de âmbito literário (bibliográfico) sobre o panorama geral de métodos que vem sendo utilizados para a elaboração do ZEE no Brasil. Neste levantamento foi considerado diferentes bases de dados dos últimos 19 anos (2002/2020). Desta forma, foi possível obter uma ampla visão do arcabouço científico e fornecer informações relevantes sobre a hipótese a ser testada nesta pesquisa.

A Figura 6 apresenta as etapas aplicadas para a revisão bibliográfica que sustentaram o desenvolvimento dessa pesquisa.

Figura 6- Fluxograma do processo de seleção.

Fonte: Autoria própria.

Etapa 1) Planejamento da revisão: a pesquisa foi delineada de forma analisar somente artigos científicos em diferentes bases de dados consideradas relevantes segundo os critérios deste estudo. Nesse sentido, o levantamento limitou-se ao período de 2002 até o ano de 2020, com o intuito de englobar os primeiros trabalhos após a regulamentação do ZEE por meio do Decreto Federal nº 4.297, de 10 de julho de 2002, o qual estabelece critérios para o ZEE como instrumento de organização de território no Brasil até as pesquisas atuais.

Etapa 2) Seleção das bases de dados: a pesquisa concentrou-se em seis bases de dados científicas, Portal da Capes, Scielo, ScienceDirect, Scopus, Springer Link e Web of Science, consideradas apropriadas para o desenvolvimento desta revisão.

Etapa 3) Identificação dos termos que foram utilizados na pesquisa: inicialmente, foi efetivada uma ampla pesquisa para determinar qual o termo mais adequado. Nesse sentido foi adotado um termo para a pesquisa que fosse mais eficaz, baseando-se em uma combinação obrigatória da seguinte palavras-chave: “ecological-economic zoning”, do inglês, por possuir um amplo uso em publicações científica, e “Zoneamento Ecológico-Econômico” de modo que fosse ampliado o número de estudos, em virtude de ser um termo utilizado no território brasileiro.

Etapa 4) Aplicação dos critérios para a seleção dos artigos: primeiramente, foi realizado um levantamento preliminar dos artigos considerando as etapas mencionadas acima.. Por conseguinte, com o intuito de enfatizar os artigos mais relevantes acerca do tema central da pesquisa, foi efetivado um processo de remoção de arquivos duplicados considerando todas as bases de dados e a triagem dos artigos. A triagem, foi dividida em três secções, a primeira

tratou-se da exclusão dos artigos cujo título estivesse fora do contexto. A segunda refere-se a exclusão dos artigos que não apresentassem elementos importantes para a pesquisa, por fim, na última nessa secção foi efetivada a leitura dos artigos integralmente, sendo excluídos periódicos que não abordassem aspectos relacionados ao ZEE, tornando-os irrelevantes para o objetivo da revisão sistemática.

Etapas 5) Organização e extração dos dados: após a seleção dos artigos, dados referentes aos artigos e metodologias utilizadas, foram organizados e tabulados no Microsoft Office Excel.

Etapas 6) Síntese dos resultados obtidos, bem como a apresentação dos dados qualitativos.

4.3 Levantamento e organização do banco de dados para o desenvolvimento da pesquisa

A cartografia básica de apoio foi construída a partir da vetorização das informações planialtimétricas contidas nas cartas topográficas em escala de 1:10.000 no município de Ibiúna, disponibilizadas no Instituto Geográfico e Cartográfico do estado de São Paulo (IGC, 1979). Neste estudo, foi utilizado uma base de dados provida pelo Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM), composta por informações referentes a estradas, hidrografia, curvas de nível, pontos cotados e limite da bacia principal e limites das sub-bacias, e serviram de base para a obtenção de diversos parâmetros de ordem espacial.

Para o desenvolvimento do estudo, foi considerado como unidade de análise nove sub-bacias hidrográficas constituintes do Rio Sorocabuçu, tendo em vista um maior detalhamento das características socioambientais da BHRS. Inicialmente, foi realizado um levantamento dos dados em diferentes fontes de informação secundárias, buscando a melhor caracterização em termos de dados referentes ao meio físico e socioeconômico da área de estudo.

A Tabela 1 apresenta as etapas subsequentes realizadas no desenvolvimento metodológico e os softwares necessários para o desenvolvimento do estudo a partir do levantamento bibliográfico.

Tabela 1- Descrição dos materiais utilizados no trabalho.

Atributo	Objetivo	Fonte	Base dos dados
Base Cartográfica	Caracterização da BHRS e elaboração de novos dados (Limite da Bacia, sub-bacias, rede de drenagem)	LABGEMM* UNESP - Sorocaba	Instituto Geográfico e Cartográfico na escala de 1:10.000 (IGC, 1979)

Pedologia	EUPS	Infraestrutura e Meio Ambiente	Mapeamento realizado por Rossi <i>et al.</i> , (2017) (escala de 1:500.000)
Dados Socioeconômicos 2010	Dados vetoriais e numéricos (renda, alfabetização, longevidade, populacionais, setores censitários)	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)	Censo Demográfico de 2010, disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012)
Imagem de satélite CBERS 4 – WPM (2020)	Retificação do mapa de uso do solo e cobertura vegetal	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)	Catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Revisão Sistemática	Identificar os métodos utilizados para a elaboração do ZEE e o atual estado de investigação científica	Portal da Capes, Scielo, Scopus, Web of Science, Science Direct e Spring Link	
Softwares	Elaboração dos produtos cartográficos e operações	ArcGIS 10.6	
		QGIS 3.16.6	
		Google Earth Pro	
		TerrSet	

Fonte: Autoria própria.

* LABGEMM: Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental.

As variáveis adotadas e, posteriormente, aquelas elaboradas para compor o ZEE na BHRS, foram visando o estabelecimento de zonas com características específicas, como a potencialidade, limitações e restrições de usos para atender as categorias de manejo e construir um banco de dados espacial a ser utilizado em um SIG. Esta opção por organizar em SIG é inerente ao tipo de dado e ao objetivo da pesquisa.

4.4 Elaboração do Mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal

Foi elaborado o mapeamento de uso do solo e cobertura vegetal para o ano de 2020 no Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM/UNESP/Sorocaba), utilizando o método de vetorização manual, tendo como apoio o software ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017).

Para isso, foi utilizada a imagem do satélite do CBERS 4A e o sensor WPM (Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura), com data de passagem em 29 de agosto de 2020, com órbita-ponto 203/143, disponibilizada no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Inicialmente, foi realizada a fusão da imagem pancromática (resolução espacial de 2 metros) com a multiespectral colorida com 8 metros de resolução espacial, visando melhorar o nível de interpretação dos atributos presentes na imagem.

Em seguida, o processo de classificação se deu nos limites da bacia hidrográfica obtida no item 5.3, utilizando-se de interpretação visual digitalizada utilizando-se o ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017). Os elementos básicos de análise e interpretação utilizados para o processo de extração de informações, foram: tonalidade/cor, textura, padrão, tamanho, localização espacial, sombra, forma e tamanho (NOVO, 2010).

As classes temáticas adotadas nesse trabalho foram adaptadas do Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013), sendo definidas 10 classes: Área Urbanizada, Área de Mineração, Cultura Temporária, Cultura Permanente, Campo, Mata, Pastagem, Reflorestamento, Corpo d'Água e Área de Várzea. Este procedimento gerou o produto denominado Mapa de uso do solo e cobertura vegetal (Quadro 1).

Quadro 1- Classes de uso do solo na BHRS.

Classes	Descrição
Área Urbanizada	Refere-se a áreas ocupadas por edificações e sistema viário, onde predominam as superfícies artificiais não agrícolas. Incluem nessa categoria as cidades, vilas, áreas de rodovias, áreas industriais e comerciais.
Área de Mineração	Refere-se as áreas destinadas a exploração ou extração de substância minerais presentes no subsolo.
Cultura Temporária	Refere-se as áreas voltadas ao cultivo de culturas com ciclo vegetativo de curta ou média duração, geralmente com um ciclo vegetativo inferior a um ano, viabilizando a rotatividade de culturas. Dentre elas, destaca-se a cultura de arvenses (cereais, oleaginosas e proteaginosas), hortícolas, floricultura, forrageiras, entre outras.
Cultura Permanente	Refere-se as áreas voltadas ao cultivo de culturas com ciclo vegetativo de longa duração, geralmente com um ciclo vegetativo superior a cinco anos, possibilitando várias colheitas. Dentre elas, destaca-se as culturas de uva, goiaba, laranja, vinha, olival, café e maçã.
Campo	Refere-se as áreas degradadas, com ausência de vegetação e/ou a presença de estrato herbáceo.
Mata	Refere-se as áreas com formações arbóreas com altura superior a cinco metros, constituídas por diversas fitofisionomias.
Pastagem	Refere-se as áreas destinadas a atividade pecuária, geralmente como solo coberto por vegetação de gramíneas e leguminosas.
Reflorestamento	Refere-se as áreas destinadas ao cultivo de povoamento florestais, principalmente, eucalipto e pinos, visando a extração de matérias-primas para diversas finalidades.
Corpo d'água	Refere-se as áreas naturais e artificiais, como rios, lagos, lagoas e reservatórios.
Área de várzea	Refere-se as áreas sujeitas à inundação, geralmente ocorre nas adjacências dos corpos hídricos

Fonte: Adaptado do IBGE (2013).

4.5 Mapeamento das Declividades do terreno

A partir das curvas de nível e dos pontos cotados obtidos na construção da base de apoio (item 5.3), foi gerado um Modelo Digital de Elevação (MDE) com uma resolução espacial de 5 metros, obtido utilizando o método de triangulação de Delaunay (Triangular Irregular Network - TIN), resultando em uma grade triangular contendo informações sobre a elevação do terreno em diversas localidades (LI; ZHU; GOLD, 2005).

A partir do MDE foi calculada as respectivas declividades em porcentagem, por meio de uma função matemática denominada *Slope* disponível no módulo *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS 10.6. (ESRI, 2017). Foram adotadas as classes de declividade definidas conforme a classificação realizada por Gomes (2002), estabelecidas em função das características do terreno por sub-bacias (Quadro 2). O resultado foi obtenção do Mapa de declividades da área de estudo.

Quadro 2 - Definição das classes de declividade em porcentagem variando em função das características do local.

Classes (%)	Características
0 - 2	Terrenos planos ou quase planos, onde o escoamento superficial é muito lento ou lento
2 - 5	Terrenos com declividades suaves, nos quais, na maior parte do solo, o escoamento superficial é lento ou médio
5 - 10	Terrenos inclinados, geralmente com relevo ondulado, nos quais o escoamento superficial é médio e rápido
10 - 15	Terrenos muito inclinados, ou colinosos, onde o escoamento superficial é rápido.
15 - 20	Terrenos inclinados onde o escoamento superficial é rápido
20 - 25	Terrenos fortemente inclinados, com escoamento superficial muito rápido
25 - 50	Terrenos fortemente inclinados a muito íngremes, com escoamento superficial muito rápido e desenvolvimento de solo raso a muito raso
> 50	Terrenos muito íngremes ou escarpados, com escoamento superficial muito rápido e com desenvolvimento de solo raso

Fonte: Adaptado de Gomes (2002).

4.6 Mapeamento das Áreas De Preservação Permanente

Obtido o Mapa de uso do solo e cobertura vegetal e de declividade foi elaborado o Mapa de Áreas de Preservação Permanente. As APP constituem faixas de áreas que se distribuem ao longo da margem dos cursos d'água, lagos e nascentes, ou em encostas ou topo de morros íngremes que tem como principal função proteger os recursos hídricos, a paisagem, bem como garantir a estabilidade geológica e da biodiversidade de eventuais

processos que possam prejudicar a estabilidade do ecossistema a qual esteja associado (BRASIL, 2012).

As APP foram delimitadas sobre os limites da bacia principal, conforme diretrizes definidas no Código Florestal (Lei nº 12.651/ 2012), apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3- Diretrizes para a delimitação das APP.

Categorias de APP	Critério de delimitação		Extensão da APP	
Cursos d´água naturais	Largura do rio (m)	< 10	Largura da faixa marginal (m)	30
		≥ 10 - 50		50
		≥ 50 - 200		100
		≥ 200 - 600		200
		≥ 600		500
Nascentes	Raio de 50m ao redor da nascente			
Lagos e lagoas naturais	Área Rural	< 20 ha	Raio de 50 metros	
		> 20 ha	Raio de 100 metros	
	Área Urbana		Raio de 30 metros	
Topos e encostas	Declividade Superior a 45º		Área ha	

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

Para o desenvolvimento desta etapa foram utilizadas as ferramentas disponíveis no software ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017). Para as APP dos cursos d'água perenes foi aplicada a ferramenta *buffer* considerando a largura da faixa marginal de 30 metros, enquanto para as APP das nascentes foi utilizada as faixas de 50 metros para seu entorno, e para os lagos em áreas urbanas e rurais as faixas foram especificadas conforme determinado no macrozoneamento do município de referência (Ibiúna, SP) com os valores apresentados no Quadro 3. Com relação as áreas de topos e encostas, estas foram extraídas a partir do Modelo Digital do Terreno (MDT) com declividades superiores a 45° conforme legislação vigente (BRASIL, 2012).

Definidas as APP, procedeu-se a extração do uso do solo por meio da sobreposição ao Mapa de uso do solo e cobertura vegetal às áreas de APP predefinidas segundo critérios legais. A partir do resultado desta sobreposição foi possível identificar e quantificar as áreas em acordo (Uso Adequado) e em desacordo (Uso Inadequado) com a legislação atual para o uso em locais de APP. O produto resultante desta etapa foi determinado como Mapa de conflitos de uso do solo nas APP.

4.7 Mapeamento do Índice de Transformação Antrópica

O Índice de Transformação Antrópica (ITA) desenvolvido por Lémechev (1982), possibilita mensurar a pressão das ações antropogênicas sobre um determinado componente da paisagem, como as áreas de preservação permanente em bacias hidrográficas, auxiliando na avaliação do grau de antropização que ocorre no local analisado. O cálculo do ITA (Equação 1) considera a atribuição de pesos que variam de 0 a 1 para os diferentes usos do solo e cobertura vegetal, sendo o peso atribuído segundo o impacto do uso da terra em relação ao potencial de degradação do solo.

$$ITA = \frac{\sum (\% Uso_n * Peso_n)}{100} \quad (1)$$

Sendo:

ITA: Índice de Transformação Antrópica para a sub-bacia hidrográfica;

Uso_n: área em valores percentuais da classe de uso do solo normalizado;

Peso_n: peso determinado para os diferentes usos da terra e cobertura vegetal normalizado quanto ao grau de alteração antrópica.

A Tabela 2 apresenta os valores normalizados segundo os percentuais, sendo que quanto mais próximo de 1 maior a o potencial de gerar degradação em função da influência antrópica (CRUZ *et al.*, 1998).

Tabela 2 - Pesos atribuídos a classes de uso do solo segundo o Mapa de uso do solo da BHRS.

Classes	Pesos
Área de várzea	0,1
Área urbanizada	1
Campo	0,75
Corpo d'água	0,1
Cultura permanente	0,9
Cultura temporária	0,9
Mata	0,1
Mineração	0,95
Pastagem	0,9
Reflorestamento	0,5

Fonte: Autoria própria.

Os pesos atribuídos na Tabela 2 foram definidos segundo o método Delphi, no qual atribui os pesos considerando a multidisciplinariedade e a visão de especialistas (SCHWENK; CRUZ, 2008). A Tabela 3 mostra os valores após a aplicação da Equação 1 em classes de grau de antropização.

Tabela 3 - Classificação do Índice de Transformação Antrópica.

Classes	Grau de antropização
0 e 0,25	Muito Degradada
>0,25 a 0,50	Degradada
>0,50 a 0,75	Moderadamente Degrada
> 0,75 a 1,00	Pouco Degradada

Fonte: Schwenk e Cruz (2008).

As classes foram determinadas em iguais porcentagem de alcance (25%), sendo que o limite inferior foi de 0 e o limite superior 1. As categorias foram então classificadas de acordo com os seguintes critérios: classe pouco degradada, diz respeito as áreas constituídas por vegetação natural; classe regular, áreas com o manejo adequado caracterizadas por não apresentarem alterações significativas na paisagem (SILVA; VIEIRIA; THALES, 2021). A classe muito degradada refere-se as áreas antrópicas que são constantemente modificadas, abrangendo as áreas com o cultivo temporário e perene, mineração, área urbana e pastagem sem o manejo adequado, consequentemente afetando de forma negativa a vegetação natural. Como pode-se notar, essas atividades são tidas como as principais atividades antropogênicas que ocasionam alterações no nível de paisagem, afetando de forma negativa a região (HALMY; GLESSLER; SELIM, 2015; SONG *et al.*, 2018). O produto foi denominado Mapa de Índice de Transformação Antrópica.

4.8 Mapeamento do Indicador de Integridade das Matas Ciliares

Para avaliar a integridade das matas ciliares decorrente das diferentes pressões exercidas sobre ela, foi elaborado o Mapa do Indicador de Integridade de Matas Ciliares (IIMC), o qual faz referência a integridade e grau em que um determinado sistema está isento da modificação da sua estrutura, composição e função, decorrente das ações antropogênicas (PARRISH; BRAUN; UNNASCH, 2003).

O cálculo do IIMC foi realizado com base na metodologia adaptada e proposta por Silva *et al.* (2017), no qual são atribuídos valores (pontuações) que variam de 0 a 1 para a avaliação das APP, sendo a menor pontuação atribuída a locais com menor integridade da mata ciliar, enquanto, maiores valores referem-se a áreas com maior integridade. A Tabela 4 apresenta as porcentagens referentes a integridade da APP.

Tabela 4 - Pontuação para a avaliação da integridade das áreas de preservação permanente.

Integridade da Mata Ciliar em porcentagem	Pontuação
IIMC $\leq$ 60%	0

$60\% < \text{IIMC} \leq 70\%$	0,2
$70\% < \text{IIMC} \leq 80\%$	0,4
$80\% < \text{IIMC} \leq 90\%$	0,6
$90\% < \text{IIMC} \leq 95\%$	0,8
$\text{IIMC} \geq 95\%$	1

Fonte: Adaptado de Silva *et al.* (2017).

As classes foram divididas com base na porcentagem da integridade da mata ciliar (Tabela 4), logo, para sua determinação foi utilizado o Mapa de conflitos de uso do solo e cobertura vegetal nas APP (item 5.5), visando determinar a integridade das matas ciliares. As maiores pontuações de IIMC referem-se as APP que apresentam maior proporção da classe “mata”, isto é, áreas que estão de acordo com a legislação, todavia, as menores pontuações do IIMC estão referenciadas aos locais que apresentam menores porcentagens da “mata” nas APP, isto é, menor integridade das matas.

4.9 Elaboração dos Indicadores Morfométricos

Foi gerado uma série de parâmetros morfométricos para a caracterização da BHRS, sendo eles: o coeficiente de compacidade (Kc), o fator de forma (Kf), o índice de circularidade (IC), densidade da drenagem (Dd) e Indicador de Conformidade de Uso do Solo (ICuso), além dos atributos área (A) e perímetro (P) (VESTENA *et al.*, 2006). Todo o processamento foi realizado por meio do *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), utilizando a metodologia proposta por Silva *et al.* (2016) para a obtenção dos indicadores morfométricos, tendo como unidade de análise sub-bacias geradas a partir de um estudo do perfil longitudinal e da distribuição da rede hidrográfica da BHRS.

Os indicadores morfométricos têm sido utilizados por vários pesquisadores de modo que auxiliem na compreensão dos fenômenos naturais e ações antrópicas (SANTOS; SOBREIRA, 2008), sendo uma ferramenta importante e complementar para auxiliar os formuladores de políticas para a gestão do uso do solo em bacias hidrográficas (MAGALHÃES *et al.*, 2011). No geral para a construção dos indicadores são utilizadas as informações contidas na base cartográfica de apoio (item 5.3), tais como área, perímetro, largura, densidade de drenagem, comprimento de rios e afluentes etc., e calculadas conforme mostrada a seguir.

4.9.1 Coeficiente de compacidade

O coeficiente de compacidade (K_c) relaciona o perímetro da bacia hidrográfica e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia, a qual é definida pela Equação 02. Quanto mais alongada for a bacia, maior será o valor de K_c e menor é a susceptibilidade a enchentes, contudo, quanto mais circular for a bacia hidrográfica, mais próximo de 1 será o valor de K_c , conseqüente, mais susceptível a enchentes.

$$K_c = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (2)$$

Sendo:

K_c : Coeficiente de Compacidade da sub-bacia hidrográfica (adimensional);

P : perímetro da sub-bacia hidrográfica (m);

A : área de drenagem da sub-bacia hidrográfica (m²).

O Coeficiente de compacidade é um indicador que se apresenta adimensional, podendo assumir os seguintes valores: $\leq 1,25$ para bacias com alta propensão a enchentes, 1,25 - 1,50 para bacias com tendência mediana a enchente e, por fim, $K_c \geq 1,50$ referem-se a bacia não sujeita a enchente (SILVA; MELLO, 2008).

Deste modo, nesta pesquisa ele foi padronizado para o intervalo de valores variando entre 0 e 1, onde o valor igual 0 refere-se as sub-bacias hidrográficas que apresentam alta propensão a enchentes, e 1 para as sub-bacias hidrográficas não sujeita a enchentes. Esta padronização foi realizada utilizando os valores originais de K_c e os intervalos mencionados anteriormente para cada uma das sub-bacias hidrográficas com base na Equação 3 (SILVA *et al.*, 2016).

$$K_{cad} = \begin{cases} 0 & \text{para } K_c \leq 1,25 \\ 4 \times K_c - 5 & \text{para } 1,25 < K_c < 1,50 \\ 1 & \text{para } K_c \geq 1,50 \end{cases} \quad (3)$$

Sendo:

K_{cad} : Coeficiente de Compacidade da sub-bacia hidrográfica padronizado de 0 a 1;

K_c : Coeficiente de Compacidade original da sub-bacia hidrográfica.

4.9.2 Fator de forma

O Fator de forma (Kf) relaciona a forma da bacia a de um retângulo, correspondendo à razão entre largura média e o comprimento axial da bacia hidrográfica. Esse parâmetro igualmente indica maior ou menor tendência de enchentes, no qual uma bacia com Kf baixo será menos propensa a ocorrência de enchentes quando comparado a outra bacia do mesmo tamanho, que assume um valor de Kf maior (Equação 4).

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (4)$$

Sendo:

Kf: Fator de Forma da sub-bacia hidrográfica (adimensional);

A: área de drenagem da sub-bacia hidrográfica (m²).

L: comprimento axial da sub-bacia hidrográfica que corresponde à distância do exultório ao ponto mais longínquo do divisor topográfico (m).

O Kf é um indicador adimensional, o qual pode assumir os seguintes valores: $\leq 0,75$ refere-se a bacias com grandes tendências a enchentes; valores de $0,75 - 0,50$ apresenta tendências medianas a ocorrência de enchentes; $Kf \geq 0,50$ significa sem tendência a enchentes (SILVA; MELLO, 2008).

Assim, os valores de Kf foram padronizados em um intervalo variando entre 0 e 1 segundo a Equação 5 (SILVA *et al.*, 2016), realizada com base nos valores originais de Kf e nos intervalos predeterminados citados anteriormente. Onde o valor igual 0 refere-se as sub-bacias hidrográficas que apresentam grandes tendências a enchentes, e 1 para as sub-bacias hidrográficas sem tendência a enchentes.

$$Kfad = \begin{cases} 0 & \text{para } Kf \geq 0,75 \\ -4 \times Kf + 3 & \text{para } 0,75 < Kf < 0,50 \\ 1 & \text{para } Kf \leq 0,50 \end{cases} \quad (5)$$

Sendo:

Kfad: Fator de Forma da sub-bacia hidrográfica padronizado para variar de 0 a 1;

Kf: Fator de Forma original da sub-bacia hidrográfica.

4.9.3 Índice de circularidade

O Índice de circularidade (Ic) proposto por Miller (1953), é um parâmetro adimensional que indica a forma da bacia hidrográfica, no qual à medida que o valor se

aproxima de 1 maior a circularidade, logo, mais propensa a enchentes. Para o cálculo desse índice utilizou-se a Equação 6.

$$Ic = \frac{4 * \pi * A}{p^2} \quad (6)$$

Sendo:

Ic: Índice de Circularidade sub-bacia hidrográfica (adimensional);

A: área de drenagem da sub-bacia hidrográfica (m²);

P: perímetro da sub-bacia hidrográfica (m).

O Ic foi padronizado para o intervalo de valores que variam de 0 e 1, sendo o valor igual a 1 referente a uma situação desejável e o valor igual a 0 uma situação ruim. A padronização foi realizada para cada uma das sub-bacias hidrográficas utilizando os valores originais de Ic conforme a Equação 7 (SILVA *et al.*, 2016).

$$Icad = 1 - Ic \quad (7)$$

Sendo:

Icad: Índice de circularidade padronizado da sub-bacia hidrográfica para variar de 0 a 1

Ic: Índice de Circularidade original da sub-bacia hidrográfica.

4.9.4 Densidade da drenagem

A Densidade da Drenagem (Dd) proposta por Horton (1932) possibilita determinar qual o grau de eficiência do sistema de drenagem da bacia. É obtida segundo a relação entre o somatório do comprimento de todos os canais da rede de drenagem (canais perenes, temporários ou intermitentes) e a área total da bacia hidrográfica (Equação 8).

$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (8)$$

Sendo:

Dd: Densidade da Drenagem da sub-bacia hidrográfica (adimensional);

Lt: comprimento total dos cursos de água fluviais da sub-bacia hidrográfica (km);

A: área de drenagem da sub-bacia hidrográfica (km²).

A Dd foi classificada em três classes de interpretação conforme o Quadro 4 (VILLELA; MATTOS, 1975).

Quadro 4 - Classes de interpretação para os valores de densidade da drenagem.

Classes de valores (km ²)	Densidade da Drenagem
$\leq 0,5$	Baixa
0,5 a 3,5	Média
$\geq 3,5$	Alta

Fonte: Adaptado de Villela e Mattos (1975).

As classes de valores de densidade da drenagem (Quadro 4) para esse estudo foram padronizados para o intervalo de 0 a 1, onde valores próximos a 0 refere-se as piores condições, e valores próximos a 1 refere-se as melhores condições quanto ao grau de eficiência do sistema de drenagem (Equação 9) (SILVA *et al.*, 2016).

$$Ddad = \begin{cases} 0 & \text{para } Dd \leq 0,5 \\ \frac{1}{3} \times Dd - \frac{1}{6} & \text{para } 0,5 < Dd < 3,5 \\ 1 & \text{para } Dd \geq 3,5 \end{cases} \quad (9)$$

Sendo:

Ddad: refere-se ao indicador da densidade de drenagem padronizado da sub-bacia hidrográfica para variar de 0 a 1;

Dd: refere-se à densidade de drenagem da sub-bacia hidrográfica (km/km²).

De modo geral, solos altamente permeáveis e áreas com topografia pouco íngreme tendem a apresentar os maiores valores de Ddad (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014).

Este índice assume grande importância para estudos acerca de bacias hidrográfica, já que reflete a influência de alguns parâmetros como o tipo de relevo, vegetação, tipo de solo, dentre outros fatores, no sistema de drenagem da bacia, exercendo influência no tempo para a saída do escoamento superficial da bacia (LIMA, 2008).

4.9.5 *Uso potencial do solo*

Para a elaboração do Mapa do uso potencial do solo, foi inicialmente determinado o Coeficiente de Rugosidade (CR) nas sub-bacias hidrográficas. O CR é um parâmetro que

indica o uso potencial da terra em função da declividade média do relevo e a densidade da drenagem (Dd). Sua determinação foi obtida com base na Equação 10 (SILVA *et al.*, 2016).

$$CR = D * Dd \quad (10)$$

Sendo:

CR: Coeficiente de Rugosidade da sub-bacia hidrográfica;

D : declividade (%) da sub-bacia hidrográfica;

Dd : densidade de drenagem da sub-bacia hidrográfica (km/km²).

Em seguida o CR foi padronizado para os valores variarem no intervalo de 0 a 1 (Equação 11).

$$CRp = \frac{CR}{CR_{max}} \quad (11)$$

Sendo:

CRp: Coeficiente de Rugosidade Padronizado das sub-bacias hidrográficas;

CR: Coeficiente de Rugosidade da sub-bacia hidrográfica.

CRmax: maior valor do coeficiente de Rugosidade da sub-bacia hidrográfica.

Quanto maior for o valor do CRp, maior será a chance de ocorrer erosão com base na declividade média pela densidade de drenagem, motivo pelo qual pode-se de forma subjetiva determinar a aptidão de determinadas classes de uso do solo, para determinados condições de CRp.

Nesta pesquisa, foi utilizada as condições de aptidão segundo os estudos de Rocha e Kurtz (2001), no qual os autores estabeleceram quatro classes prioritárias de aptidão conforme classes de uso do solo. Para a classe de agricultura foi definida a Aptidão A, nas quais foram consideradas como classes de uso do solo as referentes as culturas temporárias e permanentes; para a classe de Pastagem/Pecuária foi definida a Aptidão B, tendo sido consideradas as classes referentes as pastagens e campos; para as classes de Pastagem/Florestamento foi definida Aptidão C tendo sido consideradas as classes referentes as pastagens, campos, reflorestamentos e matas; e por fim, à classe Floresta atribuída Aptidão D, referente as matas e reflorestamentos (Tabela 4).

Tabela 4 - Classes de aptidão ao uso terra.

Classes de Aptidão	Classes prioritárias de aptidão
Aptidão A	Agricultura
Aptidão B	Pastagem/Pecuária
Aptidão C	Pecuária/Matas
Aptidão D	Matas

Fonte: adaptado de Rocha e Kurtz (2001).

As demais classes de uso do solo não foram consideradas para fins de estabelecimento do potencial de uso do solo neste trabalho. Em seguida foi determinado a amplitude das classes de aptidão em função das classes de uso do solo encontrados no Mapa de uso do solo e cobertura vegetação (item 5.2). Para isto, foi determinado os intervalos de classe (IC), ao qual cada uma das classes de uso do solo irá assumir em relação a aptidão determinada na Tabela 4. O IC foi calculado considerando-se a diferença entre os valores do CR dividido pelo número de aptidões determinado segundo a Tabela 4, conforme a Equação 12.

$$IC = \frac{(CR_{pmaior} - CR_{pmenor})}{4} \quad (12)$$

Sendo:

IC: intervalos de classe;

CR_{pmaior}: refere-se ao maior valor de CRp da bacia hidrográfica;

CR_{pmenor}: refere-se ao menor valor de CRp da bacia hidrográfica.

Encontrado os valores de amplitude dos CR da bacia hidrográfica, e conhecidas as classes prioritárias de aptidão (Tabela 4), foi gerado o Mapa do uso potencial do solo referente as quatro classes de uso do solo, da seguinte forma:

- Aptidão A: menor valor do CR + IC = Agricultura;
- Aptidão B: > Aptidão A + IC = Pastagem/Pecuária;
- Aptidão C: > Aptidão B + IC = Pecuária/Florestamento;
- Aptidão D: > Aptidão C.

Utilizando o Mapa do uso potencial do solo, elaborado conforme descrito acima, foi possível determinar os conflitos resultantes da sobreposição do potencial de uso do solo pelo uso do solo remanescente. Nessa análise também foram excluídas as áreas ocupadas por

classes urbanas e rurais, lagos e açudes. Após a identificação das áreas em conformidade ou não com as classes de aptidão de uso do solo, foi analisada a relação entre as áreas em conformidades de uso do solo com o uso potencial do solo por sub-bacia hidrográfica (item 5.2) conforme a Equação (13).

$$IC_{uso} = \frac{A_{cau}}{A_{sbh}} \quad (13)$$

Sendo:

IC_{uso} : Indicador de Conformidade de Uso do Solo;

A_{cau} : área em conformidade com a aptidão do uso do solo da sub-bacia hidrográfica;

A_{sbh} : área de drenagem da sub-bacia hidrográfica sem a presença das classes compostas por edificações antrópicas (áreas urbanas e rurais).

A partir da obtenção dos indicadores morfométricos, em integração com outros indicadores ambientais da área de estudo, foram elaborados mapas de representação da dinâmica ambiental, que serviram de base para a construção de informações intermediárias na composição do modelo do ZEE.

4.9.6 *Índice de Sustentabilidade do Relevo*

O indicador denominado Índice de Sustentabilidade do Relevo (ISR) teve como objetivo demonstrar a estabilidade do relevo em relação aos índices morfométricos e o uso do solo (SILVA *et al.*, 2016). Foi obtido segundo a Equação 14, utilizando cinco dos indicadores morfométricos padronizados obtidos no item (5.9).

$$ISR = \frac{(Kcad + Kfad + ICad + Ddad + Icus)}{5} \quad (14)$$

Sendo:

ISR: Índice de Sustentabilidade do Relevo da sub-bacia hidrográfica;

$Kcad$: Coeficiente de Compacidade da sub-bacia hidrográfica;

$Kfad$: Fator de Forma da sub-bacia hidrográfica;

$ICad$: Índice de Circularidade padronizado da sub-bacia hidrográfica;

$Ddad$: Indicador da Densidade de Drenagem padronizado da sub-bacia hidrográfica;

Icuso: Indicador de Conformidade de Uso do Solo da sub-bacia hidrográfica.

4.10 Índice Potencial de Poluição Difusa

O Índice Potencial de Poluição Difusa (IPPD) é uma ferramenta que tem como finalidade avaliar a pressão exercida sobre os recursos hídricos em função dos diferentes tipos de uso do solo em seu entorno, possibilitando a identificação de áreas que carecem de ações prioritárias para o controle da poluição difusa (MUNAFÒ *et al.*, 2005).

O uso do IPPD apresenta algumas vantagens, como a simplicidade no seu uso, bem como admite a sua implementação em um ambiente SIG para a geração das bases cartográficas que alimentam o modelo, possibilitando o seu uso para fornecer apoio aos órgãos gestores e pesquisadores (GOSSWEILER *et al.*, 2021). Logo, o IPPD sobre os corpos hídricos foi elaborado a partir da combinação de três indicadores de condições ambientais (MUNAFÓ *et al.*, 2005), sendo eles:

- indicador de poluição difusa em função do uso do solo IUT;
- indicador relacionado a condição de escoamento superficial IES;
- e, o indicador relacionado a proximidade da carga poluente de corpos hídricos Di.

4.10.1 Indicador de Poluição Difusa em função do uso do solo e cobertura vegetal

O Indicador de Poluição Difusa em função do uso do solo e cobertura vegetal (IUT) foi elaborado segundo a metodologia proposta por Munafó *et al.* (2005), o qual representa de forma sintética como o uso do solo potencializa o transporte de sedimentos para os corpos hídricos. Sendo assim, o modelo considerou como condições mais favoráveis ao transporte de sedimentos para os cursos d'água as classes de uso do solo referente as áreas urbanizadas e agrícolas, as quais foram atribuídos maiores valores de referência, enquanto às áreas naturais, florestadas ou inalteradas foram atribuídas menores valores. Os pesos atribuídos por classe de uso do solo tiveram como base o Mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal (item 5.4), segundo a conforme a Tabela 5.

Tabela 5 - Valores do IUT para a área de estudo.

Tipo de uso do solo e cobertura vegetal	Valores
Área de várzea	0,30
Área urbanizada	0,82
Campo	0,08
Corpo d'água	0,09

Cultura permanente	0,89
Cultura temporária	0,79
Mata	0,06
Mineração	0,78
Pastagem	0,40
Reflorestamento	0,29

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

Como apresentado na Tabela 5 os menores valores foram atribuídos a classe corpos d'água, pois nesta pesquisa foram analisados apenas a função “receptores” dos sedimentos transportados. Matas, reflorestamentos, campos e pastagens também receberam valores relativamente baixos, já que estes podem capturar ou até mesmo reter os sedimentos, ou seja, contribui para evitar a poluição do receptor. Às classes agrícolas e mineração foram atribuídos valores intermediários, em função do seu potencial de hora agir como um desencadeador, hora como um receptor. Por fim, as áreas urbanizadas receberam os maiores valores, visto seu potencial de transporte e acúmulo de sedimentos em função principalmente da impermeabilização da superfície. Ao final obteve-se o Mapa de poluição difusa em função do uso do solo (IUT).

4.10.2 Indicador de Escoamento superficial

O *IES*, tradicionalmente conhecido como *coeficiente runoff* (C) foi elaborado para representar o potencial de escoamento ao longo de toda vertente da bacia até o leito do rio. Neste trabalho, o *IES* foi adaptado da metodologia de CECCHI *et al.* (2007) utilizando o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017), no qual foi aplicado valores do coeficiente de escoamento (C) em função do tipo de solo e cobertura vegetal (Tabela 6), corrigidos pelo efeito da declividade (Tabela 7).

Tabela 6 - Valores do coeficiente de escoamento (C), em função do tipo de solo e cobertura vegetal.

Classes de Uso do solo do CLC	Classes de Permeabilidade dos solos		
	A	B	C
	Latossolo Vermelho-Amarelo	Cambissolo Háplicos	Gleissolo Melânicos
Área de várzea	1	1	1
Área urbanizada	0,77	0,85	0,95
Campo	0,49	0,69	0,79
Corpo d'água	1	1	1
Cultura permanente	0,70	0,80	0,86
Cultura temporária	0,58	0,73	0,82
Mata	0,36	0,60	0,73
Mineração	0,46	0,69	0,79

Pastagem	0,30	0,69	0,79
Reflorestamento	0,45	0,66	0,77

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

Tabela 7- Valores do coeficiente de escoamento (C) em função da declividade.

Declividade (%)	Coeficiente de correção
≤ 4,60	0
4,60 - 6,43	0,1
6,43 - 7,92	0,2
7,92 - 9,42	0,3
9,42 - 10,92	0,4
10,92 - 12,42	0,5
12,42 - 13,91	0,6
13,91 - 15,42	0,7
15,42 - 16,94	0,8
16,94 - 18,48	0,9
≥ 18,48	1

Fonte: Adaptado de Cecchi *et al.*, (2007).

Após a determinação dos valores do coeficiente de escoamento (C) em função do tipo de solo e cobertura vegetal, foi realizada as correções em função da declividade utilizando a Ferramenta "Intersect" no ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), gerando como saída o Mapa do Indicador de Escoamento superficial (IES).

4.10.3 Indicador de Distância

O Di é definido como um coeficiente que diz respeito a distância percorrida de um determinado poluente até o leito do rio (CECCHI *et al.*, 2007), sendo que o potencial da poluição diminui gradativamente quanto maior for essa distância do recurso hídrico, em função de uma possível retenção desses poluentes em seu trajeto até a rede fluvial.

Neste trabalho, o Di foi obtido considerando-se a distância percorrida dos interflúvios de uma determinada sub-bacia até a rede fluvial mais próxima (Equação 15).

$$Di = \exp^{(-Di \times k)} \quad (15)$$

Sendo:

Di: valores de distância *i* em relação ao rio considerado medido em números de células em uma escala de 0 a 1;

K: constante que assume o valor de 0,090533 (CECCHI *et al.*, 2007).

Para sua elaboração foi utilizada a rede hidrográfica vetorizada com base na carta topográfica do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) em escala de 1:10000, que em seguida foi submetida aos procedimentos analíticos utilizando uma ferramenta denominada “*euclidean distance*” encontrada no ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017). Este procedimento permite a transformação das linhas vetorizadas em um arquivo matricial, no qual as distâncias dos cursos d’água são calculadas segundo a resolução espacial previamente definida em função das demais informações geradas. O resultado é um mapa de distâncias da rede fluvial com 10 classes com valores entre 0 e 1 (JENKS, 1967). Nesse sentido, as distâncias são inversamente proporcionais aos valores do D_i , sendo o maior valor atribuído ao D_i quanto menor for a distância para o corpo d’água.

4.10.4 Processo de elaboração do IPPD

Em seguida os indicadores foram combinados segundo a Equação 16, tendo como resultado o Índice Potencial de Poluição Difusa (IPPD).

$$IPPD = \rho_{IUT} * IUT + \rho_{IES} * IES + \rho_{Di} * D_i \quad (16)$$

Sendo:

IPPD: Índice de Potencial de Poluição Difusa para a sub-bacia hidrográfica;

ρ_{IUT} , ρ_{IES} e ρ_{Di} : são pesos relativos atribuídos segundo o grau de importância para cada uma das variáveis que compõe o IPPD, respectivamente 5, 3 e 2.

Como visto, o IUT é tido como a principal causa da poluição por fontes não pontuais, com base na literatura consultada (GOSSWEILER *et al.*, 2021; RIVERA-ORTIZ; FUENTES-JUNCO, 2020). Enquanto IES e D_i receberam valores menores, entretanto, ambos estão intimamente relacionados com a poluição não pontual, em função da mobilidade pelo escoamento superficial e a distância do transporte dos poluentes.

Obtido o Mapa de IPPD, procedeu-se a padronização entre 0 e 1, o qual foi classificado em cinco classes, em que quanto mais alto seu valor, menor seu potencial de contribuição para a poluição dos corpos d’água por meio de fontes difusas (Tabela 8).

Tabela 8 - Classes do potencial de poluição do IPPD.

Classes	IPPD
$IPPD \leq 0,45$	Muito Alto
$0,45 < IPPD \leq 0,55$	Alto
$0,55 < IPPD \leq 0,65$	Moderado
$0,65 < IPPD \leq 0,75$	Baixo
$IPPD > 0,75$	Muito Baixo

Fonte: Autoria própria.

4.11 Elaboração do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

Inicialmente o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) foi criado com o intuito de medir o nível do desenvolvimento humano dos países. Para tal, o IDH incorpora uma abordagem direcionada a olhar diretamente para o ser humano, abrangendo questões relacionadas ao bem-estar de uma sociedade, que enfatiza a sua importância acima do crescimento econômico ou renda. Com base nessa ideia, o cálculo do IDH de um país considera três dimensões essenciais para representar e capturar aspectos críticos acerca do desenvolvimento humano, que é o indicador de renda, educação e saúde (PNDU, 2022), apresentando a mesma ponderação para os três no cálculo do IDH (LIND, 2019).

Nesse sentido, com base na sua importância e com o intuito de buscar uma melhor adequação em outros níveis de abrangência, a metodologia para o cálculo do IDH foi adequada para o município a qual a área de estudo está inserida, sendo denominado Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM). Esse índice permite que o usuário tenha uma visualização da situação em escala local, com base nas dimensões que o compõem, servindo como instrumento de gestão complementar para a formulação de estratégias políticas, com o intuito de evitar conflitos e diferenças no modelo gerencial (RAHAYU; RAVIYANTI; MAHARDIKA, 2016).

Assim, o IDHM para as sub-bacias da área de estudo, foi obtida através da metodologia adaptada por Sales et al. (2020), utilizando as dimensões Longevidade, Educação e Renda (Quadro 5), com base nos dados do PNDU Brasil para o ano de 2010.

Quadro 5 - Dimensões constituintes do índice de desenvolvimento humano municipal.

Longevidade	Educação		Renda
Esperança de vida ao nascer	População Adulta	População Jovem	Renda municipal <i>per capita</i>
	Escolaridade da população adulta	Fluxo da escolarização da população jovem	

Fonte: Adaptado de PNDU (2020).

4.11.1 Dimensão de Renda

A dimensão renda (*Drenda*) é considerada essencial para que a população tenha acesso a bens e serviços essenciais para um padrão de vida aceitável, como acesso a água potável, comida e moradia (PNDU, 2022). Tal é composta pela renda per capita da população, a qual possibilita mencionar o poder médio de compra de bens e serviços (PINTO *et al.*, 2013). Logo, o cálculo da renda com base nos setores censitários baseia-se no rendimento nominal total dividido pela população total residente nos domicílios em cada setor, resultando na renda setorizada per capita (IBGE, 2012).

Tem-se como população total aquela que residem nos domicílios contidos em cada setor, classificados em três grupos, sendo os particulares permanentes (casas, apartamentos), domicílios particulares improvisados (barracas, casas, prédios em construção, vagões de trem, dentro outros) e, por fim, os coletivos (hotéis, pensões, hospitais, asilos) segundo o IBGE (2012).

Conforme estabelecido no Atlas de Desenvolvimento Humano no Brasil, na metodologia do IDH em escala municipal desenvolvida pelo PNDU, são atribuídos valores mínimos e máximos de referência segundo a paridade de poder de compra do dólar, o mesmo utilizado no IDH Global. Logo, os valores mínimos e máximos convertidos em renda per capita são de R\$ 8,00 e R\$4.033,00, respectivamente. Sendo o valor máximo a renda média da décima parcela mais rica da população do município mais rico do Brasil e o mínimo corresponde ao valor mínimo empregue pelo IDH Global.

Conforme apresentado por Abreu *et al.* (2011), com o intuito de ter melhor representação dos pequenos acréscimos de renda dos mais pobres por serem mais significativos quando comparado a renda dos mais ricos, o PNDU faz o uso da função logarítmica no cálculo da renda per capita para cada setor censitário e nos valores de mínimo e máximo de referência.

Deste modo, o cálculo da *Drenda* para os setores censitários constituintes da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, foi calculado com base na adaptação do IDH-Global segundo a Equação 17.

$$Drenda: \frac{(\log_{rps} - \log_{rmi})}{(\log_{rma} - \log_{rmi})} \quad (17)$$

Sendo:

Drenda: Dimensão Renda;

Logrps: logaritmo da renda per capita do setor censitário;

Logrmi: logaritmo da referência mínima;

Logrma: logaritmo da referência máxima.

4.11.2 Dimensão de Educação

A dimensão educação (Deduc), tem como objetivo avaliar o grau de instrução da população. Para isso, foi avaliado o indicador da alfabetização da população adulta e o fluxo da escolarização da população jovem (SCARPIN; SLOMSKI, 2007). O índice de alfabetização da população adulta mede o percentual da população com idade superior a 18 anos com o ensino fundamental completo. Já o fluxo de escolarização da população jovem é medido por meio da média aritmética do percentual de crianças com 5 e 6 anos que frequentam a escola, do percentual de jovens com 15 a 17 anos com o ensino fundamental completo, por fim, do percentual de jovens com idade entre 18 e 20 anos com ensino médio completo (PNDU, 2012).

Logo, a Deduc para os setores censitários (Equação 18) foi calculado a média geométrica dos dois índices, com peso 2 para o índice de fluxo da escolarização e 1 para o índice alfabetização, conforme estabelecido pelo PNPU (2012).

$$Deduc = \sqrt[3]{Ea \times Fe^2} \quad (18)$$

Sendo:

Deduc: Dimensão Educação;

Ea: índice de escolaridade da população adulta;

Fe: índice do fluxo da escolarização da população jovem.

Para tanto, foram utilizadas as variáveis do censo demográfico do IBGE (2010), o qual apresenta informações sobre a idade da população e pessoas alfabetizadas segundo a sua faixa etária.

4.11.3 Dimensão de Longevidade

O indicador permite calcular o número médio de anos que uma pessoa nascida em uma determinada localidade no ano de referência deve viver. Para o cálculo da dimensão de

longevidade em nível municipal é considerado dados referentes à esperança de vida ao nascer, baseada em taxas de mortalidade nesse período (PNDU, 2012). Todavia, essas informações são obtidas apenas em nível de censo amostral, deste modo, impossibilitando o uso da metodologia adotada nesta pesquisa, já que não possui esses dados por setores censitários, objeto de estudo do trabalho.

Diante do exposto, para possibilitar o cálculo com essa dimensão, foi utilizada a metodologia apresentada no trabalho desenvolvido por Abreu *et al.* (2011). Assim, assume-se que a dimensão longevidade (D_{long}) para a BHRS refere-se a média do indicador em todos os setores censitários.

Logo, buscou-se encontrar a respectiva expectativa de vida populacional para a, aplicando-se o valor 0,832, correspondente ao IDH-Longevidade para o município de Ibiúna (Equação 19), a qual define o IDH - longevidade em função da expectativa de vida (PNDU, 2022).

$$D_{long} = \frac{(Ev-25)}{(85-25)} \quad (19)$$

Sendo:

D_{long} : Dimensão Longevidade;

Ev: expectativa de vida em anos;

25 e 85: valores de referência correspondentes a idade mínima e máxima utilizadas pelo PNDU.

Após o estabelecimento da expectativa de vida para o município de Ibiúna, sendo de aproximadamente 75 anos, foi possível a determinação da porcentagem de pessoas que estão abaixo da expectativa de vida em nível setorial. Em seguida, foi aplicada a distribuição acumulada de pessoas por idade nos setores censitários, por meio do uso do Excel, possibilitando a determinação do número de pessoas (com idade inferior da correspondente à expectativa de vida de cada setor) residentes segundo a faixa etária.

Logo, foi determinado para cada setor censitário o valor equivalente ao número acumulado de pessoas inferior ao valor real correspondente a porcentagem de pessoas abaixo da faixa da expectativa de vida da população total. Assim, por meio do número de pessoas abaixo da idade admitida como a expectativa de vida e da distribuição acumulada de pessoas por idade, determinou-se a idade correspondente a expectativa de vida de cada setor.

4.11.4 Índice de Desenvolvimento Humano Municipal para a Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu

Após realizar o cálculo na etapa anterior das dimensões de Drenda, Dlong e Deduc considerando os setores censitários constituintes da BHRS, a etapa subsequente foi calcular a média ponderada para que as dimensões dos setores censitários fossem especializadas em nível de sub-bacias (Equação 20). Com isso, o cálculo foi efetivado para a dimensão de renda, escolaridade e longevidade, obtendo valores para as três dimensões de forma individual para cada sub-bacia, logo, viabilizando a determinação do IDHM para as sub-bacias da área de estudo.

$$Dim_{sub} = \frac{\sum_{i=1}^3 Ai_{set} * Dim}{A} \quad (20)$$

Sendo:

Dim_{sub} : Indicador da Dimensão da sub-bacia hidrográfica;

Ai_{set} : área do setor censitário (km²);

Dim : dimensões analisadas (Drenda, Deduc e Dlong);

A : área de drenagem da sub-bacia hidrográfica (km²).

Em seguida, foi elaborado o $IDHM_{sub}$ para cada sub-bacia hidrográfica do Rio Sorocabuçu. Para tal, o cálculo foi definido a partir da média simples entre os três subíndices, isto é, para cada sub-bacia foi efetivado a soma das três dimensões e dividiu-se por três, conforme é apresentado na Equação 21.

$$IDHM_{sub} = \frac{(Drenda + Deduc + Dlong)}{3} \quad (21)$$

Sendo:

$IDHM_{sub}$: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal da sub-bacia hidrográfica;

Drenda: Dimensão de Renda da sub-bacia hidrográfica;

Deduc: Dimensão de Educação da sub-bacia hidrográfica;

Dlong: Dimensão de Longevidade da sub-bacia hidrográfica.

Assim, o $IDHM_{sub}$ resultante terá valores que variam entre 0 e 1, onde quanto mais próximo de 1, melhor as condições de desenvolvimento humano da sub-bacia, enquanto mais

próximo de 0, piores são essas condições naquela localidade. Por fim, realizou-se a espacialização da análise integrada das dimensões, resultando no Mapa do IDHM para as sub-bacias do BHRS, fazendo o uso de ferramentas de geoprocessamento, com o auxílio do *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017).

4.12 Elaboração do Indicador de Perda de Solo (EUPS)

A Equação Universal de Perda dos Solos (EUPS) é um modelo matemático que possibilita estimar a perda média anual do solo considerando diferentes categorias de uso do solo e práticas de conservação do solo (CP), topografia (LS), variações climáticas (R) e as características do solo (K), com o intuito de determinar as áreas que possuem maior ou menor perda de solo (LAZZARI *et al.*, 2015; ALVES *et al.*, 2022), conforme é apresentada na Equação 22.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (22)$$

Sendo:

A: perda de solo por unidade de área no tempo (toneladas/ha.ano);

R: fator de erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano);

K: fator de erodibilidade do solo (t. h/mj.mm);

LS: fator topográfico que relaciona a declividade e comprimento de rampa (adimensional);

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

P: fator de práticas de ações de conservação do solo (adimensional).

Em seguida, para estimar a perda do solo para a BHRS, foi utilizada a calculadora raster do *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), visando aplicar a equação EUPS. Tem-se como resultado um mapa da combinação dos cinco parâmetros (R, K, LS e CP), o qual foi denominado mapa de perda de potencial do solo para a BHRS, classificado segundo as classes indicativas propostas pela FAO (1981) apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Taxas de perda de solos.

Taxa de perda de solo (t ha⁻¹ ano⁻¹)	Nível
< 10	Baixa
10 - 50	Moderada
50 -200	Alto
>200	Muito alto

Fonte: Adaptado de FAO (1981).

4.12.1 Fator de Erosividade da Chuva

O fator de erosividade da chuva (R) expressa o potencial da chuva e enxurrada em causar erosão no solo em uma dada localidade, sendo fundamental para o manejo do uso do solo de forma correta, visando reduzir o desencadeamento de processos erosivos.

Conforme apresentado por Bertoni e Lombardi Neto (2017), para o cálculo do R é necessário a disponibilidade de dados pluviográficos, sendo este de difícil obtenção, além disso, a análise desse tipo de dado para o estabelecimento do R é lento e oneroso. Nesse sentido, para a obtenção do R, utilizou-se o *software* denominado netErosividade SP, desenvolvido por Moreira *et al.*, (2006), o qual teve como base a rede neural artificial (RNA) desenvolvida pelo Instituto Agrônomo (IAC) e Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV), para estimar valores de erosividade para a BHRS.

Para a área em questão foram determinados os dados de erosividade de 60 pontos aleatórios no entorno e inseridos na bacia hidrográfica do Rio Sorocabaçu por meio do *software* netErosividade SP. Em seguida, os dados foram organizados em uma planilha do Excel, possibilitando a sua espacialização no *software* ArcGIS 10.6. Por fim, foi utilizado o método Topo to Raster (interpolação geoestatística) para determinar a distribuição espacial da Erosividade da chuva para a BHRS.

4.12.2 Fator de Erodibilidade do Solo

O fator de erodibilidade do solo (K) assume grande importância no planejamento conservacionista, visto que ele representa a suscetibilidade natural do solo à ação dos agentes erosivos (ARRAES; BUENO; PISSARA, 2010), onde determinados tipos de solos apresentam características que os tornam mais facilmente erodidos que outros tipos de solo (SILVA *et al.*, 2010).

No presente estudo, os valores para o fator K foram obtidos segundo as classes pedológicas existentes na BHRS, obtidas a partir do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo com escala de 1:250.00 (ROSSI, 2017). Assim, para a obtenção do fator K para cada tipo de solo, foram compilados valores disponíveis na literatura para unidades pedológicas existentes na área de estudo, seguido da aplicação da média aritmética da erodibilidade utilizados por vários pesquisadores, conforme é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 - Erodibilidade das classes de solos presentes na BHRS.

Grupos	Erodibilidade - K (t. h/mj.mm)					Média do Fator K
Cambissolo Háplicos	0,0697 ⁽¹⁾	0,0311 ⁽²⁾	0,0390 ⁽³⁾	0,0508 ⁽⁵⁾	0,0254 ⁽⁶⁾	0,0432
Latossolo Vermelho-Amarelo	0,0184 ⁽¹⁾	0,0156 ⁽²⁾	0,0200 ⁽⁴⁾	0,0162 ⁽⁵⁾	0,0112 ⁽⁶⁾	0,01628
Gleissolo Melânicos	0,0605 ⁽¹⁾	0,0180 ⁽²⁾	0,0361 ⁽³⁾	0,0010 ⁽⁵⁾	0,0044 ⁽⁶⁾	0,0240

Fonte: Elaborado pelo autor, utilizando dados de ⁽¹⁾ Fiorio (1998); ⁽²⁾ Lombardi Neto e Bertoni (1997); ⁽³⁾ Embrapa (1999); ⁽⁴⁾ Baptista (2003); ⁽⁵⁾ Silva e Alvares (2005); ⁽⁶⁾ Mannigel et al. (2002).

4.12.3 Fator Topográfico

O fator topográfico (LS) representa o efeito da topografia no desencadeamento de processos erosivos, sendo a declividade e o comprimento da encosta os fatores de maior influência na perda de solos (PANDITHARATHNE *et al.*, 2019). Onde a declividade (S) influência na velocidade do escoamento, uma vez que possui relação direta com processos erosivos, enquanto o comprimento de rampa (L) apresenta a distância onde ocorre a origem da erosão até o local onde ocorre a disposição dos sedimentos, quanto maior for sua extensão maior será a velocidade do escoamento, assumindo grande importância na perda do solo (EL JÁZOULI *et al.*, 2017).

O fator LS foi obtido por meio do *software* de código aberto QGIS (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2022), por meio da função “r.watershed”, com algoritmo baseado na modelagem de fluxo de água. Logo, para a obtenção dos valores de LS, se faz necessário o uso MDE como entrada para a obtenção do fator LS.

4.12.4 Fator de uso e manejo com base no índice SAVI e Fator de práticas conservacionistas

O fator de uso e manejo e fator de práticas conservacionistas (CP) é um dos parâmetros mais importantes da EUPS, uma vez que representa as características do manejo e uso do solo e cobertura vegetal, bem como as práticas conservacionistas, sendo fatores decisivos para o desencadeamento de processos erosivos (CHATTERJEE *et al.*, 2014; MACEDO *et al.*, 2021).

Neste estudo, os fatores C e P foram tratados de forma combinada em um único plano de informação (PI), gerando apenas um mapa do fator CP, uma vez que se recomenda o uso integrado quando o intuito do trabalho apresenta foco no estabelecimento da perda de solo por erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017; STEIN *et al.*, 1987; BAHADUR, 2009).

Diferentes métodos foram desenvolvidos para estimar o fator CP, onde muitos autores têm utilizado índices de vegetação (CHEN *et al.*, 2011; SILVA *et al.* 2017; MACEDO *et al.*, 2021) para determinar o fator CP em bacias hidrográficas.

Dentre eles, destaca-se o uso do Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) para a estimativa do fator CP, uma vez que a vegetação baseada no uso desse índice é menos afetada pelo solo (HUETE, 1988), ainda, resultados evidenciam que o SAVI está fortemente correlacionado com o fator C, quando comparado com outros índices de vegetação (KUO; SEKIYAMA; MIHARA, 2016).

Diante do exposto, para estimar os valores do fator CP para a BHRS, foi utilizado o índice SAVI, levando em consideração as bandas espectrais (infravermelho próximo e do vermelho) do satélite do CBERS 4A, com resolução espacial de 20 metros e data de passagem em 29 de agosto de 2020, disponibilizada no catálogo de imagens do INPE, conforme é apresentado na Equação 23. Por tratar-se de uma área com cobertura vegetal intermediária, o fator de ajuste do índice SAVI adotado foi 0,5, uma vez que é utilizado para áreas que apresentam cobertura vegetal intermediária (DERMACHI; PIROLI; ZIMBACK, 2011).

$$SAVI = \frac{(1+L) * (\rho_{iv} - \rho_v)}{(\rho_{iv} + \rho_v + L)} \quad (23)$$

Sendo:

SAVI: Soil Adjusted Vegetation Index;

ρ_{iv} : banda do infravermelho próximo;

ρ_v : banda do vermelho;

L: fator de ajuste do índice SAVI, sendo 0,5.

Após obter o SAVI para a BHRS, foi utilizado o Mapa de Uso do Solo e Cobertura vegetal (item 5.4), visando a aquisição dos valores do fator CP com base nos dados do SAVI para os usos de interesse: área urbanizada (apenas em construções inseridas na área rural), campo, cultura permanente, cultura temporária, floresta, mineração, pastagem e reflorestamento, desconsiderando as classes que possuem impermeabilização dos solos (edificações urbanas, curso d'água e área de várzea) no estabelecimento do CP para a BHRS.

Os valores de CP variam de 0 a 1, onde valores próximos de 0 referem-se aos solos com maior proteção contra processos erosivos, enquanto valores mais próximos de 1 estão associadas as classes que apresentam menor cobertura do solo ou nenhuma cobertura do

solo. Na Tabela 11 é apresentando os valores integrados de CP proposto por diferentes pesquisadores para algumas classes presentes na BHRS, seguido da média aritmética do fator CP.

Tabela 11 - Valor para CP para algumas classes da BHRS.

Classes	Valores médios do fator CP para cada classe			Média (Fator CP)
Área urbana	0,000 ⁽¹⁾	0,0002 ⁽²⁾	0,0000 ⁽³⁾	0,000
Mata	0,00004 ⁽¹⁾	0,0004 ⁽²⁾	-	0,0006
Pastagem	0,1 ⁽¹⁾	0,075 ⁽²⁾	0,050 ⁽³⁾	0,075
Agricultura	0,25 ⁽¹⁾	0,28 ⁽²⁾	0,0400 ⁽³⁾	0,19
Campo	-	0,042 ⁽²⁾	0,0080 ⁽³⁾	0,025
Corpos de água (rio, lago, área inundáveis)	0,000 ⁽¹⁾	0,000 ⁽²⁾	-	0,000
Reflorestamento	0,0001 ⁽¹⁾	0,047 ⁽²⁾	0,0158 ⁽³⁾	0,02

Fonte: Elaborado pelo autor, utilizando dados de ⁽¹⁾ Stein *et al.*, (1987) ; ⁽²⁾ Toniolo *et al.* (2021); ⁽³⁾ Bueno e Stein (2004).

Partindo do pressuposto em que as escala dos valores do SAVI e do fator CP são inversas e não possui a mesma proporcionalidade, foi necessário estabelecer uma equação (23) para que os valores do SAVI tivessem na mesma proporção do fator CP. Uma vez que o SAVI varia em uma escala de -1 a 1, sendo valores próximos a -1 áreas pouca vegetação densa, enquanto valores próximos a 1 indicam mais cobertura vegetal (HUETE, 1988). Já o fator CP possui valores que variam de 0 a 1, sendo valores próximos de 0 referentes a áreas com maior proteção do solo, enquanto valores próximos de 1 indicam menor proteção do solo (SILVA *et al.*, 2017).

Dessa forma, foi proposta uma nova equação (24) para que os valores de SAVI ficassem com a mesma proporcionalidade do fator CP. Para tal, baseou-se na média dos valores dos extremos (mínimo e máximo) do SAVI, isto é, nas classes de mata (0,0006) e agricultura (0,19) apresentados na Tabela 11, e nos valores médios do SAVI encontrados na área de estudo (BHRS) para as classes de uso do solo e cobertura vegetal, correspondentes às áreas de “mata” (0,858) e “agricultura” (-0,679) (cultura temporária e permanente).

$$SAVI_{esc} = -0,095 \times SAVI + 0,126 \quad (24)$$

Sendo:

SAVI_{esc}: refere-se ao valor escalonado do SAVI;

SAVI: refere-se ao valor do SAVI sem escalonar.

Em seguida, após o estabelecimento dos valores de SAVIesc para a BHRS, foi criado um PI e atribuído valor igual a 0 para os usos classificados como edificações urbanas, curso d'água e área de várzea, em contrapartida, foi atribuído valor igual a 1 para os demais usos. Por fim, foi empregue a ferramenta Map Álgebra do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017) para realizar a operação de multiplicação do PI (SAVIesc) e o PI que possui os valores de 0 e 1, obtendo assim o mapa com os valores de CP para todas as sub-bacias hidrográficas.

4.12.5 Elaboração do Índice de Vulnerabilidade Socioambiental

A partir do conjunto dos indicadores/índices anteriormente elaborados (ITA, IIMC, ISR IPPD, IDHM), foi aplicada uma metodologia de análise que buscou construir um instrumento de tomada de decisão e previsão, e que possibilite refletir sobre as condições do sistema em análise, compreendendo o estado socioambiental, visando oferecer uma ferramenta de gestão integrada do território com ênfase no planejamento territorial e ambiental.

O produto gerado recebeu o nome de Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA). O IVSA, tende a auxiliar na identificação das áreas que apresentam condições/características que contribuem para maior vulnerabilidade no contexto das variáveis que o compõe. O índice foi elaborado com base na média aritmética dos indicadores por sub-bacia (Equação 25), onde os valores variam em uma escala de 0 a 1, sendo que quando maior for o valor menor será a vulnerabilidade socioambiental da sub-bacia hidrográfica.

$$IVSA = \frac{ITA+IIMC+ISR+IPPD+IDHM}{5} \quad (25)$$

Sendo:

IVSA: Índice de Vulnerabilidade Socioambiental da sub-bacia hidrográfica;

ITA: Índice de Transformação Antrópica da sub-bacia hidrográfica;

IIMC: Indicador de Integridade de Mata Ciliar da sub-bacia hidrográfica;

ISR: Índice de Sustentabilidade do Relevo da sub-bacia hidrográfica;

IPPD: Indicador de Potencial de Poluição Difusa da sub-bacia hidrográfica;

IDHM: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal da sub-bacia hidrográfica.

O IVSA foi classificado em quatro classes variando no intervalo entre 0 e 1, em que quanto mais alto seu valor, menor é a vulnerabilidade socioambiental na sub-bacia (Tabela 12).

Tabela 12 – Classes da vulnerabilidade socioambiental da BHRS.

Classes	Vulnerabilidade Socioambiental
$IVSA \leq 0,25$	Muito Alta
$0,25 < IVSA \leq 0,50$	Alta
$0,50 < IVSA \leq 0,75$	Moderada
$IVSA > 0,75$	Baixa

Fonte: Autoria própria.

4.13 Definição das Zonas de Manejo

Para o estabelecimento e classificação das zonas de manejo, foi essencial o conhecimento da dinâmica socioambiental da área de estudo, tendo em vista, que cada unidade de zoneamento exibirá características próprias, diferenciando-se uma das outras (SANTOS, 2004).

Deste modo, a compartimentação do território em zonas de manejo da BHRS fundamentou-se em uma série de estudos com diretrizes metodológicas bem peculiaridades, em especial ao que diz respeito as características do meio físico, econômico e ambiental da área de estudo, de forma que possibilite uma melhor divisão das zonas, de fácil entendimento para nível de gestão e para a população local também.

Neste trabalho foram elencadas 8 zonas de manejo sendo: zona agrícola (ZA), zona antrópica rural (ZAR), zona antrópica urbana (ZAU), zona de mata (ZM), zona de preservação (ZP), zona de preservação alta vulnerabilidade (ZPAV), zona de preservação baixa vulnerabilidade (ZPBV), zona de recuperação de alta vulnerabilidade (ZRAV) e, por fim, zona de recuperação de baixa vulnerabilidade (ZRBV), conforme é apresentado abaixo com suas respectivas descrições (Quadro 6):

Zona Agrícola: Essa zona está voltada para o cultivo de culturas temporárias e anuais, campo, pastagem e reflorestamento, onde as formas de uso já estão definidas nas sub-bacias. Essas áreas são caracterizadas por apresentarem baixa e moderada vulnerabilidade à perda de solos, o que as torna aptas para o desenvolvimento da agricultura. Sendo fundamental o manejo regular nos solos nessas áreas, uma vez que o manejo inadequado destas áreas pode resultar em um aumento significativo dos níveis de erosão do solo, uma vez que as áreas apresentam baixa e moderada perda de solos.

Zona Antrópica Urbana: Essa zona compreende as áreas que estão inseridas dentro dos limites do perímetro urbano do município de Ibiúna, caracterizadas pela presença de infraestrutura urbana consolidada, edificações e uma maior densidade populacional.

Zona Antrópica Rural: Abrange as áreas situadas dentro dos limites do perímetro rural do município de Ibiúna, caracterizadas por atividades agropecuárias.

Zona de Mata: Consiste em áreas caracterizadas pela presença da classe de mata. Essas regiões são geralmente definidas por sua cobertura vegetal predominante, a qual desempenha um papel fundamental na manutenção de processos ambientais, como a regulação e abastecimento e água, proteção de encostas e solos (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010).

Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade: São áreas designadas a preservação das APP (composta pela classe de mata), dada a sua importância na manutenção dos serviços ecossistêmicos, atuando contra o carreamento de sedimentos para o leito do rio, logo, corroborando com a preservação dos recursos hídricos, fauna e flora (CRUZ *et al.*, 2022; NETO, 2020). Ela está inserida em áreas que apresentam alta vulnerabilidade socioambiental, deste modo, a sua preservação é crucial justamente por serem mais susceptíveis a desastres naturais e ações antropogênicas, deste modo, a preservação se torna fundamental para a mitigação dos efeitos decorrente dessa vulnerabilidade.

Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade: Inclui as APP com a presença da classe de mata que devem ser preservadas, as quais estão inseridas em regiões caracterizadas por apresentarem uma baixa vulnerabilidade. A preservação das APP em regiões de baixa vulnerabilidade é fundamental para evitar problemas futuros que podem surgir em função das alterações nos usos da terra, minimizando a degradação ambiental, mas também para evitar que ocorra uma transição dessas áreas para outros níveis de vulnerabilidade.

Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade: É a zona destinada a recuperação das APP que foram antropizadas, sendo constituída pela APP sem presença da classe de “mata”, causando a degradação dessas áreas em virtude da remoção da mata, somado a áreas com alta e muito alta perda de solo em conjunto com um contexto de maior vulnerabilidade. A priorização da recuperação dessas áreas é essencial, em função da alta vulnerabilidade, logo, sendo mais suscetíveis a danos ambientais em função de suas características que as tornam propensas a degradação. Deste modo, essas áreas devem ser recuperadas em termos de solo e ambiente, por meio do estabelecimento de técnicas de manejo compatíveis com tipo de atividade exercida, visando mitigar e reduzir a perda de solos nessas áreas, contribuindo para a conservação da fertilidade do solo e a preservação do ecossistema.

Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade: Representa as áreas de APP que sofreram algum tipo de intervenção antrópica, resultando na sua degradação, por conseguinte, sendo fundamental a recuperação dessas áreas. Tais áreas estão localizadas em regiões que apresentam um cenário de baixa vulnerabilidade, todavia, mesmo tratando-se de uma área com menor vulnerabilidade é fundamental que essas áreas sejam recuperadas, uma vez que a não recuperação pode, ao longo do tempo, torná-las mais vulneráveis.

Quadro 6 - Definição da Zonas de Manejo.

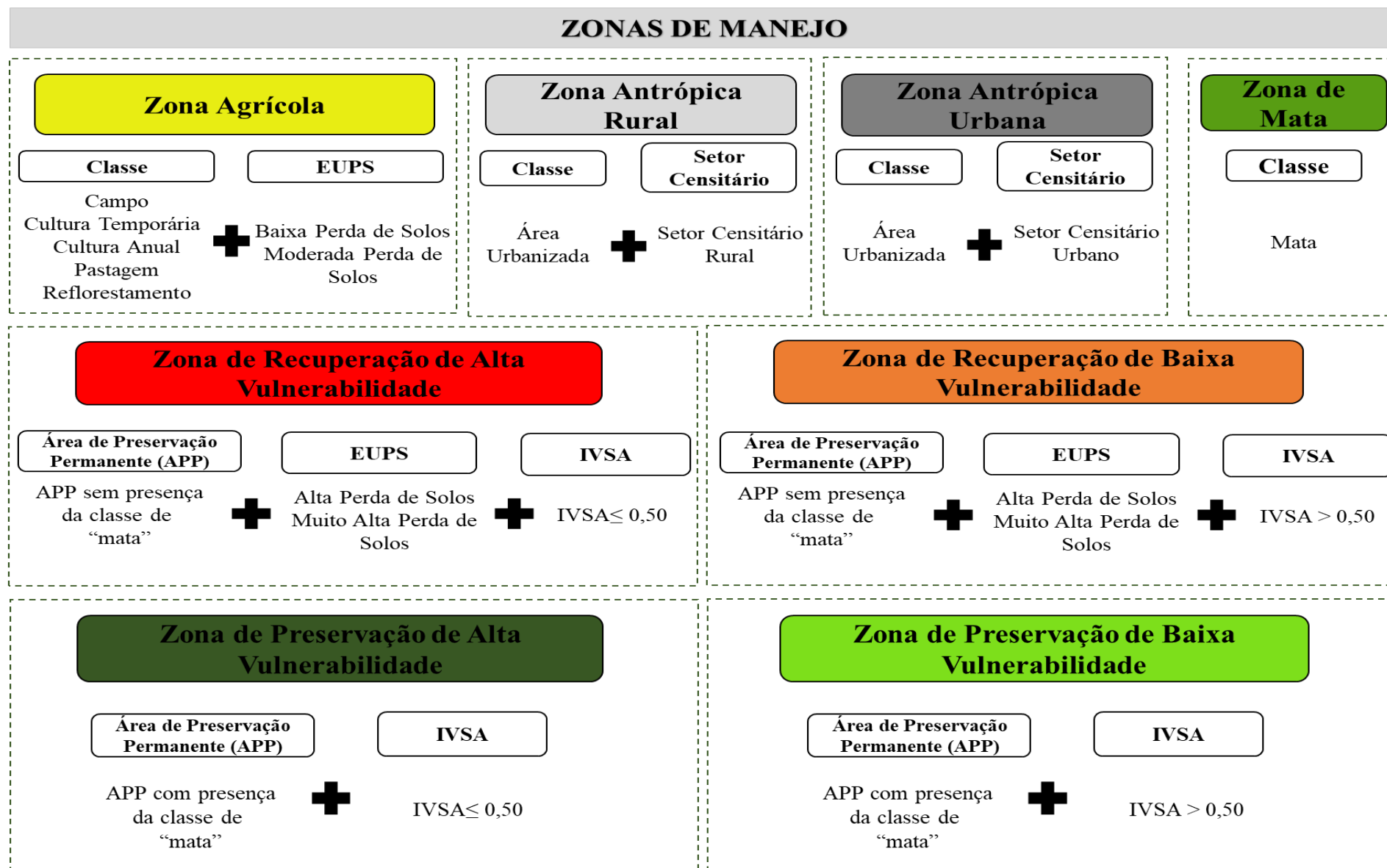
Zonas de Manejo	Definição Simplificada
Zona Agrícola	Refere-se as áreas destinadas as atividades agrícolas, como cultivo de diferentes culturas, criação de animais e produção de alimentos.
Zona Antrópica Rural	Refere-se a uma região constituída por edificações que não integra o perímetro urbano no município de Ibiúna, sendo constituída por edifícios agrícolas e residências rurais.
Zona Antrópica Urbana	Refere-se as áreas que estão inseridas dentro do perímetro urbano do município de Ibiúna, onde concentram edifícios, comércio e infraestrutura urbana.
Zona de Mata	Refere-se as áreas constituídas predominantemente por vegetação densa e que desempenha um papel importante na conservação do meio ambiente.
Zona de Preservação Alta Vulnerabilidade	Refere-se as áreas de APP com a presença de mata que devem ser preservadas, uma vez que estão inseridas em locais com alta vulnerabilidade, sendo essencial para mitigar os impactos adversos de sua supressão nesse cenário.
Zona de Preservação Baixa Vulnerabilidade	Refere-se as áreas de APP com a presença de mata que estão inseridas em áreas com baixa vulnerabilidade, sendo importante a preservação para que não ocorra a remoção da mata nas APP.
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	Refere-se as áreas de APP degradadas (com ausência de vegetação) que devem ser recuperadas em função dos impactos ambientais e sociais, uma vez que estão inseridas em locais que apresentam alta vulnerabilidade, tornando ainda mais frágeis.
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	Refere-se as áreas de APP degradadas (com ausência de vegetação) que devem ser recuperadas, inseridas em áreas com baixa vulnerabilidade, sendo fundamental a sua recuperação, uma vez que pode evoluir gradualmente para uma situação de maior vulnerabilidade.

Fonte: Autoria própria.

4.14 Metodologia para a elaboração do mapa de zoneamento ecológico-econômico por meio de Álgebra de Mapas

A etapa a seguir refere-se ao processo de organização e estabelecimento de critérios/parâmetros para a organização das atividades preexistentes nas sub-bacias em nível de zonas com o auxílio de ferramentas/operações de recorte, fusão, união e interseção no *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), sendo que para cada critério foram consideradas diferentes variáveis e/ou indicadores para a compilação das atividades territoriais em zonas conforme é apresentado na Figura 7.

Figura 7 - Esquema metodológico para obtenção das zonas de manejo.



Fonte: Autoria própria.

O critério para o estabelecimento da Zona Agrícola baseou-se na inclusão das classes de campo, cultura temporária, anual, pastagem, reflorestamento, uma vez que essas classes representam práticas agrícolas, essenciais para a produção de alimentos. Já as áreas com baixa e moderada perda de solo, são indicativas de locais onde as práticas de manejo do solo são eficazes, minimizando o desencadeamento de processos erosivos e degradação, sendo fundamental para a conservação da fertilidade do solo, bem como a proteção dos recursos hídricos.

Já a Zona Antrópica Urbana baseou-se na inclusão da classe de “área urbanizada” para identificar as áreas ocupadas por edificações e sistema viário, onde predominam as superfícies artificiais não agrícolas, e o setor censitário urbano como indicador da delimitação do perímetro urbano do município de Ibiúna, em paralelo, para o estabelecimento da Zona Antrópica Rural, foi utilizado o setor censitário rural, de modo que possibilitasse a identificação a área rural e também utilizou-se a classe de “área urbanizada”.

Para o estabelecimento da Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade partiu-se do pressuposto da importância da preservação das áreas de APP, uma vez que elas desempenham um papel crucial na regulação hidrológica, consequentemente, corroborando em termos de qualidade e disponibilidade da água, prevenção no desencadeamento de processos erosivos e conservação da biodiversidade, logo, sendo fundamental a sua preservação. Nesse contexto, a definição dessa zona considerou variáveis e critérios específicos, sendo utilizado os limites das APP com presença de mata e o Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA), o qual foi baseado em múltiplas variáveis (ITA, IIMC, ISR, IPPD e IDHM). Logo, as APP que estiverem inseridas em locais com $IVSA \leq 0,50$ foram categorizadas como Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, possibilitando delimitar às áreas que demandam uma atenção especial dos órgãos gestores em função das suas características tornarem essas áreas com maior vulnerabilidade

No que tange a Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade foi considerado os limites das APP, conforme as normativas legais e ambientais estabelecidas, dado a importância da sua preservação, e os valores do IVSA, um indicador que abrange uma série de variáveis socioeconômicas e ambientais. Assim, as APPs que se encontravam em locais com $IVSA > 0,50$ foram classificadas como áreas de baixa vulnerabilidade.

A Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade foi delimitada pelas APP, as áreas com alta e muito alta perda de solos e os valores do IVSA. A utilização dessas informações de forma conjunta torna-se fundamental, dado que a ausência de mata nas áreas de APP com a alta e muito alta perda de solos pode resultar em uma série de deletérios ao meio ambiente, como é o caso da intensificação dos processos erosivos, levando a degradação do solo e dos recursos hídricos, sendo ainda mais preocupante estando inserido áreas que apresentam alta vulnerabilidade. Assim, as APP situadas em locais que exibem valores de $IVS \leq 0,50$ e que também apresentavam alta e muita alta perda de solos foram enquadradas como zona de recuperação de alta vulnerabilidade. Embora a vegetação possa estar ausente nas APP, a área ainda é considerada sensível devido à vulnerabilidade socioambiental significativa da sub-bacia em questão, sendo fundamental a sua recuperação.

Por fim, a Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade engloba as APP, levando em conta a presença de áreas com alta e muito alta perda de solos, somado a isso, estão inseridas em áreas que exibem baixa vulnerabilidade socioambiental. Assim, as APP situadas em regiões com $IVSA > 0,50$ foram categorizadas como de baixa vulnerabilidade, uma vez que essas áreas apresentam uma combinação de fatores socioeconômicos e ambientais que a tornam baixa vulnerabilidade socioambiental.

A escolha do IVSA com valores $\leq 0,50$ como representantes de alta vulnerabilidade socioambiental é embasada na consideração de que esses valores indicam que a área em questão apresenta uma combinação de fatores socioambientais que a tornam mais vulneráveis as ações humanas, em contrapartida, valores de $IVSA < 0,50$ podem indicar que a região possui uma capacidade maior de enfrentar impactos adversos devido à combinação favorável desses fatores.

Nesse cenário, o estabelecimento das zonas de monitoramento (ZPAV, ZPBV, ZRAV e ZRBV) desempenham papéis cruciais para o direcionamento de quais áreas que apresentam maior vulnerabilidade, a fim de prevenir a antropização dessas áreas ou até mesmo a intensificação da degradação, visando a preservação da biodiversidade e manutenção do equilíbrio dos ecossistemas.

Assim, a elaboração do Mapa de ZEE baseou-se em uma série de variáveis/parâmetros apresentados nas etapas anteriores, com base em uma metodologia de integração das variáveis e, posteriormente, estabelecimento das zonas de manejo e espacialização das zonas definidas para a BHRS.

4.15 Zoneamento Ecológico-Econômico pelo Método Self-Organizing Map

Este item fornece as etapas utilizadas no processo de elaboração do mapa de ZEE por meio do Mapa Auto-Organizável (Self-Organizing Map - SOM), utilizando o *software* TerrSet (Clark Labs) para a aplicação do método.

Uma das principais vantagens da RNA-SOM em relação a outros métodos reside na minimização do erro associado à complexidade do modelo, bem como na redução do erro de previsão. Além disso, destaca-se pelo rápido tempo de execução em comparação com outros métodos, ainda, esse método possui a possibilidade de trabalhar com um número reduzido de variáveis de entrada (LIN, WANG; CHEN, 2016).

Assim, para esse estudo, a metodologia para a obtenção do ZEE de forma simplificada baseou-se no processamento por meio de um modelo de rede neural denominada SOM (KOHONEN, 1989), a qual envolve uma série de etapas fundamentais. Inicialmente, foi realizada a etapa de pré-processamento, a qual engloba a preparação das variáveis para a análise e inserção na RNA-SOM, seguida da seleção das variáveis que serão utilizadas na camada de entrada. Na sequência, a configuração da RNA-SOM, que envolve a importação das variáveis da etapa anterior, definição dos parâmetros da rede visando a elaboração do mapa de ZEE. Por fim, a avaliação do desempenho da rede e interpretação dos resultados obtidos com a aplicação do método, tendo como referência o mapa de ZEE elaborado por meio da Álgebra de Mapas.

4.15.1 Etapa 1: Pré-processamento

A Etapa 1 refere-se ao pré-processamento, sendo fundamental para garantir a coerência das informações que serão utilizadas no processamento por meio da RNA-SOM. Inicialmente, uma das operações que se fez necessário foi a padronização dos dados (variáveis), uma vez que as variáveis elaboradas nas etapas anteriores apresentam diferentes formatos, deste modo, sendo necessário deixar todos os dados no mesmo formato (raster), seguido do processo de padronização que consistiu em ajustar da resolução espacial (para que todos os arquivos possuísem a mesma resolução. Por fim, a última operação foi a conversão dos dados (arquivo raster) para o formato padrão do software TerrSet, o Idrisi Raster Format (RST), visando preparar os dados para o processamento posterior.

Essa etapa é fundamental para que a RNA-SOM processe os dados de maneira consistente, garantindo que todas as variáveis contribuam para a análise e a formação de clusters significativos durante o treinamento.

4.15.2 Etapa 2: Seleção dos dados para RNA-SOM

A Etapa 2 refere-se ao processo de seleção das variáveis para a camada de entrada da RNA-SOM, sendo esta uma etapa fundamental para garantir a eficácia do modelo resultante.

Na fase de treinamento da RNA, foram utilizados apenas os dados brutos, em vez do uso dos índices/indicadores elaborados nesse estudo. Essa abordagem possibilita avaliar diretamente a capacidade da RNA em aprender e capturar padrões a partir dos dados brutos, uma vez que o processo atrelado a elaboração dos índices e indicadores demandam maior tempo e operações para a sua aquisição. Além da utilização dos dados brutos, a abordagem adotada nesse estudo visou avaliar também a redução da dimensionalidade do conjunto de parâmetros de entrada da RNA-SOM, visando avaliar a possibilidade de alcançar resultados similares utilizando um menor número de variáveis na camada de entrada.

Nos experimentos, adotou-se uma abordagem de seleção das variáveis geoespaciais mais relevantes, por meio de um conhecimento prévio, logo, procedeu-se à análise da influência da inclusão e/ou exclusão de variáveis na camada de entrada, baseando-se na avaliação da influência dos conjuntos de variáveis na camada de entrada da RNA na capacidade de discriminação das classes de saída.

A escolha das variáveis para compor a camada de entrada da rede, são dados que influenciam na topologia do mapa final, deste modo, sendo uma etapa muito importante para chegar a um mapa apropriado (KOHONEN, 2001). Adicionalmente, o processo de estratificação de variáveis mais relevantes pode conduzir melhorias nos resultados para o modelo (GILL; SMITH; BAGNALL, 2004; MAY et al., 2009).

Nesse processo, foi priorizado a representatividade de cada índice/indicador, por meio da seleção de ao menos uma variável considerada significativa de cada grupo, que inclui os índices e indicadores (ITA, IIMC, ISR, IPPD, IDHM e EUPS), visando uma representação abrangente dos diversos aspectos que influenciam o ZEE. Essa abordagem tem como intuito garantir uma representação abrangente dos aspectos socioeconômicos e ambientais considerados no estudo, contribuindo para o desenvolvimento do modelo.

Após vários testes com as diferentes variáveis, no total, foram organizados e selecionados três conjuntos de dados distintos para o treinamento da RNA, baseando-se no processo de inclusão e /ou exclusão de variáveis, em que determinados grupos (Grupo 1 e Grupo 2) são constituídos por um maior número de variáveis e o Grupo 3 com um número reduzido de variáveis, objetivando encontrar o melhor conjunto de dados para obter a classificação das zonas de manejo, bem como avaliar a capacidade da RNA com um menor conjunto de dados (Quadro 7).

Quadro 7- Composição das variáveis da camada de entrada para a RNA-SOM.

Experimento	Composição dados de entrada
Grupo 1 (14 variáveis)	<ul style="list-style-type: none"> - Limites das sub-bacias - Limite da APP - Uso da terra e cobertura vegetal - EUPS: Fator LS, CP e K. - <u>IPPD</u>: IUT, IES e Di - <u>IDHM</u>: Renda e Longevidade - <u>ISR</u>: Kcad, Kfad e ICad,
Grupo 2 (11 variáveis)	<ul style="list-style-type: none"> - Limites das sub-bacias - Limite da APP - Uso da terra e cobertura vegetal - EUPS: Fator CP e LS - <u>IPPD</u>: IUT e IES - <u>IDHM</u>: Renda e Educação - <u>ISR</u>: ICad e Kfad
Grupo 3 (7 variáveis)	<ul style="list-style-type: none"> - Limites das sub-bacias - Limite da APP - Uso da terra e cobertura vegetal - EUPS: Fator CP - <u>IPPD</u>: IUT - <u>IDHM</u>: Renda - <u>ISR</u>: ICad

* Equação universal de perda de solo (EUPS), Fator Topográfico (LS), Fator de uso e manejo e fator de práticas conservacionistas (CP), Fator de erodibilidade do solo (K), Indicador de Potencial de Poluição Difusa (IPPD), indicador de poluição difusa em função do uso do solo (IUT), • indicador relacionado a condição de escoamento superficial (IES), proximidade da carga poluente de corpos hídricos (Di), Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), Índice de Sustentabilidade do Relevo (ISR), Coeficiente de compacidade (Kcad), fator de forma (Kfad), índice de circularidade (ICad).

Fonte: Autoria própria.

A utilização de dados com informações dos limites das sub-bacias e APP em todos os grupos, são variáveis indispensáveis para compor a camada de entrada e garantir que os agrupamentos identificados pela RNA-SOM estejam alinhados com a unidade de análise desse estudo, possibilitando melhor interpretação dos agrupamentos resultantes. Somado a

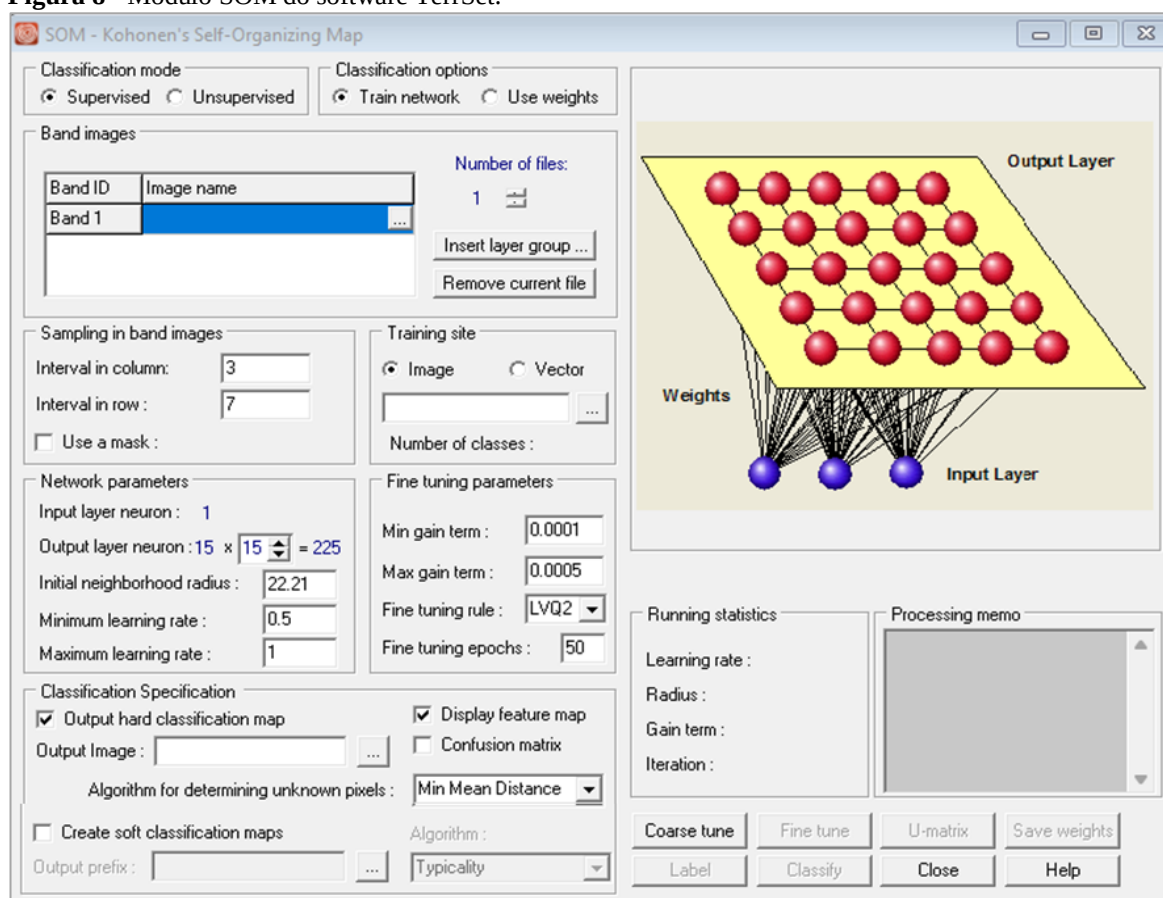
isso, o uso dos limites das sub-bacias reduz o tempo de processamento, uma vez que diminui consideravelmente o número de interações na RNA-SOM.

4.15.3 Etapa 3: Definição das Arquiteturas da RNA-SOM

Um aspecto importante nas RNAs é a sua arquitetura, uma vez que a configuração da rede depende das particularidades da aplicação, restringindo o seu uso para diferentes aplicações sem a sua reconfiguração. Assim, a arquitetura da RNA deve ser projetada de maneira apropriada para representar os dados com quais pretende trabalhar (ZURADA, 1995; SILVA; SCHIMIDT, 2016).

Nesse sentido, após o pré-processamento e seleção do conjunto de variáveis, foi utilizado o módulo “Imagem Processing” do *software* TerrSet (Clark Labs) conforme é apresentado na Figura 8 para a aplicação da RNA-SOM. A arquitetura básica da SOM inclui uma camada de neurônios de entrada conectadas por pesos sinápticos a neurônios em uma camada de saída disposta em um arranjo bidimensional (KOHONEN, 1995).

Figura 8 - Módulo SOM do software TerrSet.



Fonte: Clark University (2020).

Assim, uma etapa fundamental para a aplicação da RNA-SOM, envolve a definição dos parâmetros de configuração da rede no *software* TerrSet (Clark Labs), como o número de neurônios na camada de entrada e na camada de saída, o raio inicial da vizinhança, a taxa mínima e máxima de aprendizagem.

O “número de neurônios da camada de entrada” é definido de forma direta pela quantidade de variáveis selecionadas para a RNA-SOM (Etapa 3), uma vez que cada neurônio representa uma combinação de atributos. Já o “número de neurônios da camada de saída”, “raio inicial da vizinhança” foram definidos automaticamente pelas configurações pré-estabelecidas do *software* TerrSet, o qual tem como base o número de variáveis que compõe a camada de entrada.

No que diz respeito a “taxa mínima e máxima de aprendizagem” inicialmente foi utilizada as definidas pelo *software* e depois ajustadas de modo que tivessem um melhor desempenho da RNA-SOM. Logo, após uma série de análises, a taxa de mínima e máxima de aprendizagem, tida como uma medida adimensional, a qual determina o quão rápido a rede irá se ajustar aos dados de entrada, foi iniciada com valores de 0,1 a 1,0, uma vez geralmente proporciona melhores resultados da RNA-SOM nessas taxas de aprendizagem (LI et al., 2006).

Assim, a taxa mínima de aprendizagem de 0,1 foi definida para garantir a estabilidade no início do treinamento, evitando convergência prematura e oscilações indesejadas, uma vez que se a taxa de aprendizagem for muito alta, a RNA-SOM pode ajustar os pesos. Já a taxa de aprendizagem máxima (1,0) possibilita que a RNA-SOM aprenda e se ajuste a mudanças nas variáveis de entrada de maneira eficaz.

Tabela 13- Características padrão e parâmetros da RNA-SOM no Terrset.

Grupo	Parâmetro	Valor Padrão
Amostragem de imagens de bandas	Limite das sub-bacias hidrográficas	Uso da Máscara
Mapa de referência	Mapa de ZEE obtido pelo método de álgebra de mapas	
Parâmetros da rede	Número de neurônios da camada de entrada	Grupo 1 (13), Grupo 2 (10) e Grupo 3 (8)
	Número de neurônios da camada de saída	15x15
	Raio inicial da vizinhança	22,21
	Taxa mínima de aprendizagem	0,1
	Taxa máxima de aprendizagem	1

Fonte: Autoria própria.

Os próximos passos referem-se à inicialização da rede, onde ela irá organizar em formato de *clusters*, agrupando as áreas que apresentam características semelhantes com base nas suas características socioeconômicas e ambientais semelhantes, bem como gerar o erro de quantização do treinamento, para verificar a eficiência do modelo.

Os dados resultantes dessas etapas foram exportados para um ambiente SIG (ArcGIS 10. 7) para posteriores operações e organização dos dados para sua representação, por fim, subsequente avaliação da qualidade dos resultados da RNA-SOM, tendo como base o mapa de referência (álgebra de mapas).

4.15.4 Etapa 4: Avaliação do desempenho da classificação da RNA-SOM

A avaliação do desempenho da classificação trata-se de uma etapa fundamental para assegurar a qualidade dos produtos gerados a partir da RNA-SOM. Após a classificação é importante avaliar a sua confiabilidade, tal avaliação pode ser realizada, de um modo mais simples e amplamente utilizada, baseada na comparação das classificações resultantes com os dados de referência (COMBER et al., 2012). Conforme apresentado por Centeno (2004) esse procedimento de comparação com o mapa de referência possibilita identificação de discrepâncias e visualizar a sua distribuição espacial, bem como identificar quais as classes resultaram em uma maior confusão.

Neste estudo, para a avaliação do desempenho da RNA-SOM dos grupos de experimentos (Grupo 1, Grupo 2 e Grupo 3) com o mapa de ZEE obtido por meio da álgebra de mapas, utilizou-se algumas métricas, incluindo o erro de quantização, matriz de confusão, exatidão global (acurácia do usuário e acurácia do produtor) e índice Kappa, obtidas tendo como referências o mapa de ZEE elaborado por álgebra de mapas. Assim, por meio das métricas é possível ter uma compreensão do desempenho da RNA-SOM em relação ao mapa de referência, contribuindo para aprimorar sua capacidade de mapeamento e classificação de dados.

4.15.4.1 Erro de quantização

O processo de avaliação inicial do desempenho da RNA-SOM baseou-se na análise do erro de quantização gerado ao final do treinamento da rede no *software* TerrSet, sendo

uma métrica que fornece uma medida de quão bem a rede conseguiu agrupar e representar as variabilidades dos dados de entrada. Os erros de quantização mais próximos de zero, são indicativos de um bom desempenho do modelo, isto é, quanto mais próximo de zero for o erro de quantização, mais confiável é a representação das informações contidas nos dados de entrada (PANDA; HOOGENBOOM; PAZ, 2016).

4.15.4.2 Matriz dos Erros

Em seguida, a avaliação baseou-se no uso da matriz dos erros (matriz de confusão), representada por uma matriz quadrada constituída por números organizados por meio de linhas e colunas, a qual define o número de instâncias de dados que são classificados incorretamente e que são verdadeiramente classificados em relação à classe verdadeira, sendo uma métrica amplamente utilizada (CONGALTON, 1991; CHOUDHARY; GIANEY, 2017).

Na matriz dos erros são confrontadas duas situações: as classes corretas correspondem as linhas, enquanto as classes estimadas no processo de classificação correspondem as colunas. Numa situação ideal, onde todos os pixels são classificados da forma correta, a matriz teria valores apenas na diagonal com todos os valores fora da diagonal principal sendo iguais a zero (CENTENO, 2006).

A matriz de confusão é a fonte fundamental para a obtenção de algumas medidas derivadas, incluindo a acurácia geral (AO), acurácia do usuário (AU) e acurácia do produtor (AP) em nível de classe (MAXWELL; WARNER; GUILLÉN, 2021), exatidão global e índice kappa (FREITAS, CAVALCANTI; BRAZ, 2023).

4.15.4.3 Índice Kappa

O índice Kappa pode ser estimado por meio da matriz de confusão ou erro amplamente utilizada na avaliação da acurácia da classificação (COMIDA, 2020). Landis e Koch (1977) propuseram os intervalos com os respectivos valores para o índice kappa, com valores variando entre 0 e 1, sendo 1 referente a um melhor desempenho da classificação e 0 para um menor desempenho, conforme é indicado na Tabela 14.

Tabela 14- Relação entre os valores do índice Kappa e o desempenho da classificação.

Índice Kappa (k)	Desempenho da classificação
$0,00 < k \leq 0,20$	Ruim
$0,20 < k \leq 0,40$	Razoável
$0,40 < k \leq 0,60$	Bom
$0,60 < k \leq 0,80$	Muito bom
$0,80 < k$	Excelente

Fonte: Adaptado de Landis e Koch (1997).

4.15.4.4 Exatidão Global

A exatidão global (EG) é uma métrica simples que avalia o desempenho de um sistema de classificação, ela baseia-se na relação entre o número de pontos corretamente classificados (diagonal principal da matriz de confusão) e o número total de amostras analisadas (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007). A EG é calculada dividindo a soma da diagonal principal da matriz de confusão (x_{ii}), pelo número total de amostras coletadas (n), conforme apresentado na Equação 25.

$$EG = \sum_{k=1}^1 \frac{x_{ii}}{n} \quad (25)$$

Sendo:

EG: Exatidão Global;

Xii: soma da diagonal principal da matriz de confusão;

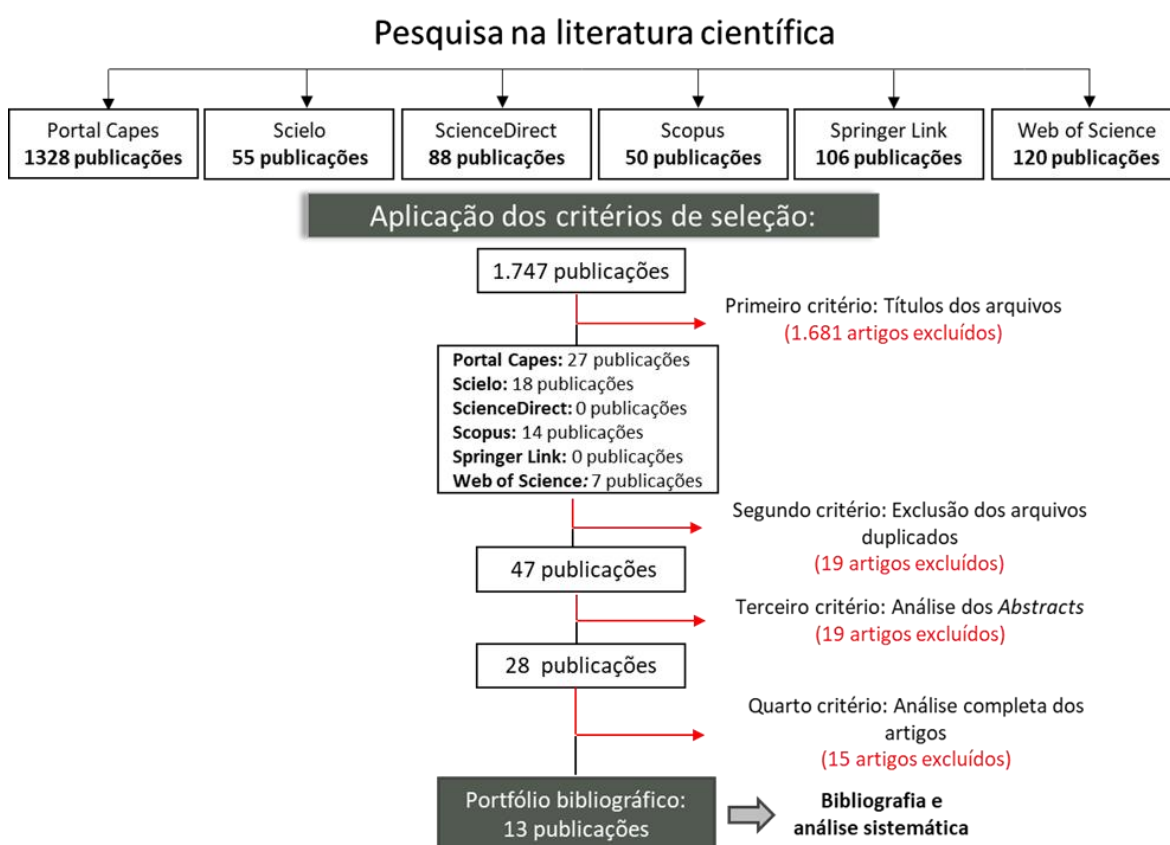
n: número total de amostras (pontos) coletados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise Bibliométrica do Zoneamento Ecológico-Econômico

Com base nos protocolos de revisão pesquisados retornaram 1.747 publicações dos últimos 19 anos (2002/2020). Após a remoção das publicações com base no título (66 artigos), os trabalhos que se enquadraram nos seguintes critérios foram excluídos: arquivos com duplicatas (19 artigos), abstracts ou resumos que não estivessem relacionados ao tema central e artigos que não tivessem aspectos sobre o ZEE pertinentes para a revisão (19 artigos). Por fim, após a leitura integral dos 28 artigos, apenas 13 trabalhos foram caracterizados como relevantes para realizar a revisão sistemática, pois possibilitaram verificar as metodologias adotadas na elaboração dos ZEEs e o estado da arte, bem como as principais universidades que estão trabalhando com esse tema. A seleção dos artigos está resumida na Figura 9.

Figura 9 - Processo de seleção e inclusão dos estudos na revisão sistemática.



Fonte: Autoria própria.

Foram considerados estudos de pesquisa com metodologias de estudo de caso para explorar o que vem sendo utilizado para a elaboração do ZEE, para tanto foram selecionados

13 artigos que apresentam um estudo de caso e a elaboração de um zoneamento ecológico econômico. Assim, a análise foi efetuada com base em treze artigos, classificados conforme a sua relevância, conforme mostra a Tabela 15.

Tabela 15 - Lista dos artigos selecionados que enfocam o Zoneamento Ecológico-Econômico no Brasil (2002-2020).

Artigo	Referência
Zoneamento Ecológico-Econômico no Tocantins: comparação de resultados usando um mesmo método em diferentes datas.	(DIAS; MATTOS, 2009)
Erosion risk mapping applied to environmental zoning	(OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2011)
Proposta Metodológica para a Elaboração de um Zoneamento Ambiental	(CEMIN <i>et al.</i> , 2012)
Proposta de zoneamento ambiental para o município de Arroio do Meio – RS	(THOMAS, 2012)
Zoneamento ambiental como subsídio para o ordenamento do território da bacia hidrográfica do Rio Salobra, Serra da Bodoquena – MS	(SILVA NETO <i>et al.</i> , 2014)
Geoprocessamento aplicado ao zoneamento ambiental da bacia do alto rio Coxim-MS	(BACANI; LUCHIARI, 2014)
Zoneamento Ecológico-Econômico de Barão de Cotegipe, RS: potencialidade para o ordenamento do território	(ROVANI, SARTORINI; CASSOL, 2014)
Ecological-economic zoning of the city of Altinópolis – SP Brazil	(CRIVELENTI <i>et al.</i> , 2016)
Zoneamento Ecológico-Econômico da zona sul do Estado do Rio Grande do Sul	(TAGLIANI, 2016).
Zoneamento Ecológico-Econômico de Silveira Martins – RS	(ROVANI <i>et al.</i> , 2017)
Artificial neural network for ecological-economic zoning as a tool for spatial planning	(SADECK, LIMA E ADAMI, 2017)
Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso do Córrego Indaiá- MS	(SILVA, CUNHA; BACANI, 2018)
Proposta de Zoneamento Ambiental para a Reserva Biológica das Araucárias com Base em Atributos Topográficos	(MAGANHOTTO <i>et al.</i> , 2020)

Fonte: Autoria própria.

A partir das consultas dos artigos foi possível produzir a nuvem das palavras-chaves mais recorrentes com base nos artigos analisados utilizando o *software* “WordItOut” (WORDITOUT, 2020), sendo o tamanho da palavra proporcional à frequência de ocorrência desta ao longo dos 13 artigos (Figura 10).

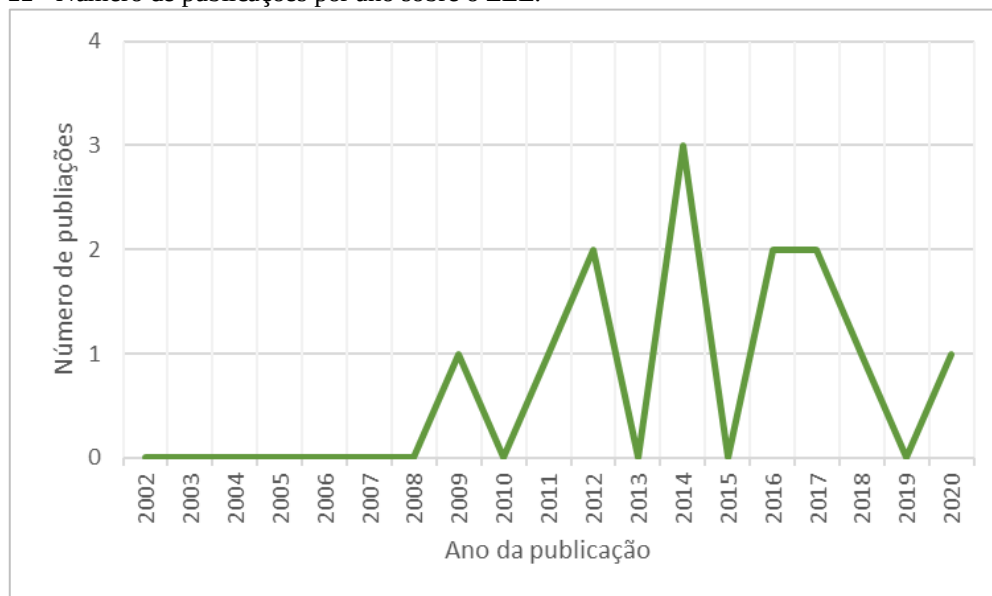
Figura 10 - Nuvem de palavras-chave dos artigos.

Fonte: Autoria própria.

Analisando o resultado verifica-se que as palavras Zoneamento Ecológico-Econômico, Sistema de Informação Geográfica e Zoneamento Ambiental são as mais frequentes nos trabalhos publicados, demonstrando que apesar de possuir uma variedade de palavras-chaves nos trabalhos analisados, alguns temas são mais expressivos. Assim, a nuvem de palavras-chave simplifica a identificação e compreensão das principais áreas de foco, permitindo uma análise rápida e eficaz das tendências e ênfases nos trabalhos publicados.

5.1.1 *Tendência das publicações*

A tendência de publicações dos artigos sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico é mostrada na Figura 11. Embora a implantação e definição do termo de ZEE tenha ocorrido no ano de 2002, não foram apresentadas publicações consideradas relevantes nos primeiros anos acerca desse termo. O primeiro artigo relevante segundo os critérios adotado nessa pesquisa foi publicado no ano de 2009, o que torna as pesquisas centradas nesse tema relativamente novas.

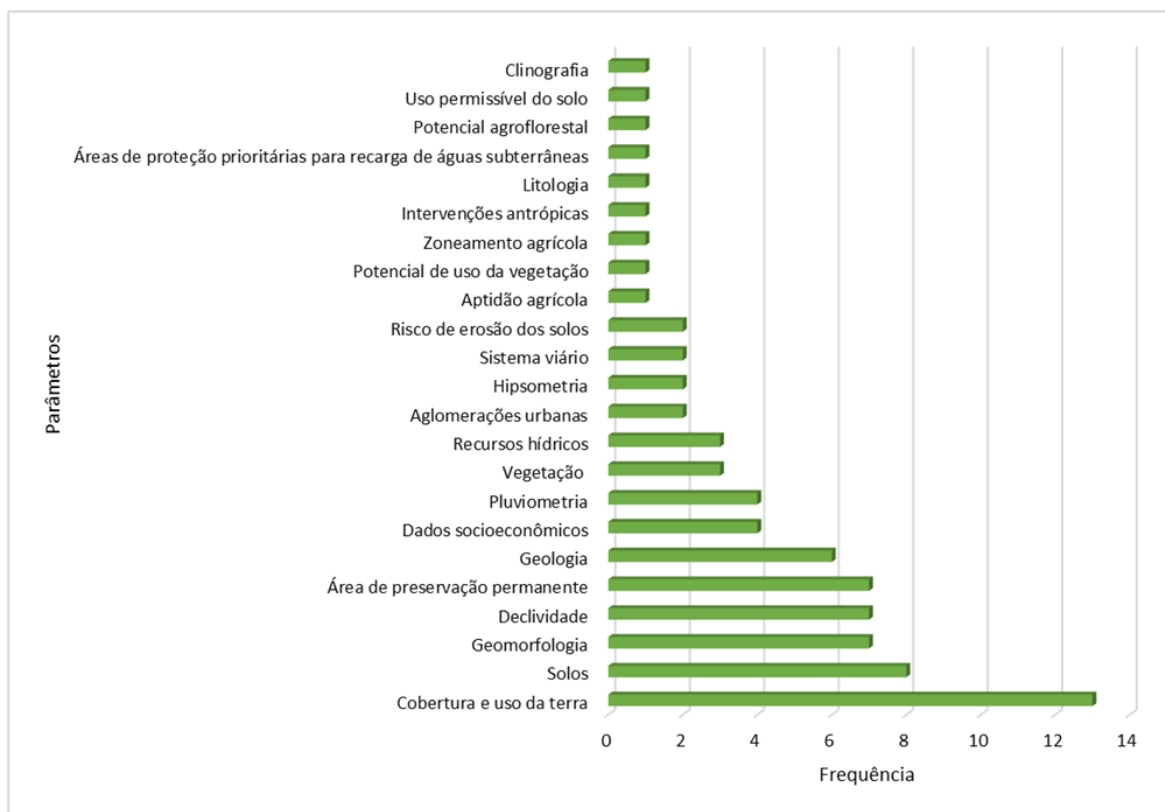
Figura 11 - Número de publicações por ano sobre o ZEE.

Fonte: Autoria própria.

Pode-se observar que o número de artigos sobre ZEE ainda é relativamente baixo, segundo os critérios de seleção e inclusão considerados no estudo, o que pode estar indicando que as pesquisas neste campo de conhecimento estão repletas de oportunidades e desafios, requerendo mais estudos acerca do tema central dessa pesquisa. Um desses desafios, diz respeito ao desenvolvimento de diferentes metodologias que possibilitem uma maior rapidez e facilidade de integração das variáveis disponíveis para a geração do ZEE.

5.1.2 Métodos e parâmetros para a elaboração das propostas de ZEE

O parâmetro de cobertura e uso do solo foi utilizado em todos os trabalhos, demonstrando a importância do mesmo para a elaboração do ZEE, ainda, observa-se o uso de outros parâmetros em grande parte dos artigos analisados, como é o caso de solos, seguido de outras variáveis que apareceram com uma menor frequência conforme apresentado na Figura 12.

Figura 12 - Gráfico dos parâmetros espaciais utilizados pelos estudos revisados.

Fonte: Autoria própria.

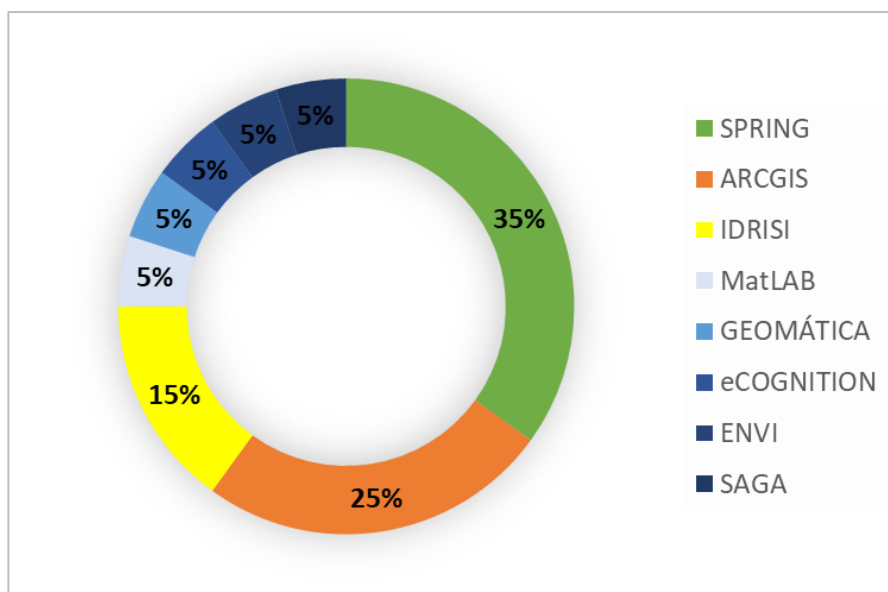
Como pode ser observado na Figura 12, o mapeamento do uso da terra foi predominante em todos os estudos, sendo esse parâmetro de suma importância para o ordenamento territorial. Conforme é apresentado por Lawler et al. (2014), as mudanças no uso e cobertura da terra são a manifestação mais direta do impacto das diferentes atividades humanas sobre a superfície da Terra. O conhecimento dos solos e de sua distribuição espacial na paisagem assume um papel de grande relevância para o planejamento dos usos da terra e para tomada de decisões, fornecendo subsídios para o estabelecimento de políticas públicas para o ZEE (SANTOS *et al.*, 2020).

No que diz respeito às técnicas e ferramentas utilizadas, a análise por meio da álgebra de mapas realizadas em Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), foram essenciais para o desenvolvimento dos trabalhos para a elaboração do ZEE. Conforme os resultados da revisão sistemática da literatura, é possível observar que todos os trabalhos que trataram a questão metodológica fizeram o uso de algum tipo de SIG, desde a coleta de dados espaciais, manipulação até a elaboração de mapas temáticos necessários para a posterior elaboração do desenvolvimento do ZEE. Nesse sentido, o uso dos SIGs oferece uma nova perspectiva para a coleta e manipulação de dados para a geração do ZEE, servindo como um importante

instrumento para a tomada de decisões por parte dos órgãos gestores, auxiliando no fornecimento de subsídios básicos para a gestão do território.

Dos 13 artigos analisados, verificou-se que o *software* mais utilizado foi o *Spring*, que foi utilizado em 35% dos estudos, seguido ArcGIS (25%) e do Idrisi (15%) conforme ilustrado na Figura 13.

Figura 13 - *Softwares* utilizados no desenvolvimento das pesquisas.



Fonte: Autoria própria.

Assim, nota-se que o software Spring é usado na maior parte dos trabalhos levantados; tal número pode ser justificado por se tratar de um software livre e com código-fonte aberto, viabilizando o seu uso para diferentes finalidades e sem nenhum custo agregado.

No que diz respeito as variáveis, notou-se uma grande diversidade, todavia, algumas foram utilizadas com uma maior frequência como é o caso dos parâmetros relacionados a cobertura e uso do território, presente em todos os trabalhos, seguido dos demais de acordo com necessidades locais ou regionais, na maioria dos casos a critério dos autores ou por imposição metodológica. Por fim, observou-se que as variáveis socioeconômicas foram as que apresentaram uma certa carência para a elaboração do ZEE, bem como a ausência de diretrizes metodológicas para sua correta inclusão no arcabouço metodológico, o que também vem a se buscar nessa pesquisa.

5.2 Discussões para adaptações futuras

O ZEE é um instrumento de suma importância para o planejamento e gestão territorial, no qual deve ser considerado variáveis ambientais e a dinâmica socioeconômica de diferentes regiões, visando dar suporte aos órgãos gestores contribuindo no estabelecimento de políticas públicas que visem um desenvolvimento sustentável. Nesse sentido, a proposta para a elaboração de um ZEE deve considerar uma metodologia que abranja variáveis do caráter ambiental, social e econômico, visando circunscrever e condicionar a melhor ocupação do território, tendo em vista esses atributos.

Muitos dos estudos avaliados neste trabalho não consideraram variáveis do âmbito socioeconômico, evidenciando a importância do nivelamento de informações entre os órgãos gestores, de modo que o ZEE seja compreendido como um instrumento de planejamento estratégico para o ordenamento e da gestão do território, não somente para o planejamento ambiental.

Outro aspecto a ser considerado é em relação a quantidade e aos tipos de parâmetros nos artigos analisados para a elaboração de um zoneamento econômico-ecológico, verificando-se que não existe uma regra acerca dessa questão, portanto, apresentando uma grande variedade. Contudo, essa adaptação e diferentes metodologias adotadas podem ser justificadas, já que cada trabalho visa atender as características e necessidades de uma determinada região, logo, não existindo um padrão único que possa atender as condições socioambientais existentes no território brasileiro.

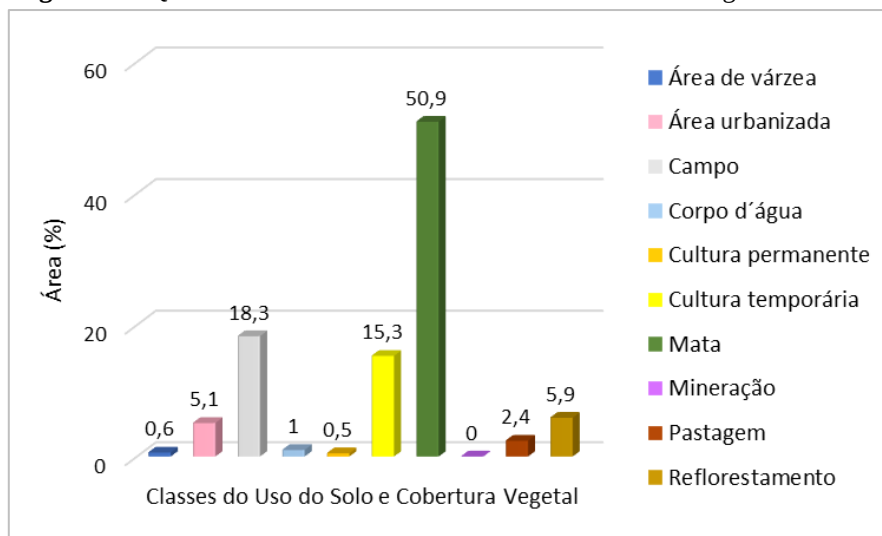
5.3 Mapa de Uso do Solo e Cobertura Vegetal para a BHRS

A distribuição quantitativa da área territorial ocupada por cada unidade de classe é apresentada na Figura 14, já a Figura 15 refere-se ao Mapa de uso do solo e cobertura vegetal para o ano de 2020 para a BHRS. Segundo esses dados é possível observar que a área apresenta em sua totalidade a distribuição cobertura da classe “Mata”, com aproximadamente 51% do total da área, localizados principalmente na região sul da área de estudo. A alta porcentagem de mata presente na BHRS, pode ser justificada por tratar-se de áreas que apresentam características físicas, como é o caso da declividade, que não favorece a incorporação das atividades agrícolas.

Em seguida é possível ainda observar as ocorrências da classe da “Cultura Temporária” com cerca de 15%, que ocorrem de forma aleatória com exceção na região

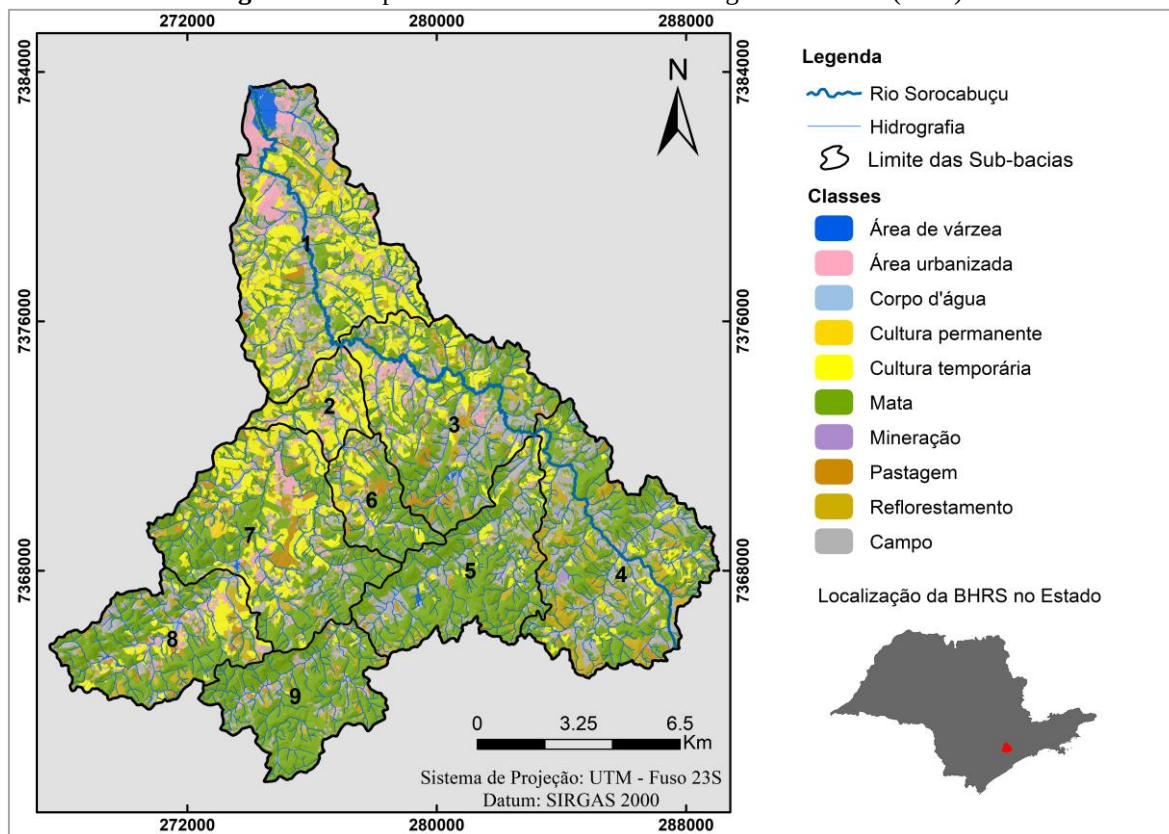
norte, como da mesma forma “Campo”, caracterizada por áreas degradadas com a ausência de cobertura vegetal, distribuída ao longo das sub-bacias, com cerca de 18% da área total. Por fim, a área urbana abrange cerca de 5,1% da área total, localizada bem ao norte da BHRS, onde está localizado parte do município de Ibiúna, corroborando com o resultado.

Figura 14 - Quantitativo das classes de uso do solo e cobertura vegetal da BHRS.



Fonte: Autoria própria.

Figura 15 - Mapa de uso do solo e cobertura vegetal da BHRS (2020).



Fonte: Autoria própria.

A Tabela 16, apresenta as classes de uso do solo por sub-bacias hidrográficas, possibilitando identificar as atividades predominantes em cada uma delas e, posteriormente, utilizar esses dados em conjunto com outras informações relevantes para a geração de indicadores ambientais visando fornecer subsídios para a gestão dessas áreas.

Tabela 16 - Quantitativo do uso do solo e cobertura vegetal para as sub-bacias.

Classes	Área (%) em função da ocupação do solo nas sub-bacias hidrográficas								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Área de várzea	2,62	-	0,21	-	0,40	-	0,13	0,21	-
Área urbanizada	11,28	10,5	4,73	1,74	1,06	4,64	5,32	4,15	2,25
Campo	23,38	14,9	22,46	22,69	16,78	13,69	10,84	17,43	9,85
Corpo d'água	1,42	1,4	0,86	0,98	0,75	0,60	0,81	1,36	0,77
Cultura permanente	1,11	-	0,21	0,09	-	1,55	1,00	-	-
Cultura temporária	27,97	39,2	16,02	6,54	9,43	14,29	20,88	12,65	0,83
Mata	28,11	29,6	46,95	51,68	65,20	57,38	53,50	53,33	82,21
Mineração	-	-	-	0,40	-	-	-	-	-
Pastagem	1,47	3,5	4,20	1,01	0,40	5,00	4,00	2,99	0,95
Reflorestamento	2,64	0,9	4,37	14,86	5,99	2,86	3,52	7,87	3,14
Área Total (km²)	37,40	6,58	29,03	32,70	22,70	8,40	30,99	19,05	16,86

Fonte: Autoria própria.

Analisando os diferentes usos por sub-bacia, verifica-se que as sub-bacias 1 e 2 apresentam os maiores níveis de atividades antrópicas, visto que ambas resultaram nos menores percentuais da classe de “Mata”, esse baixo valor pode ser justificado por tais apresentarem a maior parte de suas áreas destinadas a atividade agrícola e por abrigar parte da área urbana do município de Ibiúna, sendo que a maior delas (1) está ocupada pelo cultivo de culturas temporárias e áreas urbanizadas.

Nesse cenário, muitos estudos têm evidenciado que as perturbações antropogênicas acerca dos recursos terrestres estão se tornando mais prevalentes, ocasionando uma série de impactos (DENG; GIBSON, 2020). Dentre essas ações, destaca-se o rápido crescimento populacional e as atividades antropogênicas equivalente as práticas de irrigação, mineração e urbanização, consideradas grandes impulsionadoras da degradação da terra (DELKASH; AL-FARAJ; SCHOLZ, 2018).

À medida que a urbanização avança, mudanças no uso do solo de forma desordenada e usos inadequados são realizados, derivando no aumento das superfícies impermeáveis, acarretando o aumentando do escoamento que, por sua vez, pode contribuir

para o transporte de poluentes por fontes difusas para os corpos hídricos (WILSON; WENG, 2020; LI *et al.*, 2016).

No que diz respeito as áreas destinadas a agropecuária, Yira *et al.* (2016) expõem que a conversão de mata para terra agricultável, ocasiona no aumento das taxas de erosão do solo, resultando em impactos prejudiciais na área em questão e no entorno, já que afeta negativamente o meio ambiente e economia (PANDEY *et al.*, 2021). Uma vez que os sedimentos derivados do processo erosivo podem ser arrastados por meio do escoamento superficial até um corpo hídrico, contribuindo para o processo de eutrofização e contaminação da água (SHI *et al.*, 2017), em decorrência do uso de fertilizantes e agrotóxicos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017).

Ainda, o processo de degradação da vegetação natural ou supressão dela, caracterizada pela redução da biomassa, constitui como uma ameaça a biodiversidade e pode induzir a degradação dos solos (YENGOH *et al.*, 2015). Logo, afetando de forma negativa a qualidade da água, a qualidade dos solos, reduzindo a eficiência agrícola, assim, contribuindo com a exploração e supressão da vegetação nativa em outras áreas com características físicas mais favoráveis (RAWAT; MISHRA; BHATTACHARYYA, 2016; KIDANE; ALEMU, 2015).

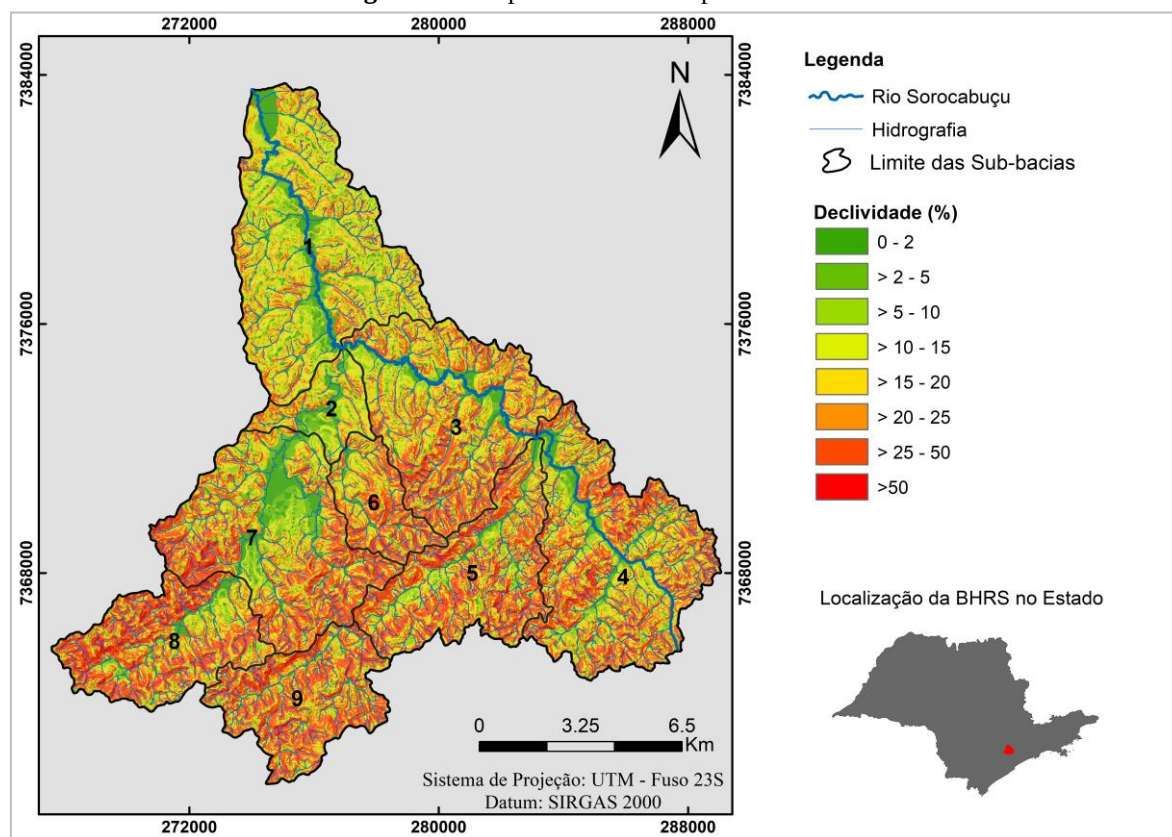
Em contraste, as demais sub-bacias apresentam maiores percentuais de cobertura vegetal, com valores acima de 46% da área total da sub-bacia composta por matas, logo, menores áreas destinadas a agricultura e área urbana. Deste modo, resultando em impacto positivo na qualidade da água (SHEN *et al.*, 2015), já que a presença da cobertura vegetal desempenha um papel fundamental nos processos abióticos que vão desde a interceptação da água das chuvas, infiltração até a deposição dos sedimentos e retenção de nutrientes (BRAUMAN *et al.*, 2007).

5.4 Declividade para a BHRS

A Figura 16 apresenta a distribuição espacial da declividade na BHRS. Por meio dos dados obtidos observa-se que a declividade variou de 0% a >50%, com predominância de áreas com relevo fortemente inclinado, correspondendo a 27,1% da área total da bacia hidrográfica, seguido, em ordem decrescente, da classe de relevo inclinados, apresentando em menor quantidade terrenos levemente inclinados. A porção sul apresenta maiores valores de declividade, enquanto a região localizada mais ao norte possui menores valores de

declividade. Ainda, locais com a presença de corpos d'água também são caracterizados menores declives.

Figura 16 - Mapa de declividade para a BHRS.



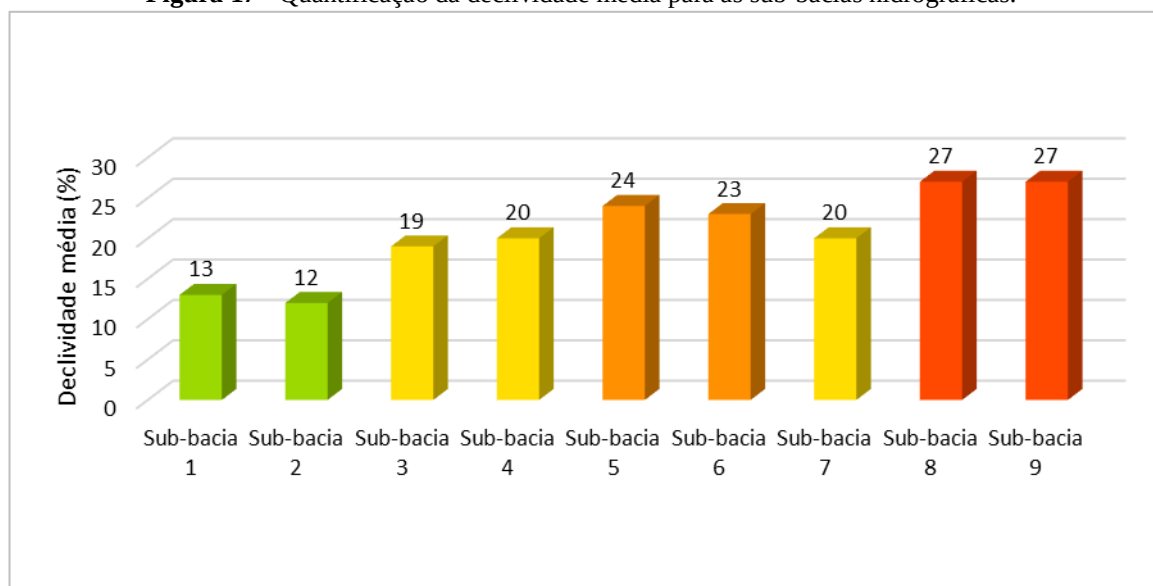
Fonte: Autoria própria.

Conforme apresentado por Crepani *et al.*, (2001) a declividade do terreno exerce influência direta sobre os processos que condicionam a velocidade de transformação da energia potencial das águas pluviais em energia cinética, consequentemente, na intensidade dos processos erosivos, influenciando também na propensão e magnitude de inundações (VILLELA; MATTOS, 1975). Nesse sentido, as regiões que apresentam maiores valores de declividade como é o caso da porção Sul da BHRS (Figura 16) pode acarretar uma maior susceptibilidade a ocorrência de processos erosivos, visto que terrenos com uma topografia mais íngreme podem resultar em um escoamento superficial rápido (BATISTA *et al.*, 2021). No caso das áreas com declives mais suaves, localizadas em sua maior parte ao norte da bacia hidrográfica, favorecem atividades pecuárias e o cultivo agrícola respectivamente. Além disso, a baixa declividade implica em menor probabilidade de ocorrências de processo erosivos, maior infiltração de águas pluviais e ocorrência de inundações (BATISTA *et al.*, 2021). Ainda, conforme apresentando por Lopes Filho e Lourenço (2020) os dados de declividade têm sido amplamente utilizados na elaboração do ZEE, uma vez que possibilita

orientar a produção agrícola, bem como restrições relacionadas as áreas que apresentam maiores declividades e características que as tornam protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012).

A seguir é mostrado na Figura 17 os quantitativos das respectivas declividades médias para cada sub-bacia hidrográfica.

Figura 17 - Quantificação da declividade média para as sub-bacias hidrográficas.



Fonte: Autoria própria.

Nota-se por meio da Figura 17 que as sub-bacias hidrográficas localizadas na região norte apresentaram uma menor declividade média, como é o caso da sub-bacia 1, 2 e 3. Contudo, as sub-bacias de número 5, 8 e 9 resultaram nas maiores declividades médias. O conhecimento da declividade de um terreno torna-se um fator decisivo no estabelecimento da limitação referentes as formas de ocupação do uso do solo, visando a preservação da fauna e flora, sendo estes fundamentais para a manutenção de ecossistemas locais e o controle dos processos erosivos, contribuindo com a qualidade dos recursos hídricos (VALLE; FRANCELINO; PINHEIRO, 2016).

Ainda, a topografia do terreno influencia no desencadeamento de processos erosivos, podendo provocar elevadas perdas de solos nas áreas de produção agrícola, em função do arraste de matéria orgânica, nutrientes e defensivos agrícolas, ocasionados pela ação conjunta dos impactos das gotas de chuva (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

5.5 Área de Preservação Permanente

As APPs são de uma maneira geral submetidas a inúmeras alterações, dentre elas destaca-se o impacto proveniente das áreas urbanas, a qual tem como maiores consequências a supressão da vegetação, impermeabilização do solo, podendo ainda atuar como fonte de contaminação pontual e liberação de resíduos nos cursos d'água (GONÇALVES *et al.*, 2005).

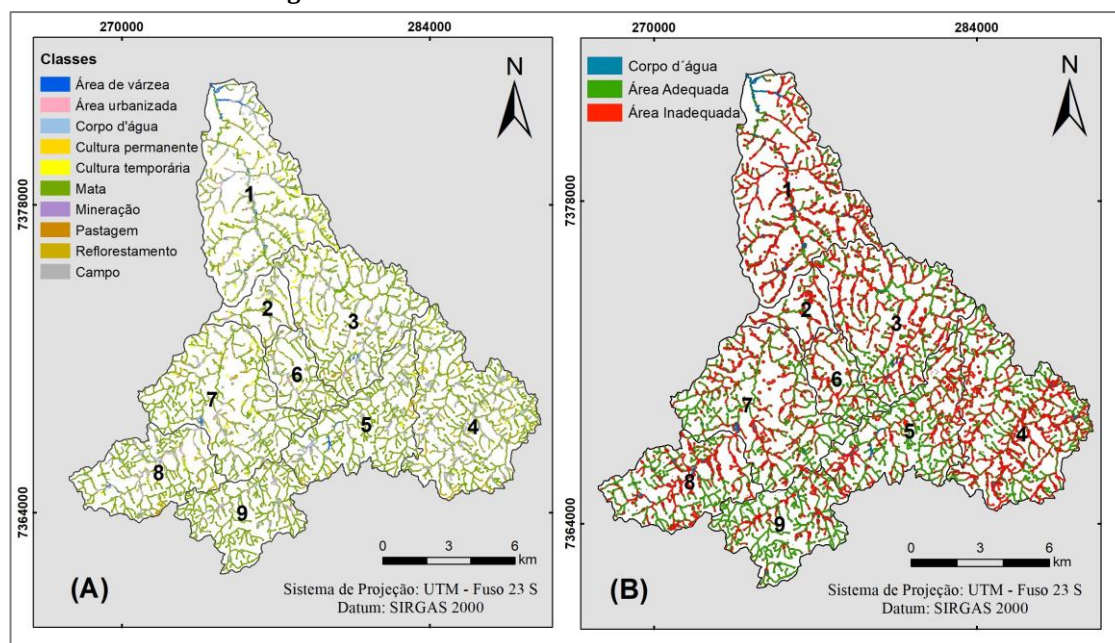
Da área total da bacia, aproximadamente 55 km² referem-se as APP, sendo que predomina em seu interior o uso da classe “Mata” (59 %) e “Campo” (22 %), enquanto as demais aparecem em menores quantidades (Tabela 17). Apesar da classe “Mata” ter apresentado um elevado percentual de mata, pode-se dizer as APP estão pouco protegidas visto que com exceção da classe “Reflorestamento”, as APP se apresentam cobertas por usos completamente inadequados a finalidade de conservação e preservação, tanto da biodiversidade, bem como dos recursos hídricos.

Tabela 17 - Quantificação do uso do solo e cobertura vegetal nas áreas de APP.

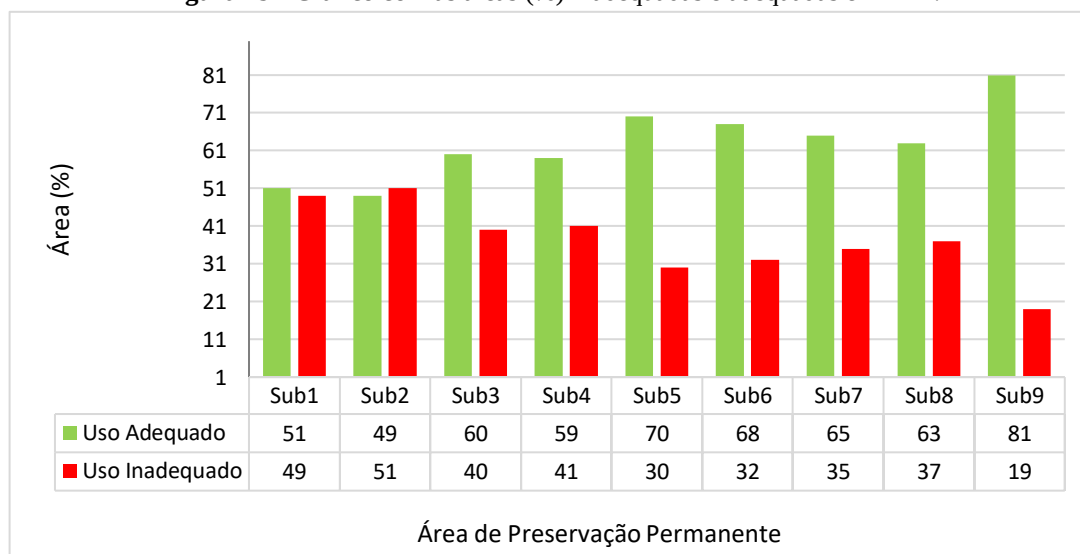
Classes	Área (km²)	Área (%)
Área urbanizada	1,56	2,85
Campo	12,12	22,17
Cultura permanente	0,07	0,13
Cultura temporária	3,23	5,91
Mata	32,17	58,86
Mineração	0,018	0,03
Pastagem	0,90	1,65
Reflorestamento	2,47	4,52
Total	52,538	96,12

Fonte: Autoria própria.

A distribuição espacial dos diferentes usos da terra, áreas de conflitos e as respectivas áreas (%) de uso inadequado e adequado em APPs podem ser visualizadas na Figura 18 e Figura 19, respectivamente.

Figura 18 - Conflitos ambientais nas APP da BHRS.

Fonte: Autoria própria.

Figura 19 - Gráfico com as áreas (%) inadequadas e adequadas em APP.

Fonte: Autoria própria.

Analisando os mapas da Figura 18 em conjunto com os dados da Figura 19 verifica-se que algumas sub-bacias exibem maiores níveis de alterações antrópicas, em consequência da substituição da mata ciliar por outros tipos de uso ao longo dos cursos d'água, nascentes e áreas declivosas.

As sub-bacias 2 e 1, apresentaram 51% e 49% da área total ocupada por áreas conflituosas (uso inadequado), sendo a classe “campo” o principal tipo de uso do solo.

Diante dos dados apresentados fica evidenciado a importância do gerenciamento das sub-bacias (1 e 2) com o intuito de preservar e recomposição vegetal das APP, posto que a supressão da mata ciliar pode intensificar ainda mais os processos de degradação ambiental.

Já as sub-bacias 3,4,5,6,7 e 8 apresentam valores que variam 30% a 41% de suas áreas predominantemente ocupadas por usos inadequados, com terras destinadas na sua maioria pela classe “Campo” e “Cultura Temporária”. Segundo Reis *et al.* (2018) o manejo incorreto em áreas agrícolas, principalmente, no cultivo de cultura temporária pode corroborar com o desencadeamento de processos erosivos ou até mesmo intensificar a perda de solo nessas áreas.

A substituição da classe de mata por áreas destinadas as atividades agrícolas, como é caso das sub-bacias do Rio Sorocabuçu, geram uma fonte potencial de contaminantes a partir do uso dos fertilizantes e pesticidas nas culturas. Somado a isso, a não adoção de práticas conservacionistas do solo, no que diz respeito as culturas temporárias, podem ocasionar uma série de problemas de degradação do solo, como os processos erosivos, podendo levar a um aumento de sedimentos, contaminantes químicos e matéria orgânica na cursos de água (POUDEL *et al.*, 2016; NARANY *et al.*, 2017; MELLO *et al.*, 2018).

Nesse sentido, o estabelecimento de medidas de conservação dos solos nas áreas de cultivo das culturas temporárias são fundamentais para a redução do escoamento superficial, favorecendo o processo de infiltração, por conseguinte, reduzindo a possibilidade de desencadeamento de processos erosivos (ARANTES *et al.*, 2021).

Contudo, a sub-bacia 9 resultou na menor porcentagem (19%) de usos inadequados nas APP, sendo a classe de mata a mais expressiva na área, constituindo em um elemento essencial para reter e purificar os poluentes provenientes de atividades agrícolas e urbanas (CALIJURI; CUNHA; POVINELLI, 2010). Ainda, a alta porcentagem dessa classe pode ser justificado pela sub-bacia apresentar características físicas, com regiões de topografia acidentada, inviabilizando a prática agrícola, logo, evitando a supressão da vegetação para finalidades agrícolas.

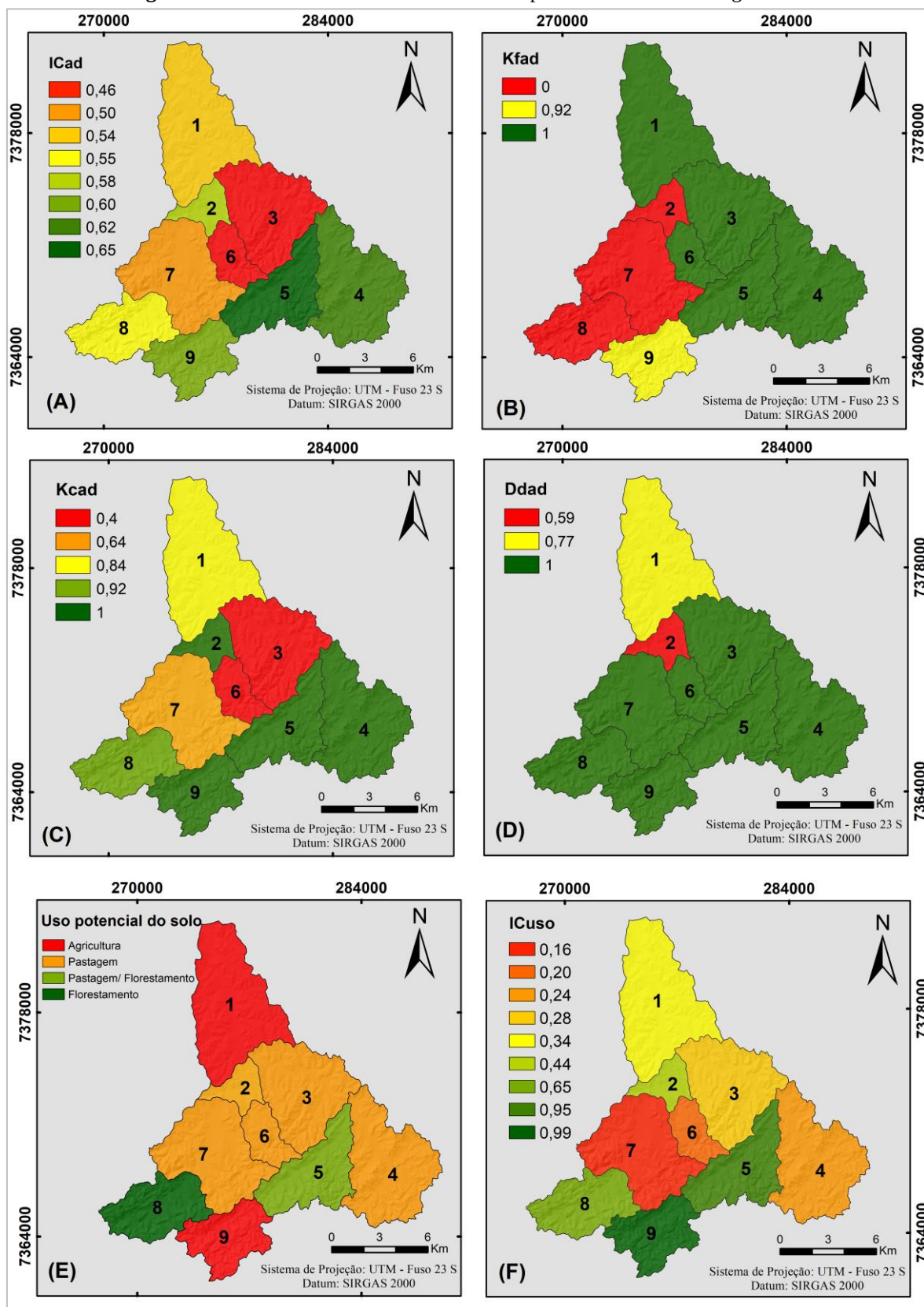
Diversas pesquisas evidenciam que a classe mata está associada a melhores condições da qualidade da água, todavia, piores níveis de qualidade referem-se as classes de áreas urbanizadas e agrícola (SHEN *et al.*, 2015; MELLO *et al.*, 2018). Em vista disso, mostra-se que algumas sub-bacias do Rio Sorocabuçu estão mais expostas a condições de degradação dos recursos hídricos, visto que tais apresentam outros tipos de uso do solo em áreas destinadas as APP.

Nesta perspectiva, as APP desempenham um papel fundamental na manutenção e para evitar a deterioração da qualidade da água, auxiliando na redução de nitratos, fósforo e cargas de sedimento nos corpos hídricos (HANSER *et al.*, 2010; OU *et al.*, 2016). Assim, a conservação e/ou preservação dessas áreas é considerado um importante instrumento para o controle do território, já que a sua criação estabelece limites e dinâmicas que diz respeito ao uso do solo e ocupação.

5.6 Índice de Sustentabilidade do Relevo (ISR)

Como resultado foi obtido um mapa da representação espacial de cada parâmetro morfométrico utilizado nesse estudo, totalizando um total de cinco mapas, que possuem uma escala que varia de 0 a 1, sendo 0 indicando um valor ruim e 1 indica uma sub-bacia com melhores condições de sustentabilidade do relevo, segundo a definição de cada parâmetro (Figura 20 A-F).

Figura 20 – Parâmetros morfométricos obtidos para as sub-bacias hidrográficas.



* Coeficiente de capacidade (Kcad), fator de forma (Kfad), índice de circularidade (ICad), densidade da drenagem (Ddad) e Indicador de Conformidade de Uso do Solo (ICuso).

Fonte: Autoria própria.

A espacialização do parâmetro do ICad (A) possibilitou identificar visualmente as áreas que apresentaram menor e maior ICad. De um modo geral, as sub-bacias hidrográfica do Rio Sorocabaçu apresentaram valores inferior a 0,7, indicando-as que se aproximam da forma circular, corroborando com a ocorrência de inundação. Verifica-se que as sub-bacias de número 3 e 6 foram as que apresentaram um menor Icad, indicando uma maior propensão a ocorrência de inundação, pois quanto maior a circularidade da bacia hidrográfica, maior a tendência que ocorra chuvas intensas de forma simultânea em toda a sua extensão, concentrando um grande volume de água no tributário principal, conforme apresentado por Cardoso *et al.* (2006). Já a sub-bacia hidrográfica de número 5 foi a que apresentou o menor valor, isto é, menor propensão a enchentes.

No que diz respeito ao parâmetro Kfad (B), as sub-bacias de número 2, 7 e 8 apresentaram valor igual a 0, indicando que possuem susceptibilidade a grandes enchentes. As demais sub-bacias 9, 1, 3, 4, 5 e 6 apresentam um formato mais alongado, visto que o valor de Kfad obtido foi próximo e igual a 1.

A partir da distribuição dos valores do parâmetro *kcad* para as sub-bacias, verifica-se que as sub-bacias hidrográficas de número 6 e 3 são as mais propensas a enchentes, em contrapartida, as sub-bacias hidrográficas de números 2, 4, 5 e 9 não apresentam tendência a enchente.

A densidade de drenagem relaciona o número de canais com a área total da bacia (CHRISTOFOLETTI, 1980; ALMEIDA *et al.*, 2013), fornecendo uma indicação da eficiência da drenagem (CARDOSO *et al.*, 2006). Conforme é apresentado na Figura 20-D, as sub-bacias 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9 possuem uma rede de drenagem densa, que conforme Kalijari, Chandrasekar e Magesh (2015) pode ser atribuído à presença de terrenos com maiores declividade que resultam em um maior escoamento e mais redes de drenagem superficial.

Entretanto, as sub-bacias hidrográficas de número 2 e 1, apresentaram menores valores de Ddap, ambas estão localizadas no município de Ibiúna, centro oeste do estado de São Paulo, a qual apresentam a classe de área urbana (Tabela 13) superior quando comparada as demais sub-bacias. Geralmente, menores valores de Dd estão associados a solos altamente permeáveis e áreas que apresentam uma topografia pouco íngreme (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014).

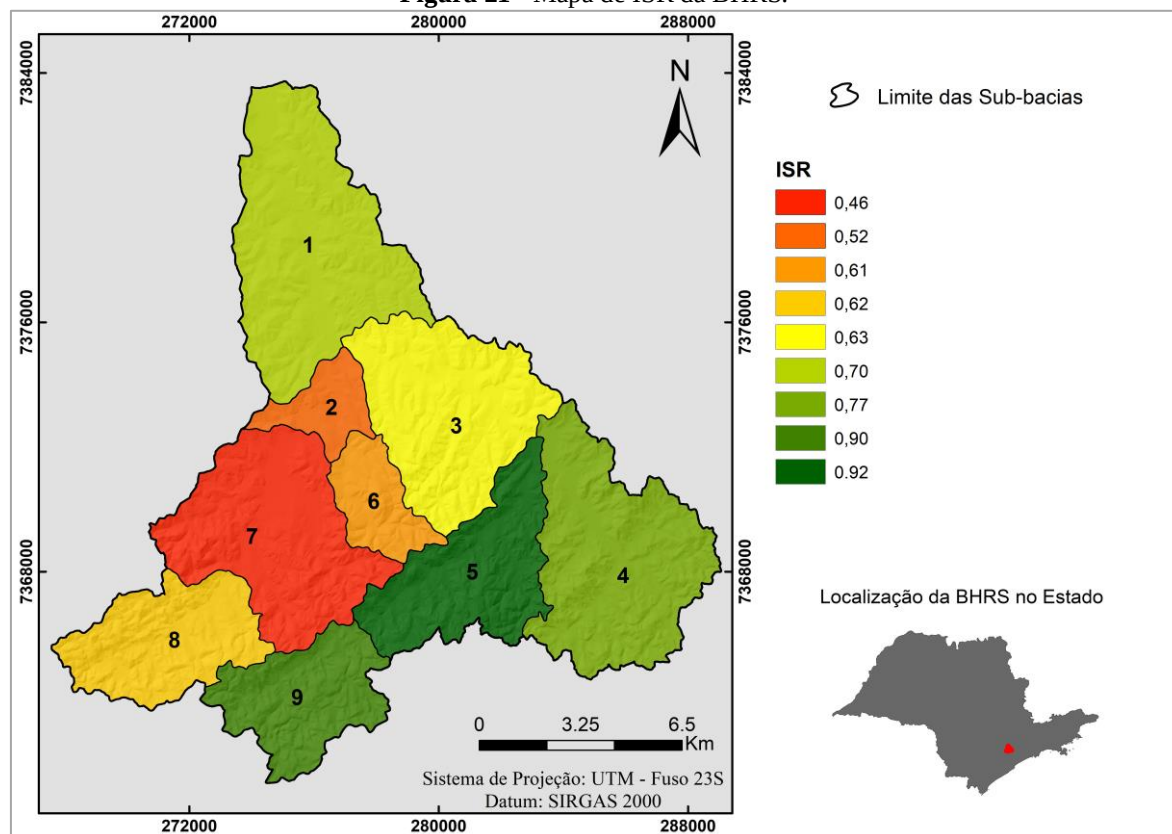
O Mapa de uso potencial do solo (E), descreve as classes de aptidão do uso do solo em função dos coeficientes de CRad. Os resultados indicam que a maioria das sub-bacias hidrográficas apresenta potencial para o uso destinado a pastagem (49,6%), enquanto as sub-bacias 5 e 9 referem-se as áreas destinadas ao uso agrícola (22%) e, por fim, apenas 19,4%

possuem potencial para áreas destinadas a pastagem/floresta. A sub-bacia 8, em particular, foi a única que apresentou o uso potencial para a preservação (9,4%), ou seja, áreas que são consideradas inadequadas para os outros tipos de uso, no entanto, cerca de 12% de sua área é utilizada para a agricultura e pastagem/campo.

Entretanto, é fundamental destacar que o desenvolvimento socioeconômico dessas regiões deve considerar o aspecto ambiental, de modo que o uso do solo, bem como as características morfométricas sejam consideradas para o estabelecimento do ordenamento territorial (TONIOLO *et al.*, 2021).

Já no que diz respeito a distribuição Indicador de Conformidade de Uso do Solo (ICuso) para as sub-bacias hidrográficas do Rio Sorocabuçu (Figura 20 - F), nota-se que a sub-bacia hidrográfica de número 7 foi a que apresentou menor valor, isto é, apenas 16% de sua área está de acordo com a aptidão do uso e ocupação do solo. Todavia, as sub-bacias hidrográficas 5 e 9 apresentam mais de 95% de sua área correspondente a aptidão do uso e ocupação do solo. De um modo geral, a região central e as sub-bacias localizadas mais ao norte da BHRS resultaram em valores de ICuso relativamente inferiores quando comparado as demais sub-bacias hidrográficas, enquanto, na região Sul as sub-bacias hidrográficas apresentaram melhores valores, visto que os usos do solo correspondem a aptidão do uso e ocupação do solo.

Por fim, na Figura 21 é apresentado a distribuição dos valores resultantes da aplicação do ISR para as sub-bacias hidrográficas da BHRS.

Figura 21 - Mapa de ISR da BHRS.

* Índice de Sustentabilidade do Revelo (ISR).

Fonte: Autoria própria.

De um modo geral, as sub-bacias hidrográficas localizadas na região sudeste e a uma sub-bacia bem ao norte, apresentaram melhores resultados, isto é, valores acima de 0,70, enquanto, as sub-bacias hidrográficas localizadas na região central e sudoeste da BHRS tiveram valores abaixo de 0,63. A sub-bacia 7 obteve o pior valor (0,46), o qual resultou valores baixos em todas as variáveis morfométricas analisadas, com exceção da densidade da drenagem, justificando o seu resultado, em contrapartida, a sub-bacia hidrográfica de número 5 foi a que apresentou o melhor valor de ISR (0,92), influenciado pelos maiores valores dos índices morfométricos obtidos. Assim, os altos valores e menores valores possuem relação com os resultados obtidos nos índices utilizados nesse estudo (Figura 21).

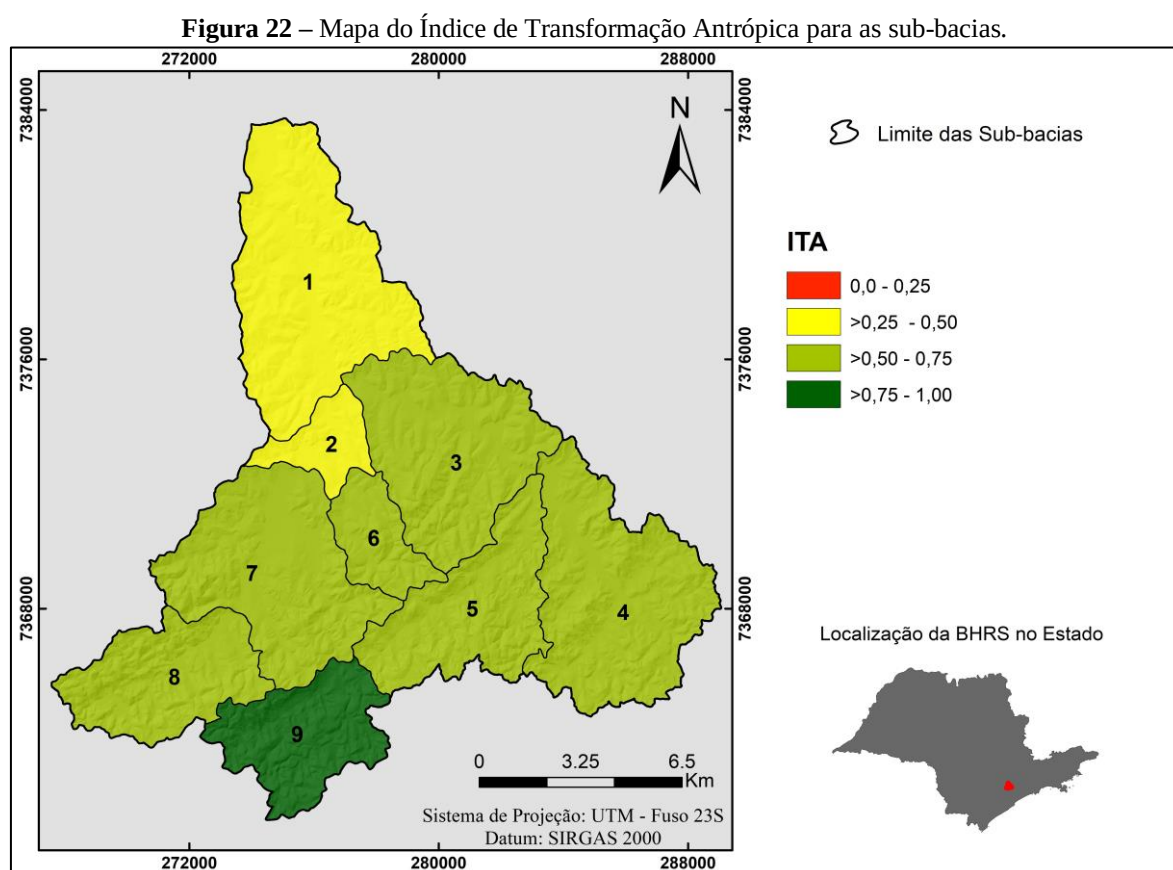
Conforme citado por Ross (2018), o planejamento do território deve levar em consideração a análise integrada da paisagem, ponderando suas potencialidades e as fragilidades dos sistemas ambientais. Deste modo, a obtenção de indicadores morfométricos para a área a BHRS, corroboram para a identificação das sub-bacias hidrográficas que são mais susceptíveis a ocorrência de processos erosivos, inundação, bem como suas limitações, visando o estabelecimento de diretrizes que subsidiem o manejo e gestão dessas áreas quanto

ao uso do solo, de modo que se tenha uma exploração econômica e mais justa, conforme a aptidão da terra.

5.7 Indicadores ITA, IIMC e IPPD

A avaliação do potencial de degradação ambiental em bacias hidrográficas, por meio do uso de indicadores somado ao uso das geotecnologias é essencial para o estabelecimento de políticas e ações adequadas, podendo contribuir com uma maior eficiência do uso do solo. Nesse sentido, os mapas de ITA, IIMC e IPPD possibilitaram analisar o potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, por meio da avaliação da transformação antrópica.

A Figura 22 apresenta o mapa do Índice de Transformação Antrópica para as sub-bacias hidrográficas.



*Índice de Transformação Antrópica (ITA).

Fonte: Autoria própria.

Com relação aos valores obtidos para as sub-bacias hidrográficas por meio do cálculo do ITA aplicado aos diferentes tipos de uso do solo foi possível aplicar uma classificação, conforme o seu nível de degradação (Tabela 18).

Tabela 18 - Índice de transformação antrópica para as sub-bacias hidrográficas do Rio Sorocabuçu.

Peso	Grau de antropização	Sub-bacias Hidrográfica
0 e 0,25	Muito Degradada	-
0,25 a 0,50	Degradada	Sub-bacia 1 e 2
>0,50 a 0,75	Moderadamente Degradada	Sub-bacia 3,4,5,6,7 e 8
> 0,75 a 1,00	Pouco Degradada	Sub-bacia 9

Fonte: Autoria própria.

A sub-bacia (9) localizada ao sul da BHRS foi a que resultou no maior valor de ITA, indicando menor intensidade de atividades antropogênicas ao longo da sub-bacia, enquanto as sub-bacias (3, 4, 5, 6, 7 e 8) foram classificadas segundo o grau de antropização como “regular”, evidenciado por sua maior parte ser constituída por atividades antrópicas como usos destinados ao cultivo temporário, campo e área urbanizada.

Segundo Sousa (2001), a predominância de solos mais férteis, quando associados a relevos com menores declividades, acabam tornando essas áreas mais propícias ao uso agrícola. De tal modo, nota-se essa ocorrência na BHRS, onde o uso agrícola está mais evidente em locais com características físicas favoráveis, favorecendo a prática de ocupações ilegais em áreas protegidas, aumentando a degradação dessas áreas.

Por fim, nota-se que as sub-bacias de número 1 e 2 foram classificadas como “degradada” segundo o ITA, indicando que apesar de existir restrições quanto o tipo de uso do solo em áreas protegidas pela legislação vigente, ainda ocorre o uso inadequado do solo nessas áreas.

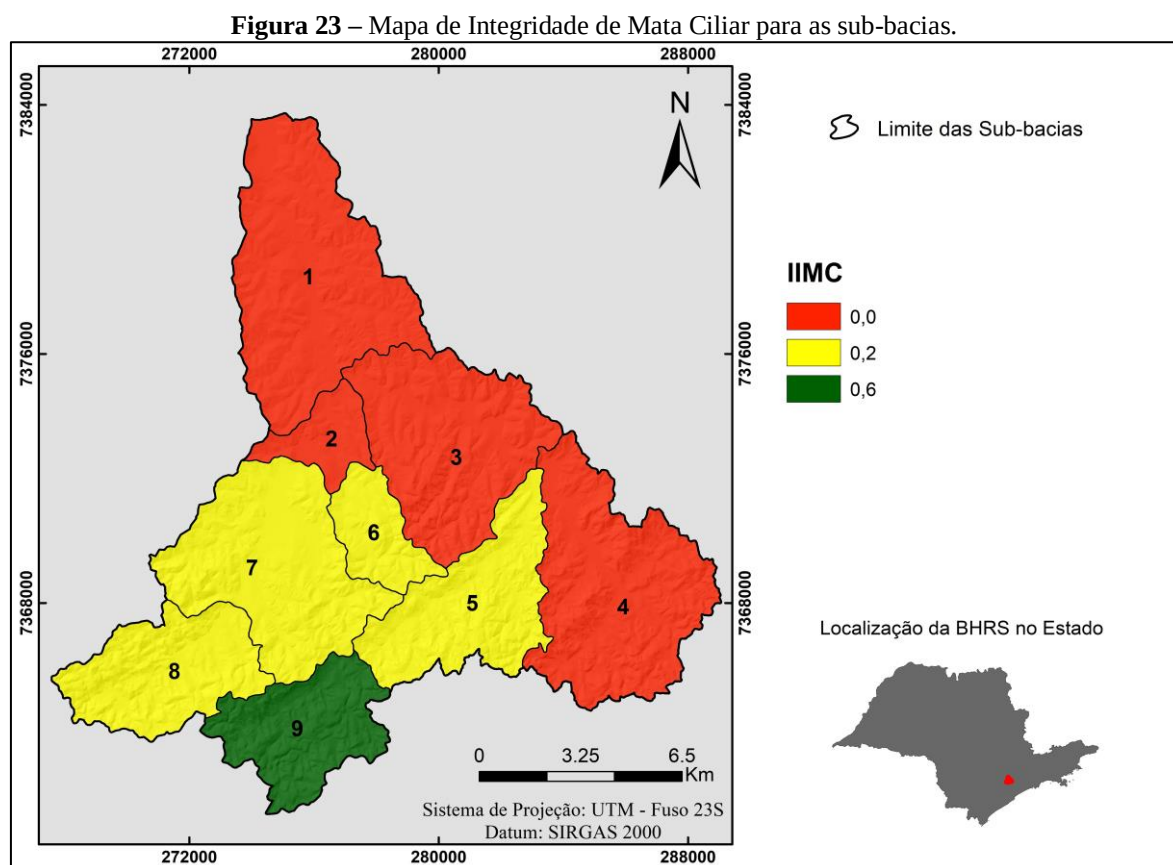
Embora os resultados observados para a maior parte das sub-bacias hidrográficas do Rio Sorocabuçu não sejam tão expressivos em relação ao ITA, é importante que se tenha um planejamento e gestão dessas áreas visando prevenir que as ações antrópicas potencializem os impactos negativos nessas áreas.

Diferentes trabalhos constatarem um aumento do grau de antropização ao longo do tempo, como é o caso do trabalho desenvolvido por Perez e Carvalho (2012) na bacia hidrográfica do Rio Ipê, no qual observam-se em um curto período uma evolução do grau de antropização nessa área, mudando de “degradado” para “muito degradado”. Concomitantemente, no estudo realizado por Lopes *et al.* (2021) os resultados foram semelhantes ao encontrado na BHRS, observando-se uma transição do grau de antropização

para bacia do Rio Una, constatando a modificação da paisagem ao longo do tempo em função das atividades antrópicas.

Conforme apresentado por Cocco *et al.* (2015) quanto mais intensos os danos antrópicos, consequentemente será a alteração da paisagem, afetando diretamente na biodiversidade, nos recursos ambientais e para o próprio ser humano.

Diante do exposto, é fundamental observar a legislação vigente acerca das áreas de preservação permanente, visto que a maioria das sub-bacias apresentam a supressão da vegetação nativa, não respeitando os limites necessários para as APP. Nesse sentido, a integração de informações e ZEE são essenciais para restringir tais práticas que afetam com maior grau essas áreas, por meio do estabelecimento de políticas de proteção ambiental. Com base nos dados obtidos referentes as classes de uso do solo nas APP, foi elaborado o mapa de integridade de mata ciliar (IIMC) (Figura 23).



*Indicador de Integridade de Mata Ciliar (IIMC).
Fonte: Autoria própria.

Conforme apresentado no mapa da Figura 23, observa-se que os valores referentes ao IIMC resultaram em valores relativamente baixos, em uma escala variando de 0 a 0,6. As sub-bacias de número 1, 2, 3 e 4 resultaram nos menores valores de IIMC, justificado por

apresentarem porcentagens da classe “mata” nas APP inferiores a 60%. Por outro lado, as sub-bacias (5, 6, 7 e 8) apresentaram melhores condições de conservação da “mata”, com IIMC variando de $<60\%$ a $\leq 70\%$. Em contrapartida, a sub-bacia 9 resultou no maior valor de IIMC, com integridade das áreas de matas em APPs variando de $<80\%$ a $\leq 90\%$, evidenciando que as APP são predominantemente compostas pela classe de “mata”.

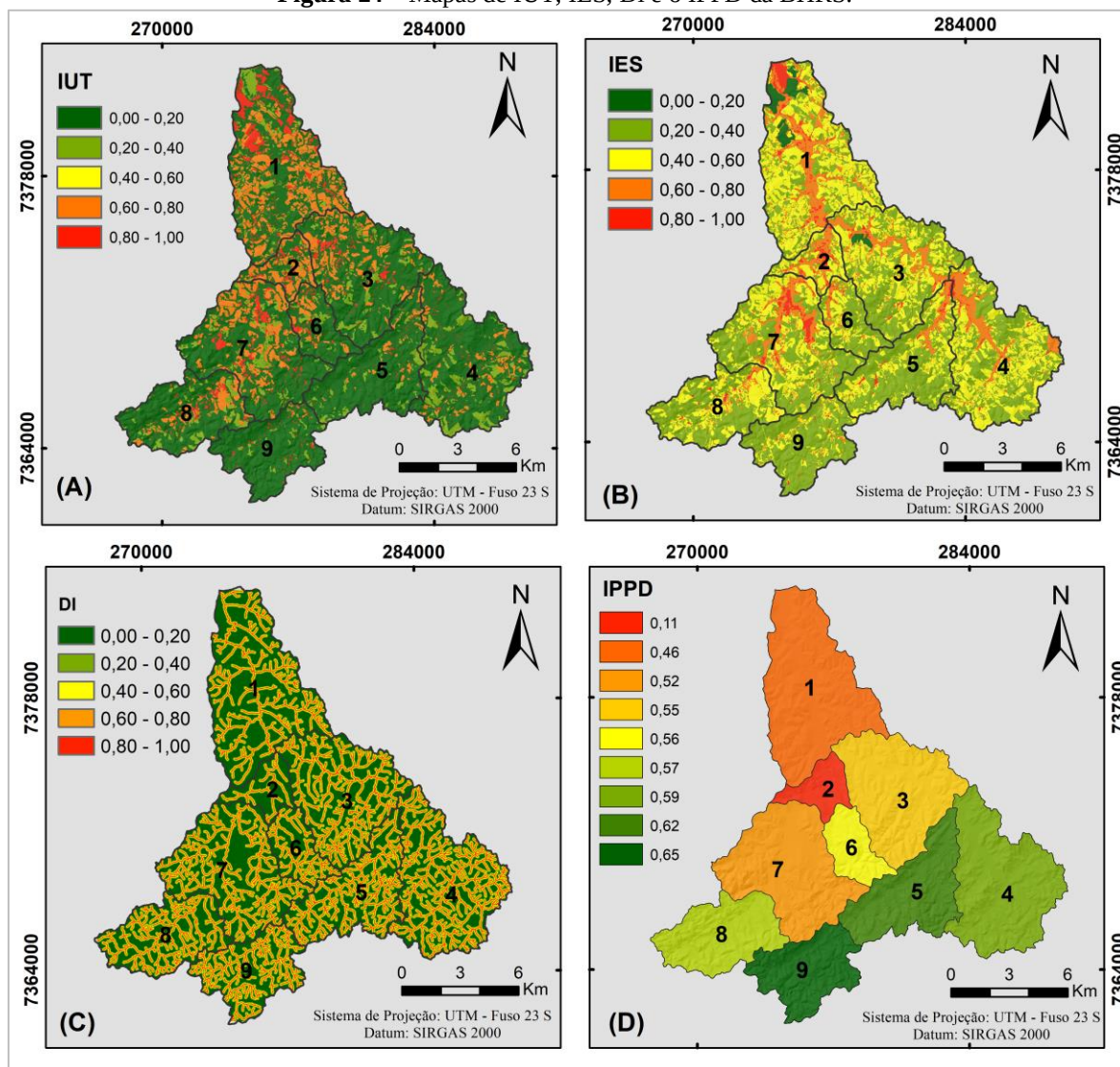
Concomitantemente, no estudo desenvolvido por Sales *et al.* (2021) e Silva *et al.*, (2017) os valores do IIMC foram relativamente baixos para a maior parte da bacia hidrográfica do Rio Una, podendo ser reflexo da expansão urbana e agrícola ocorrido em toda a bacia hidrográfica.

Os baixos valores obtidos para o IIMC em algumas sub-bacias do Rio Sorocabaçu podem ser justificados pelo fato da Lei Federal de nº 12.561/2012, a qual regulamenta como deve ser o uso e a proteção de áreas de floresta ter adotado o mecanismo de anistia, contribuindo com a redução das APP e Reservas Legais. Ainda, grande parte das sub-bacias que resultaram em baixos valores são caracterizadas por possuírem um relevo menos acidentado, permitindo a implantação da agricultura e mecanização agrícola.

Outro ponto a ser destacado, diz respeito aos aspectos da bacia hidrográfica, em que muitas vezes a área mais adequada para o cultivo agrícola e o estabelecimento de áreas de pastagens estão situadas nas margens dos cursos d’água, em função das características do relevo e propriedades físico-químicas do solo favoráveis, causando impactos ambientais nessas áreas. Ainda, a ampliação da renda agrícola possui estreita relação com a ampliação das áreas de cultivos agrícolas, o que conseqüentemente acaba exercendo grande pressão sobre as áreas de preservação permanente, da mesma forma que a degradação sucessiva das áreas mais favoráveis ao estabelecimento de práticas agrícolas induz a ocupação de outros locais isentos da degradação, exercendo pressão sobre as APP.

Com relação ao indicador de IPPD, inicialmente foram gerados os mapas dos três indicadores (IUT, IES e Di) para a BHRS, com base na metodologia proposta por Cecchi *et al.* (2007), que são apresentados na Figura 24.

Figura 24 – Mapas de IUT, IES, Di e o IPPD da BHRS.



**Indicador de poluição difusa em função do uso do solo (IUT), Indicador relacionado a condição de escoamento superficial (IES) e Indicador relacionado a proximidade da carga poluente de corpos hídricos (Di).*

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 24 (A) observa-se que algumas áreas localizadas ao norte da BHRS apresentaram os valores de IUT mais elevados (0,6 a 1), como é o caso de quatro sub-bacias (1, 2, 3 e 7). Tais áreas incluem áreas urbanizadas, locais destinados o cultivo de cultura temporária e permanente, contribuindo com os respectivos valores de IUT. Todavia, as áreas com valores de IUT relativamente baixos referem-se as áreas constituídas por matas, áreas reflorestadas e campos.

No que diz respeito ao indicador IES, constatou-se que os valores mais elevados (0,6 a 1), correspondem a interação existente entre os locais que possuem um tipo de solo com baixa permeabilidade, como é o caso do Cambissolo, somado a presença de classes de uso do solo com características antropogênicas. Em contrapartida, baixos valores de IES (0

– 0,4) estão relacionados a presença de matas e pastagens, bem como solos com alta permeabilidade e uma topografia menos íngreme. Por fim, valores médios (0,4 a 0,6) estão relacionados, principalmente, pela presença da classe de campo e cultura temporária, somado a textura do solo e baixa declividade.

Já o mapa Di mostrado na Figura 24 (C), apresenta as respectivas distâncias, em que as cores quentes indicam as menores distâncias dos corpos d'água e as cores frias as maiores distâncias, sendo que o potencial da poluição diminui gradativamente conforme aumenta a distância do corpo d'água.

O mapa IPPD (Figura 24 – D) foi obtido com base na junção das três variáveis que compõe o indicador, possibilitando avaliar o potencial de poluição difusa para as sub-bacias hidrográficas. A sub-bacia de número 2 foi classificada como “muito alto” potencial de poluição difusa, seguida das sub-bacias (1, 7 e 3) classificadas como “alto potencial” na geração de poluição difusa, uma vez que apresentam áreas ocupadas por culturas temporárias e áreas urbanizadas, exercendo uma alta pressão sobre os recursos hídricos.

Um fator significativo desse resultado é em função do tipo de uso do solo apresentarem altos valores na classificação do IUT, o que acaba influenciando no resultado, já que o indicador IUT apresenta o maior peso no estabelecimento do IPPD. Além disso, verificou-se a presença da classe de muito alto potencial de poluição difusa em alguns corpos hídricos, o que pode estar relacionada a influência do indicador de distância, já que ele é relativamente superior quanto mais próximo ao curso de água.

Uma associação entre os valores mais elevados do índice de potencial de poluição difusa e urbanização foi relatado por outros autores, com valores de IPPD mais elevados em áreas urbanizadas, com uma topografia acidentada e pequena distância até o curso d'água (MUNÄFO *et al.*, 2005). Concomitantemente, Gossweiler *et al.*, 2021) constatou-se em sua pesquisa que maiores valores do IPPD são reflexos do rápido processo de urbanização de forma inadequada, contribuindo para o aumento gradativo do potencial de poluição difusa, visto que ainda existe uma carência na gestão dos resíduos sólidos, abastecimento de água e nos serviços de saneamento.

Por outro lado, as áreas que dão menor contribuição para a poluição por fontes difusas (sub-bacias 6, 8, 4, 5 e 9), classificadas como “baixo” potencial de poluição difusa, estão geralmente localizadas onde o uso do solo apresenta menores valores de IUT, bem como baixa mobilidade dos poluentes em função do IES, já que a maior parte dessas áreas são constituídas por matas e apresentam baixa mudança por meio de ações antrópicas.

Diversas pesquisas desenvolvidas em diferentes localidades demonstram que a poluição difusa contribui com uma parcela significativa da carga poluidora total que é lançada nos corpos hídricos urbanos (PEREIRA *et al.*, 2021), ainda, na área rural, grande parte a poluição difusa é derivada de fertilizantes, pecuária e esgoto doméstico não coletado, que são transportados por meio do escoamento da água, estando associada de forma intrínseca com as características do solo, topografia e manejo da terra (RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2000; CHEN *et al.*, 2018).

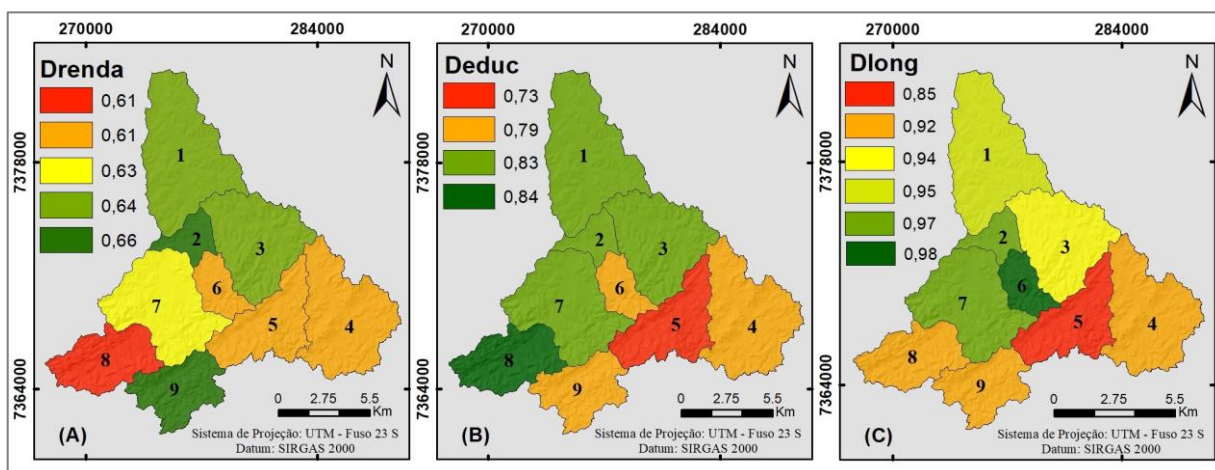
Assim como apresentado por Martine e Trentini (2011), compatibilizar a proteção ambiental com as necessidades de produção agrícola é tido ainda como um desafio para a sociedade.

Diante desse contexto, apesar de existir leis que regem o uso dos recursos naturais e o estabelecimento de normas de qualidade da água, estas não são suficientes para o controle do processo de poluição difusa, sendo necessário o estabelecimento de medidas que visem o ordenamento do território e o manejo do solo de forma adequada, que visem a mitigação do aumento detrativo das ações antrópicas nas áreas de preservação.

5.8 Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

O IDHM constitui em um elemento fundamental e essencial para auxiliar no ordenamento do território, quando analisado concomitantemente com outras variáveis do âmbito ambiental. Os mapas, apresentados na Figura 25 (A - C) representam respectivamente a distribuição espacial das três dimensões (renda, educação e longevidade). A representação das variáveis considerou como referência os intervalos estabelecidos pelo PNDU (2022), sendo as cores quentes referentes aos menores valores, enquanto as mais frias referem-se aos maiores valores dos índices nas sub-bacias.

Figura 25 - Mapa da dimensão de renda, educação e longevidade por sub-bacias.



*Renda (Drenda), Educação (Deduc) e Longevidade (Dlong).

Fonte: Autoria própria.

Por meio da análise do mapa da Drenda apresentado na Figura 25 (A), observa-se uma renda média para a BHRS de 0,65, classificada como média, segundo os valores estabelecidos pelo PNDU, com renda per capita média de R\$ 479,94 para a bacia.

Sendo a sub-bacia 2, 9, 1 e 3 as que apresentaram maiores valores para a dimensão de renda de 0,66, 0,66, 0,64 e 0,64, respectivamente, no entanto, a sub-bacia 5 apresentou o menor valor (0,61). Contudo, à medida que as sub-bacias se distanciam da região norte da bacia, isto é, da área urbanizada, menores valores de renda são encontrados. Com exceção das sub-bacias (2, 9) localizadas na área rural, tais apresentaram valores semelhantes ou levemente superiores aos da zona urbana, onde maiores valores de renda da sub-bacia 2 pode ser justificada por estar localizada mais próxima a área urbanizada, já a sub-bacia 9, por situar-se em áreas com existência de serviços básicos para atender os moradores do aglomerado rural ou de áreas rurais próximas.

Concomitantemente, vários trabalhos expuseram maior distribuição de renda per capita nos setores localizados mais próximos a área urbana quando comparado aos mais remotos, isto é, ocorre uma redução na distribuição de renda conforme aumenta a distância da área urbanizada (SALES *et al.*, 2022; STANKIEWICZ SERRA; YALONETZKY; SILVA *et al.*, 2017; DING; SALINAS-JIMÉNEZ; SALINAS-JIMÉNEZ, 2020).

Ainda, vale ressaltar que os menores valores da Drenda também são observados justamente nas regiões da BHRS onde possui a maior concentração da classe de mata. Onde, maiores concentrações de cobertura florestal, podem resultar em menores valores de renda, em função de suas características físicas e políticas, como é o caso das áreas com declividades elevadas e áreas legalmente protegidas, inviabilizarem o estabelecimento de

infraestruturas básicas e ocupações antrópicas, acarretando uma menor densidade populacional nessas áreas (CZYZEWSKI *et al.*, 2021; SALES *et al.*, 2021).

Com relação a dimensão Deduc (Figura 22 – B), a qual é composta pelo fluxo da escolarização da população jovem e escolaridade da população adulta, foi possível notar que a BHRU possui níveis de escolaridade que variam na faixa de médio a muito alto, com um valor médio de 0,80. Na Figura 25 (B) pode ser observada a distribuição da população alfabetizada, onde maiores níveis de alfabetização estão localizados na zona urbana do município de Ibiúna (sub-bacia 1) e na zona rural (sub-bacia 2,3, 7 e 8), onde possui a aglomerado rural provenientes de serviços básicos (PNDU, 2017), já as demais sub-bacias (4, 5, 6, e 9) apresentaram valores menores, referindo-se as áreas mais distantes da área urbanizada e aglomerados com a presença dos serviços básicos.

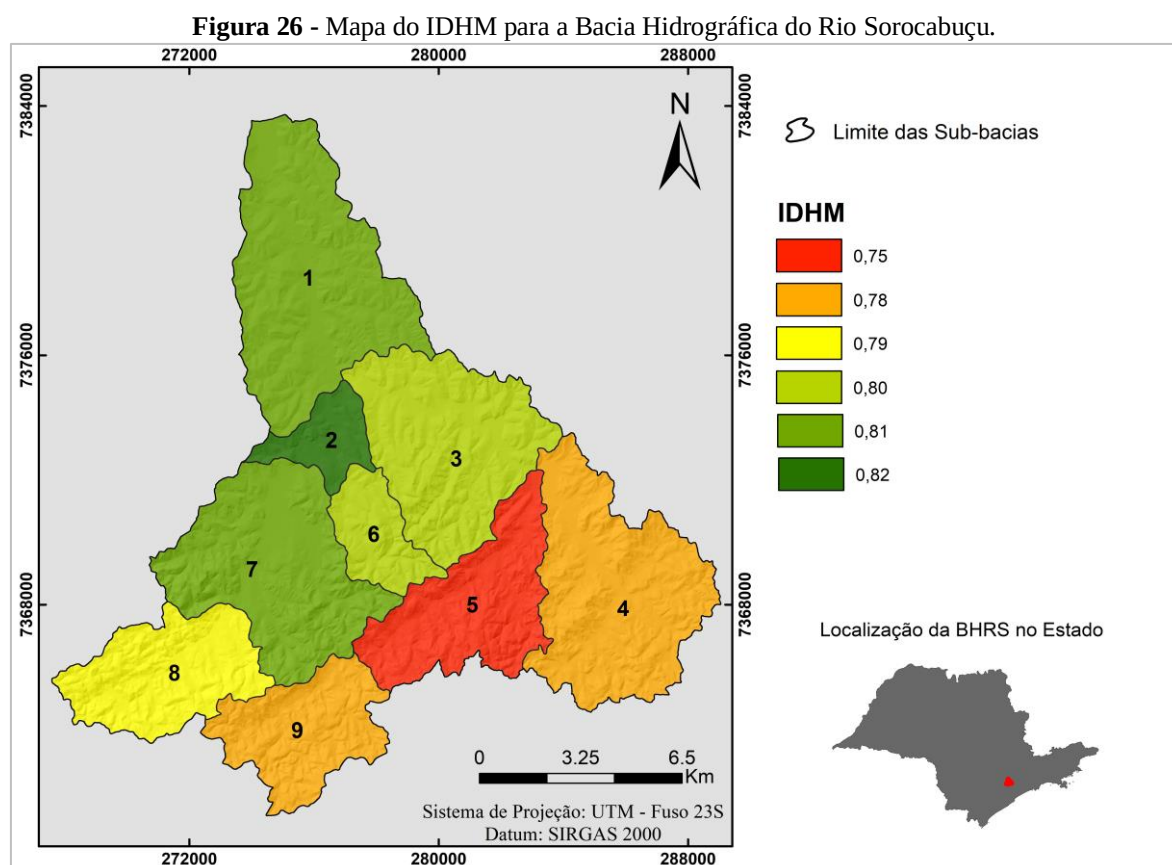
Entretanto, quando analisado os setores censitários na área rural, observa-se determinados setores com índices de escolaridade relativamente inferiores quando comparado aos demais, principalmente, em localidades menos civilizadas. Algumas pesquisas retrataram determinados fatores pertinentes que podem justificar os menores índices de alfabetização nessas áreas, dentre eles, é mencionado a redução das escolas rurais, sendo estas muitas vezes a única forma de acesso à educação das crianças e jovens residentes nessas regiões (PINTO; ROCHA; PIRANI, 2018), logo, reduzindo o nível de escolaridade dessa população. Além disso, é retratado por Ribeiro *et al.* (2015) que a renda afeta o desempenho educacional, onde maiores níveis de renda fornecem melhores condições para a conclusão do ensino médio e superior.

O Mapa de longevidade (Figura 25– C) para as sub-bacias hidrográficas, foi a única que apresentou em sua totalidade valores classificados como “muito alto” segundo o PNDU, com o melhor desempenho quando comparada as demais dimensões, variando de 0,89 a 0,98. Com uma esperança de vida ao nascer da população residente na BHRS de 75 anos de idade, com um valor médio de Dlong de 0,94 classificado como “muito alto”.

Conforme apresentado por Astudillo, Cacay e Blacio (2020) a expectativa de vida possui estreita relação com a variável saúde, logo, sendo um elemento importante no IDHM. Em que as condições ambientais favoráveis e estilo de vida saudável, promovem um envelhecimento saudável, logo, contribuem para uma maior longevidade (SEBASTIANI *et al.*, 2013). Somado a isso, tem-se outros fatores determinantes para atingir os níveis aceitáveis de longevidade, como indicadores de doenças adequados em função das melhorias de questões demográficas, como a disponibilidade de serviços básicos a exemplo da saúde, saneamento básico e coleta de esgoto, camada socioeconômica e o nível e escolaridade

(BATALHÃO *et al.*, 2018; MARSIGLIA; SILVEIRA; JUNIOR, 2005). Nesse sentido, pode-se inferir por intermédio do resultado da Dlong que as sub-bacias do Rio Sorocabuçu apresentam condições que favorecem uma maior longevidade, tendo em vista os valores obtidos com base no censo demográfico.

A Figura 26, apresenta o Mapa do IDHM para as sub-bacias do Rio Sorocabuçu, onde são apresentadas os respectivos valores obtidos.



*Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM).

Fonte: Autoria própria.

Com base nos resultados obtidos por meio da combinação das três (Equação 21), o IDHM médio para a BHRS foi de 0,79, resultando em uma variação de 0,75 a 0,82. Desse total, quatro sub-bacias hidrográficas (5, 4, 9 e 8), caracterizadas por situarem predominantemente nas áreas rurais, foram classificadas com IDHM “alto”, enquanto, quatro sub-bacias (1, 2, 3, 6 e 7) foram classificados como IDHM “muito alto” (PNDU, 2012).

Em síntese, quando analisada a dessegregação do IDHM por dimensões, a variável longevidade foi a que mais contribuiu para os melhores valores de desenvolvimento para a BHRS, com sub-bacias em sua totalidade classificadas como “muito alto” IDHM. No

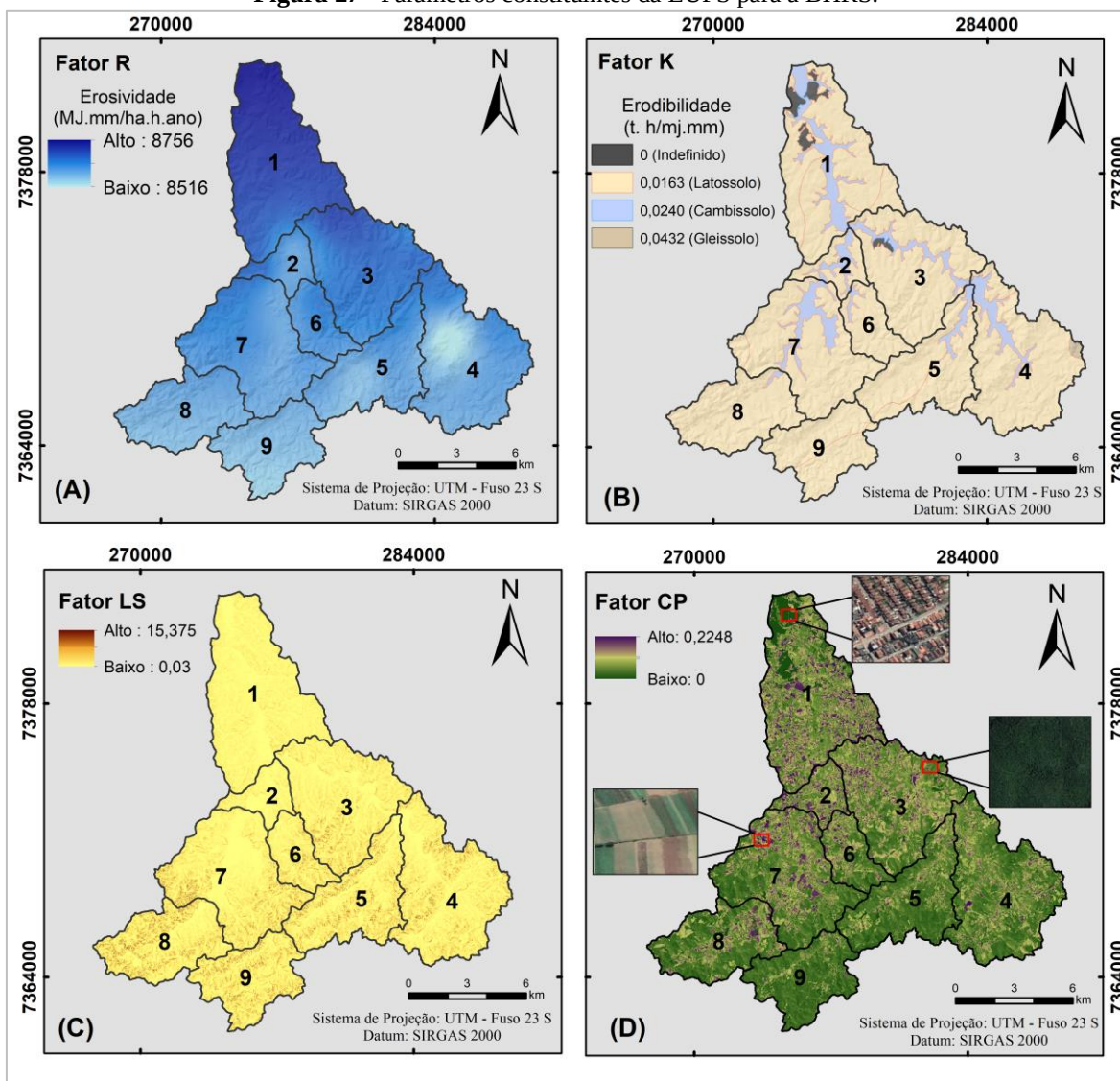
entanto, apesar do IDHM para as sub-bacias apontarem níveis de desenvolvimento classificados para a maioria dos setores variando de alto a muito alto, a variável renda apresentou valores relativamente inferiores, indicando áreas prioritárias para a implantação de políticas que busquem melhorar a renda, bem como identificar quais fatores podem ter contribuído para os menores valores.

Diante do exposto, nota-se a importância das informações demográficas fornecidas pelo IDHM como instrumento de gestão para auxiliar na formulação de políticas destinadas as questões sociais, como a concentração de renda e as condições de saúde e educação no território. Visto que o índice fornece um indicativo da situação econômica e social de uma dada localidade, logo, servindo como instrumento para a orientação nas áreas de desenvolvimento, contribuindo de maneira significativa no estabelecimento de medidas que visem a melhoria da qualidade de vida da população.

5.9 Mapa de Perda de Solos para a BHRS

Na Figura 27 (A – D) são apresentados os mapas base para o cálculo da perda de solo segundo a EUPS: mapa de erodibilidade (K), mapa de erosividade (R), mapa topográfico (LS) e o mapa de uso e manejo dos solos e prática conservacionista (CP).

Figura 27 - Parâmetros constituintes da EUPS para a BHRS.



* Erosividade (R), Erodibilidade (K), fator topográfico (LS) e fator de manejo e uso do solo e práticas de ações de conservação do solo (CP).

Fonte: Autoria própria.

Analisando o Mapa de erosividade (R) presente na Figura 27 (A), observa-se uma baixa variabilidade espacial, com um valor médio de 8.636 MJ.mm/ha.h.ano e uma amplitude de 240 MJ.mm/ha.h.ano. A homogeneidade dos valores de erosividade pode ser justificada pela pequena área da bacia hidrográfica, logo, permitindo a distribuição da precipitação de forma mais regular (SILVA et al., 2017), dado que as características de distribuição espacial possuem estreita relação com os valores do Fator R (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017; EFTHIMIOU, 2018).

Os maiores valores de erosividade ocorrem na região norte da BHRS, principalmente na sub-bacia 1, a qual abrange parte da área urbana do município de Ibiúna, atingindo valores de erosividade de 8.757 MJ.mm/ha.h.ano, e tende a diminuir em direção a

Sul da bacia, até atingirem menores valores de erosividade (8.517 MJ.mm/ha.h.ano). Sendo assim, locais que não apresentam a cobertura vegetal do solo, a chuva terá maior potencial para desencadear a erosão do solo (LABRIÈRE et al., 2015), requerendo práticas de manejo e conservação do solo e da água.

Comparando os valores de R para a área de estudo com outros trabalhos desenvolvidos em bacias hidrográficas próximas, foram encontrados valores semelhantes. No estudo desenvolvido por Silva *et al.* (2017) na bacia hidrográfica do Rio Una, situada no município de Ibiúna, encontraram um valor médio anual de 6.660 MJ.mm/ha.h.ano. Concomitantemente Simonetti et al. (2018), encontraram um valor médio de 8.058 MJ.mm/ha.h.ano para a bacia hidrográfica do Rio Pirajibu-Mirim, localizada no município de Sorocaba.

A erosividade em termos de distribuição espacial e temporal, assume grande importância no planejamento para implementação de práticas de manejo e conservação do solo e água, com o intuito de reduzir os possíveis impactos decorrentes da erosão hídrica (OLIVEIRA et al., 2011; VIOLA et al., 2014), logo, demonstrando ser uma variável essencial para a identificação das áreas mais suscetíveis a erosão pluvial em bacias hidrográficas.

O Mapa de erodibilidade (K) do solo (Figura 27 – B) representa uma condição intrínseca de cada solo, sendo dependente das unidades pedológicas presente na BHRS, que por sua vez são inerentes, entre outros fatores, dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos. A área de estudo possui somente três classes de solo (ROSSI, 2017), com predominância do Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), seguida das classes dos Cambissolos Háplicos (CXb) e Gleissolo Melânicos (GM), com menor extensão na área de estudo, com Fator K médio de 0.0169 t. h/mj.mm.

O valor de K predominante na BHRS foi de 0,0163 t. h/mj.mm, correspondente ao LVA, representando cerca de 88% da área de estudo, sendo o de menor K dentre os solos presentes na bacia. Em contrapartida, os CXb e GM, detêm os maiores valores de K da bacia, com valores de 0,0240 e 0,0432, respectivamente, representando apenas 11% da área total da BHRS. Todavia, apesar de apresentarem valores de K relativamente superiores, tais solos não implicam alta erodibilidade, uma vez que possui baixa representatividade na área de estudo.

No que diz respeito ao fator topográfico (LS) presente na Figura 27 (C), o qual intensifica a força do escoamento superficial, tal apresentou um valor médio de 0,64 com variabilidade de 0,03 a 15,38. Os maiores valores de LS ocorrem predominantemente na porção Sul da BHRS, justamente onde ocorrem as áreas com maior declividade,

consequentemente, maior será a velocidade do escoamento, logo, intensificando a perda de solos e um aumento da ocorrência de deslizamento de terra (RENARD et al., 2011). Em contrapartida, os menores valores na BHRS são observados as margens do rio principal (Rio Sorocabuçu) e nos respectivos tributários, onde ocorre a predominância de declividade mais plana e suave, indicando que nessas áreas o fator topográfico desempenha pouca influência no processo erosivo (SANTOS; ALMEIDA; SANTOS, 2019), isto é, baixo potencial erosivo.

Conforme apresentado por Pinheiro e Cunha (2011) o fator topográfico exerce grande influência na dinâmica erosiva, sendo estes fundamentais para o planejamento do território, por meio do manejo adequado, visando a redução de possíveis impactos ambientais e sociais nessas áreas.

O fator de manejo e uso do solo e práticas de ações de conservação do solo (CP) na bacia hidrográfica resultou em valores que variam entre 0 e 0,23 com valor médio de 0,058, como pode ser observado na Figura 27 (D). Os maiores valores de CP são atribuídos às culturas temporárias e permanentes, distribuída ao longo da bacia hidrográfica, com exceção da região norte, evidenciando menor proteção do solo quanto a erodibilidade do solo. Conforme apresentado por Mahala (2018) áreas destinadas à agricultura e terras estéril apresentam características que corroboram com maior potencialidade à erosão, em função das atividades induzidas pelo homem nessas áreas, resultando em maiores valores de CP.

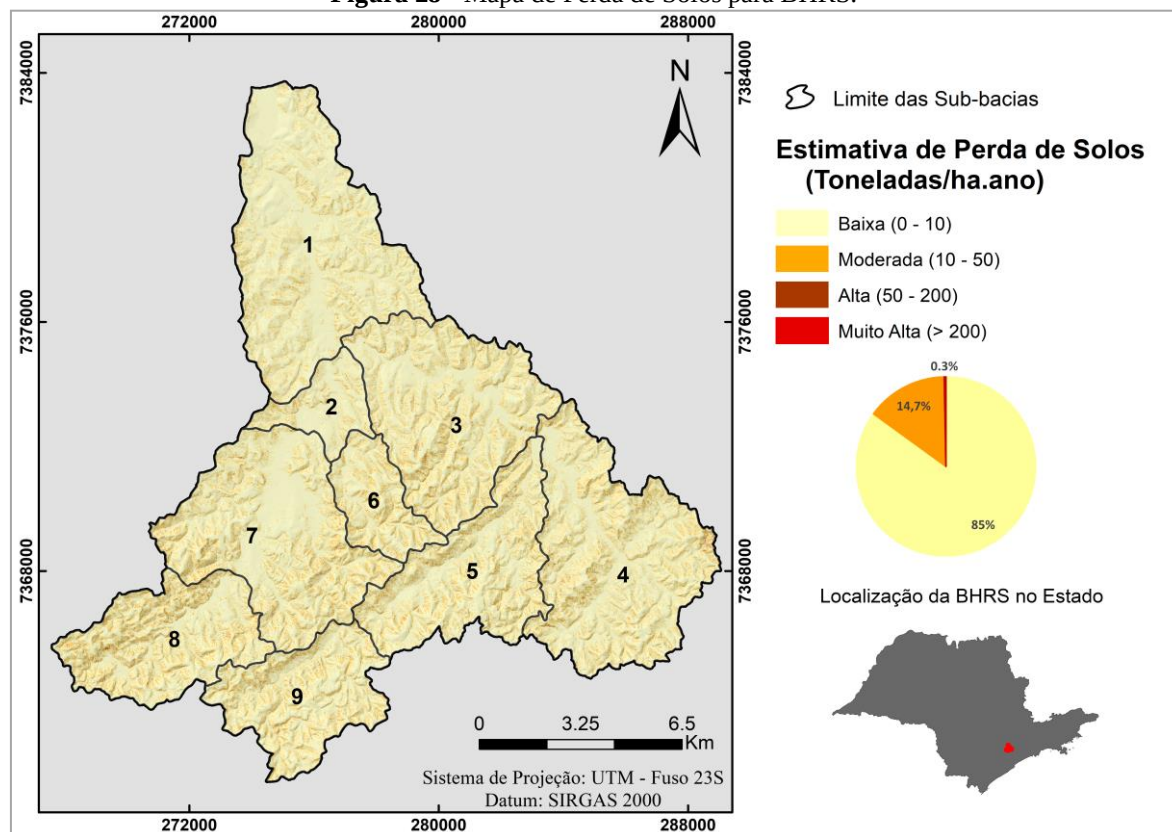
Em paralelo, os menores valores de CP estão referenciados às áreas que possuem maior cobertura vegetal, como é o caso da classe de floresta e reflorestamento, localizadas principalmente na região sul da área de estudo, apresentando maior proteção do solo contra a erodibilidade.

Dado que menores valores de CP apresentam baixas contribuições para a perda de solo em razão da vegetação proteger o solo contra a ação das gotas de chuva, favorecendo no aumento da infiltração da água no solo, logo, reduzindo a velocidade do escoamento (ATOMA; SURYABHAGAVAN; BALAKRISHNAN, 2020).

Já as áreas que apresentam valores nulos referem-se às classes que partiram da premissa de que não apresentam erosão (ou possuem valores tão baixos que foram considerados nulos neste estudo), uma vez que o solo dessas áreas geralmente apresenta percentuais elevados de áreas impermeabilizadas ou saturadas, como é o caso das áreas ocupadas por corpos d'água, área de várzea e a área urbanizada, representando aproximadamente a 29% da área total da bacia.

A Figura 28 apresenta o Mapa de Perdas de Solos para a BHRS, obtida com base nos cinco parâmetros constituintes da EUPS, resultando em uma perda média anual de solos de 4,76 toneladas/ha.ano, classificando como de baixa susceptibilidade a perda de solo.

Figura 28 - Mapa de Perda de Solos para BHRS.



Fonte: Autoria própria.

Conforme representado na Figura 28, existe a predominância de áreas ocupadas pela classe com “baixa” perdas de solos, correspondendo a 85% da área total da bacia hidrográfica, seguida da classe média com 14,7%, por fim, a classe alta (0,3%) com pouca representatividade na BHRS.

A Tabela 19, exhibe a frequência das classes de perda de solos em nível de sub-bacias hidrográficas, possibilitando identificar os níveis de perdas de solos em cada uma delas e, posteriormente, utilizar essas informações em conjunto com outros dados relevantes para a identificação das áreas com maiores restrições, contribuindo com a gestão territorial dessas áreas.

Tabela 19 - Perdas de solos para as sub-bacias hidrográficas para a área de estudo.

Perda de solos (Toneladas/ha. ano)	Sub-bacias (%)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Baixa (0 – 10)	90.69	89.67	83.83	84.52	84.28	82.18	84.71	80.08	82.55	

Média (10-50)		9,29	10,22	15,84	15,05	15,33	17,60	14,94	19,11	17,08
Alta (50-200)		0,02	0,11	0,33	0,42	0,38	0,22	0,35	0,81	0,36
Muito Alta (>200)		-	-	-	-	-	-	-	-	-
Área Total (km²)		37,40	6,58	29,03	32,70	22,70	8,40	30,99	19,05	16,86

Fonte: Autoria própria.

Dentre as sub-bacias analisadas a 1 e 2 foram as que apresentaram maior porcentagem da classe “baixa” de perda de solos, caracterizadas por áreas com baixa ou nenhuma perda de solo, segundo as classificações da FAO. Essas perdas podem ser justificadas pela maior parte da área ser constituída por áreas com baixas declividades, isto é, com declividade média inferior a 14%, somado a isso, boa parte de suas áreas abrigam a área urbana do município de Ibiúna, logo, corroborando com o resultado, uma vez que áreas urbanizadas assumem valor nulo para o Fator CP.

No que diz respeito a perda de solos classificadas como “média”, as sub-bacias 8, 6 e 9 foram as que apresentaram maior porcentagem de ocorrência dessa classe, caracterizadas por serem constituídas por maiores declividades médias, isto é, terrenos inclinados e fortemente inclinados, e maiores níveis da classe “mata”. Nesse sentido, apesar das sub-bacias apresentarem parte expressiva da sua área destinada a vegetação nativa, sendo esta desfavorável a perda de solos, os valores obtidos evidenciam que o fator topográfico (LS) possui maior contribuição para as taxas de erosão resultantes nessas sub-bacias, uma vez que somente os tipos de uso do solo e cobertura vegetal não foram fatores determinantes na perda de solos. Ainda, observa-se que os maiores valores de perda de solos também estão associados as áreas sob ação antropogênica, como a presença de agricultura e campo.

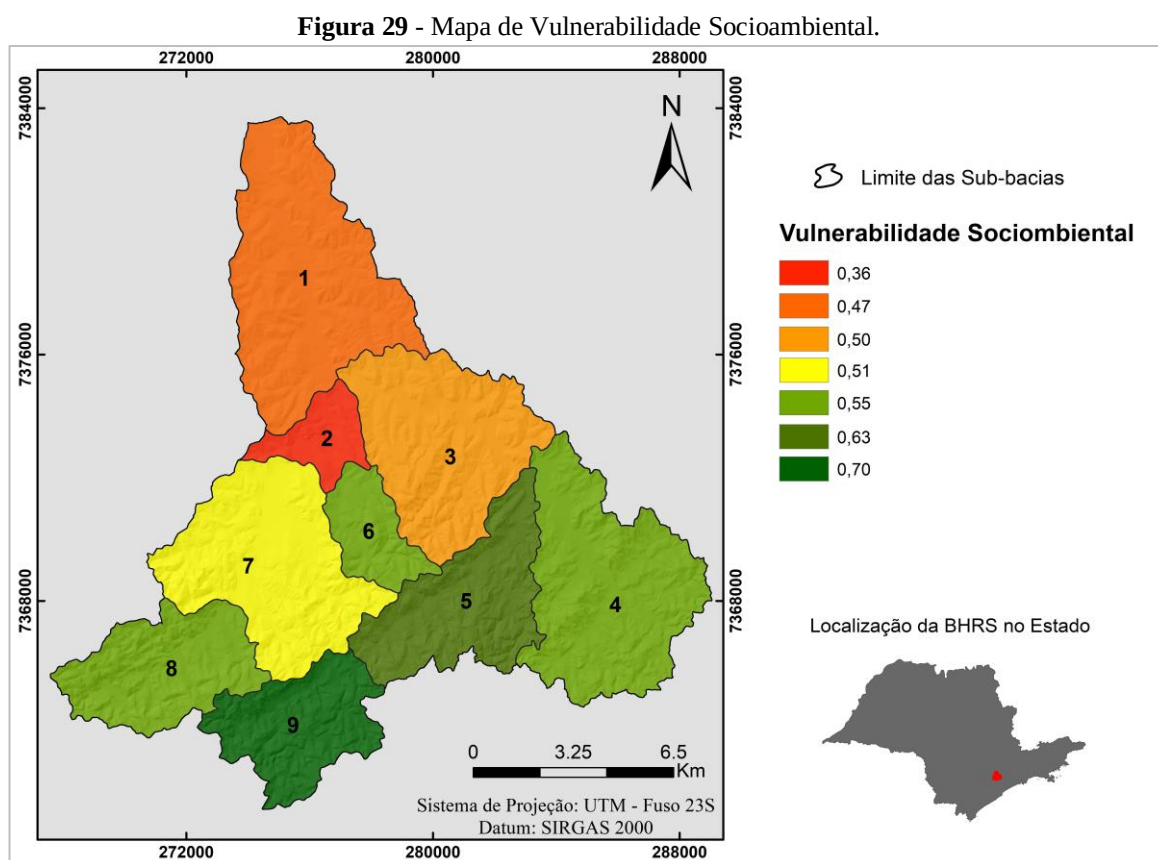
Concomitantemente, foi constatado que os maiores valores de perdas de solos referem-se justamente as áreas com maiores declividades, mesmo ocupada por vegetação densa, o que pode ser explicado pela amplitude de variação do fator CP ser inferior ao fator LS, logo, indicando que o modelo EUPS recebeu maior influências das características geomorfológicas da área de estudo (CARDOZO et al., 2015; THOMAS; JOSÉ; THRIVIKRAMJI, 2018), sendo essencial o estabelecimento de medidas de conservação do solo e boas práticas agronômicas para a sustentabilidade dessas áreas (REJANI et al., 2016).

A topografia da paisagem é um fator determinante na perda de solos, visto que normalmente quanto maior a inclinação e comprimento da rampa maior será a ocorrência de processos erosivos, já que pode resultar no aumento da velocidade do escoamento da superfície (PIMENTEL, 2006; HOLZ; WILLIARD; EDWARDS, 2015), situação essa

verificada nesse trabalho, onde maiores valores de perda de solos são encontrados em áreas com maior fator topográfico.

5.10 Índice de Vulnerabilidade Socioambiental

O grau de vulnerabilidade socioambiental é caracterizado como uma informação de grande importância para ações de gestão territorial, onde é possível identificar por meio dela os locais que possuem maiores restrições em função da maior vulnerabilidade (CARVALHO; PEJON; COLLARES, 2021), demonstrando a importância do estudo realizado nesse trabalho. A Figura 29 apresenta o Mapa do IVSA para as sub-bacias hidrográficas do Rio Sorocabaçu.



Fonte: Autoria própria.

O Mapa do IVSA para as sub-bacias do Rio Sorocabaçu, demonstra que a vulnerabilidade socioambiental resultou em valores que variam de 0,36 a 0,70, indicando que algumas sub-bacias hidrográficas são mais vulneráveis. De um modo geral, os baixos valores do IVSA resultantes podem ser justificados pelos menores valores encontrados para

as variáveis que constituem esse índice, onde as atividades antrópicas são mais evidentes nessas sub-bacias, com grande parte de suas áreas destinadas ao desenvolvimento de atividades agrícolas, consequentemente, contribuindo com o processo supressão da cobertura vegetal, assim, resultando em baixa integridade da mata ciliar, alto grau de alteração antrópica e potencial de poluição difusa.

As sub-bacia 2, 1 e 3 resultaram em valores de IVSA (0,36, 0,47 e 0,50), em função de terem apresentado características e condições que favorecem maior vulnerabilidade socioambiental, caracterizadas por serem as sub-bacias com maiores taxas de ocupação de culturas temporárias e áreas urbanizadas, somado a isso, a sub-bacia 2 possui uma área territorial menor quando comparada as demais sub-bacias hidrográficas, o que acaba sendo afetada de forma mais efetiva pelas atividades antropogênicas e características físicas da bacia segundo o ISR.

Por outro lado, as sub-bacias 7, 8, 6, 4 e 5 respectivamente, foram classificadas em classes que com valores médios de degradação que variam de 0,51 a 0,63, indicando uma transição no que diz respeito ao uso do solo dessas áreas e um aumento de áreas degradadas. Esses valores foram motivados, principalmente, pelo IIMC, já que tais apresentam os cultivos temporários e dos campos.

Por fim, a sub-bacia 9 (0,70) localizada a montante da BHRS, resultou na sub-bacia que apresenta condições e características físicas que favorecem a uma menor vulnerabilidade socioambiental, apresentando o maior percentual da classe mata, além de apresentar um terreno com relevo mais acidentado, inviabilizando o seu uso para a agricultura e outros usos com fins antrópicos. Todavia, a evolução da antropização em sub-bacias vizinhas pode contribuir para a degradação de sub-bacias com menores IVSA.

Além dos fatores mencionados anteriormente, os aspectos socioeconômicos desempenham um papel importante na compreensão da resiliência das comunidades presentes nas áreas de estudo. Evidencia-se que as sub-bacias, em sua maioria, exibem valores de renda relativamente baixos, o que contribui para maior vulnerabilidade dessas áreas. Diante desse cenário, esse tipo de condição apresenta efeitos significativos na vulnerabilidade socioambiental, uma vez que menores valores de renda pode resultar na falta de acesso a recursos, serviços e infraestrutura adequada, que por sua vez, torna essas áreas mais vulneráveis aos diferentes eventos ambientais.

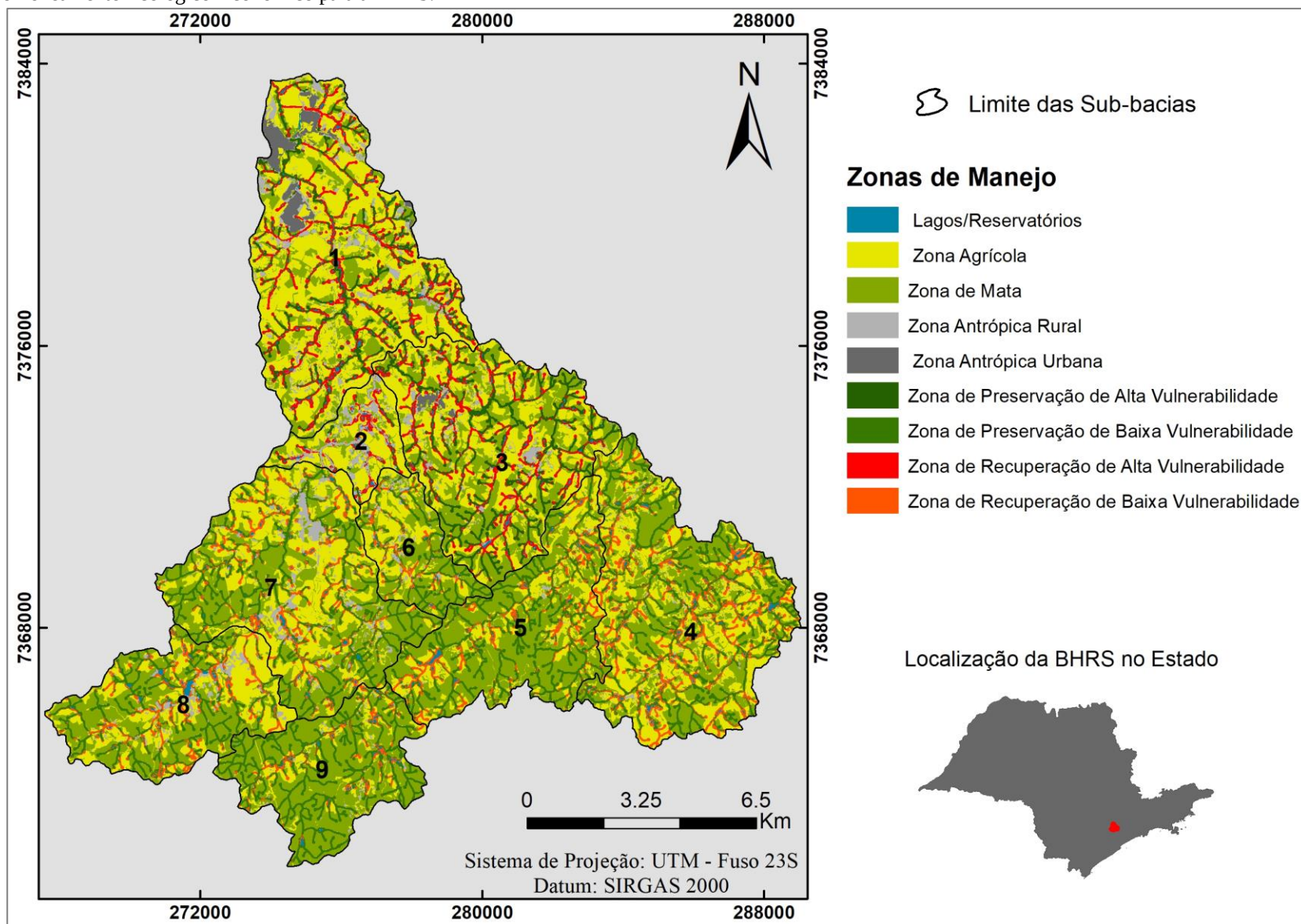
Diante do exposto, nota-se a importância da gestão das áreas urbanas e rurais, por meio de mecanismos de gerenciamento do uso do solo, dentre eles, destaca-se o planejamento territorial, o qual fornece subsídios com o intuito de orientar a ocupação

antrópica que ocasione menos impactos a biodiversidade e no entorno desses locais (FIRDELIS; SUMARES, 2008).

5.11 Zoneamento Ecológico-Econômico por Álgebra de Mapas

O Mapa de Zoneamento Ecológico-Econômico (Figura 30), foi constituído por oito zonas de manejo, as quais fornecem subsídios para ações de planejamento e gestão do território, visando o desenvolvimento ambiental, econômico e social. De um modo geral, observa-se uma distribuição da “zona agrícola” ao longo de toda a BHRS, com maior predominância conforme se aproxima da região norte da bacia hidrográfica.

Figura 30- Mapa de Zoneamento Ecológico-Econômico para a BHRS.



Fonte: Autoria própria

Na Tabela 20 pode-se verificar a quantificação das zonas de manejo que constituem a BHRS de forma mais detalhada.

Tabela 20 - Quantitativo das zonas de manejo da BHRS.

Zonas de Manejo	Área (Km²)	Área (%)
Zona Agrícola	66,7	33,20
Zona Antrópica Rural	7,3	3,36
Zona Antrópica Urbana	3,1	1,54
Zona de Mata	71,0	35,34
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	8,7	4,33
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	23,48	11,69
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	8,1	4,03
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	12,5	6,22

Fonte: Autoria própria.

A Zona Agrícola corresponde as áreas classificadas com baixa e moderada perda de solo em áreas de cultivo (temporário e anual), pastagem, campo e reflorestamento, representando o segundo maior percentual de área (33,20%), essa condição é evidenciada pelas atividades agrícolas serem a principal fonte de renda da população residente na BHRS (SOUSA *et al.*, 2022). Contudo, a baixa e moderada perda de solos nessas áreas não isenta da necessidade de práticas conservacionista, como a adoção de técnicas de manejo agrícola sustentável, como rotação de culturas, plantio direto e cultivo mínimo, as quais desempenham um papel fundamental na preservação dos solos e recursos hídricos.

A Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade, corresponde, genericamente as áreas constituídas por APP com a presença de mata, isto é, áreas que não foram antropizadas que estão inseridas em áreas que apresentam baixa vulnerabilidade, representando 23,48% da área total da bacia. Por outro lado, a Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade evidencia as áreas que necessitam ser recuperadas decorrente dos fatores antrópicos que incidem sobre as APP, especialmente resultante das atividades agrícolas, com vulnerabilidade a perda de solos alta, correspondendo a 12,5% da área total, evidenciando uma alta taxa de usos da terra inadequado, logo, ocasionando em uma série de impactos ambientais.

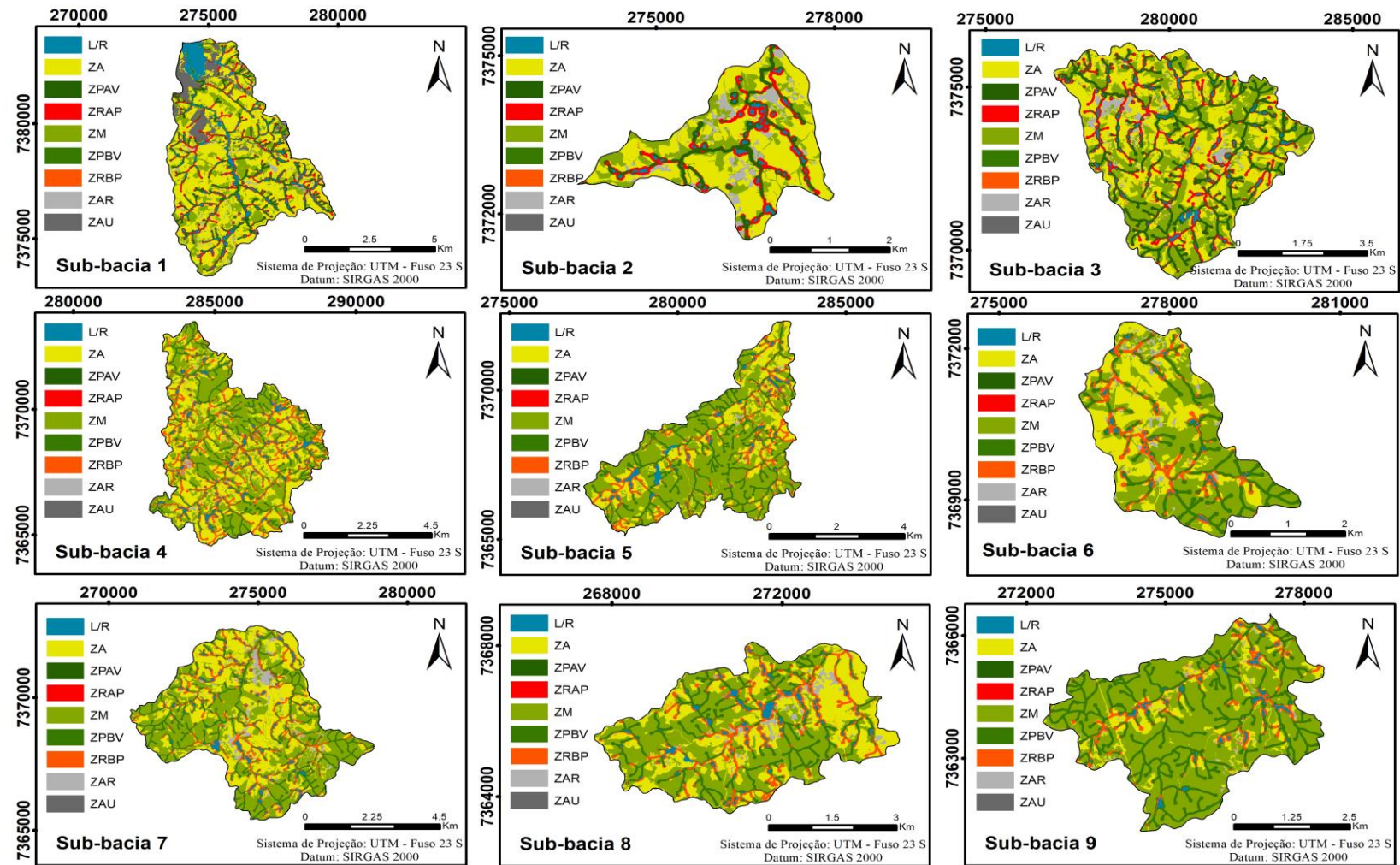
As Zonas de Preservação de Alta Vulnerabilidade e Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade referem-se as zonas que apresentam maior grau de vulnerabilidade socioambiental (inseridas em sub-bacias com IVSA $\leq 0,50$), por conseguinte, requerendo maior atenção em determinadas áreas por parte dos órgãos gestores por meio da preservação e recuperação das APP. A Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade (8,7%) refere-se as

áreas preservadas que necessitam de preservação, uma vez que essas regiões apresentam características que favorecem a uma maior vulnerabilidade aos recursos hídricos, sendo fundamental o monitoramento dessas áreas de modo que não ocorra a supressão da mata nas APP. Em paralelo, a Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (8,1%) diz respeito as APP com ausência da vegetação e áreas de muita alta/alta perda de solos, deste modo, torna-se essencial a recuperação dessas áreas.

As Zonas Antrópicas Urbana e Rural, representam zonas de menor proporção quando comparada as demais, somando cerca de 4,9% da área total da bacia, as quais denotam a existência de edificações já estabelecidas em zonas habitadas ao longo da bacia.

Na Figura 31 e Tabela 21 é apresentado o mapa com a distribuição espacial das zonas de manejo e quantitativo das zonas de manejo do ZEE em nível de sub-bacia, respectivamente.

Figura 31 - Zonas de manejo em nível de sub-bacias.



* Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade (ZRBV), Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade e (ZPBV), Zona Antrópica Urbana (ZAU), Zona Antrópica Rural (ZAR), Zona de Mata (ZM), Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (ZRAV), Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola (ZA), Lagos e Reservatórios (L/R).

Fonte: Autoria própria.

Tabela 21- Quantitativo das zonas de manejo das sub-bacias do Rio Sorocabaçu.

Zonas de Manejo	Sub-bacia 1		Sub-bacia 2		Sub-bacia 3		Sub-bacia 4		Sub-bacia 5	
	Km²	%	Km²	%	Km²	%	Km²	%	Km²	%
Zona Agrícola	17,3	46,26	3,21	48,78	10,76	37,07	10,7	32,9	4,43	20,68
Zona Antrópica Rural	1,11	2,97	0,69	10,49	1,37	4,72	0,7	2,2	0,24	1,12
Zona Antrópica Urbana	3,12	8,34	-	0,00	-	0,00	-	-	-	-
Zona de Mata	6,9	18,45	1,32	20,06	9,2	31,69	11,18	34,4	10,55	49,25
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	3,61	9,65	0,64	9,73	4,43	15,26	-	-	-	-
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	4,14	11,07	0,73	11,09	3,29	11,33	-	-	-	-
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	5,74	17,6	4,25	19,84
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	4,21	12,9	1,95	9,10

Zonas de Manejo	Sub-bacia 6		Sub-bacia 7		Sub-bacia 8		Sub-bacia 9	
	Km²	%	Km²	%	Km²	%	Km²	%
Zona Agrícola	2,53	29,8	10,13	32,8	5,93	31,3	1,69	10,01
Zona Antrópica Rural	0,39	4,6	1,65	5,3	0,8	4,2	0,38	2,25
Zona Antrópica Urbana	-	-	-	-	-	-	-	0,00
Zona de Mata	3,34	39,4	11,5	37,2	7,11	37,5	9,95	58,91
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	1,48	17,5	5,05	16,3	3,05	16,1	3,91	23,15
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	0,74	8,7	2,58	8,3	2,07	10,9	0,96	5,68

Fonte: Autoria própria.

Conforme a Tabela 21, a sub-bacia 1 apresentou as oito zonas de manejo proposta no ZEE da BHRS, sendo a única constituída pela zona antrópica urbana, uma vez que somente ela abrange parte do núcleo urbano do município de Ibiúna. Além disso, compreende a segunda maior área destinada a zona agrícola, sendo condicionada pela sub-bacia exibir condições favoráveis ao desenvolvimento dessas atividades, como declividade, tipo de solo, baixa e moderada vulnerabilidade a perda de solos. Todavia, embora apresente a maior parte da sua área consolidada pelas atividades agrícolas, tem-se APP com usos inadequados, sendo assim, necessitando o estabelecimento de zonas de recuperação.

A sub-bacia 2 resultou na maior proporção da zona agrícola, com uma representatividade de 49% da área, conseqüentemente, corroborando com menor proporção da zona de mata e necessidade da recuperação de 11% da área total. Somado a isso, é caracterizada por ser uma sub-bacia com características físicas e socioambientais que contribuem para uma maior vulnerabilidade socioambiental, deste modo, requerendo que determinadas áreas (zona de preservação de alta vulnerabilidade e zona de recuperação de alta vulnerabilidade) sejam monitoradas, dado que o não gerenciamento dessas áreas pode resultar em uma intensificação dos processos antrópicos existentes ou até mesmo no surgimento de novas áreas antrópicas. Concomitantemente, a sub-bacia 3 apresenta maior vulnerabilidade, logo, requerendo a preservação e recuperação, dado que ela apresenta parte das APP antropizadas, requerendo a sua recuperação.

Conforme apresentado por LUZ *et al.*, (2015), Ibiúna é tido como um dos municípios com maior número de agricultores familiares, onde a maior parte dos produtores fazem o uso de agrotóxicos, sendo muitas vezes realizado sem orientação, acarretando conseqüências negativas ao ser humano e meio ambiente. Nesse cenário, dada a expressiva participação das áreas agrícolas na composição do uso do solo nas sub-bacias mencionadas, evidenciando os intensos processos de antropização existentes, somado a vulnerabilidade socioambiental, tais exibem as zonas de alta e baixa vulnerabilidade, visando reduzir a intensificação e expansão das atividades agrícolas em áreas de preservação, bem como o monitoramento das áreas de preservação.

Tratando das sub-bacias 4, 7, 3 e 8, tais apresentam cerca de 30% a 33% de suas áreas inseridas na zona agrícola, refletindo em taxas de atividades agrícolas relativamente elevadas, entretanto, as áreas de preservação permanente apresentaram maiores percentuais de mata quando comparado as sub-bacias 1, 2 e 3.

Já as sub-bacias 5 e 9 apresentam os maiores percentuais da zona de mata e zona de preservação de baixa vulnerabilidade, e menores quantitativos da zona agrícola. A sub-

bacia 9 exibe maior predominância da zona de mata (59%) quando comparada as demais sub-bacias, nesse sentido, havendo maior proporção da zona de preservação de baixa vulnerabilidade, justificada por tratar-se de uma sub-bacia com declividade mais acidentada, não sendo favorável a incorporação de atividades agrícolas, contribuindo com esse resultado, por conseguinte, tendo menor porcentagem da zona de recuperação e áreas antrópicas rurais nessa sub-bacia.

O estabelecimento das zonas de manejo auxilia na gestão do território e elaboração do plano de manejo dessas áreas, uma vez que cada zona apresenta objetivos e características distintas. Logo, serve como um instrumento de orientação no estabelecimento de diretrizes para o manejo do uso do solo em bacias hidrográficas.

5.12 Zoneamento Ecológico-Econômico por RNA-SOM

5.12.1 Avaliação do desempenho da RNA-SOM para a elaboração do ZEE

A análise dos resultados baseou-se na avaliação do desempenho da RNA-SOM na classificação das zonas de manejo visando a elaboração do ZEE. Para tal, foi adotada uma abordagem da avaliação de três conjuntos de dados distintos (Grupo 1, Grupo 2 e Grupo 3), com diferenças em relação ao número e aos tipos de variáveis que compõem cada conjunto, com o objetivo de determinar se é possível alcançar um desempenho satisfatório com um número reduzido de variáveis, bem como identificar como variabilidade em termos de quantidade e tipos de variáveis afetam o desempenho da RNA-SOM.

A Tabela 22 exibe as estatísticas resultantes da avaliação dos dados resultantes, considerando os experimentos conduzidos pelos três grupos de variáveis, conforme previamente mencionado em relação aos critérios de divisão. As métricas de erro de quantização (EQ), índice Kappa e exatidão global (EG) são apresentadas para cada um desses grupos, permitindo uma análise abrangente do desempenho das diferentes abordagens adotadas.

Tabela 22 – Métricas de avaliação do desempenho da RNA-SOM para os três grupos.

Estatísticas	Experimentos		
	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Erro de Quantização	0,0095	0,0081	0,0045
Índice Kappa (%)	0,9254	0,9524	0,9329
Exatidão Global	0,9444	0,9745	0,9499

Fonte: Autoria própria.

A análise das métricas de forma conjunta (erro de quantização, índice kappa e exatidão global) desempenham um papel fundamental na avaliação do desempenho do modelo de classificação (RNA-SOM).

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 22, os três experimentos apresentaram uma taxa de erro de quantização (EQ) relativamente baixos, indicando que as classificações são satisfatórias e que as respectivas classes atribuídas ao modelo estão próximas as classes de referência. Observa-se que as diferenças apresentadas (EQ) possuem relação com a dimensionalidade dos dados, uma vez que a redução da dimensionalidade (complexidade das relações entre as variáveis) viabilizou quantizar os dados de forma mais precisa, por conseguinte, resultando em um menor erro de quantização.

O resultado apresentado acima corrobora com o apresentado por Pözlbauer (2004), onde a dimensionalidade dos dados apresenta impacto significativo no EQ, uma vez que o erro decai em razão do incremento do número de neurônios na camada de entrada, visto que os vetores de entrada ficam distribuídos de forma mais dispersa no mapa.

Em continuidade, os valores de índice Kappa foram superiores a 0,92 e 0,94 para a Exatidão Global, evidenciando um resultado altamente significativo do desempenho da RNA-SOM. Analisando as matrizes de confusão para os três experimentos, evidencia-se que o modelo apresentou um bom desempenho global de um modo geral, sendo: Grupo 1 (índice Kappa = 0,9254; EG = 0,944), Grupo 2 (índice Kappa = 0,9524; EG = 0,9745) e, por fim, para o Grupo 3 (índice Kappa = 0,9329; EG = 0,9499), classificando todos com índice Kappa “excelente”. Com base na análise dos dados exibidos e discutidos acima, o Grupo 2 apresentou o melhor resultado na discriminação das zonas de manejo superior aos demais grupos (Grupo 1 e Grupo 3), uma vez que a redução na quantidade de variáveis no Grupo 2 facilitou a identificação de padrões relevantes, resultando em um índice kappa e uma exatidão global mais alta.

As Tabelas 22, 23 e 24 exibem as matrizes de confusão, acurácia do usuário e acurácia do produtor obtido para cada um dos grupos (Grupo 1, Grupo 2 e Grupo 3) considerados no estudo, as quais possibilitaram uma visão detalhada da classificação e do desempenho da RNA-SOM.

Tabela 23- Matriz de confusão obtida para o Grupo 1.

Zonas	ZRBV	ZPBV	ZAU	ZAR	ZM	ZRAV	ZPAV	ZA	L/R	Total	AU
ZRBV	91	0	0	0	0	0	0	1	1	93	0,9785
ZPBV	22	227	0	0	3	0	0	1	0	253	0,8972
ZAU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ZAR	1	0	29	56	8	0	0	0	0	94	0,5958
ZM	1	7	0	0	687	0	1	2	0	698	0,9842
ZRAV	7	0	0	0	0	69	0	1	1	78	0,8846
ZPAV	0	0	1	3	0	5	87	0	1	97	0,8969
ZA	3	0	0	1	1	3	0	650	8	665	0,9774
L/R	0	0	0	0	0	0	0	0	20	19	1
Total	125	234	30	60	699	77	88	655	29	2000	0
AP	0,728	0,9701	0	0,9333	0,9828	0,8961	0,9886	0,9924	0,6552	AO	0,9444

* Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade (ZRBV), Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade e (ZPBV), Zona Antrópica Urbana (ZAU), Zona Antrópica Rural (ZAR), Zona de Mata (ZM), Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (ZRAV), Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola (ZA), Lagos e Reservatórios (L/R), Acurácia do Usuário (AU), Acurácia do Produtor (AP) e Acurácia Geral (AO).

Fonte: Autoria própria.

Analisando a matriz de confusão do Grupo 1 (Tabela 23), nota-se que o modelo teve dificuldade em distinguir a ZAU e ZAR, uma vez que as áreas destinadas a ZAU foram classificadas erroneamente como ZAR. Esse resultado pode ser evidenciado pelas acurácias de classes (AU e AP), uma vez que a AU resultou em um valor de 0,5958 e AP de 0,9333, onde essa discrepância entre as acurácias demonstram a dificuldade de distinção entre as classes. Um dos fatores dessa confusão entre as zonas pode ser em função das ZAU e ZAR apresentarem características semelhantes, representatividade dos dados, somado a isso, um maior número de variáveis na camada de entrada pode tornar o modelo menos eficaz em distinguir padrões, uma vez que à medida que esse número aumenta, o espaço multidimensional aumenta, tornando mais difícil encontrar padrões.

Conforme apresentado por Pacifici et al. (2009), um aspecto importante referente a classificação de dados geoespaciais por meio de RNA, é que o processo de inclusão de todas as variáveis disponíveis nem sempre resultará em um mapa mais preciso, uma vez que determinadas variáveis podem apresentar alta correlação, redundâncias ou até mesmo não serem relevantes para uma análise em questão. Ainda nesse contexto, um maior número de variáveis de entrada pode introduzir maior complexidade ao modelo no que diz respeito ao tempo computacional, dificuldade na visualização e compreensão dos dados (BISHOP, 1995).

Em contrapartida, o melhor desempenho do modelo foi referente a classificação da ZM, ZPAV e ZA, com valores de AU e AP maiores que 0,98, sugerindo que a RNA-SOM é eficaz na identificação correta dessas áreas, o que pode ser em função das características geográficas que possibilitam uma maior distinção e representatividade dos dados de treinamento.

Tabela 24- Matriz de confusão obtida para o Grupo 2.

Zonas	ZRBV	ZPBV	ZAU	ZAR	ZM	ZRAV	ZPAV	ZA	L/R	Total	AU
ZRBV	111	0	0	0	0	0	0	1	1	113	0,9823
ZPBV	1	229	0	0	3	0	0	0	0	233	0,9828
ZAU	0	0	17	3	0	0	0	0	0	20	0,85
ZAR	6	0	8	62	0	0	7	0	0	83	0,7470
ZM	0	8	1	1	696	0	1	1	0	708	0,9831
ZRAV	0	0	0	0	0	70	0	2	4	76	0,9211
ZPAV	0	0	0	0	1	0	80	0	0	81	0,9877
ZA	6	0	0	2	0	4	0	644	9	665	0,9684
L/R	0	0	0	0	1	0	0	0	20	21	0,9524
Total	124	237	26	68	701	74	88	648	34	2000	0
AP	0,8952	0,9663	0,6539	0,9118	0,9929	0,9460	0,9091	0,9938	0,5882	AO	0,9645

* Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade (ZRBV), Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade e (ZPBV), Zona Antrópica Urbana (ZAU), Zona Antrópica Rural (ZAR), Zona de Mata (ZM), Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (ZRAV), Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola (ZA), Lagos e Reservatórios (L/R), Acurácia do Usuário (AU), Acurácia do Produtor (AP) e Acurácia Geral (AO).

Fonte: Autoria própria.

Analisando os resultados da matriz confusão para o Grupo 2 (Tabela 24), nota-se que ele resultou em um melhor desempenho quando comparada a anterior. Destaca-se algumas zonas que foram delimitadas com alta AU e AP, como é o caso da Zona de Mata, Zona de Preservação de Baixa e Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola e Zona de Recuperação de Alta e Baixa Vulnerabilidade, sugerindo que a RNA-SOM conseguiu identificar com precisão essas áreas e classificá-las corretamente.

Por outro lado, a Zona Antrópica Urbana e Rural, resultaram em métricas AU e AP indicam um desempenho moderado na identificação e distinção entre as duas zonas quando comparada as demais, isso pode ser justificado pela semelhança entre as duas, tornando o processo de identificação mais complexo, mas ainda sim com resultados mais satisfatórios quando comparado aos do grupo anterior (Grupo 1).

Tabela 25- Matriz de confusão obtida para o Grupo 3.

Zonas	ZRBV	ZPBV	ZAU	ZAR	ZM	ZRAV	ZPAV	ZA	L/R	Total	AU
ZRBV	112	0	0	0	0	46	0	3	2	163	0,6871
ZPBV	0	277	0	0	4	0	0	0	0	231	0,9827
ZAU	0	0	27	2	0	0	0	0	0	29	0,9310
ZAR	0	0	1	56	0	0	0	0	0	57	0,9824
ZM	0	5	0	0	695	0	1	0	0	701	0,9914
ZRAV	4	0	0	0	0	23	0	0	0	27	0,8519
ZPAV	12	0	1	2	3	0	84	0	0	102	0,8235
ZA	11	0	0	3	0	0	0	647	0	661	0,9789
L/R	0	0	0	0	0	0	0	0	29	29	1
Total	139	232	29	63	702	69	85	650	31	2000	0
AP	0,8058	0,9785	0,9310	0,8889	0,9900	0,3333	0,9882	0,9954	0,9333	AO	0,9499

* Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade (ZRBV), Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade e (ZPBV), Zona Antrópica Urbana (ZAU), Zona Antrópica Rural (ZAR), Zona de Mata (ZM), Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (ZRAV), Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola (ZA), Lagos e Reservatórios (L/R), Acurácia do Usuário (AU), Acurácia do Produtor (AP) e Acurácia Geral (AO).

Fonte: Autoria própria.

Ao considerar os resultados exibidos (Grupo 3), a classe melhor identificada foi a Zona de Mata, com valores de acurácia (AU e AP) acima de 0,99, evidenciando que ela é distinguida facilmente mesmo com uma menor quantidade de variáveis no conjunto. O bom desempenho na classificação da ZM pode ser atribuído as características específicas dessa classe, como distribuição uniforme, somado a isso, a variável “fator cp” pode ter desempenhado um papel fundamental nesse processo, uma vez que ele é tido como um indicador relevante para a identificar de áreas com a presença de cobertura vegetal.

As Zonas Antrópicas Urbanas e Rurais também apresentaram uma boa classificação, com acurácias de 0,9310 e 0,9824, respectivamente, evidenciando que RNA-SOM conseguiu distinguir entre as ZAU e ZAR de forma eficaz, com melhores resultados que os Grupos 1 e 2, sem a necessidade da inserção dos setores censitários para a delimitação dessas zonas.

No que diz respeito as classes de ZRBV (Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade) com valores (AU= 0,6871 e AP= 0,8058), nota-se uma maior dificuldade por parte da RNA-Som em conseguir distinguir essa classe, tendo uma confusão considerável com a ZRAV (Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade). Um dos fatores que pode explicar essa confusão pode ser devido as duas zonas apresentarem características

bem semelhantes, uma vez que ambas estão inseridas nas APP com a ausência de mata, somado a isso, a distribuição dessas zonas é homogênea, dificultando os processos de aprendizagem das diferenças mais sutis, por conseguinte, levando a generalização em alguns pontos, dado que esse grupo é composto por menos variáveis de entrada, dificultando a descriminalização entre as duas zonas.

Com base nas métricas obtidas, evidencia-se a robustez da RNA, uma vez que mesmo com a redução do número de variáveis na camada de entrada de RNA-SOM, ela possui a capacidade de manter ou até mesmo melhorar o desempenho do modelo sob esse aspecto de menor dimensionalidade dos dados, como é o caso dos Grupos 2 e 3. Ainda, vale ressaltar que mesmo para o Grupo 1 onde foram consideradas um maior número de entradas para compor o conjunto, não é garantia de resultados satisfatórios, dado que o Grupo 2 dispõe de um menor número de variáveis e apresentou maior potencial na discriminação das zonas de manejo. Logo, a dificuldade em descriminalização das zonas e confusão entre elas pode ser também decorrente da maior dimensionalidade dos dados.

Assim como no Grupo 3, uma vez que apresentou resultados semelhantes ao Grupo 1, apesar da diferença nos resultados, é importante destacar que o Grupo 1 possui maior número de variáveis de entrada na RNA-SOM, por conseguinte, demandando um maior tempo no processo de elaboração e aquisição das variáveis, por conseguinte, tornando o processo mais oneroso.

Embora o Grupo 2 tenha resultado em um erro de quantização ligeiramente superior em comparação com o Grupo 3, é importante destacar a importância da análise conjunta das métricas no processo de avaliação do desempenho da RNA-SOM, como é o caso do Índice Kappa e Exatidão Global, os quais apresentaram valores superiores com relação aos outros dois grupos analisados.

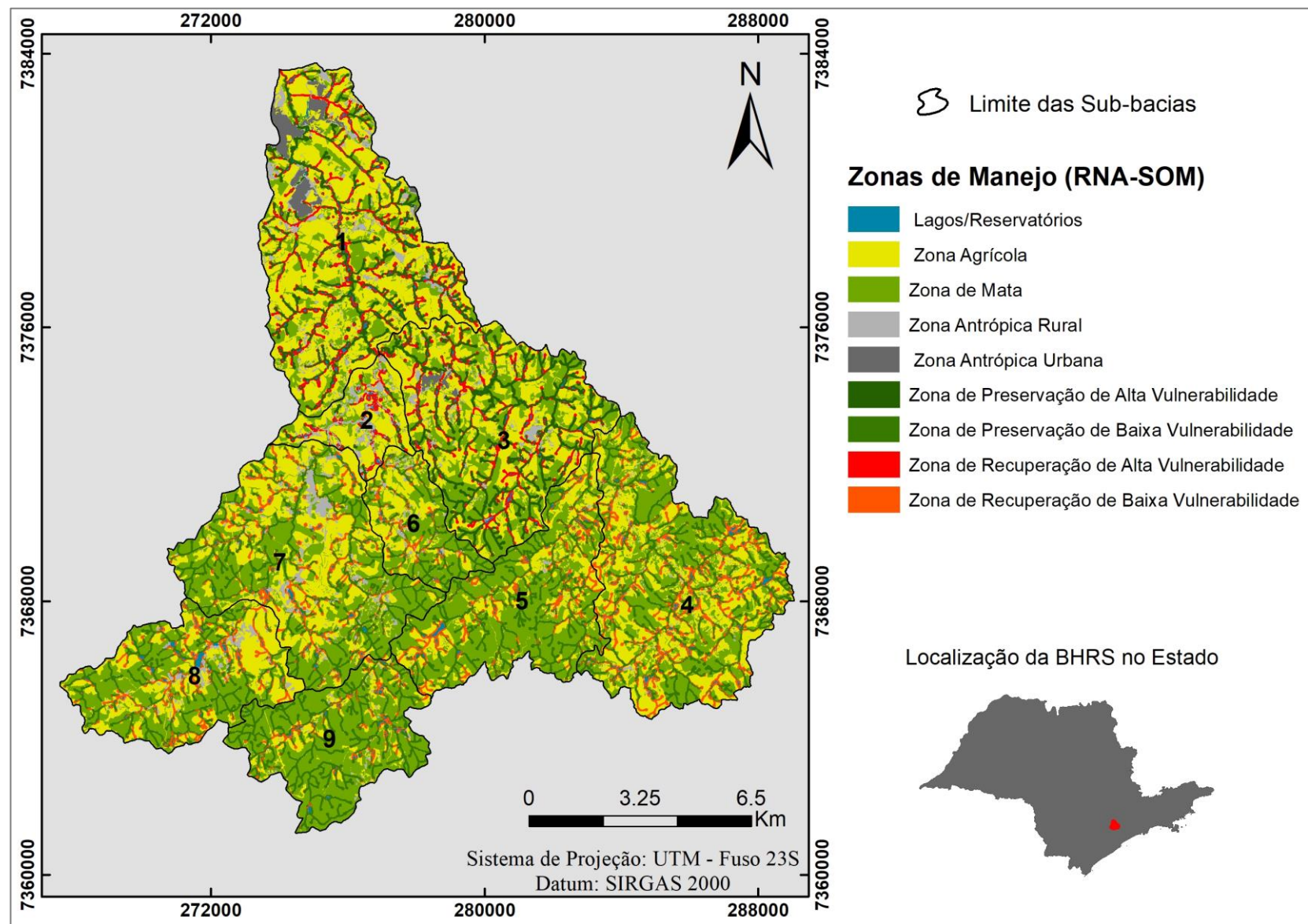
Assim, partindo desse pressuposto, após a análise das métricas, foi selecionado o Grupo 2 (conforme indicado no Quadro 7) para a elaboração do mapa de ZEE, bem como a apresentação dos dados quantitativos em função do desempenho desse experimento na RNA-SOM, uma vez que demonstrou ser o conjunto de dados que fornecem uma melhor capacidade na discriminação e representação de zonas de manejo para a área de estudo (BHRS).

Somado a isso, outro aspecto fundamental diz respeito a avaliação das características dos dados que irão compor o conjunto de dados de entrada, por meio da seleção criteriosa das variáveis relevantes que apresentam capacidade na distinção das classes de interesse, visando tornar o modelo mais simples e eficiente.

5.12.2 Mapa de ZEE para a BHRS (RNA-SOM)

Os resultados do uso da RNA-SOM são ilustrados na Figura 32 e as informações detalhadas sobre a área e a representatividade de cada zona de manejo é apresentada na Tabela 26. Foram identificadas um total de oito zonas, as quais correspondem às mesmas encontradas no ZEE por meio de álgebra de mapas.

Figura 32- Mapa de ZEE elaborado por meio do método RNA-SOM.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 26- Quantitativo das zonas de manejo da BHRS com base na RNA-SOM.

Zonas de Manejo	Área (Km²)	Área (%)
Zona Agrícola	67,5	33,66
Zona Antrópica Rural	8,4	4,18
Zona Antrópica Urbana	1,9	0,99
Zona de Mata	71,7	35,75
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	8,2	4,09
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	23,58	11,76
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	7,7	3,84
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	11,5	5,73

Fonte: Autoria própria.

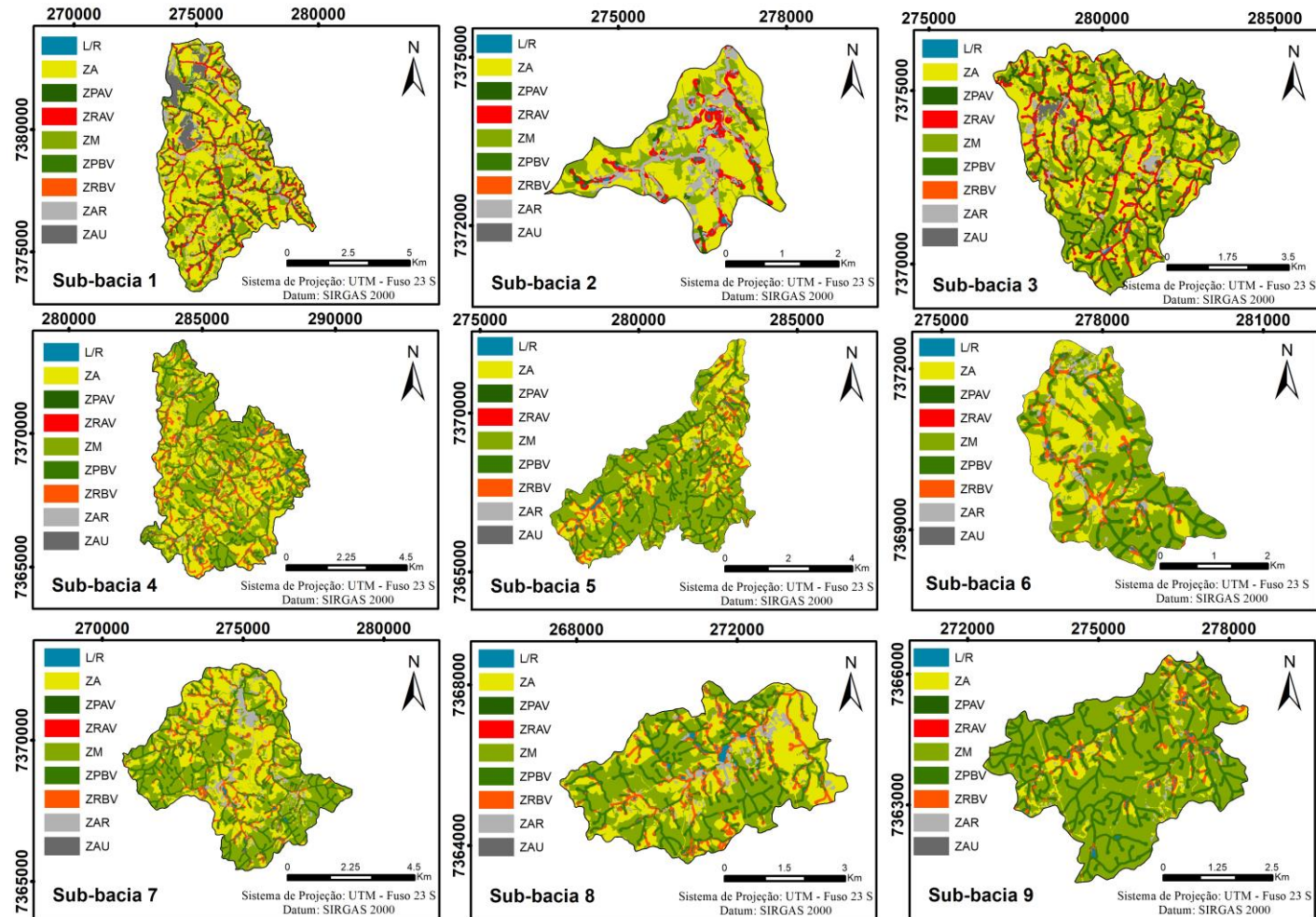
Por meio do mapa de ZEE (Figura 32), é possível observar que de um modo geral todas as zonas de manejo (8) foram bem representas ao longo das sub-bacias do Rio Sorocabuçu. Na análise dos resultados (Tabela 26), observa-se que a Zona de Mata possui as maiores proporções, com maior representatividade ao sul da BHRS (35,34%), seguida da Zona Agrícola (33,20%) e Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade (11,76%) que ocupam áreas significativas da bacia, sendo esses valores bem próximos e/ou iguais aos obtidas pelo método utilizando a álgebra de mapas, com valores de 35,34%, 33,20% e 11,69% (Tabela 20), respectivamente.

A Zona Agrícola está distribuída ao longo de toda a bacia, de forma mais significativa na porção norte. Com relação a Zona Antrópica Urbana, ela está situada bem ao norte da bacia (área urbanizada do município de Ibiúna) e uma pequena concentração na sub-bacia 3, classificada erroneamente pela RNA-SOM, uma vez que ocorreu uma confusão com a ZAR. Já a Zona Antrópica Rural apresenta ocorrências dispersas ao longo de toda a BHRS, representando cerca de 4,18% da área total da bacia, tendo um acréscimo na porcentagem quando comparado ao valor obtido por álgebra de mapas (3,36%), justificado pela dificuldade RNA-SOM em distinguir essa zona com a ZAU.

No que tange as Zonas de Recuperação/Preservação de Alta e Baixa Vulnerabilidade, observa-se que a RNA-SOM foi capaz de realizar uma classificação precisa e eficaz dessas zonas, com valores bem próximos aos obtidos por álgebra de mapas, nesse sentido, ressaltando a capacidade o modelo e conjunto de dados que compõe o Grupo 2 em reconhecer adequadamente essas áreas, sendo de suma importância para o planejamento e gestão sustentável dessas sub-bacias.

Na Figura 33 e Tabela 27 é apresentado o mapa com a distribuição espacial das zonas de manejo e quantitativo das zonas de manejo do ZEE em nível de sub-bacia, respectivamente elaboradas com base na RNA-SOM.

Figura 33- Zonas de manejo em nível de sub-bacias obtidos pelo método RNA-SOM.



* Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade (ZRBV), Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade e (ZPBV), Zona Antrópica Urbana (ZAU), Zona Antrópica Rural (ZAR), Zona de Mata (ZM), Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade (ZRAV), Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade, Zona Agrícola (ZA), Lagos e Reservatórios (L/R).

Fonte: Autoria própria.

Tabela 27- Quantitativo das zonas de manejo das sub-bacias do Rio Sorocabuçu pelo método RNA-SOM.

Zonas de Manejo	Sub-bacia 1		Sub-bacia 2		Sub-bacia 3		Sub-bacia 4		Sub-bacia 5	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Zona Agrícola	17,9	47,86	3,21	48,78	10,8	37,20	10,8	33,03	4,47	19,69
Zona Antrópica Rural	1,73	4,63	1,15	17,48	1,1	3,79	0,53	1,62	0,17	0,75
Zona Antrópica Urbana	2,41	6,44	-	-	0,26	0,90	-	-	-	-
Zona de Mata	7,08	18,93	1,32	20,06	9,3	32,04	11,3	34,56	10,59	46,65
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	3,61	9,65	0,18	2,74	4,43	15,26	-	-	-	-
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	4,08	10,91	0,64	9,73	2,97	10,23	-	-	-	-
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	5,73	17,52	4,3	18,94
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	4,0	12,23	1,92	8,46

Zonas de Manejo	Sub-bacia 6		Sub-bacia 7		Sub-bacia 8		Sub-bacia 9	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Zona Agrícola	2,53	30,12	10,16	32,78	5,95	31,23	1,67	9,91
Zona Antrópica Rural	0,38	4,52	1,65	5,32	0,78	4,09	0,22	1,30
Zona Antrópica Urbana	-	-	-	-	-	-	-	-
Zona de Mata	3,35	39,88	11,57	37,33	7,21	37,85	10,0	59,31
Zona de Preservação de Alta Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Zona de Recuperação de Alta Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Zona de Preservação de Baixa Vulnerabilidade	1,48	17,62	5,02	16,20	3,02	15,85	4,0	23,72
Zona de Recuperação de Baixa Vulnerabilidade	0,62	7,38	2,32	7,49	2,32	12,18	0,79	4,69

Fonte: Autoria própria.

Ao analisarmos as nove sub-bacias que compreendem a BHRS, nota-se que, apesar de pequenas, existem diferenças entre os resultados obtidos por meio da RNA-SOM e da álgebra de mapas, como é o caso da sub-bacia 2 e 5, as quais exibem as maiores divergências, em paralelo, as demais sub-bacias apresentaram melhor desempenho quando comparado aos valores obtidos por meio da álgebra de mapas, com valores bem próximos aos obtidos pelas duas metodologias utilizadas.

De um modo mais específico, na sub-bacia 2 e 5, evidencia-se que ambas as técnicas (RNA-SOM e álgebra de mapas) indicam áreas semelhantes para a zona agrícola, zona de mata, zona de preservação de alta vulnerabilidade e zona de recuperação de alta vulnerabilidade, em contrapartida, para a zona antrópica rural e urbana ocorreu uma diferença em termos de área quando comparada as demais, sendo essa diferença evidenciada na análise da matriz de confusão gerada para o Grupo 2, logo, sendo responsável pela sub-bacia com maior discrepância com os valores obtidos no ZEE por álgebra de mapas. Já as demais sub-bacias (1,3,4,6,7,8 e 9) exibem diferenças menores entre as estimativas da RNA-SOM com a álgebra de mapas, indicando em termos gerais uma consistência nos resultados obtidos pela RNA-SOM.

De um modo geral, as áreas para cada uma das zonas de manejo apresentaram resultados semelhantes entre os dois métodos (RNA-SOM e álgebra de mapas), com diferenças relativamente pequenas, uma vez que as proporções em termos de porcentagem não ultrapassam 1% da área total da bacia. Com base nisso e no que foi apresentado nos tópicos anteriores, tais resultados indicam que a RNA-SOM conseguiu classificar as zonas de manejo com um bom desempenho quando comparado à abordagem utilizando álgebra de mapas, evidenciando ser um bom método na classificação de zonas de manejo para estudos similares.

Um aspecto a ser levantado a respeito das RNAs é com relação a arquitetura ideal para as redes neurais, uma vez que não possui nenhum tipo de diretriz ou regras que assegurem um melhor equilíbrio entre os diferentes aspectos de desempenho do modelo, nesse sentido, faz-se necessário um conhecimento prévio para a seleção do melhor conjunto de dados/variáveis que irá compor a camada de entrada da rede, bem como os demais parâmetros de configuração da RNA. Ressaltando-se que o seu bom desempenho é altamente dependente da qualidade e representatividade dos dados de entrada, já que erros nos dados de entrada ou não representatividade pode resultar em erros e baixo desempenho do modelo.

Recomenda-se uma investigação mais abrangente da inclusão de variáveis específicas no modelo, buscando identificar fatores adicionais de influência nos resultados. Além disso,

uma análise detalhada da sensibilidade do modelo (RNA-SOM) aos parâmetros e comparações com métodos já estabelecidos na literatura podem contribuir para uma compreensão mais robusta do fenômeno em estudo.

Diante do apresentado, o uso de RNAs podem servir como ferramenta importante na identificação e mapeamento das zonas de manejo, de forma mais rápida e simplificada quando comparado aos métodos tradicionais, sendo fundamental e de suma importância para os órgãos gestores em termos de gerenciamento e ordenamento do território nas sub-bacias hidrográficas.

Considerando os resultados do ZEE na bacia em questão, a priorização das sub-bacias para gestão ambiental e desenvolvimento sustentável deve ser baseada em uma análise integrada das variáveis utilizadas nesse estudo. As sub-bacias que apresentaram maior vulnerabilidade, podem exigir atenção prioritária dos órgãos gestores, dado que apresentam características (sociais, econômicas, físicas e ambientais) que as tornam mais susceptíveis as mudanças no uso e cobertura da terra para usos inadequados. Além disso, a identificação de áreas com elevada concentração de áreas destinadas as práticas agropecuárias e atividades antrópicas intensivas pode indicar a necessidade de práticas de manejo sustentável e proteção específica para essas áreas. Dessa forma, gestores podem direcionar esforços para sub-bacias críticas, visando assegurar a qualidade ambiental dos solos e dos recursos hídricos, promovendo, assim, o desenvolvimento sustentável na região.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização das ferramentas de geoprocessamento, como o SIG e SR demonstraram-se eficazes na elaboração e espacialização das variáveis e/ou parâmetros socioambientais e físicos da BHRS e, posteriormente, a integração desses dados visando o estabelecimento das zonas de manejo para a elaboração do ZEE.

O ISR mostra que algumas sub-bacias hidrográficas apresentam características físicas que as tornam mais vulneráveis as ações antropogênicas, onde a ocupação e o uso desordenado do solo podem contribuir para a intensificação dos processos erosivos e inundações. Por meio da EUPS foi possível identificar quais sub-bacias apresentam maior perda de solo em função das características da bacia, fornecendo informações importantes que posteriormente podem ser utilizadas para o estabelecimento e desenvolvimento de políticas que visem a conservação do solo e dos recursos naturais nas sub-bacias prioritárias, contribuindo com o gerenciamento dessas áreas e redução da degradação ambiental.

Analisando os indicadores ITA, IIMC e IPPD, tais demonstram que as sub-bacias que apresentam uso do solo, em especial para finalidade antrópicas, tais como áreas destinadas as atividades agrícolas e áreas urbanizadas apresentam piores valores, indicando maiores níveis de transformação antrópica, menor integridade da mata ciliar e maior potencial de poluição difusa. Já o IDHM possibilitou retratar o panorama geral do desenvolvimento humano nas sub-bacias, bem como a situação individual das dimensões que abrangem o índice (renda, alfabetização e longevidade), demonstrando uma distribuição homogênea dos valores ao longo de toda a BHRS.

Foram delimitadas um total de oito zonas de manejo para constituir o ZEE para BHRS, onde cada uma possui suas características e objetivos distintos, desempenhando um papel fundamental na gestão e planejamento visando um alcançar um desenvolvimento sustentável.

A Zona Agrícola surge como a base para a produção agropecuária, destacando a importância de práticas agrícolas sustentáveis nessas áreas. A Zona Antrópica Rural é destinada ao espaço onde as atividades rurais coexistem com o ambiente natural, enfatizando a necessidade de uma gestão adequada dos recursos naturais, em contrapartida, a Zona Antrópica Urbana é destinada as áreas urbanas, sendo fundamental uma gestão adequada do processo de crescimento urbano e infraestrutura. No que diz respeito a Zona de Preservação de Alta e Baixa Vulnerabilidade ambas enfatizam a importância de manter áreas de APP preservadas, seja em locais de alta ou baixa vulnerabilidade, a fim de evitar a supressão da vegetação nativa.

Por outro lado, as Zonas de Recuperação de Alta e Baixa Vulnerabilidade destacam a necessidade de recuperação das áreas degradadas inseridas em APP, principalmente em locais que exibem alta vulnerabilidade socioambiental, onde os impactos ambientais e sociais são mais expressivos, bem como em áreas de baixa vulnerabilidade para evitar que ocorra uma transição dessas áreas para outros níveis de vulnerabilidade. Finalmente, a Zona de Mata, com sua vegetação natural, desempenha um papel fundamental para os ecossistemas e manutenção da biodiversidade.

No que diz respeito a avaliação do desempenho da RNA-SOM para a elaboração do ZEE, ao analisar os resultados dos três experimentos (Grupo 1, Grupo 2 e Grupo 3), constatou-se que o Grupo 2 (composto por 10 variáveis) apresentou um desempenho notável e superior quando comparado aos demais (Grupo 1 e Grupo 3), com maiores valores para o índice Kappa (0,95) e Exatidão Global (0,98), evidenciando um bom desempenho do modelo na

classificação das zonas de manejo, por conseguinte, sendo utilizado para a elaboração do ZEE.

Com base nos resultados do estudo, evidencia-se que um maior número de variáveis não garante resultados mais satisfatórios para a RNA-SOM, uma vez que a classificação das zonas de manejo não demonstrou uma correlação direta com a quantidade de variáveis utilizadas. Nesse cenário, evidencia-se que um maior número de variáveis na camada de entrada da rede causou uma maior complexidade ao modelo no que diz respeito ao tempo computacional e discriminação das zonas de manejo.

Ainda, uma etapa fundamental na RNA-SOM trata-se do processo de seleção das variáveis que irão compor a camada de entrada e conhecimento prévio, uma vez que esse método é sensível as variáveis de entrada, deste modo, influenciando de forma significativa a capacidade do modelo em atingir o objetivo proposto de forma eficaz. Assim, é importante que seja incluído variáveis relevantes e com capacidade de discriminação no processo de classificação, em contrapartida, a seleção inadequada pode resultar em um desempenho ruim ou ineficiente.

Por fim, o uso da RNA-SOM surge como uma alternativa promissora no processo de obtenção das zonas de manejo visando a elaboração do ZEE para a BHRS, de forma mais rápida e simplificada quando comparado ao método por álgebras de mapas, contribuindo para o desenvolvimento sustentável e gestão dessas áreas.

Diante do apresentado, conclui-se que as variáveis analisadas em conjunto por meio do estabelecimento de indicadores e índices, tornam-se um importante instrumento no processo de ocupação do território de forma mais sustentável, a partir do estabelecimento de zonas de manejo na elaboração do Zoneamento Ecológico-Econômico na BHRS em ambos os métodos (RNA-SOM e álgebra de mapas), compatibilizando as dinâmicas de uso e ocupação do território com o uso sustentável dos recursos naturais.

Por fim, para que o ZEE atinja seus objetivos, é fundamental direcionar esforços com regulamentações específicas, práticas agrícolas que visem um uso sustentável e monitoramento constante dessas áreas, com uma abordagem colaborativa e a adaptação contínua às mudanças visando assegurar o desenvolvimento sustentável e qualidade ambiental dos solos e recursos hídricos da BHRS.

REFERÊNCIAS

ABREU, M. V. S. *et al.* Proposta metodológica para o cálculo e análise espacial do IDH intraurbano de Viçosa – MG. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 28, n. 1, p. 169-186, 2011.

ACSELRAD, H. O Zoneamento Ecológico-Econômico e a multiplicidade de ordens socioambientais na Amazônia, **Novos Cadernos Naea**. v. 3, n. 2, p. 5-15, 2000.

AGARWAL, P.; SKUPIN, A. Self-Organizing Maps: Applications in Geographic Information Science. England: John Wiley & Sons, 2008.

AHER, P. D.; ADINARAYAN, J.; GORANTIWAR, S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal Hydrology**, v. 511, p. 850-860, 2014.

ALBUQUERQUE, A. F. *et al.* Emerging contaminants in aquatic matrices from Brazil: current scenario and analytical, ecotoxicological and legislative aspects. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.

ALMEIDA, W. *et al.* Análise morfométrica em bacias hidrográficas fluviais como indicadores de processos erosivos e aporte de sedimentos no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Corumbá IV. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.14, n.2, p. 139, 2013.

ALVES, W. S. *et al.* USLE modelling of soil loss in a Brazilian cerrado catchment. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, p. 1-19, 2022

AMÉRICO, B. L.; LACRUZ, A. J. Contexto e desempenho escolar: análise das notas na Prova Brasil das escolas capixabas por meio de regressão linear múltipla. **Revista de Administração Pública**, v. 51, n. 5, p. 854-878.

ARANTES, L. T. *et al.* Surface runoff associated with climate change and land use and land cover in southeast region of Brazil. **Environmental Challenges**, v. 3, 2021.

ARRAES, C. L. Estimativa da erodibilidade do solo para fins conservacionistas na microbacia córrego do Tijuco, SP / Soil erodibility estimation for conversation planning in the córrego do Tijuco watershed, São Paulo, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 26, n. 6, p. 849-857, 2010.

ASTUDILLO, I. L. B.; CACAY, J. C.; BLACIO, A. M. R. Impact of socioeconomic variables in the human development index of the Latin American economies. **Universidad y Sociedad**, v. 12, n. 2, p. 400-404, 2020.

AZEVEDO, L. P. Aplicação de Redes Neurais Artificiais no Processo de Orquídeas do Gênero Cattleya. 2016. Disponível em:

<<https://www.ifmg.edu.br/sabara/biblioteca/trabalhos-de-conclusao-de-curso/tcc-documentos/TCCLucasAzevedo.pdf>>. Acesso em: 14 de Julho de 2023.

BACANI, V. M.; LUCHIARI, A. Geoprocessamento aplicado ao zoneamento ambiental da bacia do alto rio Coxim-MS. **GEOUSP Espaço e Tempo**, v.18, n. 1, p.184-197, 2014.

BAHADUR, K. K. C. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. **Environmental Geology**, v. 57, p. 695–705, 2009.

BAPTISTA, G. M. M. Diagnóstico ambiental de erosão laminar: modelo geotecnológico e aplicação. Brasília: Universa, 2003.

BATALHÃO, A. C. S. *et al.* Dimensões do desenvolvimento humano: o caso da região de Ribeirão Preto, SP. **Interações**, n. 19, v. 2, 2018.

BATISTA, R. A. W. *et al.* Estimativa do fator de erosividade do solo da região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. **Formação**, v. 28, p. 441-460, 2021.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, p. 71-86, 2005.

BENEDIKTSSON, J. A.; SWAIN, P. H.; ERSOY, O. K. Neural network approaches versus statistical methods in classification of multisource remote sensing data. 1990.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 10 ed. São Paulo: Ícone Editora, 2017.

BISHOP, C. Neural networks for pattern recognition. Oxford Univ, Press, New York, 1995.

BRAGA, A. P.; CARVALHO, A. C. P. L. F.; LUDERMIR, T. B. Redes neurais artificiais: teoria e aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 2000.

BRASIL. **Diretrizes metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico**. (2006). www.gov.br.

BRASIL. **Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõem sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 07 jan. 2021.

BRASILEIRO, R. S. Alternativas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à conservação. **Scientia Plena**, v. 5, n.5, p. 1- 12, 2009.

BRAUMAN, K. A. *et al.* The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, p. 67-98, 2007.

BROWN, G. G.; FAGERHOLM, N. Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. **Ecosystem Services**, v. 13, p. 119-133, 2015.

BROWN, G. G. *et al.* Using public participatory mapping to inform general land use planning and zoning. **Landscape and Urban Planning**, v. 177, p. 64-74, 2018.

BUENO, C. R. P.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas. **Agronomy Maringá**, v. 26, no. 1, p. 1-5, 2004.

CAIADO, R. G. C. *et al.* Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 165, p. 890-904, 2017.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; POVINELLI, J. Sustentabilidade: um desafio na gestão dos recursos hídricos. São Carlos: EESC-USP. 1 ed. São Carlos: Gráfica da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 2010. v. 1, p. 80.

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

CAMPANILI, M. ; SCHAFFER, B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília : MMA/SBF, 2010.

CARDOSO, C. A. *et al.* Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v.30, n.2, p.241-248, 2006.

CARVALHO, A. P. P. ; PEJON, O. J. ; COLLARES, E. G. Geoenvironmental mapping and integrated analysis of the units within a protected area : municipality of Delfinópolis and the Serra da Canastra National Park, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 194 n. 84, p. 1-18, 2021.

CASTRO, L. I. S. *et al.* Sistema de Informação Geográfica na formulação de indicadores ambientais para sustentabilidade dos recursos hídricos. **Revista Irriga**, v. 19, n. 4, 2015.

CONRAD, O. *et al.* System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA), 2015.

CBH-SMT - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Nossas Águas**. 2006. Disponível em:
<https://www.agenciasmt.com.br/userfiles/files/Nossas_Aguas_2020-junho-2021-red.pdf>.

CECCHI, G. *et al.* Estimating River pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. **Annali dell'Istituto Superiore di Sanità**, v. 43, p. 295–301, 2007.

CEMIN, G. *et al.* Proposta metodológica para a elaboração de um zoneamento ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 64, n. 3. 2012.

CHANG, F.; LI-CHIU.; KAO, H.; WU, G. Assessing the effort of meteorological variables for evaporation estimation by self-organizing map neural network. *Journal of Hydrology*, v. 384, p. 118-129, 2010.

Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.016>

CHATTERJEE, S.; KRISHNA, A. P.; SHARMA, A. P. Geospatial assessment of soil erosion vulnerability at watershed level in some sections of the Upper Subarnarekha River basin, Jharkhand, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, p. 357-374, 2014.

CHEN, T. *et al.* Assessment of spatial distribution of soil loss over the upper basin of Miyun reservoir in China based on RS and GIS techniques. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, p. 605-617, 2011.

CHOUDHARY, R.; GIANEY, H. K. Comprehensive Review On Supervised Machine Learning Algorithms, International Conference on Machine Learning and Data Science (MLDS), Noida, India, p. 37-43, 2017.

CLARK UNIVERSITY. Graduate School of Geography. Clark Labs. **TerrSet**. Versão 2020. [S.l.]: Clark Labs, 2020. 1 software.

CLARK, S.; SISSON, S. A.; SHARMA, A. Tools for enhancing the application of self-organizing maps in water resources research and engineering. *Advances in Water Resources*, v. 143, 2020.
Doi: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2020.103676>.

COCCO, J. *et al.* Análise e previsões das ações antrópicas para a bacia do rio do Sangue – Mato Grosso/Brasil. **Revista de Estudos Sociais**, v. 17, n. 34, p. 52-63, 2015.

CRIVELENTI, R. C. *et al.* Ecological-economic zoning of the city of Altinópolis – SP Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, 2016.

CRUZ, D. C. *et al.* Priority areas for restoration in permanent preservation areas of rural properties in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 115, 2022.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; W. K. DODDS. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v. 94, p. 516-524, 2016.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, v. 85, p. 851–868, 2017.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação Ambiental. In GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org). **Geomorfologia e meio ambiente**. 4 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.p. 337-379.

COMBER, A.; FISHER, P.; BRUNSDON, C.; KHMAG, A. Spatial analysis of remote sensing image classification accuracy. **Remote Sensing of Environment**, v. 127, p. 237-246, 2012.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, p. 35-46, 1991,

DELKASH, M. D.; AL-FARAJ, F. A. M.; SCHOLZ, M. Impacts of Anthropogenic Land Use Changes on Nutrient Concentrations in Surface Waterbodies: A Review. **Soil Air Water**, v. 46, n. 5, p. 1- 10, 2018.

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. **Revista Raíza**, v. 21, p. 234-271, 2011

DENG, X. Z.; GIBSON, J. Sustainable land use management for improving land eco-efficiency: a case study of Hebei, China. **Annals of Operations Research**, v. 290, p. 265–277, 2020.

DI FRANCO, G.; SANTURRO, M. Machine learning, artificial neural networks and social research. *Qual Quant*, v. 55, p. 1007–1025, 2021.

DIAS, R. R.; MATTOS, J. T. Zoneamento Ecológico-Econômico no tocantins: comparação de resultados usando um mesmo método em diferentes datas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 61, n. 4, p. 351-365, 2009.

DING, J.; SALINAS-JIMÉNEZ, J.; SALINAS-JIMÉNEZ, M. D. The Impact of Income Inequality on Subjective Well-Being: The Case of China. **Journal Happiness Stude**, v. 22, p. 845–866, 2021.

DUAN, Y.; EDWARDS, J.S.; DWIVEDI, Y. K. Artificial intelligence for decision making in the era of Big Data – evolution, challenges and research agenda. *International Journal of Information Management*, v. 48, p. 63-71, 2019.

DU, X.; HUANG, Z. Ecological and environmental effects of land use change in rapid urbanization: The case of hangzhou, China. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 243-251, 2017.

EL JÁZOULI, A. *et al.* Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). **Geoscience Letters**, v. 4, n. 25, p. 1-12, 2017.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999, 412 p.

ENGELBRECHT, Andries P. Computational intelligence: an introduction. John Wiley & Sons, 2007.

ESRI - ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGIS 10.6**. Redlands, 2017.

_____. **ArcGIS 9.2**. Redlands, 2006.

_____. **ArcGIS 10.2**. Redlands, 2011.

FIORIO, P.R. **Cronologia do uso da terra e seu impacto no ambiente da Microbacia hidrográfica do Córrego do Ceveiro da Região de Piracicaba, SP**. 1998.114 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**, 3ª edição ampliada e atualizada. 3ª. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities**. Rome: FAO, 2020.

FIGUEIREDO, G. C., VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, v. 13, p. 5755-5762, 2007.

FREITAS, L. C. S.; CAVALCANTI, L. C. S.; BRAZ, A. M. Avaliação da acurácia das classes de uso e cobertura da terra do mapbiomas (coleção 61) para o município de Carpina (PE). **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 2, n. 45, p. 38-52, 2023.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de Manejo da APA de Itupararanga**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 2010.

GARCÍA, P.; PÉREZ, M.E.; GUERRA, A. Using TM images to detect soil sealing change in Madrid (Spain). **Geoderma**, v. 214, p. 135–140, 2014.

GHIASSI, M.; SAIDANE, H. A dynamic architecture for artificial neural networks. *Neurocomputing*, V. 63, p. 397- 413, 2005. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2004.03.014>

GILL, A. A.; SMITH, G. D.; BAGNALL, A. J. Improving decision tree performance through induction- and cluster-based stratified sampling *Intelligent data engineering and automated learning*, Springer-Verlag, p. 339-344, 2004.

GOMES, D. M. Mapeamento geotécnico para análise de feições erosivas concentradas na bacia do Córrego Ribeirão do Meio, São Pedro/SP na escala 1:20.000. 2002. 242 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

GONÇALVES, C. S. *et al.* Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 391- 399, 2005.

GONG, J. *et al.* Spatiotemporal dynamics in the cultivated and built-up land of Guangzhou: Insights from zoning. **Habitat International**, v. 82, p. 104–112, 2018.

GOSSWEILER, B. *et al.* Impact of Land Use Change on Non-Point Source Pollution in a Semi-Arid Catchment under Rapid Urbanisation in Bolivia. **Water**, v. 13, n.4, p. 1-24, 2021.

GRAMANI, M. C. Análise dos determinantes de eficiência educacional do estado do Ceará. **Ensaio: Avaliação e Políticas Públicas em Educação**, v. 25, n. 95, p. 507-526, 2017.

GRASS - GEOGRAPHIC RESOURCES ANALYSIS SUPPORT SYSTEM. **Geographic Resources Analysis Support System 8.0**. Open-Source Geospatial Foundation, 2022.

GROSSI, E.; BUSCEMA, M. Introduction to artificiais neurais networks. *European Journal of Gastroenterology & Hepatology*, v. 19, n. 12, p 1046-1054, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1097/MEG.0b013e3282f198a0>

HALMY, M. W.; GESSLER, P.; SELIM, Z. H. Implications of change on the distribution of important plant species in the northwestern coastal desert of Egypt Renew. **Journal of Renewable Energy and Sustainable Development**, v. 1, p. 243-263, 2015.

HANSER, B. *et al.* **Minimum Width Requirements for Riparian Zones to Protect Flowing Waters and to Conserve Biodiversity: A Review and Recommendations**. Monash University, 2010.

HARTMANN, F. R. Redes neurais, conceitos básicos e análise. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS – RS, 2002.

HAYKIN. S. O. Neural networks and learning machines. 3rd ed. New Jersey: Prentice Hall, 2008.

HERNÁNDEZ, L. *et al.* Artificial neural networks for short-term load forecasting in microgrids environment. *Energy*, v. 75, n. 1, p. 252-264, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.07.065>.

HOLMBOM, A. H.; EKLUND, T.; BACK. B. Customer portfolio analysis using the SOM. **International Journal of Business Information Systems**, v.8, n. 4, p. 396–412, 2011.

HORTON, R. E. **Basin Characteristics**. Trans. AmericanbGeophysical Union; 1932.
HU, T. *et al.* Mapping urban land use by using Landsat images and open social data. **Remote Sensing**. v. 8, n. 151, p. 1-18, 2006.

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

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE cidades**. 2022. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ibiuna/panorama> >. Acesso em: 10 fev. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário**. Rio de Janeiro: IBGE 2012. 125p. Disponível em: <www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html>. Acesso em: 20 abr. 2021.

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

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Conheça o Brasil – População: Educação**. Rio de Janeiro: IBGE 2022. Disponível em: < <https://bityli.com/ZQSFjR>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

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

JAVED, A.; KHANDAY, M. Y.; RAIS S. Watershed Prioritization Using Morphometric and Land Use/Land Cover Parameters: A Remote Sensing and GIS Based Approach. **Journal Geological Society of India**. n. 78, p. 63-75, 2011.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos: Editora Parêntese, 2009.

KALIRAJ, N.; CHANDRASEKAR, N.; MAGESH, S. Morphometric Analysis of the River Thamirabarani Sub-Basin in Kanya Kumari District, South West Coast of Tamil Nadu, India, Using Remote Sensing and GIS. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, p. 7375-7401, 2015.

KAPAGERIDIS, I. K. Artificial neural network technology in mining and environmental applications. **Mine Planning and Equipment Selection**, p. 1- 7, 2002.

KALTEH, A. M.; HJORTH, P.; BERNDTSSON, R. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: Analysis, modelling and application. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, n. 7, p. 835-845, 2008. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.10.001>.

KIDANE, D.; ALEMU, B. The effect of upstream land use practices on soil erosion and sedimentation in the upper Blue Nile Basin Ethiopia. **Research Journal of Agriculture and Environmental Management**, v. 4, p. 055-068, 2015.

KOHONEN, T. **Self-organization and associative memory**. New York: John Wiley and Sons, 1989.

KOHONEN, T. "The 'neural' phonetic typewriter," in Computer, v. 21, n. 3, p. 11-22, 1988, Doi: <https://doi.org/10.1109/2.28>.

KOHONEN, T. An introduction do neural computing. Neural Networks. vol. 1, p. 3-16, 1988.

KOHONEN, T. Self-organizing Maps. Springer-Verlag, New York, 1995.

KOHONEN, T. Essentials of the self-organizing map. **Neural Networks**, v. 37, p. 52-65, 2013.

KOHONEN, T. **Self-Organizing Maps**, Berlin: Springer, 2001.

KUO K. T.; SEKIYAMA, A.; MIHARA M. Determining C factor of universal soil loss equation (USLE) based on remote sensing. **International Journal of Environmental and Rural Development**, p. 7–2, 2016.

KÜHL, N.; GOUTIER, M.; HIRT, R. et al. Machine Learning in Artificial Intelligence: Towards a Common Understanding. IN Proceedings of International Conference on DSystem Sciences (HICSS-52), p. 1–11, 2019.

LANDIS, J.R. KOCH, G.G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, p. 159-174, 1997.

LAROSE, D. T. Discovering Knowledge in Data: An Introduction to Data Mining. New Jersey: John Wiley & Sons, 2005.

LAURANCE, W. F. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Ecology & Evolution**, v. 29, n.2, p. 107-116, 2014.

LAWLER, J. J. *et al.* Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. Proceedings of the National **Academy of Sciences**, v.111, n. 20, p. 7492–7497, 2014.

LAZZARI, M. *et al.* Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): A comparison between different empirical methods. **Catena**, v. 127, p. 323-339, 2017.

LEAL, A. J. F *et al.* Redes neurais artificiais de predição de milho e definição de locais de manejo diferenciado por meio de atributos de solo. **Bragantia**, v. 74, p. 436-444, 2015.

LÉMECHEV, T. On hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. **Journal of Hydrology**, v.100, p. 357- 375, 1982.

LI, ZHE.; EASTAM, J. R. The Nature and Classification of Unlabelled Neurons in the Use of Kohonen's Self-Organizing Map for Supervised Classification. **Transactions in GIS**, p. 599-613, 2006. Doi: 10.1111/j.1467-9671.2006.01014.x

LI, Z.; ZHU, Q.; GOLD, C. **Digital terrain modeling: principles and methodology**. London: CRC PRESS, 2005. 323 p.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2 ed. Piracicaba-SP: ESAUQ, 2008. 253p.

LIND, N. A Development of the Human Development Index. **Social Indicators Research**, v. 146, p. 409-423, 2019.

LIN, G. F.; WANG, T. C.; CHEN, L. H, A forecasting approach combining self-organizing map with support vector regression for reservoir inflow during Typhoon periods. *Advances in Meteorology*, 2016.

LIU, R. *et al.* Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 379-388, 2016.

LIVINGSTONE, D. J. Artificial Neural Networks Methods and Applications. Totowa: Humana Press, 2008, p. 254.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI J. **Tolerância de perdas de terra para solo do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1975.

LOPES, E. R. N.; FILHO, J. L. A.; LOURENÇO, R. W. Similaridade ambiental das propostas de zoneamentos ecológico-econômicos em Bacias Hidrográficas no Brasil. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 40, p. 1 – 26, 2020.

LOPES, E. R. N. *et al.* Anthropic Exposure Indicator for River Basins Based on Landscape Characterization and Fuzzy Inference. **Water Resource**, n. 48, p. 29–40, 2021.

LOPES, E. R. N. *et al.* Ecological-economic zoning as an instrument for the environmental management of hydrographic basins. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 1, p. 106-125, 2021.

LOURENÇO, R. W. *et al.* Use of fuzzy systems in the elaboration of an anthropic pressure indicator to evaluate the remaining forest fragments. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, p. 1-8, 2015.

LOURENÇO, R. W. *et al.* Reflexos ambientais do desenvolvimento e expansão das atividades humanas sobre a qualidade da água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, p. 176-198, 2022.

LUZ, V. G. *et al.* 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, P. M. S. New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n.2, 2021, p. 207-216.

MAGANHOTTO, R. F. *et al.* Proposta de Zoneamento Ambiental para a Reserva Biológica das Araucárias com Base em Atributos Topográficos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n.13, v. 6, 2020.

MAGLIOCAA, N. R. *et al.* Synthesis in land change science: methodological patterns, challenges, and guidelines. **Regional Environmental Change**, v. 15, p. 211-226, 2015.

MAHALA, A. Soil erosion estimation using RUSLE and GIS techniques—a study of a plateau fringe region of tropical environment. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 335, 2018.

MAIA JÚNIOR, L. P.; LOURENÇO, R. W. Impactos das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a variabilidade do albedo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (Ibiúna - SP). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, 2020.

MANNIGEL, A. R. *et al.* Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum, Maringá**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. Brasília - DF: Banco Mundial, 2003, 100 p.

MARSIGLIA, R. G. G.; SILVEIRA, C.; JUNIOR, N. C. Políticas sociais: desigualdade, universalidade e focalização na saúde no Brasil. **Saúde e Sociedade**, v.14, n. 2, p. 69-76, 2005.

MARTINI, L. C. P.; TRENTINI, E. C. Agricultura em zonas ripárias do sul do Brasil: conflitos de uso da terra e impactos nos recursos hídricos. **Revista Sociedade e Estado**, p. 613-630, 2011.

MAXWELL, A.E.; WARNER, T.A.; GUILLÉN, L.A. Accuracy Assessment in Convolutional Neural Network-Based Deep Learning Remote Sensing Studies—Part 2: Recommendations and Best Practices. **Remote Sensing**, v. 13, 2021.

MAY, R. J. et al. Nonlinear variable selection for artificial neural networks using partial information. *Environmental Modelling and Software*, v. 23, p. 1312-1326, 2008.

MELLO, A. *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130-138, 2018.

MILLER, V.C. A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in the Clinch mountain area. Technical Report-3, Columbia. **University Department of Geology**, New York, 1953.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Diretrizes metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil**. 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/PZEE/_arquivos/diretrizes_2006_parte1.pdf>. Acesso em: 8 maio. 2020.

MOREIRA, M. C. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. **Engenharia na Agricultura**, v. 14, n. 2, p. 88-92, 2006.

MUNAFÒ, M. *et al.* River pollution from non-point sources: A new simplified method of assessment. **J. Journal of Environmental Management**, v. 77, p. 93–98, 2005.

NARANY, S. Detecting and predicting the impact of land use changes on groundwater quality, a case study in Northern Kelantan, Malaysia. **Science of the total environment**, p. 844-853, 2017.

NEGNEVITSKY, M. Artificial intelligence: aguide to intelligent systems. [S.l.]: PearsonEducation, 2005.

NETO, L. M. C. Uso e Ocupação do solo da Área de preservação permanente (APP) da microbacia do Córrego Barreiro, Uberaba (Minas Gerais). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 1, n. 2, p. 0.29-941, 2022.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. rev. SP: Blucher, 2010.

OLIVEIRA, P. T. S. *et al.* Erosion risk mapping applied to environmental zoning. **Water Resources Management**, 25, p. 1021-1036, 2011.

OLIVEIRA, P. T. S. *et al.* Zoneamento ambiental aplicado à conservação do solo e da água. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, 2011.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Sobre o nosso trabalho para alcançar os objetivos de desenvolvimento sustentável no Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 23 fev. 2022.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Millions could escape poverty by finishing secondary education, says UN Cultural Agency**. Disponível em: <<https://news.un.org/en/story/2017/06/560162-millions-could-escape-poverty-finishing-secondary-education-says-un-cultural>>. Acesso em: 14 ago. 2021.

ORTIZ-RIVERA, A.; FUENTES-JUNCO, J. J. A.; Estimación del impacto potencial de la contaminación difusa por métodos simplificados en el Área de Protección de Flora y Fauna, Pico de Tancitaro, Michoacán, México. **Revista Geográfica de América Central**, v. 65, n. 2, p. 207-238, 2020.

OU, Y. Landscape influences on water quality in a riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 114, p. 1-13, 2016.

PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L.F.S. Environmental land use conflicts in catchments: a major cause of amplified nitrate in river water. **Science of the Total Environment**. v. 548, p.173-188, 2016.

PACIFICI, F.; CHINI, M.; EMERY, W. J. A neural network approach using multiscale textural metrics from very high-resolution panchromatic imagery for urban land-use classification. *Remote Sensing Environment*, v. 113, p. 1276–1292, 2009.

PANDA, S. S.; HOOGENBOOM, G.; PAZ, J. Blueberry Orchard Delineation with High-Resolution Imagery and Self-Organizing Map Neural Image Classification. **Agricultural Research & Technology Open Access Journal**, v. 3, n. 1, p. 001-011, 2016.

PANDEY, N. A. P. Assessment and monitoring of land degradation using geospatial. **Solid Earth**, v. 9, p. 75-90, 2018.

PANDITHARATHNE, D. L. D. *et al.* Application of Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle) Model to Assess Soil Erosion in “Kalu Ganga” River Basin in Sri Lanka. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2019, p. 1-15, 2019.

PARRISH, J. D; BRAUN, D. P; UNNASCH, R. S. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. **Bioscience**, v. 53, p. 851–860, 2003.

PEREIRA, J. R. *et al.* Gestão social dos territórios da cidadania: o Zoneamento Ecológico-Econômico como instrumento de gestão do território noroeste de Minas Gerais. **Cadernos EBAPE.BR**, v. 9, n. 3, p. 725-747, 2011.

PEREIRA, M. C. S. *et al.* Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: novos paradigmas a explorar – Bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 577- 590.

PEREZ, D. J. O.; CARVALHO, S. L. Aplicação de dois indicadores ambientais para quantificação da antropização na Microbacia do Córrego do Ipê (SP) – Brasil. **Revista de Ciências Agrícolas**, v. 29, p. 93–107, 2012.

PEREZ-SOBA. M. *et al.* Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impacts of land use change on land use sustainability Sustainability impact assessment of land use changes. Springer, p. 375-404, 2008.

PINHEIRO, L. S.; CUNHA, C. M. L. A Importância da Geração do Fator Topográfico (LS) da EUPS para Modelagem Erosiva de Bacia Hidrográfica. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-13, 2011.

PINTO, C. V. S.; ROCHA, B. N.; PIRANI, N. C. Indicadores Sociais e Desenvolvimento Rural: Um Estudo Sobre o Índice De Desenvolvimento Humano Municipal Rural no Brasil. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, v. 18, 2018.

PINTO, R. *et al.* Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. **Ocean and Coastal Management**, p. 1-16, 2013.

PNUD - PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Desenvolvimento Humano e IDH**. Disponível em:<
<http://www.pnud.org.br/IDH/DH.aspx>>. Acesso em: 10 de fev. 2022.

PNUD - PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Relatório do desenvolvimento humano para além das médias**. Brasília: Pnud; Ipea; FJP, 2017.

PÖLZLBAUER, G. Survey and Comparison of Quality Measures for Self-Organizing Maps, Proceedings of the Fifth Workshop on Data Analysis (WDA'04), p. 67-82, 2004.

POUDEL, D. D. Surface water quality monitoring of an agricultural watershed for nonpoint source pollution control. **Journal Soil Water Conservation**, v. 71, n. 4, p. 310-326, 2016.

RAI, P. K. *et al.* Hydrological inferences through morphometric analysis of lower Kosi river basin of India for water resource management based on remote sensing data. **Applied Water Science**, v. 8, n. 15, 2018.

RAHAYU, S.; RAVIYANTI, A. A.; MAHARDIKA, D. P. K. Local government revenue, general allocation fund, special allocation fund, capital expenditure to Human

Development Index (HDI) in Papua, Indonesia. **Advanced Science Letters**, v. 22, n. 12, p. 4077-81, 2016.

RAWAT, K. S.; MISHRA, A.K.; BHATTACHARYYA, R. Soil erosion risk assessment and spatial mapping using LANDSAT-7 ETM+, RUSLE, and GIS-a case study Arabian. **Journal of Geosciences**, v. 9, p. 288, 2016.

REIS, F. A. G. V. *et al.* Mapeamento geoambiental do município de Casa Branca (SP) como subsídio ao planejamento territorial. **Geologia USP**, v. 18, n. 2, p. 29-44, 2018.

RIBEIRO, C.C C. *et al.* Estratificação educacional entre jovens no Brasil: 1960 a 2010. In ARRETCHE, M. (Org.), *Trajetórias das desigualdades: como o Brasil mudou nos últimos 50 anos*, São Paulo: Unesp/CEM-USP, 2015.

RITTER, W. F.; SHIRMOHAMMADI, A. **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology**. Washington: Lewis Publishers, 2000.

ROCHA, J. S. M.; KURTS, S. M. J. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4 ed. Santa Maria: UFSM/CCR, 2001.

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/>>. Acesso em: 05 set. 2021.

ROVANI, F. F. M.; SARTORI, M. G. B.; CASSOL, R. Zoneamento Ecológico-Econômico de Barão de Cotegipe, RS: potencialidade para o ordenamento do território. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66, p. 137-151, 2014.

ROVANI, F.; VIERA, M. Zoneamento Ecológico-Econômico de Silveira Martins – RS. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 37, n. 1, p. 140- 157, 2017.

RUFFATO-FERREIRA, V. J et al. Zoneamento ecológico econômico como ferramenta para a gestão territorial integrada e sustentável no Município do Rio de Janeiro. **Eure**, v. 44, n. 131, p. 239-260, 2018

SADECK, L. W. R. *et al.* Artificial neural network for ecological-economic zoning as a tool for spatial planning. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, n. 11, p. 1050-1062, 2017.

SALES, J. C. A. *et al.* Análise espacial da distribuição do ensino em função da renda em uma bacia hidrográfica. **Nativa**, v. 10, n. 1, p. 05-15, 2022.

SALES, J. C. A. *et al.* Proposal of Methodology for Spatial Analysis Applied to Human Development Index in Water Basins. **Geojournal**, v. 84, p. 813-828, 2019.

SALES, J. C. A. *et al.* Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. **Scientia Plena**, v. 17, n. 1, p. 1-14, 2021.

SALVATI, L. et al. Do spatial patterns of urbanization and land consumption reflect different socioeconomic contexts in Europe?. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 711-730, 2018.

SAMARASINGHE, S. Neural Networks for Applied Sciences and Engineering: From fundamentals to complex pattern recognition. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2006.

SANKHALA, S.; SINGH, B. Evaluation of urban sprawl and land use land cover change using remote sensing and GIS techniques: a case study of Jaipur City, India. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 4, n. 1, p. 66-72, 2014.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise morfométrica como subsídio ao zoneamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Bação e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas-MG. **Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 1, p.77-85, 2008.

SANTOS, F. A. et al. Albedo Seasonal Behavior and vegetation indices in the upper basin Paraíba River. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n.5, p. 1015-1027, 2014.

SANTOS, R. B.; ALMEIDA, A. Q.; SANTOS, W. A. Estimativas de Perdas de Solo para Diferentes Cenários de Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Piauitinga-SE. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 42, p. 672-681, 2019.

SANTOS, R. F. Planejamento Ambiental: teoria e prática. **São Paulo: Oficina de Textos**, 2004. 184p.

SCARPIN, J. E.; SLOMSKI, V. Estudo dos fatores condicionantes do índice de desenvolvimento humano nos municípios do estado do Paraná: instrumento de controladoria para a tomada de decisões na gestão governamental. **Revista de Administração Pública**, v. 42, n. 5, p. 92-113, 2007.

SCHWENK, L. M.; CRUZ, C. B. M. Conflitos socioeconômicoambientais relativos ao avanço do cultivo da soja em áreas de influência dos eixos de integração e desenvolvimento no Estado de Mato Grosso. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, p. 501-511. 2008.

SEBASTIANI, P. et al. Meta-analysis of genetic variants associated with human exceptional longevity. **Aging**, v. 5, p. 653–661, 2013.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, 2005.

SILVA, D. C. A. et al. Uso de indicadores morfométricos como ferramentas para avaliação de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 02, p. 627-642, 2016.

SILVA, D. C. C. et al. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **RAEGA**, v. 42, p. 72 - 85, 2017.

SILVA, D. C. C; ALBUQUERQUE-FILHO, J. L; OLIVEIRA, R. A; LOURENÇO, R. W. Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 50, 2017.

SILVA, D.C. C. *et al.* Proposta Metodológica para Análise da Inserção Social na Bacia Hidrográfica do Rio Una em Ibiúna/SP. **Revista do Departamento de Geografia da USP**, v. 33, 2017.

SILVA, F. C. B. *et al.* Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, 2010.

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SILVA, L. F.; CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso do Córrego Indaiá- MS. **Geoinformação e Sensoriamento Remoto em Geografia**, 22, p. 1-12, 2018.

SILVA, L.; LIMA, E. R. V. Índice de Sustentabilidade da Dimensão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú, CE. **Espaço Aberto**, v. 7, n. 1, p. 71-85, 2017.

SILVA, M. A. S. *et al.* Automatic Environmental Zoning with Self-Organizing Maps. **Modern Environmental Science and Engineerine**, v. 4, n. 9, p. 872-881, 2018.

SILVA, S. R. SCHIMIDT, F. Redução de Variáveis de Entrada de Redes Neurais Artificiais a Partir de Dados de Análise de Componentes Principais na Modelagem de Oxigênio Dissolvido. **Química Nova**, v. 39, n. 3, 2016.

SILVA, T. C. M.; VIEIRA, I. C. G.; THALÊS, M. C.; Spatial-temporal evolution of landscapedegradation on the Guamá River Basin, Brazil. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, v. 56, n. 3, p. 480-490, 2021.

SIMA - SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE. Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE, 2022. Disponível em: <
<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/portalezee/>>. Acesso em: 01 out. 2022.

SIMONETTI, V. C. *et al.* Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International Journal of River Basin Management**. v. 17, 1-34, 2019.

SIMONETTI, V. C. *et al.* Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do parque natural municipal corredores de biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **RAEGA**, v. 44, p. 169-180, 2018.

SIMONETTI, V. C. *et al.* Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International J River Basin Mgmt**, v. 17, p. 1-34, 2017.

- SHEN, Z. *et al.* Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanised watershed in China. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 417-427, 2015.
- SHI, P. *et al.* Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spacial scales. **Catena**, v. 151, 182-190, 2017.
- SILVA NETO, J. C. A. Zoneamento ambiental como subsídio para o ordenamento do território da bacia hidrográfica do Rio Salobra, Serra da Bodoquena – MS. **Raega**, v. 32, p. 119 -142, 2014.
- SONG, X. P. *et al.* Townshend Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, p. 639-643, 2018.
- SOUSA, J. A. P. *et al.* Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 1, p. 250-267, 2022.
- SPÖRL, C. *et al.* Aplicação de redes neurais artificiais na construção de modelos de fragilidade ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 21, p. 113-135, 2011.
- STANKIEWICZ SERRA, A.; YALONETZKY, G.I.; MAIA, A.G. Multidimensional Poverty in Brazil in the Early 21st Century: Evidence from the Demographic Census. **Social Indicators Research**, v.154, p. 79-114, 2021.
- STEIN, D. P. *et al.* Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. Anais. Simpósio Nacional de Controle de Erosão, v. 4, p. 105-135, 1987.
- TAGLIANI, C. R. Zoneamento Ecológico-Econômico da zona sul do Estado do Rio Grande do Sul. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 303-324, 2016.
- THOMAS, B. L. Proposta de zoneamento ambiental para o município de Arroio do Meio – RS. **Raega**, v. 24, 2012.
- THOMAS, J.; JOSÉ, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, v. 9, n. 3, p. 893-906, 2018.
- TONIOLO, B. P. *et al.* Análise espacial de perda de solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim – SP. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável**, v. 7, n. 2, p. 1- 28, 2021.
- TONIOLO, B. P. *et al.* Indicadores morfométricos como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do Rio Cotia (SP). **Holos Environment**, v. 21, p. 282-302, 2021.
- TORNQUIST, C. G. *et al.* Simulações espacialmente explícitas da dinâmica do solo C no sul do Brasil: integrando século e SIG com o século i. **Geoderma**, v. 150, p. 404-414, 2009.

TSO, B.; MATHER, P. M. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*. New York: Taylor & Francis, p. 102–147, 2001.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295-308, 2016.

VALLE JÚNIOR, R. F. *et al.* Diagnóstico do Conflito de Uso e Ocupação do Solo na Bacia do Rio Uberaba. **Global Science and Technology**. v. 6, n. 1, p. 40-52, 2013.

VERBURG, P. H. *et al.* Land system science and sustainable development of the earth system: a global land project perspective. **Anthropocene**, v. 12, p. 29-41, 2015.

VESTENA, L. R.; THOMAZ, E. L. Avaliação de conflitos entre Áreas de Preservação Permanente Associadas aos Cursos Fluviais e Uso da Terra na Bacia do Rio das Pedras, Guarapuava-PR. **Ambiência**, v. 2, n. 2, 2006.

VIDAL, M. M., *et al.* Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

WARDAH, W. *et al.* Protein secondary structure prediction using neural networks and deep learning: A review. *Computational Biology and Chemistry*, v. 81, p. 1-8, 2019.

WILSON, C.; WENG, Q. Assessing surface water quality and its relation with urban land cover changes in the Lake Calumet Area, Greater Chicago. **Environmental Management**, v. 45, n.5, p. 1096-1111, 2010.

WORDRITOUT. *In: Transform your text into word clouds!*, 2020. Disponível em: <<https://worditout.com/>>. Acesso em: 01 dez.. 2020.

XU, Y. *et al.* Machine learning in construction: From shallow to deep learning. *Developments in the Built Environment*, v. 6, 2021.

XUEFEI, H.; WENG, Q. Estimating impervious surfaces from medium spatial resolution imagery using the self-organizing map and multi-layer perceptron neural networks. *Remote Sensing of Environment*, v. 113, n. 10, p. 2089- 2102, 2009.

YENGOH, G. T. *et al.* **Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales**. Springer Briefs in Environmental Science. 2015.

YEGNANARAYANA, B. *Artificial Neural Networks*. Eastern Economy Edition, 476. P. 2006.

YIRA, B. *et al.* Modeling land use change impacts on water resources in a tropical West African catchment (Dano, Burkina Faso). **Journal of Hydrology**, v. 537, p. 187-199, 2016.

ZHANG, Z. *et al.* A update of National Land Use/Cover Database of China at 1:100000 scale using medium spatial resolution satellite images. **Remote Sensing of Environment**, v. 149, p. 142-154, 2014.

ZURADA, J. M.; Introduction to Artificial Neural Systems, PWS Publishing Company, EUA, 1995.