

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

BRUNA MARTINS DA PAIXÃO

**O USO DE GEOTECNOLOGIAS EM ESTUDOS INTEGRADOS
DE VARIÁVEIS FÍSICAS E SOCIOAMBIENTAIS
EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Sorocaba, SP

2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*

BRUNA MARTINS DA PAIXÃO

**O USO DE GEOTECNOLOGIAS EM ESTUDOS INTEGRADOS
DE VARIÁVEIS FÍSICAS E SOCIOAMBIENTAIS
EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço

Sorocaba, SP

2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



P149u Paixão, Bruna Martins da
O uso de geotecnologias em estudos integrados de variáveis físicas e socioambientais em bacias hidrográficas / Bruna Martins da Paixão.
-- Sorocaba, 2021
89 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Roberto Wagner Lourenço

1. RUSLE. 2. Variáveis censitárias. 3. Vulnerabilidade socioambiental. 4. Geotecnologias. 5. Erosão laminar. I. Título.

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.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de
Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: O uso de geotecnologias em estudos integrados de variáveis físicas e socioambientais em bacias hidrográficas

AUTORA: BRUNA MARTINS DA PAIXÃO

ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra 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 Câmpus de Sorocaba Unesp

Prof. Dr. ADMILSON ÍRIO RIBEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - ICT Sorocaba

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

Sorocaba, 26 de novembro de 2021

*Dedico este trabalho à minha mãe, Raquel
Moreira Martins, pelo apoio e carinho recebidos
durante todas as etapas de minha vida, além de me
mostrar, desde cedo, por diversos estímulos, a
grande importância da educação.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer à minha família, que sempre demonstrou apoio e interesse em minhas conquistas acadêmicas, mesmo sem compreender ao certo o seu grande significado no cotidiano e no mundo. Agradeço principalmente ao meu pai, Edson da Paixão, pelo entusiasmo, apoio, conselhos e carinho, que foram tão importantes durante esta trajetória.

Aos amigos que têm acompanhado mais de perto a minha caminhada, Mariana Dias, Matheus Gonçalves, Mateus Baraldi, Isabela Rigo e Eric Koga, sou grata por terem acreditado em mim quando eu mais precisei de forças para continuar, por todos os conselhos, e por me proporcionarem frequentemente bons momentos. Gostaria de agradecer especialmente ao meu grande amigo Renan Yamasaki, que demonstra, a cada dia, por meio de pequenos detalhes, o grande significado de amizade verdadeira.

À Vanessa Yamahata, por se tornar tão presente em meus dias e por agregar ao meu interior tantos sentimentos prazerosos que foram essenciais para manter os pés no chão durante a reta final deste trabalho.

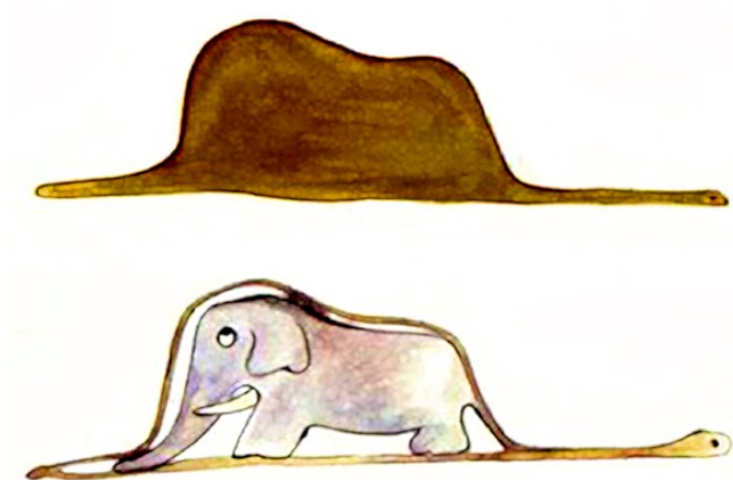
Aos eternos colegas do “MIGOS UNESP”, agradeço por todas as conversas e pelos compartilhamentos de sentimentos e de informações que são tão importantes em meus dias, sempre proporcionando momentos felizes e de descontração. De vocês, sinto saudades diárias.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço, por todos os ensinamentos, a paciência e as conversas que contribuíram para o meu conhecimento e foram tão importantes durante essa trajetória de amadurecimento acadêmico e intelectual.

Aos integrantes do Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental, especialmente a: Bruna, Hetiany, Rita, Jocy, Amazonino, Miqueias e Jomil, por sempre terem me ajudado com tantas dúvidas, por terem contribuído para a ampliação de meu conhecimento técnico e, também, por terem sempre me proporcionado sentimentos felizes e boas memórias, fazendo com que eu me sentisse acolhida, principalmente em momentos de medo e insegurança.

À UNESP Sorocaba e ao seu corpo docente e de funcionários, os quais ofereceram toda a estrutura e as condições necessárias para os aprendizados adquiridos nesse percurso, seja em laboratórios, disciplinas, biblioteca, ou atividades extracurriculares.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram ou me apoiaram para o desenvolvimento desta pesquisa, mesmo que de forma mais distante ou indireta, pois palavras de carinho e boas energias de pessoas queridas fazem a diferença em nosso caminhar.



Antoine de Saint-Exupéry

“Que vai ser quando crescer?

Vivem perguntando em redor. Que é ser?

É ter um corpo, um jeito, um nome?

Tenho os três. E sou?

Tenho de mudar quando crescer? Usar outro nome, corpo e jeito?

Ou a gente só principia a ser quando cresce?

É terrível, ser? Dói? É bom? É triste?

Ser; pronunciado tão depressa, e cabe tantas coisas?

Repito: Ser, Ser, Ser. Er. R.

Que vou ser quando crescer?

Sou obrigado a? Posso escolher?

Não dá para entender. Não vou ser.

Vou crescer assim mesmo.

Sem ser Esquecer”.

Carlos Drummond de Andrade

RESUMO

A erosão laminar é um problema frequente em bacias hidrográficas, além de ser uma das mais relevantes formas de degradação dos solos agrícolas brasileiros. Os principais impactos negativos decorrentes desse processo envolvem a sedimentação, o assoreamento dos rios, a perda de qualidade da água e a queda de produtividade agrícola, os quais são intensificados pela influência antrópica, principalmente em relação às mudanças no uso da terra. Nesse sentido, há a necessidade de serem consideradas as interações entre os setores social, econômico e ambiental na busca de estratégias de conservação das bacias hidrográficas. O presente estudo visa apresentar uma análise integrada de aspectos de renda e condições sanitárias com a perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, localizada em Ibiúna (SP), por meio da elaboração de um indicador de vulnerabilidade socioambiental. Para tal, são utilizadas geotecnologias para a aplicação da RUSLE como modelo de estimativa de perda de solo e para o mapeamento de variáveis censitárias relacionadas aos aspectos de renda e às condições sanitárias dos domicílios localizados na bacia hidrográfica. O indicador de vulnerabilidade socioambiental, com base na técnica de álgebra de mapas, busca verificar a correlação entre as variáveis censitárias e a perda de solo por erosão laminar por meio do estabelecimento de diferentes classes. Constatou-se que a BHRS apresenta baixa suscetibilidade erosiva, com uma perda de solos anual média de aproximadamente 5,0 t/ha·ano. A maior parte de sua extensão apresenta perdas abaixo de 1 t/ha·ano, evidenciando a importância das áreas de mata na contenção dos processos erosivos. As maiores perdas estão associadas à mineração e às culturas temporárias, atividades desenvolvidas em declividades acentuadas e em um tipo de solo com alto potencial erosivo. Foram identificados problemas relacionados à deficiência de abastecimento de água da rede geral e à falta de esgotamento sanitário via rede geral, além de uma renda média mensal domiciliar baixa. O IVSA baixo foi predominante na bacia, entretanto, se concentra em localidades específicas, as quais apresentaram os melhores aspectos de renda e condições sanitárias, bem como as taxas anuais de perda de solo consideradas baixas. A elaboração do IVSA possibilitou uma metodologia eficaz para a análise integrada de dados físicos e socioeconômicos, os quais, apesar de atuarem simultaneamente na construção e na modificação da paisagem, são pouco estudados de forma agrupada.

Palavras-chave: RUSLE. Variáveis censitárias. Vulnerabilidade socioambiental. Geotecnologias. Erosão laminar.

ABSTRACT

The laminar erosion is a frequent problem in river basins, in addition to being one of the main forms of degradation of Brazilian agricultural soils. The main negative impacts resulting from this process involve sedimentation, siltation of rivers, loss of water quality and drop in agricultural productivity, which are intensified by human influence, especially in relation to changes in land use. In this sense, there is a need to consider the interactions between the social, economic and environmental sectors in the search for river basins conservation strategies. This study aims to present an integrated analysis of aspects of income and sanitary conditions with the soil loss in the Sorocabuçu River Basin, located in Ibiúna (SP), through the elaboration of an indicator of socioenvironmental vulnerability. To this end, geotechnologies are used to apply RUSLE as a model for estimating soil loss and to map census variables related to aspects of income and sanitary conditions of households located in the river basin. The socioenvironmental vulnerability indicator, based on the map algebra technique, seeks to verify the correlation between census variables and soil loss due to laminar erosion through the establishment of different classes. It was found that BHRS has low erosive susceptibility, with an average annual soil loss of approximately 5.0 t/ha·year. Most of its extension shows losses below 1 t/ha·year, showing the importance of forest areas in containing erosion processes. The biggest losses are associated with mining and temporary crops, activities carried out on steep slopes and in a type of soil with high erosive potential. Problems were identified related to the deficiency of water supply from the general network and the lack of sanitary sewage via the general network, in addition to a low average monthly household income. The low IVSA was predominant in the basin, however, it is concentrated in specific localities, which presented the best aspects of income and sanitary conditions, as well as the annual rates of soil loss considered low. The elaboration of the IVSA allowed an effective methodology for the integrated analysis of physical and socioeconomic data, which, despite acting simultaneously in the construction and modification of the landscape, are not often studied in a grouped way.

Keywords: RUSLE. Census variables. Socioenvironmental vulnerability. Geotechnologies. Laminar erosion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo	29
Figura 2 – Articulação das cartas topográficas utilizadas	31
Figura 3 – Mapa de localização das estações pluviométricas	34
Figura 4 – Precipitação e erosividade média mensal da chuva na BHRS	42
Figura 5 – Mapa da Erosividade Média Anual da Precipitação (Fator R)	45
Figura 6 – Classes de solo identificadas na BHRS.....	46
Figura 7 – Mapa de classes e erodibilidade dos solos (Fator K)	47
Figura 8 – Mapa de declividade da BHRS	50
Figura 9 – Relevo plano, suave ondulado e ondulado na BHRS.....	51
Figura 10 – Relevo forte ondulado e montanhoso na BHRS	51
Figura 11 – Mapa do fator topográfico (Fator LS).....	52
Figura 12 – Mapa de uso da terra e cobertura vegetal na BHRS	54
Figura 13 – Áreas de culturas temporárias da BHRS.....	55
Figura 14 – Áreas de culturas permanentes da BHRS	56
Figura 15 – Áreas de matas da BHRS	57
Figura 16 – Áreas de reflorestamento da BHRS	57
Figura 17 – Áreas de campos da BHRS	58
Figura 18 – Áreas de pastagem da BHRS	59
Figura 19 – Áreas de corpos d’água da BHRS.....	59
Figura 20 – Áreas de mineração da BHRS.....	60
Figura 21 – Áreas urbanizadas da BHRS	60
Figura 22 – Mapa do fator de uso da terra (Fator CP).....	62
Figura 23 – Mapa da perda anual de solos por erosão laminar (RUSLE).....	65
Figura 24 – Mapa de aspectos de renda e condições sanitárias.....	68
Figura 25 – Mapa do IVSA	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos de erosão do solo.....	24
Tabela 2 – Valores de erodibilidade das classes de solo	35
Tabela 3 – Normalização dos dados censitários	39
Tabela 4 – Escala de valores para a execução da álgebra de mapas.....	40
Tabela 5 – Classificação do IVSA.....	41
Tabela 6 – Classificação da erosividade das precipitações mensais.....	44
Tabela 7 – Classificação de erosividade média anual da precipitação (Fator R)	45
Tabela 8 – Classificação da erodibilidade dos solos (Fator K)	48
Tabela 9 – Classificação da declividade do relevo	49
Tabela 10 – Extensão territorial das classes de uso da terra	53
Tabela 11 – Valores de Fator C para o uso da terra na BHRS	61
Tabela 12 – Classificação e quantificação da perda anual de solos por erosão laminar	64
Tabela 13 – Distribuição e classificação do IVSA	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANSWERS – *Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation model*

APA – Área de Preservação Ambiental

BHRS – Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu

CREAMS – *Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*

Cwb – Clima subtropical de altitude

D – Declividade do terreno

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica

FAO – *Food and Agriculture Organization*

Fator C – Fator de uso da terra

Fator K – Fator de erodibilidade do solo

Fator LS – Fator topográfico

Fator P – Fator de práticas conservacionistas

Fator R – Fator de erosividade da chuva

GPS – Sistemas de posicionamento global

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDW – *Inverse Distance Weighting*

IGC – Instituto Geográfico Cartográfico

IVSA – Indicador de vulnerabilidade socioambiental

KINEROS – *Kinematic Runoff and Erosion model*

MDE – Modelo digital de elevação

MUSLE – Equação Universal da Perda de Solo Modificada

NPeM – Complexo Migmatítico Embu

NPY – Maciços Graníticos

P – precipitação média anual

PS – Produção de sedimentos

Px – tamanho do pixel

Qa – Aluviões de planícies e terraços

r – precipitação média mensal

RUSLE – Equação Universal da Perda de Solo Revisada

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SIRGAS 2000 – Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas

SP – Estado de São Paulo

SSE – Quadrante Sudeste

TES – Taxa de emissão de sedimentos

TIN – *Triangulated Irregular Network*

USLE – Equação Universal da Perda de Solo

UGRHI-10 – Décima Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo

VSA – Vulnerabilidade Socioambiental

V002 – Total de domicílios particulares permanentes

V012 – Domicílios particulares permanentes com abastecimento de água da rede geral

V017 – Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rede geral de esgoto

V035 – Domicílios particulares permanentes com lixo coletado

WEPP – *Water Erosion Prediction Project*

WNW – Quadrante Noroeste

λ – Comprimento de rampa

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
	2.1 Bacias Hidrográficas	19
	2.2 Erosão dos solos	21
	2.3 Modelagem matemática de perda de solos	23
	2.4 O uso de geotecnologias.....	25
3	OBJETIVOS	28
	3.1 Objetivo geral.....	28
	3.2 Objetivos específicos.....	28
4	MATERIAL E MÉTODOS	29
	4.1 Área de estudo.....	29
	4.2 Base cartográfica de apoio	31
	4.3 Mapeamento do uso da terra	32
	4.4 Estimativa de perda de solo	32
	4.4.1 Fator R	33
	4.4.2 Fator K.....	35
	4.4.3 Fator LS	36
	4.4.4 Fator CP.....	37
	4.5 Aquisição, tratamento e mapeamento das variáveis censitárias	38
	4.6 Elaboração do indicador de vulnerabilidade socioambiental.....	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
	5.1 Modelagem da perda do solo pela RUSLE.....	42
	5.1.1 Fator R	42
	5.1.2 Fator K.....	46
	5.1.3 Fator LS	49
	5.1.4 Fator CP.....	53
	5.1.5 RUSLE.....	64
	5.2 Aspectos de renda e condições sanitárias	67
	5.3 Indicador de vulnerabilidade socioambiental.....	70
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	75
	REFERÊNCIAS.....	77

1 INTRODUÇÃO

O agronegócio é um dos grandes pilares da economia brasileira, pois é responsável por promover empregos e renda, além de proporcionar o saldo positivo da balança comercial do país, gerando grande destaque no comércio internacional (GOMES, 2019). Esse setor é o maior receptor de investimentos do governo, o qual incentiva a sua expansão alinhada às novas tecnologias. Entretanto, essa expansão é acompanhada por preocupações em relação aos impactos ambientais ocasionados, principalmente pelas atividades de agricultura e pecuária, as quais são responsáveis por alterações no consumo de água, pela aplicação de agrotóxicos e pelo desmatamento da vegetação nativa.

A conversão de áreas de vegetação natural em lavouras agrícolas provoca uma série de alterações no ecossistema original, em âmbito morfológico, físico, químico, biológico e de atributos do solo. Dessa forma, os impactos causados são bastante significativos, pois estão associados às modificações nos mecanismos naturais de reciclagem e de proteção do sistema (LIMA *et al.*, 2011; LUIZÃO *et al.*, 2006).

Grande parte dos impactos ambientais decorrentes das atividades agropecuárias estão relacionados às mudanças do uso da terra, responsáveis pela supressão da vegetação natural e sua conversão em áreas de cultivo; pela degradação do solo em áreas cultivadas, considerando as práticas de manejo inadequadas; e pelo uso indiscriminado de agrotóxicos e fertilizantes (SAMBUICHI *et al.*, 2012).

Os impactos ocasionados nos solos influenciam diretamente as águas superficiais e subsuperficiais, o que, a longo prazo, pode afetar a fauna e a população local. O consumo ou reaproveitamento dessas águas pode gerar riscos à saúde, além da contaminação de recursos naturais (SILVÉRIO *et al.*, 2012).

Grande parte dos solos brasileiros tem sua estrutura alterada quando submetida ao manejo intensivo durante longos períodos de tempo, fazendo com que sofra erosão, compactação e degradação. Além disso, as práticas de conservação do solo, responsáveis por evitar a sua degradação, são ainda hoje pouco representativas no Brasil (SAMBUICHI *et al.*, 2012; PRIMAVESI, 1990).

A erosão hídrica é uma das principais formas de degradação dos solos agrícolas brasileiros e, além de gerar alterações físicas, químicas e biológicas nos perfis, é responsável também pela queda de produtividade agrícola, pelo empobrecimento rural, pela dependência econômica e técnica em relação a tecnologia e, também, pela poluição e pelo assoreamento dos cursos d'água (TELLES *et al.*, 2013b; BALDASSARINI; NUNES, 2018).

De acordo com a FAO (2015), aproximadamente 33% dos solos do mundo são considerados degradados, sendo que na América Latina 50% deles apresentam algum nível de degradação. A erosão é responsável pela perda de 25 a 40 bilhões de toneladas de solo por ano, gerando problemas relacionados a produtividade agrícola, a segurança alimentar e a capacidade de armazenamento de água ou nutrientes (FAO, 2015). Estima-se que apenas no Estado de São Paulo haja uma perda de mais de 200 milhões de toneladas de solos cultiváveis a cada ano, sendo que 70% dessa quantidade chega aos corpos d'água na forma de sedimentos (ZOCCAL, 2007).

Dessa forma, é perceptível que o desenvolvimento econômico brasileiro baseado no agronegócio desencadeou uma série de impactos ambientais, que envolvem desde o desmatamento de vegetações nativas até a deterioração dos recursos hídricos. Segundo Ross (2019), o avanço das áreas cultivadas vem acompanhado da agressão à natureza, em benefício dos interesses imediatos dos homens, colocando, portanto, os interesses da sociedade humana de um lado e a preservação do outro.

Conforme observado, os impactos mais frequentes estão associados à erosão, um processo capaz de gerar desprendimento, desgaste e transporte de partículas pela ação de água, vento e gelo, incluindo o arraste gravitacional (SANTOS, 2013; VEIGA *et al.*, 1994). Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), a erosão é um processo natural ou antrópico, que desagrega, transporta e deposita os sedimentos presentes nos solos em função da ação dos fatores citados anteriormente.

Apesar de os processos erosivos no solo ocorrerem de forma natural nos ecossistemas, a ação antrópica é capaz de promover a aceleração dos mesmos, ocasionando o desequilíbrio natural do solo. A intensa erosão pode gerar impactos ambientais em diferentes escalas, como a criação de voçorocas e ravinas, o assoreamento de rios, a contaminação de rios pelo transporte de sedimentos com agrotóxicos, o desaparecimento de mananciais e o aumento da incidência de inundações (GUERRA; CUNHA, 2001).

A erosão do tipo laminar é caracterizada pela remoção superficial do solo, sendo, portanto, a primeira expressão do processo erosivo (MARTIN, 2018). Quando esse tipo de erosão é notado, significa que as perdas de solo já ocorreram em quantidades consideráveis, o que pode ser evidenciado pelo acúmulo de sedimentos nos corpos hídricos (DRUGOWICH, 2011).

Dessa forma, a produção de sedimentos (PS) é definida por Walling (1983) como a quantidade de sedimentos que é retirada de uma bacia hidrográfica ou qualquer outra área específica, representando, portanto, uma fração do total de material erodido na bacia vertente e

no canal fluvial (erosão bruta). A partir de uma análise mais quantitativa, o autor afirma que a PS seria a diferença entre a erosão bruta e a quantidade de sedimentos depositada na bacia vertente de uma determinada seção do canal fluvial.

Os fatores controladores da magnitude e da característica da PS são o clima, as características fisiográficas e o uso e manejo do solo (MINELLA; MERTEN, 2011).

A complexidade dos processos de propagação e deposição de sedimentos erodidos na bacia hidrográfica acaba dificultando a estimativa da PS, sendo muito utilizado como alternativa um conceito empírico capaz de estimar um valor adimensional que representa a parcela do total da erosão bruta que chega ao exutório da bacia, conhecido como taxa de emissão de sedimentos (TES), que seria a razão entre a produção de sedimentos no exutório (PS) e a erosão bruta na bacia (VANONI, 1975; WALLING, 1983; 1990).

Assim, os modelos de erosão do solo, segundo Machado (2002), consistem em descrições matemáticas utilizadas para a representação de processos erosivos, sendo úteis para o dimensionamento de estruturas de controle de erosão, para a avaliação de práticas de manejo da terra e para avaliação e planejamento ambientais.

Na atualidade, os modelos matemáticos de erosão do solo são empregados de forma integrada às geotecnologias, principalmente com técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de Sensoriamento Remoto. O SIG e o Sensoriamento Remoto, de acordo com Butler e Walsh (1998), são importantes ferramentas para a gestão territorial, principalmente para a caracterização de paisagens e análises em diferentes escalas, processos e padrões que possuem relações com fenômenos ambientais.

É evidente a importância de ferramentas e modelos relacionados aos processos erosivos para a eficiente gestão de recursos hídricos, sendo de suma importância as relações feitas de forma integrada ao uso do solo, prevenindo danos ambientais e também contaminação em sistemas de abastecimento.

Tais técnicas também apresentam relevância para o saneamento ambiental de forma integrada aos recursos hídricos, pois são capazes de auxiliar na determinação dos procedimentos estruturais físicos e administrativos capazes de gerar a minimização ou o impedimento de alterações antrópicas ou naturais responsáveis pelas modificações qualitativas e quantitativas padronizadas nos sistemas hídricos (POLETO, 2014).

Considera-se, portanto, que os impactos gerados nos recursos hídricos são provenientes de fatores naturais, econômicos, sociais e políticos, sendo o recurso “água” apenas o ponto de convergência de um complexo sistema ambiental (PIRES *et al.* 2002).

Apesar disso, a análise integrada de dados físicos e socioeconômicos para a compreensão dos impactos ambientais ainda é pouco explorada, demonstrando uma lacuna a ser preenchida por meio da elaboração de metodologias de trabalho capazes de produzir importantes resultados para a gestão e o planejamento de determinadas áreas.

Nesse sentido, essa pesquisa teve a finalidade de apresentar uma análise integrada de aspectos de renda e condições sanitárias com a perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, localizada em Ibiúna (SP), por meio da elaboração de um indicador de vulnerabilidade socioambiental. Destaca-se ainda que a área de estudo tem sua economia baseada principalmente em cultivos agrícolas, havendo a predominância de pequenas propriedades de terra voltadas às atividades agropecuárias (MAIA JÚNIOR; LOURENÇO, 2020).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Bacias Hidrográficas

O conceito de bacia hidrográfica tem sido muito explorado e utilizado na atualidade, principalmente envolvendo estudos relacionados a gestão da paisagem e planejamento ambiental. Do ponto de vista hidrológico, esse conceito envolve um conjunto de terras que são drenadas por um corpo d'água principal e seus afluentes, além de representar uma unidade de estudo qualitativo e quantitativo da água como recurso natural e dos fluxos de sedimentos ou nutrientes (PIRES *et al.* 2002). Essa definição apresenta variações conforme as diferentes percepções técnicas dos estudos, os quais apresentam diferentes enfoques.

De acordo com Carpenter e Carpenter (1983), qualquer parte da superfície terrestre está inserida em uma bacia hidrográfica, pois esse conceito se relaciona a todas as áreas capazes de realizar a drenagem das águas, dos sedimentos e dos materiais dissolvidos para um ponto comum ao longo de um curso d'água. As bacias hidrográficas se formam a partir de divisores de água, nas regiões mais elevadas do relevo, onde há o escoamento superficial da precipitação, que origina os corpos d'água, ou a sua infiltração, formando nascentes e lençóis freáticos (BARRELLA, 2007).

Os autores Lima e Zakia (2000) enfatizam a abordagem sistêmica do conceito juntamente com o aspecto geomorfológico, ao considerar que as bacias hidrográficas são consideradas sistemas abertos, ou seja, recebem energia dos agentes climáticos e perdem energia por meio do deflúvio. Além disso, as bacias podem ser descritas com base em diferentes variáveis interdependentes, as quais oscilam em torno de um padrão, ou seja, mesmo com a perturbação das ações antrópicas, se encontram em equilíbrio dinâmico. Acredita-se, portanto, que as modificações geradas no fluxo de energia ou na forma do sistema podem causar mudanças compensatórias voltadas à redução dos efeitos dessas modificações e à restauração do estado de equilíbrio dinâmico (TEODORO *et al.*, 2007).

Esse conceito é capaz de colocar em perspectiva uma série de problemáticas e conflitos atuais, considerando que os danos aos corpos d'água não são exclusivamente gerados pelo sistema natural e que apresentam relações, principalmente, com o gerenciamento inadequado das atividades desenvolvidas (ODUM, 1985). Nesse sentido, Rocha *et al.* (2000), destaca a importância de se considerar a bacia hidrográfica como uma unidade de planejamento, que deve se basear em metodologias de análise e teorias ecológicas aplicadas para o seu estudo.

Na perspectiva de bacia hidrográfica como unidade de planejamento, há uma ampliação de seu conceito, baseada na conservação dos recursos naturais. Dessa forma, além dos aspectos hidrológicos e geomorfológicos, esse conceito abrange conhecimentos acerca de estruturas biofísicas e alterações nos padrões de uso da terra, bem como suas respectivas implicações ambientais. Uma série de autores destacam a importância de utilização desse conceito como algo paralelo ao conceito de Ecossistema em termos de unidade prática, para o desenvolvimento de estudos e do gerenciamento ambiental (ROCHA *et al.*, 2000; PIRES; SANTOS, 1995; BORMANN; LIKENS, 1967; ODUM, 1985; O'SULLIVAN, 1979; LIMA, 1994; POLLETE, 1993).

A gestão dessa unidade de gerenciamento deve englobar não apenas análises espaciais e temporais, mas também os aspectos biofísicos e humanos da bacia hidrográfica ou exteriores a ela, que são capazes de influenciar em sua dinâmica e interagir com as dimensões humanas, socioeconômicas, culturais e outras que não estão espacialmente definidas (PIRES *et al.*, 2002). No desenvolvimento de qualquer planejamento, projeto, alternativa de manejo ou administração de bacias hidrográficas, são essenciais as análises correlacionadas de recursos hídricos com aspectos pedológicos, geológicos, biológicos, econômicos, culturais, sociais, entre outros.

Nesse contexto, torna-se evidente a necessidade de consideração das interações entre os setores social, econômico e ambiental na busca de estratégias de conservação das bacias hidrográficas. Os fatores culturais, sociais e econômicos devem ser observados e analisados, utilizando, como indicador, a base dos recursos naturais que os sustenta (SANTOS *et al.*, 2007). A análise do contexto social e econômico das bacias hidrográficas deve considerar diferentes bases de dados, as quais podem envolver escalas maiores de estudo, como os distritos, os municípios, as redes de cidades, os fluxos econômicos e as dinâmicas populacionais (PIRES *et al.*, 2002).

Portanto, o conceito de bacia hidrográfica, quando associado à conservação dos recursos naturais dentro de uma unidade de estudo e gerenciamento, deve garantir o desenvolvimento econômico, a equidade social, econômica e ambiental e a sustentabilidade ambiental. Verifica-se, dessa forma, a interdependência entre o desenvolvimento social e econômico e a proteção do meio ambiente, evidenciando a preocupação com o possível processo de degradação, com a capacidade de se manter as funções ambientais atuantes e com a necessidade de medidas que possam garantir o desenvolvimento concomitante à proteção ambiental (LORANDI; CANÇADO, 2002).

2.2 Erosão dos solos

A erosão dos solos caracteriza-se como um dos impactos negativos de maior ocorrência em bacias hidrográficas, juntamente com a sedimentação, as inundações, a perda de qualidade da água e os riscos de extinção da fauna e da flora de forma intensificada (PIRES *et al.*, 2002).

Esse é um tema de grande complexidade, envolvendo aspectos físicos, econômicos, sociais e políticos. Além disso, a sua terminologia apresenta variações conforme a diversidade de perspectivas e disciplinas de estudo, envolvendo o conjunto de ações responsáveis pela modelagem da paisagem, a destruição dos solos ou a destruição do relevo pelas águas correntes ou outros agentes erosivos (BARRETTO, 2007).

Do ponto de vista dos aspectos físicos, o conceito de erosão, de acordo com Costa (2003), está relacionado com o desgaste do solo a partir do transporte de seus elementos constituintes, efetuado por agentes geológicos, como a água e o vento. A erosão envolve, portanto, o desprendimento e o arraste de partículas do solo, ocasionados pela água e pelo vento, sendo que os fatores determinantes da intensidade desse processo seriam as chuvas, a infiltração, a declividade, a cobertura vegetal e o tipo de solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Os autores Wishmeier e Smith (1978) definem a erosão como função dos processos físicos de desagregação, transporte e deposição, com influências climáticas, topográficas e de uso da terra.

Nota-se que o estudo do processo erosivo envolve uma série de diferentes fatores, os quais apresentam variações de forma e magnitude conforme as características do local de ocorrência (CARVALHO *et al.*, 2009). Nesse sentido, a erosão pode ser dividida em diferentes tipos, que se diferenciam em função do local de atuação e de seu agente predominante, sendo o solo o material que está suscetível aos efeitos desse processo (BARRETTO, 2007). Entre os diferentes tipos, pode-se citar: erosão eólica, erosão fluvial, erosão pluvial, erosão marinha, erosão glaciária, entre outros (GUERRA; GUERRA, 2008).

A água se destaca como um importante agente modelador e transformador da superfície terrestre no que se refere ao controle e ao comportamento mecânico das camadas de solos e rochas (LORANDI; CANÇADO, 2002). Assim, verifica-se que a erosão ocasionada pela atividade da água na superfície ou na subsuperfície do solo é identificada em diversos tipos e pode ocorrer de três principais maneiras: laminar, em sulcos ou em voçorocas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

A erosão laminar envolve a desagregação causada pelo impacto das chuvas e pela força de arrasto do escoamento superficial (PETAN *et al.*, 2010; AUERSWALD *et al.*, 2009). Como

esse processo é contínuo, ele pode ser identificado não apenas a partir de análises visuais, mas também por meio da coloração dos corpos d'água e pelo estado da cobertura do solo (INÁCIO *et al.*, 2007; RIBEIRO; ALVES, 2008; BARBOSA *et al.*, 2009a).

Segundo Santos *et al.* (2010), a erosão hídrica laminar corresponde à remoção homogênea da camada superficial do solo, influenciando diretamente na qualidade da água dos corpos d'água. O uso inadequado da terra, relacionado principalmente às atividades agropecuárias descontroladas, se associa aos fatores naturais (chuva, declividade, tipo de solo), acelerando a degradação do solo a partir da desagregação de sedimentos que são transportados para a hidrografia.

Os impactos gerados pela erosão laminar implicam questões morfológicas da superfície e a interferência no equilíbrio ecológico, pois impedem que o solo realize sua capacidade potencial de armazenamento de água e retenção de nutrientes (TRICART, 1977). Os sedimentos desagregados pela água da chuva, ao serem transportados, deixam para trás solos empobrecidos e rasos, além de ocasionarem o processo de assoreamento ao serem depositados nos rios e lagos, influenciando na frequência de inundações (GALETI, 1973). A qualidade da água é afetada pela elevação da concentração de materiais em suspensão e dos índices de turbidez nos corpos d'água, os quais dificultam a capacidade de penetração dos raios solares, reduzindo a promoção de processos fotossintéticos e a produção de oxigênio (SANTOS *et al.*, 2010).

A intensificação dos principais problemas ocasionados pela erosão laminar e pelo assoreamento estão relacionados não apenas com a atividade agropecuária diretamente, mas também com a destruição de áreas com vegetação densa (incluindo matas ciliares) e com a abertura de áreas para mineração. Destaca-se que a frequente erosão laminar em áreas agrícolas é capaz de aumentar a pressão de uso dos sistemas naturais, pois intensifica o desmatamento para a expansão de cultivos, gerando a perda de diversidade ecológica (PIRES *et al.*, 2002). Outra possível consequência está relacionada ao assoreamento precoce de planícies de inundação, resultando, em médio prazo, no empobrecimento econômico da bacia hidrográfica, principalmente quando a economia está baseada na agricultura (PIRES *et al.*, 2002).

Pode-se afirmar, portanto, que o processo erosivo é influenciado pela interação entre diferentes fatores controladores, capazes de determinar diferentes níveis de intensidade da erosão, sendo que, conforme visto anteriormente, as atividades antrópicas podem alterar esses fatores e acelerar ou retardar os processos erosivos (LORANDI; CANÇADO, 2002).

Os fatores controladores, de acordo com Guerra e Cunha (2001) podem se subdividir em erosividade (causada pela chuva), erodibilidade (com base nas características do solo) e características de encostas e da natureza da cobertura vegetal.

Dessa forma, Toy *et al.* (2002) classifica o estudo dos processos erosivos em dois diferentes segmentos. O primeiro leva em conta os aspectos físicos, ao se considerar a erosão como um elemento de configuração da paisagem e o fato de que suas taxas atingem uma condição de equilíbrio com outros processos naturais (intemperismo, movimento de massas, deposição). O segundo se baseia em aspectos econômicos e sociais, de influência antrópica, responsáveis pelas alterações das taxas naturais em função de perturbações no ambiente.

Ao analisar o processo erosivo a partir de uma ótica puramente física, essa diferenciação não apresenta grande relevância, entretanto, quando os aspectos socioeconômicos são levados em conta no debate, essa distinção se torna essencial para o subsídio e a discussão de etapas de planejamento e gestão de bacias hidrográficas (BARRETTO, 2007).

Nesse sentido, os estudos a respeito dos processos erosivos devem avaliar quais são os fatores de maior influência na degradação dos recursos naturais e quais são as atividades antrópicas associadas aos riscos potenciais para esses recursos, sustentando a elaboração das propostas de manejo adequadas. As metodologias utilizadas devem considerar a capacidade de renovação dos recursos naturais juntamente com a melhoria das formas de manejo das atividades desenvolvidas, otimizando o uso e estabelecendo limites para a exploração dos recursos naturais da bacia hidrográfica (LORANDI; CANÇADO, 2002).

2.3 Modelagem matemática de perda de solos

O estudo da perda de solos por erosão é bastante complexo, gerando dificuldades de monitoramento eficiente para toda a extensão das bacias hidrográficas, principalmente em grandes áreas. Assim, diversos modelos matemáticos têm sido desenvolvidos na tentativa de prever a intensidade de ocorrência desse processo (COCHRANE; FLAMAGAN, 1999).

Os modelos são considerados como representações simplificadas da realidade, em que há o estabelecimento de hipóteses a respeito da estrutura ou do comportamento de um determinado sistema físico (RODRIGUES, 2005). Segundo Bárbara (2006), os modelos podem ser considerados também como ferramentas integradoras essenciais para a obtenção de uma visão dinâmica dos processos atuantes em sistemas naturais, sendo os modelos matemáticos, especificamente, os mais utilizados em análises ambientais.

Os modelos matemáticos de processos erosivos podem ser caracterizados como descrições matemáticas das etapas de desagregação, transporte e deposição dos sedimentos na superfície (CECÍLIO *et al.*, 2009; FIORIO *et al.*, 2016). Pode-se afirmar, de acordo com

Christofolletti (1999), que esses modelos se tornam expressões aproximadas da realidade e que sua ampla utilização se deve ao fato de poderem ser replicados aos mais diversos cenários.

A partir da comprovação da confiabilidade e da adequação dos modelos, eles facilitam a avaliação de diversos cenários de manejo do solo, sem que sejam necessários testes em campo, os quais demandam altos custos e tempo (AKSOY; KAVVAS, 2005). Desse modo, diversos modelos têm sido desenvolvidos e aperfeiçoados desde a década de 1950, com o objetivo de realizar a predição da intensidade das perdas de solo por erosão e, também, de auxiliar na implementação de medidas de planejamento para o desenvolvimento de atividades, principalmente onde as perdas de solo são superiores aos limites toleráveis (AMORIM, 2003).

Segundo Nearing *et al.* (1994), a modelagem da erosão do solo se baseia em três principais objetivos: a avaliação da perda de solos para o planejamento conservacionista; a previsão de onde e quando a erosão ocorrerá, auxiliando no planejamento de práticas conservacionistas que minimizem esse processo; e a compreensão dos fatores erosivos atuantes e de suas interações, com a finalidade de fixação de prioridades.

Dentre os modelos existentes para essa finalidade, Farinasso *et al.* (2006) destaca a possibilidade de diferenciação entre dois diferentes grupos, o primeiro, agrupando os modelos baseados em processos físicos e o segundo, referente aos modelos empíricos, conforme exposto pela Tabela 1.

Tabela 1 – Modelos de erosão do solo

Modelo	Tipo	Descrição	Autor
USLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em longo prazo.	Wischmeier e Smith (1965)
MUSLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em eventos de chuva.	Williams (1975)
RUSLE	Empírico	Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em longo prazo.	Renard <i>et al.</i> (1991)
CREAMS	Físico	Estimativa de perda de solo, sedimentação e transporte de substâncias químicas.	Knisel (1980)
ANSWERS	Físico	Estimativa de escoamento superficial, infiltração e drenagem subsuperficial.	Beasley <i>et al.</i> (1980)
KINEROS	Físico	Estimativa da interceptação, infiltração, escoamento superficial e erosão em pequenas bacias a partir de eventos de chuva.	Woolhiser <i>et al.</i> (1990)
WEPP	Físico	Estimativa de perda e sedimentação do solo, para diversas escalas em eventos únicos ou contínuos.	Flanagan e Nearing (1995)

Fonte: Santos (2013).

Os modelos baseados em processos físicos representam os processos naturais por meio da descrição de cada fator físico individual envolvido e combinando-os na formação de um modelo complexo. Há a descrição de aspectos como a direção de fluxo e o transporte de sedimento e, também, a compreensão da participação de cada variável natural no processo físico, o que exige extensas bases de dados com alta resolução temporal e espacial, direcionando suas aplicações para condições específicas (MERRITT *et al.*, 2003).

Os modelos empíricos representam os processos naturais de forma simplificada com base em observações, apresentando normalmente relevância estatística. Esses modelos são os mais utilizados no planejamento conservacionista do meio devido à sua simplicidade e aos dados utilizados (NEARING *et al.*, 1994; SCHIETTECATTE *et al.*, 2008). A USLE e a sua versão revisada, a RUSLE, são os modelos empíricos de maior destaque e divulgação em estudos de perda de solo, pois estão associados à facilidade do manejo de dados e ao baixo custo envolvido (SILVA *et al.*, 2007).

2.4 O uso de geotecnologias

As geotecnologias abrangem o conjunto de técnicas que possibilitam a aquisição e a manipulação de um grande volume de informações espaciais, apresentando grande utilidade para o levantamento, o monitoramento e o mapeamento de aspectos naturais (MIRANDA, 2005).

Principalmente as técnicas de Geoprocessamento, como o Sensoriamento Remoto, o Sistema de Informações Geográficas (SIG), a Cartografia Digital e os Sistemas de Posicionamento Global (GPS), permitem, juntamente com a ampla disponibilidade de fontes de dados espaciais da *internet*, a integração entre diferentes dados georreferenciados, facilitando a gestão do território em diversos campos das ciências naturais (ROSA; BRITO, 1996).

Há um elevado potencial das geotecnologias para a integração e análise de diferentes fatores de influência em um sistema ambiental. Assim, as geotecnologias se constituem como uma ferramenta essencial para propostas de manejo específicas, baseadas no cruzamento de diferentes planos de informação espacial (TAVARES *et al.*, 2003).

A utilização de geotecnologias de forma integrada aos modelos matemáticos de estimativa de perda de solo por erosão tem sido aplicada de forma eficiente no planejamento agroambiental de bacias hidrográficas, principalmente no diagnóstico de erosão (CASTRO; VALÉRIO FILHO, 1997; MORAES *et al.*, 2000). De acordo com Flauzino *et al.* (2010), o

emprego das variadas ferramentas disponíveis permite o conhecimento, a gestão e o monitoramento de bacias hidrográficas, bem como o aproveitamento dos recursos naturais ali existentes.

Entre os benefícios da utilização de geotecnologias na modelagem matemática de perda de solo por erosão, pode-se citar o processamento de extensas bases de dados, a criação de diferentes cenários, a distribuição espacial dos resultados, a visualização dos resultados tanto de forma estática ou cartográfica, como ao longo do tempo ou de forma dinâmica, seja da área de estudo ou apenas de um ponto específico (ALATORRE; BELQUÍRA, 2009). De acordo com Bloise *et al.* (2001), o avanço das geotecnologias direcionou o desenvolvimento dos modelos matemáticos de perda de solo por erosão, pois foram surgindo necessidades de adaptações ou substituições de valores médios por valores distribuídos, ou seja, valores específicos para cada unidade de área (pixel).

Uma série de estudos tem sido publicada, desde a década de 1990, com base no cruzamento de modelos matemáticos de perda de solo com as ferramentas de geotecnologias, tornando-se algo essencial principalmente para a aplicação de modelos empíricos, como a USLE e a RUSLE, pois permite a espacialização geográfica dos fatores das equações, como nos estudos realizados por Tomazoni e Guimarães (2007); Valladares *et al.* (2014); Aiello *et al.* (2015); Ganasri e Ramesch (2015); Nachtigall (2018); Rodrigues *et al.* (2019); Siqueira (2019).

Apesar disso, poucos estudos de perda de solo em bacias hidrográficas têm explorado também os aspectos econômicos e sociais envolvidos nesse processo, sendo o uso da terra o único fator antrópico analisado nos modelos matemáticos que utilizam geotecnologias. Diversas aplicações de geotecnologias têm sido desenvolvidas para a análise desses aspectos de forma individualizada, como no caso da segregação espacial (FEITOSA *et al.*, 2007; REARDON; O'SULLIVAN, 2004; WONG, 2005) ou de modelos espaço-temporais demográficos baseados em outros tipos de equações matemáticas (FERREIRA *et al.*, 2013; HORNSBY; COLE, 2007).

Dessa forma, pode-se afirmar que há uma grande lacuna referente à consideração dos aspectos sociais e econômicos juntamente com os fatores naturais em estudos de perda de solo por erosão. Entre estudos já desenvolvidos nesse nicho, pode-se citar Halim *et al.* (2007) na estimação do risco de erosão na bacia hidrográfica do Rio Kaligarang, na Indonésia, por meio da análise integrada de aspectos naturais e socioeconômicos, sendo que os resultados apontaram as características de população e renda como os mais determinantes na avaliação dos riscos de erosão do solo. No Brasil, o estudo de Jesus *et al.* (2014) avaliou a vulnerabilidade

socioambiental na bacia hidrográfica do Rio Japaratuba a partir de dados socioeconômicos de população e renda do censo e do risco de perda de solo por erosão laminar pela RUSLE.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Apresentar uma análise integrada de aspectos de renda e condições sanitárias com a perda de solo por meio da elaboração de um Indicador de Vulnerabilidade Socioambiental.

3.2 Objetivos específicos

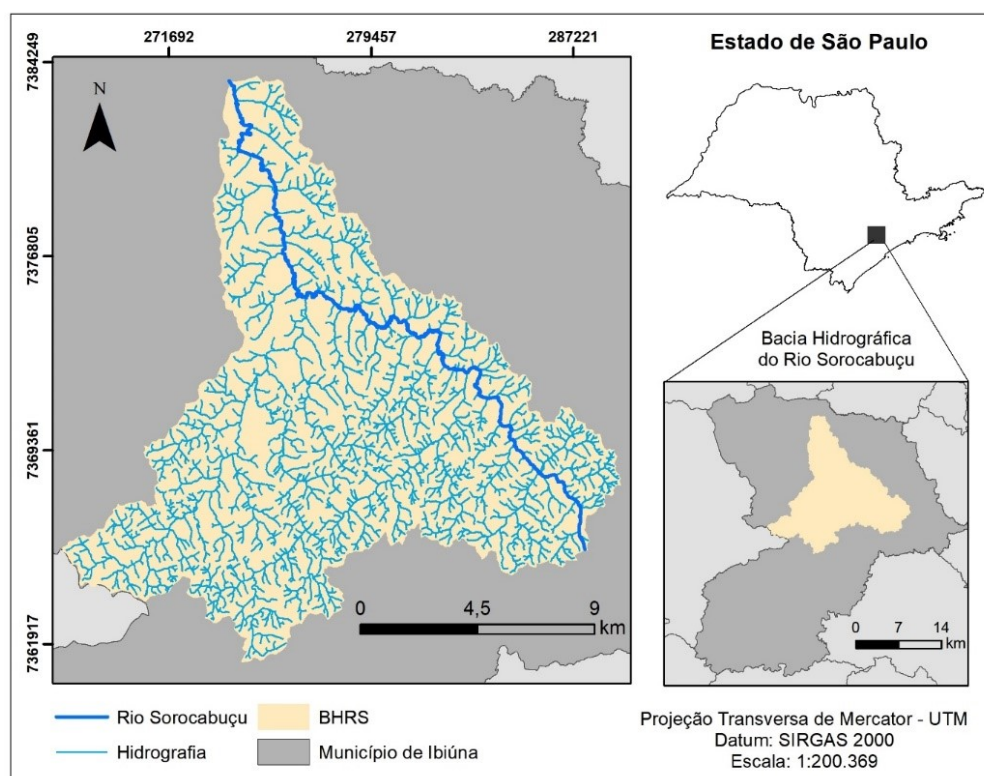
- Aplicar a Equação Universal da Perda de Solos Revisada (RUSLE) para a predição do atual panorama de erosão laminar na área de estudo;
- Mapear e analisar as variáveis censitárias relacionadas aos aspectos de renda e condições sanitárias dos domicílios localizados na área de abrangência da bacia hidrográfica;
- Construir um Indicador de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA) a partir da integração das variáveis de renda e condições sanitárias, com a perda de solos por erosão laminar na área de estudo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS) está localizada na região centro-oeste do estado de São Paulo, no município de Ibiúna (Figura 1).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Autoria própria.

A BHRS apresenta aproximadamente 202,68 km² de extensão territorial, o que corresponde a cerca de 19,15% da área total do município de Ibiúna, que contém 1.058 km². A população estimada do município é de 79.479 habitantes, dos quais 65% são considerados residentes rurais, o que torna a economia baseada principalmente em cultivos agrícolas, indústria de beneficiamento de madeira, fabricação de carvão vegetal e produção hortifrutigranjeira (IBGE, 2020).

Porém, na BHRS, ocorre uma baixa densidade populacional, com a predominância de pequenos aglomerados rurais e pequenas propriedades de terra voltadas às atividades agropecuárias (MAIA JÚNIOR; LOURENÇO, 2020).

A área da BHRS está inserida na região do Alto Sorocaba, incluída na Área de Preservação Ambiental de Itupararanga (APA Itupararanga), um importante reservatório responsável pelo abastecimento de água e pela geração de energia elétrica para relevantes cidades da região (SOUSA *et al.*, 2021; SALES *et al.*, 2019).

O clima atuante na área da bacia hidrográfica, de acordo com Köppen (1948), é o subtropical de altitude (Cwb), caracterizado, conforme Siqueira e Nery (2018), como uma espécie de clima temperado quente com inverno relativamente mais seco e temperatura média dos meses mais quentes inferior a 22°C, predominando em uma área de extensão mais restrita e descontínua no território paulista. Além disso, os ventos atuantes são oriundos do quadrante sudeste (SSE) durante o período relativamente mais seco, e do quadrante noroeste (WNW) durante o período de maior concentração da umidade (IPT, 2005).

A bacia hidrográfica situa-se na região geomorfológica do Planalto de Ibiúna/São Roque, o qual apresenta modelado de dissecção média e alta, composto por morros altos de topos convexos e topos aguçados, os quais são sustentados por litologias representadas por migmatitos e granitos. No geral, é bastante suscetível aos processos erosivos, principalmente quando desprovida de cobertura vegetal, podendo gerar movimentos de massa e erosão linear com voçorocas. Essa região apresenta uma drenagem de alta densidade, com a predominância do padrão dendrítico e trechos bastante subordinados à estrutura. Assim, em determinadas áreas, há a formação de planícies e terraços fluviais com sedimentos aluvionares, originados principalmente das rochas cristalinas das vertentes (GOUVEIA *et al.*, 2014; IBGE, 2021; ROSS; MOROZ, 1997).

Em relação à litoestratigrafia, verifica-se a presença de Maciços Graníticos (NPy) formados durante o período Ediacarano, que constituem os corpos Caucáia (granitoides foliados quimicamente indiferenciados) e Ibiúna (granitoides foliados calcialcalinos) de fácies diferenciadas. Há também o Complexo Migmatítico Embu (NPeM), formado durante o período Criogeniano e composto por metassedimentos de estrutura bandada, com intercalações de gnaisses, micaxistos, anfíbolitos e quartizitos. As áreas de aluviões de planícies e terraços (Qa), do período Quaternário, são formadas por areias e argilas, ou cascalhos e turfas (IPT, 2015).

Há a predominância dos Latossolos, que se caracterizam como homogêneos, seguidos pelos Gleissolos, que podem ser facilmente encontrados em áreas de planície, e pelos Cambissolos, que apresentam deficiências quanto ao desenvolvimento pedogenético (IAC, 2020).

A cobertura vegetal natural corresponde ao bioma Mata Atlântica, com a predominância da Floresta Ombrófila Densa, uma formação bastante condicionada pelas elevadas temperaturas

e altas precipitações que ocorrem durante o ano. Há um intenso antropismo na BHRS, que se apresenta, principalmente, na forma de agricultura, ocupando áreas anteriormente revestidas pela Floresta Ombrófila Densa. Dessa forma, surgem algumas áreas de vegetação secundária, também oriundas desta fitofisionomia (IBGE, 2019; 2021).

4.2 Base cartográfica de apoio

Os dados altimétricos, relacionados à topografia (curvas de nível e pontos cotados) e os dados planimétricos (hidrografia e malha viária) referentes à área de estudo foram gerados por meio do processo de vetorização manual a partir da utilização de 16 cartas topográficas em escala 1:10.000 do município de Ibiúna, pertencentes ao Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC), evidenciadas na Figura 2.

Figura 2 – Articulação das cartas topográficas utilizadas

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

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

Após a etapa de digitalização, os dados planialtimétricos foram georreferenciados para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), o qual é adotado atualmente para o território brasileiro. Essas atividades foram desenvolvidas no Laboratório de

Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental do ICTS UNESP Sorocaba, utilizando o *software* ArcMap 10.6 (ESRI, 2017), legalmente licenciado pelo Instituto.

4.3 Mapeamento do uso da terra

O mapeamento de uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu foi realizado pelo método de interpretação visual da ortoimagem do sensor *Vexcel Ultracam* em composição colorida, referente ao ano de 2010, com resolução de 45 cm, pertencente ao Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC/SP). Em seguida, foi realizada a retificação da classificação com o auxílio do *software Google Earth*, para a atualização das classes analisadas e a realização de ajustes necessários visando a uma correspondência mais alinhada com a característica atual da área.

A interpretação visual foi realizada manualmente em ambiente computacional com o auxílio do *software* ArcMap 10.6, a partir da sobreposição de camadas de polígonos referentes às classes de uso da terra observados na imagem referência. Este procedimento de vetorização foi realizado por meio da ferramenta de edição, sendo levados em conta elementos básicos, como cor, textura, padrão, forma, entre outros (FLORENZANO, 2002; PANIZZA; FONSECA, 2011; SOUSA *et al.* 2015; SANTOS *et al.* 2017).

As classes de uso da terra identificadas foram: campo, corpos d'água, cultura permanente, cultura temporária, mata, mineração, pastagem, reflorestamento e área urbana. Essas classes foram estabelecidas ou adaptadas com base no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013).

4.4 Estimativa de perda de solo

Para a análise do processo de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu, foi utilizada a Equação Universal da Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation – RUSLE*), um modelo empírico proposto por Renard *et. al* (1997), que consiste em uma adaptação da Equação Universal da Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation – USLE*), de Wischmeier e Smith (1978).

A RUSLE, como uma adaptação do modelo original, apresenta a integração de novas técnicas e dados, atribuindo maior acurácia para os seus resultados e sendo considerada uma evolução de seu predecessor, pois sua aplicação foi estendida para áreas florestais, de pasto e áreas urbanizadas. Além disso, há a consideração de uma maior diversidade de usos e manejos

quando comparada com a USLE. Esse modelo é capaz de estimar a perda de solo média por erosão laminar no período de um ano. De acordo com Yue-Qing *et al.* (2008), a RUSLE apresenta a capacidade de retratar a heterogeneidade espacial da erosão do solo, sendo o modelo para predição da erosão do solo mais utilizado atualmente, considerando o fato de ter sido desenvolvido no Sistema de Informações Geográficas (SIG).

A RUSLE é baseada em uma equação matemática que estabelece relações entre seis diferentes fatores, conforme expresso pela Equação (1):

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP \quad (1)$$

Em que:

A – perda de solo anual média por unidade de área

R – fator de erosividade da chuva

K – fator de erodibilidade do solo

LS – fator topográfico

C – fator de uso da terra

P – fator de práticas conservacionistas

4.4.1 Fator R

A distribuição espacial e temporal das precipitações pluviais são características que apresentam grande relevância no contexto da conservação e preservação de recursos naturais, além de serem fundamentais para se pensar o desenvolvimento das atividades econômicas, as melhores formas de ocupação, o dimensionamento de projetos e o monitoramento de áreas com frequentes impactos negativos (MALVESTIO, 2013).

Dessa forma, o conhecimento a respeito da precipitação pluvial é crucial para o manejo adequado dos recursos hídricos, para a conservação dos solos e, conseqüentemente, para a aplicação de modelos preditivos de erosão laminar.

O Fator R constitui-se como um fator climático capaz de determinar a erosividade gerada pela chuva. Para o seu cálculo, é utilizada a Equação (2), proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012), em que a estimativa da erosividade é realizada com considerável precisão por meio da somatória dos valores mensais de erosividade e a média anual de precipitação.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (2)$$

Em que:

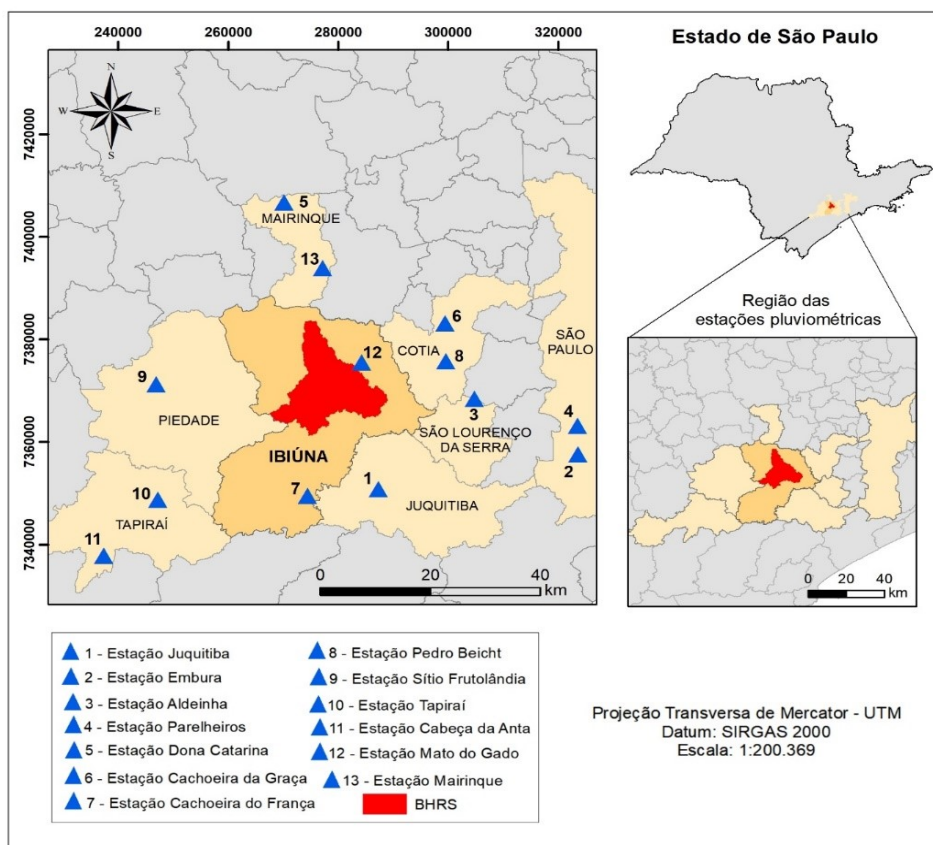
R – fator de erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$)

r – precipitação média mensal (mm)

P – precipitação média anual (mm)

Os dados referentes à precipitação foram obtidos por meio de séries históricas do banco de dados hidrológicos do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2020), considerando o período de 1973 até 2019. Tais dados foram organizados e tratados no *software* Excel (MICROSOFT, 2016), para o cálculo do Fator R. As estações pluviométricas utilizadas para a aquisição dos dados são mostradas na Figura 3. Os critérios de escolha foram baseados na existência de uma série histórica de no mínimo 20 anos, além de serem estações que atualmente continuam em funcionamento, mantendo os dados atualizados. A localização também foi um critério adotado, no qual as estações, em sua maioria, apresentam proximidade com a área de estudo.

Figura 3 – Mapa de localização das estações pluviométricas



Fonte: Autoria própria.

Para a determinação dos critérios de escolha das estações pluviométricas, foi levado em conta o estudo de Pereira (2014), o qual cita a necessidade de se realizar uma seleção adequada, considerando que avaliações muito generalizadas podem levar à superestimação das informações, tornando, conseqüentemente, as avaliações mais complexas e menos condizentes com a realidade apresentada.

A interpolação dos dados foi realizada a partir da geração de uma malha com grade regular por meio da utilização do interpolador Vizinheiro Natural do *software* ArcMap 10.6, visando não extrapolar os valores e resolvendo a interpolação somente para o interior do domínio dos dados. Após essa malha regular ser gerada, foram extraídos pontos com valores de R, os quais foram posteriormente interpolados pela ferramenta IDW (*Inverse Distance Weighting*), também presente no *software* ArcMap 10.6, considerando que cada ponto de contribuição apresenta uma influência local que diminui com a distância, conforme a metodologia de Silva *et al.* (2017).

4.4.2 Fator K

O Fator K refere-se à taxa de perda de solo em detrimento da energia da chuva, ou seja, expressa numericamente a suscetibilidade dos solos sofrerem erosão, sendo que o seu valor oscila entre 0 e 1 e é expresso em $t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Para a determinação dos valores do Fator K referentes aos tipos de solo presentes na bacia hidrográfica de estudo, foram utilizadas as médias entre os valores obtidos em trabalhos já realizados no estado de São Paulo para os mesmos tipos de solo.

Os valores das médias citadas, expressos na Tabela 2, foram propostos por Silva e Alvares (2005), a partir da utilização de cerca de treze trabalhos científicos. Esses valores foram determinados considerando as características de cada classe, envolvendo as suas respectivas propriedades que podem influenciar na capacidade de infiltração ou absorção da água e na permeabilidade.

Tabela 2 – Valores de erodibilidade das classes de solo

Classes de solo	Erodibilidade ($t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$)
Latossolo	0,0162
Gleissolo	0,0361
Cambissolo	0,0508

Fonte: Silva e Alvares (2005).

A identificação dos solos presentes na área da bacia hidrográfica foi realizada a partir da análise do arquivo digital *shapefile* do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017). O mapeamento pedológico de Rossi (2017) foi elaborado a partir da utilização da Folha São Paulo (SF-23-Y-C) do IBGE em escala 1:250.000 e de imagens digitais coloridas da EMPLASA (2010/2011) com resolução de 1 metro para a ortorretificação.

4.4.3 Fator LS

O Fator LS refere-se aos aspectos topográficos, ou seja, à influência que o relevo exerce na erosão e na sedimentação. Seu cálculo envolve a necessidade de dados e variáveis, como a altitude e os comprimentos de vertente (PINET; SOURIAU, 1988; SUMMERFIELD; HULTON, 1994).

Para o cálculo do Fator LS, primeiramente, foi utilizada a metodologia proposta por Coutinho *et al.* (2014), em que o comprimento de rampa (λ) de cada pixel é obtido conforme a Equação (3):

$$\lambda = \sqrt{Px^2 + [(D / 100) \cdot Px]^2} \quad (3)$$

Em que:

λ – comprimento de rampa

Px – tamanho do pixel

D – declividade do terreno (%)

Após a aquisição do comprimento da rampa (λ), foi utilizada a Equação (4), conforme metodologia de Bertoni e Lombardi Neto (2012), para o cálculo do fator topográfico (LS).

$$LS = 0,00984 \cdot \lambda^{0,63} \cdot D^{1,18} \quad (4)$$

Em que:

LS – fator topográfico

λ – comprimento de rampa de cada pixel (m)

D – declividade do terreno (%)

A declividade do terreno, necessária para o cálculo do comprimento de rampa e para o cálculo do Fator LS, foi obtida pela utilização do *software* ArcMap 10.6, a partir de um Modelo Digital de Elevação (MDE) gerado pela interpolação das curvas de nível e dos pontos cotados da área de estudo por meio do interpolador TIN. A partir do MDE, foram adquiridas as declividades do terreno com o auxílio da ferramenta *Topo to Raster* e *Slope*.

4.4.4 Fator CP

Segundo Silva *et al.* (2017), os fatores C e P, referentes ao uso, manejo e práticas conservacionistas do solo, estão relacionados com a questão antrópica, pois envolvem as formas de ocupação e uso do solo, indo além das condições naturais, conforme proposto pelos demais fatores da RUSLE.

Para a obtenção do Fator C foram associados valores para cada uma das classes determinadas pelo mapeamento de uso da terra da bacia hidrográfica. Esses valores foram selecionados a partir de estudos realizados para o estado de São Paulo e também, de acordo com a bibliografia mais tradicional, relacionada à RUSLE. Os valores de C selecionados estiveram presentes em estudos de Silva (2004), Silva *et al.* (2010) e Bertoni e Lombardi Neto (2012).

A variação de bibliografia utilizada na seleção dos valores do Fator C se deve ao fato de que, dentre os demais fatores que compõem a RUSLE, esse é o fator que apresenta a maior quantidade de incertezas. Essa dificuldade pode estar relacionada com a falta de dados para a realização de uma determinação precisa desse fator, considerando as condições brasileiras de uso do solo. Além disso, no Brasil, há uma escassa literatura a respeito da determinação desse fator, considerando as expressivas variações existentes em função da localização geográfica (AMARAL, 2006; AMORIM *et al.*, 2010).

O Fator P se refere à relação entre a intensidade esperada de perda de solos com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). As práticas conservacionistas são aquelas que geram modificações no sistema de cultivo, protegendo o solo contra a erosão, como o plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternância de capinas e cordões de vegetação permanente (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Como não foi realizado o estudo voltado para a identificação das práticas conservacionistas e do plantio em declive na área de estudo, foi atribuído ao Fator P o valor

de 1, conforme recomendado por Lee (2004) e Aziz *et al.* (2012) e com base na metodologia adotada por Silva *et al.* (2017). Além disso, considerando suas relações, os efeitos dos fatores C e P foram avaliados em conjunto, como um único fator, conforme recomendado pelos autores.

4.5 Aquisição, tratamento e mapeamento das variáveis censitárias

O mapeamento das variáveis censitárias foi realizado com base nos limites estabelecidos pela malha digital de setores censitários do ano de 2010, adquirida em formato *shapefile* na base cartográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020). A malha digital de setores censitários foi recortada a partir da utilização da ferramenta *Clip*, no *software* ArcMap 10.6, com o apoio do arquivo vetorial contendo os limites da área de estudo. Dessa forma, foram mantidos apenas os setores censitários inseridos dentro dos limites da BHRS.

A seleção das variáveis censitárias de interesse se baseou nos aspectos de renda e condições sanitárias dos domicílios localizados na área de abrangência da bacia hidrográfica. Assim, a partir da análise da Base de Informações do Censo Demográfico 2010 do IBGE (2011), foram selecionadas as variáveis de abastecimento de água da rede geral, esgotamento sanitário via rede geral, coleta de lixo e renda, bem como as estatísticas de população e de domicílios agregados por setores censitários, considerando os resultados do conjunto universo.

No *software* Excel, foi construída uma nova planilha, contendo, exclusivamente, os dados quantitativos pertencentes às variáveis censitárias selecionadas, sendo considerados, também, cada um dos setores censitários contidos na área de estudo. A nova planilha, juntamente com a ferramenta *Join data* do *software* ArcMap 10.6, possibilitou a associação dos dados quantitativos das variáveis censitárias selecionadas (dados alfanuméricos), com os seus respectivos setores censitários da malha digital (dados vetoriais) (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Considerando o fato de que os setores censitários apresentam entre si variações de extensão territorial, influenciando na quantidade de domicílios localizados em seu interior, a utilização dos dados numéricos brutos para a análise e o mapeamento das variáveis censitárias selecionadas, conforme foram adquiridos na base de dados do IBGE, poderia gerar resultados incertos, condicionados, portanto, pelos aspectos citados.

Dessa forma, as variáveis censitárias que utilizam dados numéricos referentes à quantidade de domicílios foram tratadas em relação ao total de domicílios localizados em cada um dos setores censitários, favorecendo o estabelecimento de diferentes classes, conforme mostrado na Tabela 3. Esse tratamento possibilitou que os dados numéricos fossem

transformados em porcentagem, sendo realizado no *software* ArcMap 10.6 com o auxílio da opção *Normalization*, localizada na aba *Quantities (Symbology)*.

Tabela 3 – Normalização dos dados censitários

V012/V002	V017/V002	V035/V002
Domicílios particulares permanentes com abastecimento de água (%)	Domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário (%)	Domicílios particulares permanentes com coleta de lixo (%)
Classes	Classes	Classes
0% – 1%	0% – 1%	0% – 30%
1% – 30%	1% – 30%	30% – 57%
30% – 60%	30% – 60%	57% – 83%
60% – 100%	60% – 100%	83% – 100%

Fonte: Autoria própria.

A variável censitária referente a renda é expressa em valores de rendimento nominal médio mensal das pessoas responsáveis por domicílios particulares permanentes, para cada um dos setores censitários (V005). Devido ao fato de já apresentar valores médios entre as rendas de cada setor censitário, essa variável foi apenas organizada em diferentes classes, visando à melhor visualização dos dados na etapa de mapeamento. Dessa forma, foram estabelecidas quatro diferentes classes, em reais: 250 – 759; 759 – 1.214; 1.214 – 1.953 e 1.953 – 4.063.

Após o tratamento adequado das variáveis censitárias e de suas respectivas organizações em diferentes classes, foi possível o mapeamento e a análise qualitativa dessas variáveis, realizados posteriormente, para que fossem condizentes com as características dos setores censitários, fazendo com que as variações de extensão territorial e de quantidade de domicílios não exercessem influência direta nos resultados apresentados.

4.6 Elaboração do Indicador de Vulnerabilidade Socioambiental

Para gerar o Indicador de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA), os mapas das variáveis censitárias e o mapa de perda de solo (RUSLE) foram classificados de acordo com a variação da intensidade de influência na vulnerabilidade socioambiental, para esta pesquisa, definidas de Muito Baixa a Alta.

Posteriormente, no *software* ArcMap 10.6, foram atribuídos valores a essas faixas de classificações, de 0 a 3, e, em seguida, realizada a álgebra de mapas.

As faixas de classificação e os seus respectivos valores atribuídos, para cada categoria de análise do indicador, são apresentados na Tabela 4, e foram estabelecidos de acordo com adaptações da metodologia proposta por Jesus *et al.* (2014).

Tabela 4 – Escala de valores para a execução da álgebra de mapas

Categoria	Intervalo	Valor atribuído	Classificação da contribuição à vulnerabilidade socioambiental
RUSLE (t/ha · ano)	0 – 1	0	Muito baixa
	1 – 10	1	Baixa
	10 – 50	2	Média
	> 50	3	Alta
Abastecimento de água da rede geral (%)	60 – 100%	0	Muito baixa
	30% – 60%	1	Baixa
	1% – 30%	2	Média
	0% – 1%	3	Alta
Esgotamento sanitário via rede geral (%)	60 – 100%	0	Muito baixa
	30% – 60%	1	Baixa
	1% – 30%	2	Média
	0% – 1%	3	Alta
Coleta de lixo (%)	83 – 100%	0	Muito baixa
	57% – 83%	1	Baixa
	30% – 57%	2	Média
	0% – 30%	3	Alta
Renda (R\$)	1953 – 4063	0	Muito baixa
	1214 – 1953	1	Baixa
	759 – 1214	2	Média
	250 – 759	3	Alta

Fonte: Autoria própria.

Para o cálculo final do IVSA, a álgebra dos mapas foi realizada por meio da ferramenta *Map Algebra*, do *software* ArcMap 10.6, a qual possibilitou a operação algébrica responsável pela integração entre as diferentes categorias utilizadas pelo indicador proposto (Equação 5), conforme adaptações da metodologia proposta por Jesus *et al.* (2014).

$$\text{IVSA} = \text{RUSLE} + \text{Variáveis Censitárias} \quad (5)$$

Pode-se afirmar que os critérios adotados foram examinados com base na correlação entre aspectos de renda e condições sanitárias com a perda de solo, sendo que os valores finais do IVSA, quanto mais próximos de zero, indicariam uma menor vulnerabilidade socioambiental, enquanto os valores mais altos indicariam uma maior vulnerabilidade socioambiental. Esses valores finais foram reclassificados em quatro diferentes faixas de IVSA: muito baixo, baixo, moderado e alto (Tabela 5).

Tabela 5 – Classificação do IVSA

IVSA	Classificação
0 – 1	Muito baixo
1 – 30	Baixo
30 – 81	Moderado
> 81	Alto

Fonte: Autoria própria.

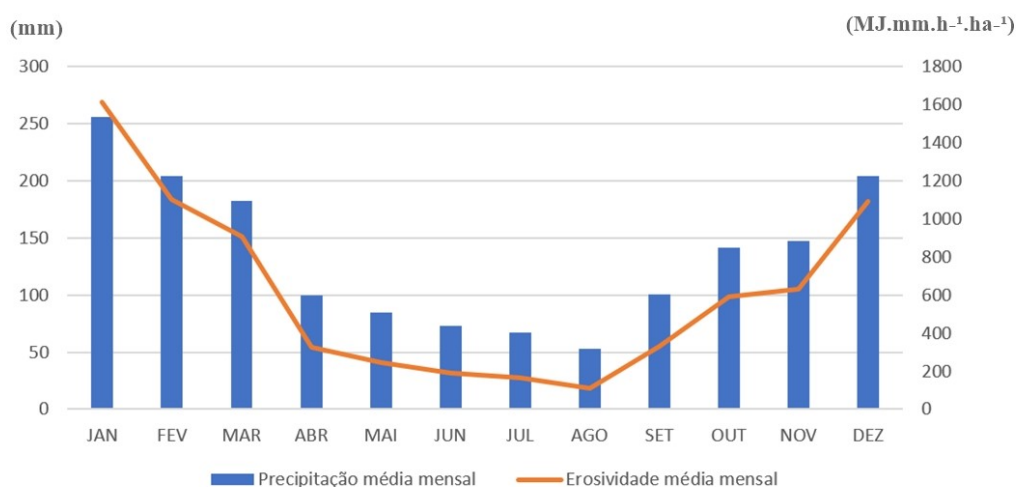
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Modelagem da perda do solo pela RUSLE

5.1.1 Fator R

Com base na análise dos dados pluviométricos e no cálculo de sua erosividade, foi possível compreender a dinâmica dos impactos das precipitações na área de estudo. A Figura 4 mostra as médias pluviométricas mensais e suas respectivas erosividades médias na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.

Figura 4 – Precipitação e erosividade média mensal da chuva na BHRS



Fonte: Autoria própria.

Os dados de precipitação média mensal de cada uma das estações pluviométricas selecionadas apresentaram comportamento similar entre si, com um período relativamente mais seco, de valores mínimos, entre os meses de abril a agosto, e um período de maior concentração da umidade, que se inicia em setembro e apresenta aumento gradativo até atingir o pico no mês de janeiro. Esses dois diferentes períodos identificados, de inverno relativamente mais seco e verão com maior concentração de umidade, geralmente são típicos em áreas da região Sudeste do país, a qual sofre influência tanto de sistemas tropicais, como de latitudes médias (NERY *et al.* 2004).

A área de estudo se insere em uma região influenciada pela dinâmica de massas polares e pela advecção de ar úmido do Oceano Atlântico. Além disso, está próxima do Trópico de Capricórnio. Tanto as massas de ar, quanto o trópico, determinam um regime de precipitação

diferenciado desta região em relação às outras, onde são identificados os maiores valores de precipitação máxima (NERY *et al.* 2004). Além disso, segundo Gimenez (2017), as mesorregiões do litoral sul paulista, parte da Mesorregião Macro Metropolitana Paulista e a Região Metropolitana de São Paulo, apresentam, de forma geral, os mais elevados valores de média pluviométrica do estado.

Verifica-se que a erosividade média mensal da precipitação na área de estudo apresenta comportamento proporcional às médias pluviométricas mensais, sendo mais intensa, portanto, no período de maior concentração de chuva.

Durante esse período, os meses que apresentaram as maiores médias pluviométricas foram, respectivamente, dezembro, janeiro e fevereiro, com médias acima de 200 mm, sendo o mês de janeiro o que apresentou o maior valor, de 256 mm. Esse comportamento se relaciona com a ocorrência de chuvas convectivas no período, as quais são caracterizadas como bastante intensas, abundantes e de curta duração, geralmente acompanhadas por descargas elétricas, trovões e rajadas de vento. Esse tipo de chuva se desenvolve a partir da convecção tropical originária do sul amazônico e da atuação dos sistemas frontais (AYOADE, 2006; NERY *et al.* 2004; SIQUEIRA; NERY, 2018).

Conforme identificado anteriormente, pela Figura 3, os valores médios de erosividade se correlacionam proporcionalmente com os valores médios de precipitação, pois o seu cálculo se baseia nas médias anuais e mensais dos totais. Desse modo, a erosividade é superior durante o período de maior concentração de chuva, principalmente durante os meses de dezembro a fevereiro, os quais apresentam as mais elevadas médias pluviométricas, com valores de erosividade acima de $1.000 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mês}^{-1}$. O valor mais elevado de erosividade média, consequentemente, corresponde ao mês de janeiro, com cerca de $1.614 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mês}^{-1}$.

Ao longo do período relativamente mais seco, nota-se que dificilmente ocorrem precipitações de forma intensa e sequencial, o que é ocasionado pelas estações de outono e inverno atuantes. Durante esse período, os meses que apresentaram as médias pluviométricas inferiores foram, respectivamente, julho e agosto, sendo o menor valor (cerca de 52 mm) identificado em agosto. Em relação à erosividade, os valores mais baixos também se relacionam aos meses de julho e agosto, sendo o menor deles, identificado durante o mês de agosto, com cerca de $111 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mês}^{-1}$. Constata-se, portanto, que o período referente ao inverno apresenta riscos menores de perda de solo por erosão laminar.

De acordo com a classificação de erosividade das precipitações mensais, estabelecida por Beltrame (1994) e apresentada na Tabela 6, verifica-se que os meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março apresentam erosividade excessiva, enquanto os meses de abril a outubro

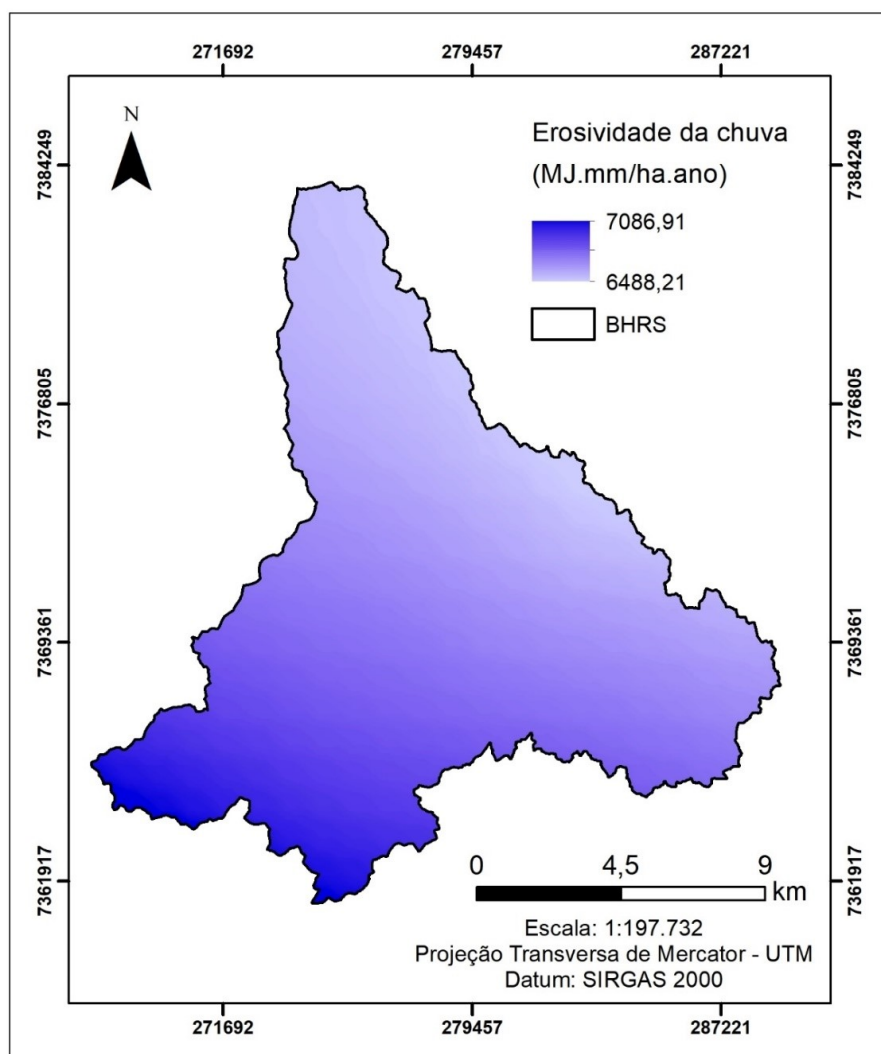
apresentam erosividade baixa. O mês de novembro apresenta erosividade média, caracterizando uma transição entre o período de erosividade baixa e o período de erosividade excessiva.

Tabela 6 – Classificação da erosividade das precipitações mensais

Erosividade ($\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mês}^{-1}$)	Classes de Erosividade
< 599,04	Baixa
599,04 a 675,48	Média
675,49 a 751,91	Forte
751,91 a 828,33	Muito forte
> 828,33	Excessiva

Fonte: Beltrame (1994).

Ao analisar a erosividade média anual das precipitações (Fator R) na área de estudo (Figura 5), verifica-se que os seus valores apresentam variações entre $6.488,21 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $7.086,91 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, evidenciando, segundo Silva *et al.* (2017), uma baixa variabilidade espacial da erosividade das precipitações, como consequência do tamanho da área estudada, o que permite a distribuição da precipitação de forma mais regular.

Figura 5 – Mapa da Erosividade Média Anual da Precipitação (Fator R)

Fonte: Autoria própria.

Visando a uma interpretação mais adequada dos valores de erosividade média anual das precipitações (Fator R), Silva (2007), com base nos estudos de Foster *et al.* (1981), elaborou uma proposta de classificação dos diferentes níveis desse tipo de erosividade (Tabela 7).

Tabela 7 – Classificação de erosividade média anual da precipitação (Fator R)

Erosividade ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)	Classes de Erosividade
$R \leq 2.452$	Baixa
$2.452 < R \leq 4.905$	Média
$4.905 < R \leq 7.357$	Média-forte
$7.357 < R \leq 9.810$	Forte
$R > 9.810$	Muito forte

Fonte: Silva (2007); Foster *et al.* (1981).

O valor médio de erosividade das precipitações (Fator R) na área de estudo foi de $6.714,32 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, portanto, pode-se afirmar que há a predominância de uma erosividade média-forte. Além disso, nota-se que há uma concentração dos maiores valores de erosividade na porção sudoeste da bacia hidrográfica, a qual apresenta maior intensidade de precipitações.

Considerando que a porção sudoeste é composta majoritariamente por altitudes elevadas, é possível que esse panorama apresente relações com a influência orográfica, pois, de acordo com Nery (2004), o relevo constitui-se como um dos fatores mais importantes para se explicar a precipitação, sendo que áreas de maior altitude concentram maior quantidade de precipitação.

5.1.2 Fator K

As classes de solo identificadas na área de estudo, de acordo com o mapeamento de Rossi (2017), foram as de Latossolos, Gleissolos e Cambissolos (Figura 6).

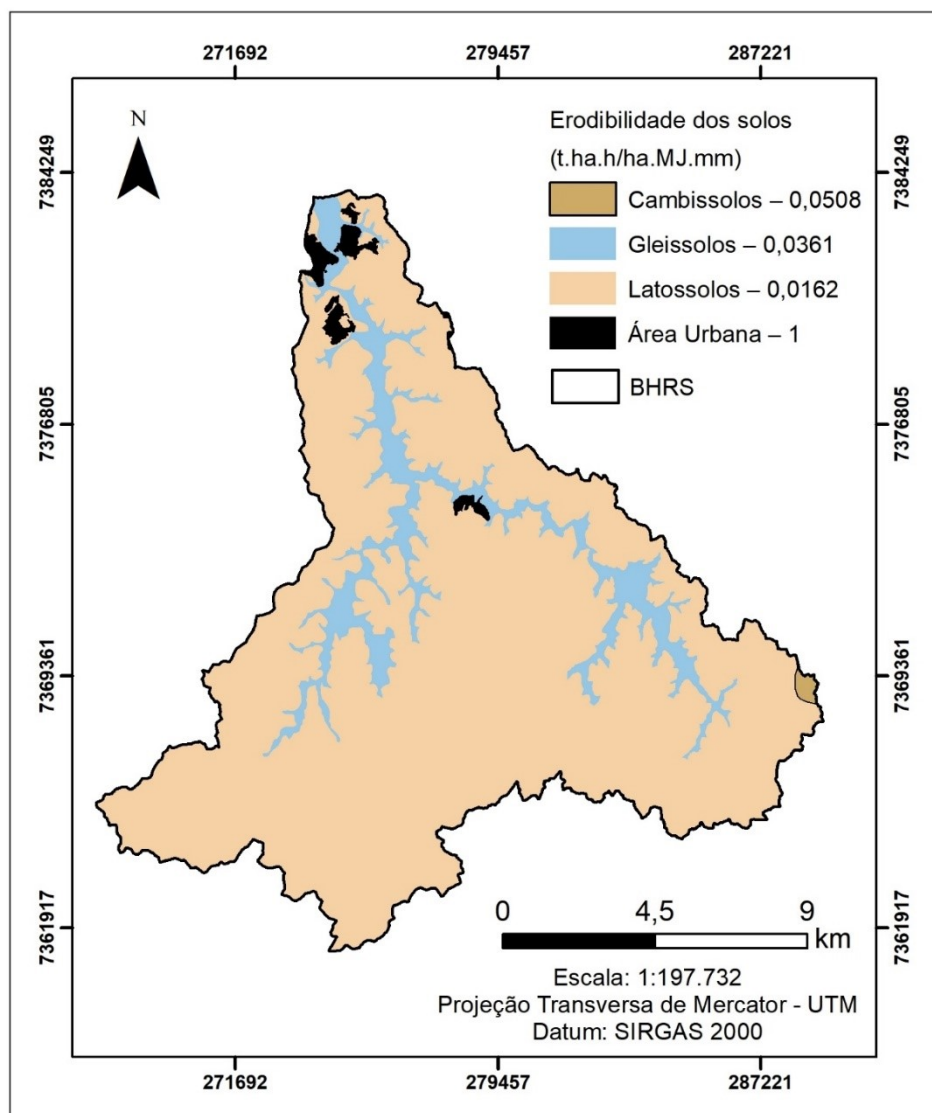
Figura 6 – Classes de solo identificadas na BHRS



Fonte: IAC (2020).

De acordo com a Figura 7, a classe predominante foi a dos Latossolos, a qual abrange quase que a totalidade da bacia hidrográfica, enquanto a classe dos Cambissolos foi a menos expressiva, sendo identificada apenas em uma pequena extensão da região sudeste.

Figura 7 – Mapa de classes e erodibilidade dos solos (Fator K)



Fonte: Autoria própria.

Os Latossolos são homogêneos e com pouca diferenciação entre horizontes ou camadas. Além disso, são profundos, bem drenados, com textura média ou fina e geralmente pouco férteis (IAC, 2020). Essa classe de solos apresenta alto potencial agrícola, necessitando, entretanto, de boa fertilização.

A classe dos Latossolos apresenta o menor valor de Fator K, ou seja, apresenta a menor capacidade de perda de solo por erosão laminar. Os Latossolos são vegetados por florestas com caráter semidecídua, apresentando boa permeabilidade, uma moderada capacidade de retenção de água e baixa coesão, sendo um tipo de solo bastante apto para a atividade agrícola, caso seja realizada a correção de suas limitações químicas (IAC, 2020). Entretanto, esse tipo de solo pode ser ao mesmo tempo muito sensível à degradação sob esse manejo.

Os Cambissolos, por sua vez, são caracterizados como de textura média ou fina, apresentando deficiências quanto ao desenvolvimento pedogenético. As suas próprias características influenciam nessas deficiências, pois apresentam pequena profundidade, um elevado teor de minerais primários e indícios de intemperismo incipiente do solo (IAC, 2020).

A classe dos Cambissolos apresenta o maior valor de Fator K, sendo, portanto, a mais suscetível à perda de solo por erosão laminar. Os Cambissolos podem, normalmente, ser identificados em relevos classificados como forte ondulados ou montanhosos, apresentando, dessa forma, limitações de uso, que envolvem também a ocorrência de pedras na massa do solo e a sua pequena profundidade. Além disso, apresentam restrição à drenagem devido ao contato lítico na subsuperfície (EMBRAPA, 2020).

Os Gleissolos, por fim, apresentam textura variável, de arenosa à argilosa, e fertilidade que oscila de baixa a elevada, sendo essas características bastante condicionadas por outras classes de solos localizadas em seu entorno. Podem ser encontrados em áreas próximas de cursos d'água, devido às condições de saturação com água. Assim, esse tipo de solo pode ser facilmente identificado em áreas de planície ou várzeas inundáveis (IAC, 2020).

Esse aspecto justifica a sua predominância em trechos que acompanham as margens da hidrografia, principalmente em torno do Rio Sorocabaçu. Dessa forma, os Gleissolos caracterizam-se como solos mal drenados e predominantes em relevos aplainados com vegetação campestre ou florestas perenifólias de várzea (EMBRAPA, 2020).

Apesar das limitações quanto ao uso agrícola, ocasionadas pelo elevado risco de inundações e alagamentos frequentes no período de maior concentração de umidade do ano, após o desenvolvimento de processos de drenagem e correção das deficiências químicas, os Gleissolos são propícios ao cultivo de cana-de-açúcar e de algumas culturas de subsistência; e à pecuária (EMBRAPA, 2020).

A Tabela 8 mostra a classificação da erodibilidade do solo, proposta por Silva e Alvares (2005), possibilitando uma leitura mais qualitativa dos valores utilizados para cada tipo de solo.

Tabela 8 – Classificação da erodibilidade dos solos (Fator K)

Erodibilidade ($t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$)	Classes de erodibilidade
< 0,01529	Baixa
0,01529 – 0,03058	Média
> 0,03058	Alta

Fonte: Silva e Alvares (2005).

Verifica-se que os Latossolos se inserem na classe de erodibilidade média, enquanto os Gleissolos e os Cambissolos estão inseridos na classe de erodibilidade alta. Portanto, há a predominância da classe de erodibilidade média do solo, ocupando 88% da área de estudo, enquanto a classe de erodibilidade alta abrange apenas 12% dessa área.

5.1.3 Fator LS

O Fator LS demonstra a contribuição do escoamento superficial no processo de erosão hídrica, e por isso, de acordo com Beskow *et al.* (2009), é notável que a intensidade dessa erosão possa ser vigorosamente impactada pelo comprimento de rampa (Fator L) e pela declividade (Fator S). Esses fatores são geralmente avaliados em conjunto nas equações de perda de solo, como um único fator topográfico (adimensional), o qual se caracteriza como de difícil obtenção, considerando áreas muito extensas ou de relevo diversificado, principalmente em trabalhos realizados em bacias hidrográficas (SILVA *et al.*, 2007).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), o Fator LS (comprimento de rampa + declividade) exerce acentuada influência sobre a erosão, pois o tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água dependem da velocidade com que ela escorre, e essa velocidade é uma resultante do comprimento do lançante e do grau de declive do terreno.

É possível qualificar as condições de declividade e comprimento de rampa, as quais afetam diretamente as formas topográficas de áreas de ocorrência das unidades de solo. Nesse sentido, a Embrapa (2018) estabeleceu uma classificação das declividades do relevo (encostas ou pendentes) em unidade de porcentagem, facilitando inferências a respeito da suscetibilidade dos solos à erosão, conforme exposto pela Tabela 9.

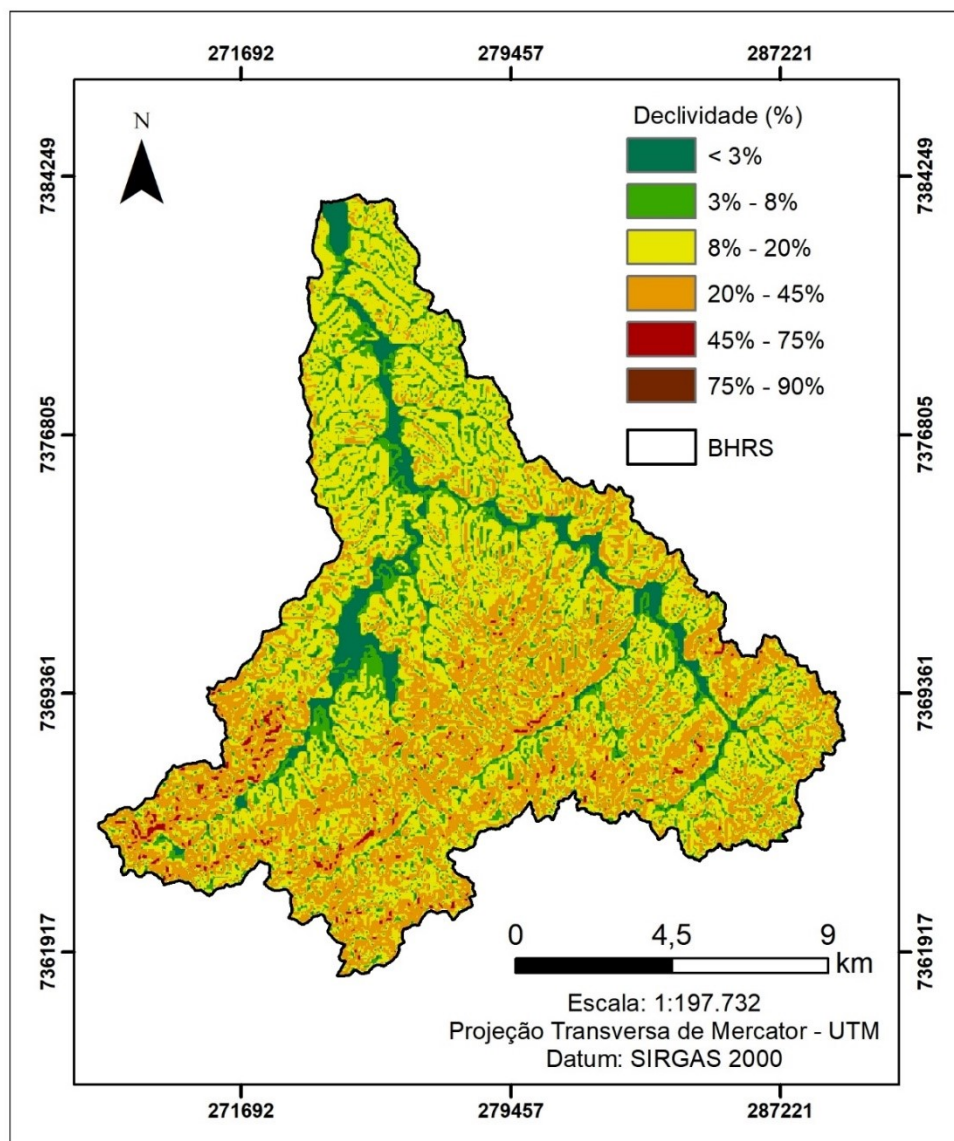
Tabela 9 – Classificação da declividade do relevo

Classes	Grau de declividade
Plano	0% – 3%
Suave Ondulado	3% – 8%
Ondulado	8% – 20%
Forte Ondulado	20% – 45%
Montanhoso	45% – 75%
Escarpado	> 75%

Fonte: Embrapa (2018).

Com base nessa classificação, a Figura 8 apresenta os diferentes graus de declividade da área de estudo, evidenciando a predominância de declividades mais baixas na porção norte, enquanto as declividades mais elevadas se concentram na porção sul.

Figura 8 – Mapa de declividade da BHRS



Fonte: Autoria própria.

A porção norte da bacia hidrográfica abrange grande parte das classes de relevo plano, relevo suave ondulado e relevo ondulado. A classe de relevo plano corresponde a uma superfície considerada lisa ou horizontal, em que os desnivelamentos são pouco expressivos. O relevo suave ondulado corresponde a uma superfície levemente movimentada, composta por sucessões de pequenos vales rasos ou colinas, configurando encostas com leves declives. O terreno considerado ondulado apresenta uma superfície relativamente movimentada, que

apresenta um conjunto de colinas e outeiros medianos, ou interflúvios de pendentes curtas, formadas por vales encaixados, gerando, em todas as situações, encostas com declives mais acentuados. Essas três classes de relevo, caracterizadas de acordo com o IBGE (2015), podem ser analisadas a partir da Figura 9, a qual apresenta algumas localidades pertencentes à área de estudo.

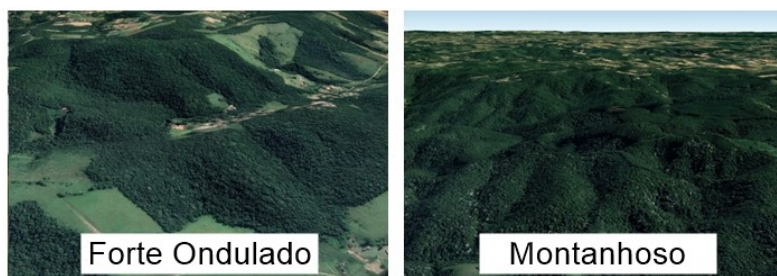
Figura 9 – Relevo plano, suave ondulado e ondulado na BHRS



Fonte: Google Earth (2019).

Em contraste, a porção sul da bacia hidrográfica concentra os maiores valores de declividade, contendo as classes de relevo forte ondulado e de relevo montanhoso. O relevo forte ondulado, predominante na porção sul, apresenta topografia movimentada, com fortes desníveis, composta por morros ou outeiros ou por superfície entrecortada por vales profundos, com encostas ou pendentes de declives ainda mais acentuados. Já a classe montanhosa é a menos expressiva territorialmente, sendo encontrada principalmente na região sudoeste. Essa classe apresenta topografia vigorosa, composta por formas acidentadas, usualmente constituídas por morros, montanhas, maciços montanhosos e alinhamentos montanhosos, os quais contêm desnivelamentos relativamente grandes e declives fortes ou muito fortes. Essas duas classes de relevo, caracterizadas de acordo com o IBGE (2015), podem ser analisadas a partir da Figura 10, que apresenta algumas localidades pertencentes à área de estudo.

Figura 10 – Relevo forte ondulado e montanhoso na BHRS



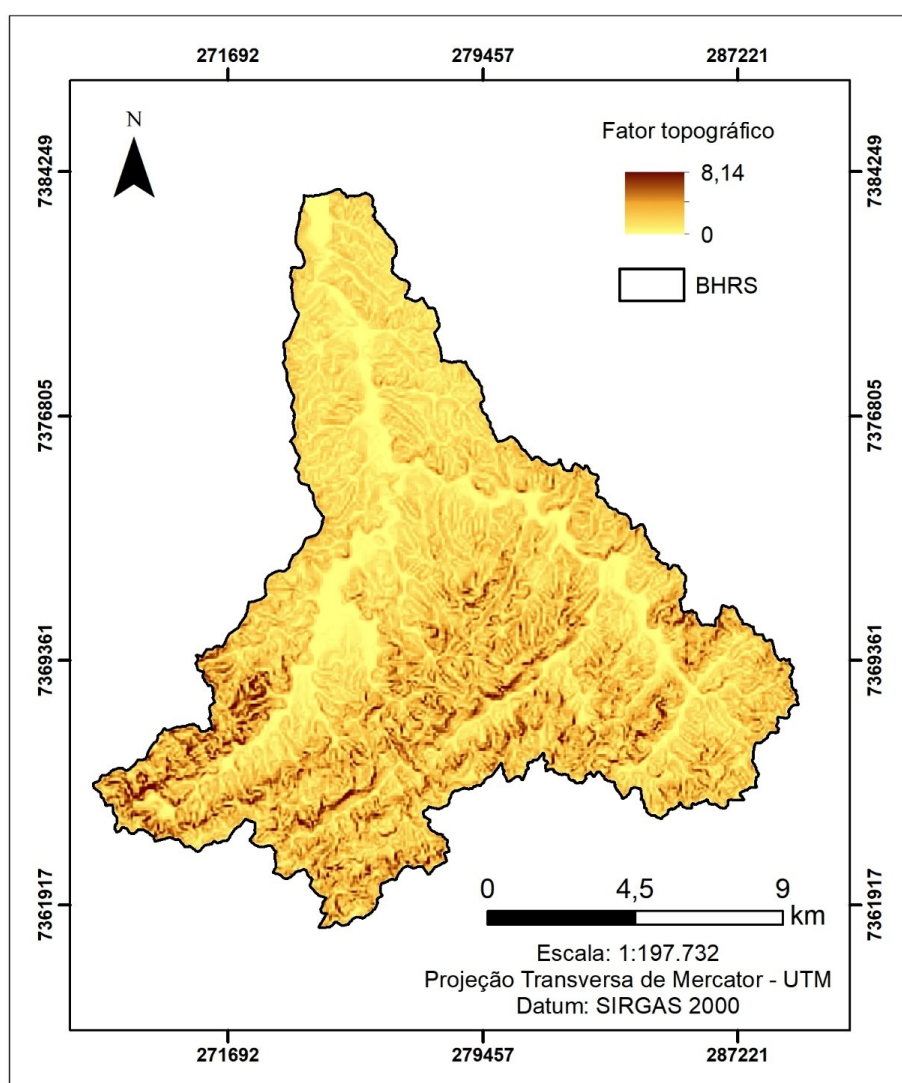
Fonte: Google Earth (2019).

Nota-se que, dentro de uma mesma categoria de uso da terra (Tabela 10), o Fator LS proporciona maior influência na variação da perda de solo, sendo que o seu aumento é capaz

de gerar uma maior velocidade de escoamento superficial e erosão (WEILL; SPAROVEK, 2008).

A Figura 11 mostra o Fator LS, o qual apresentou variação de 0 a 8,14 (adimensional). É evidente a influência da declividade na determinação desse fator topográfico, pois os menores valores do Fator LS correspondem às áreas de predominância das classes de declividade plana, suave ondulada e ondulada, ou seja, às áreas de baixa declividade, concentradas na porção norte da bacia hidrográfica. Por outro lado, os maiores valores do Fator LS correspondem às áreas de declividade forte ondulada e montanhosa, ou seja, áreas de declividade mais acentuada, que se concentram, principalmente, na porção sul da área de estudo.

Figura 11 – Mapa do fator topográfico (Fator LS)



Fonte: Autoria própria.

Essa relação se justifica, segundo McCool *et. al* (2007) e Van Remortel *et. al* (2004), devido à perda de solo ser consideravelmente mais sensível às mudanças de declividade do que

às mudanças no comprimento de rampa. Entretanto, na área de estudo, o comprimento de rampa apresentou influência igualmente expressiva no processo erosivo, pois os seus maiores valores se agruparam nas áreas de declividade acentuada e, a partir dessa integração, foi observada a predominância dos maiores valores do Fator LS.

5.1.4 Fator CP

O fator de uso, manejo e práticas conservacionistas do solo (Fator CP) representa condições que podem ser alteradas para que a erosão seja contida (RODRIGUES *et. al*, 2017). Isso se deve ao fato de que as mudanças no uso da terra, juntamente com a intensificação da agricultura, acabam influenciando de forma expressiva a degradação do solo pela erosão laminar, sendo necessária a promoção de medidas capazes de amenizar esse fenômeno, como a utilização racional da terra por meio da conservação e da gestão adequada das bacias hidrográficas. Para que essas medidas sejam viáveis, é necessária uma base consistente de informações a respeito do potencial erosivo da bacia e de sua capacidade de produção de sedimentos (PANDEY *et. al*, 2007).

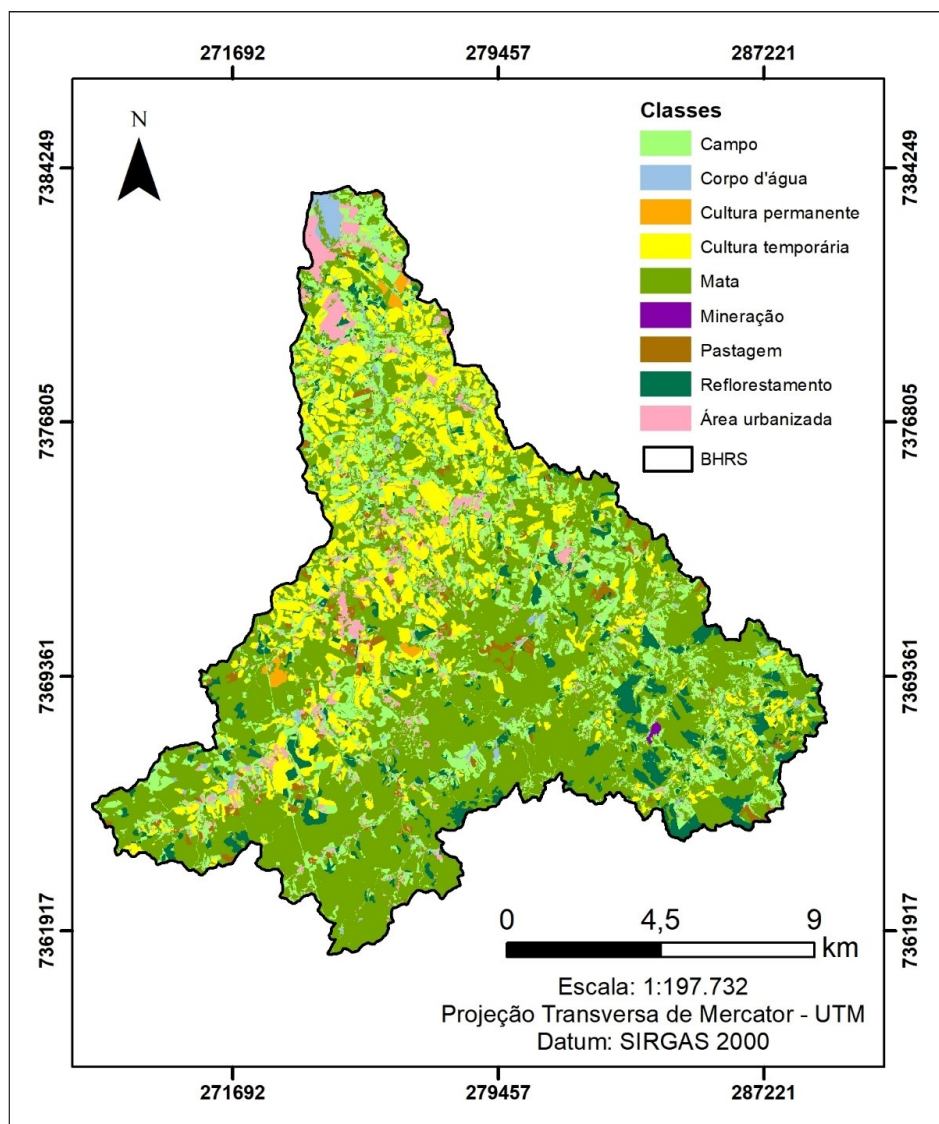
O Mapa do uso da terra e cobertura vegetal da BHRS (Figura 12), é composto pelas seguintes classes: campos, corpos d'água, culturas permanentes, culturas temporárias, matas, mineração, pastagens, reflorestamentos e áreas urbanizadas. De acordo com a Tabela 10, as classes mais abrangentes territorialmente foram, respectivamente, matas, campos e culturas temporárias, enquanto as classes menos expressivas foram mineração e culturas permanentes.

Tabela 10 – Extensão territorial das classes de uso da terra

Classes	Área (km²)	Área (%)
Áreas urbanizadas	9,12	4,50
Campos	38,54	19,02
Corpos d'água	3,21	1,58
Culturas permanentes	0,96	0,48
Culturas temporárias	29,85	14,73
Matas	104,44	51,53
Mineração	0,12	0,06
Pastagens	3,98	1,96
Reflorestamentos	12,47	6,15

Fonte: Autoria própria.

Figura 12 – Mapa de uso da terra e cobertura vegetal da BHRS



Fonte: Autoria própria.

Observa-se a forte vocação agrícola ao norte da bacia hidrográfica, proporcionada, principalmente, pela farta rede de drenagem, o que contribui para um processo de irrigação eficiente nas áreas de cultivo (LUZ *et al.*, 2015). Entretanto, Sousa (2021) destaca como aspecto negativo a recorrente perda d'água em função da falta de manutenção da infraestrutura de irrigação.

Em relação às atividades agrícolas, verifica-se a predominância de culturas temporárias (14,73% da área total), que se referem aos cultivos de curta ou média duração, de ciclo vegetativo inferior a um ano e que, após a colheita, deixam o terreno livre para um novo plantio (IBGE, 2013). Na bacia hidrográfica, predomina a olericultura, marcada por horticulturas,

principalmente na produção de salsa, batata, alface, tomate, couve, cenoura e cebola (SOUSA, 2021). A Figura 13 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 13 – Áreas de culturas temporárias da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

As culturas temporárias se localizam majoritariamente nas porções norte e oeste da bacia. Parte dos locais de concentração dessas culturas apresenta relações com o tipo de solo e com a topografia atuantes, visto que são encontradas em áreas mais aplainadas, com variação de declividade entre 0% e 20%, ou seja, nas proximidades das planícies e várzeas inundáveis da hidrografia, onde predominam os Gleissolos. Essas áreas, conforme citado anteriormente, podem se tornar favoráveis às culturas temporárias após o desenvolvimento de processos de drenagem e correção das deficiências químicas desse tipo de solo.

Algumas das culturas temporárias também se localizam em áreas aplainadas de predominância dos Latossolos, os quais caracterizam-se como bastante permeáveis e com considerável capacidade de retenção da água, sendo aptos ao desenvolvimento da atividade agrícola, que pode torná-los muito sensíveis à degradação, considerando o possível estresse hídrico, no período relativamente mais seco, e a maior suscetibilidade à erosão, no período de maior concentração de umidade. Entretanto, um fator positivo seria a baixa declividade dessas localidades, que acabam reduzindo a intensidade dos processos erosivos.

As culturas permanentes têm pouco destaque, ocupando apenas 0,48% da área de estudo, e são compostas por plantas perenes, ou seja, que apresentam ciclo vegetativo longo. A capacidade de produção dessas plantas dura vários anos sucessivos, sem que seja necessária a realização de novos plantios após a colheita (IBGE, 2013). A pouca expressividade dessas culturas pode estar relacionada aos seus longos períodos vegetativos, que proporcionam retornos econômicos a longo prazo, diferentemente das culturas temporárias. Uma das culturas

permanentes identificadas na BHRS foi de caqui, um fruto de origem asiática que costuma ser colhido durante o outono (SOUSA, 2021). A Figura 14 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 14 – Áreas de culturas permanentes da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

As matas compõem a classe mais expressiva, ocupando 51,53% da área de estudo, e predominam na porção sul, principalmente em áreas de acentuada declividade com a ocorrência de Latossolos, pois são localidades de difícil acesso e que apresentam limitações para o desenvolvimento das atividades agrícolas. Essa classe se refere a uma vegetação densa e de grande diversidade de espécies vegetais, com a presença de epífitas, fanerófitos e lianas em abundância, típicas da Floresta Ombrófila Densa. As espécies arbóreas são as de maior destaque e, além de apresentarem alturas elevadas, geralmente têm troncos finos, casca grossa e rugosa e folhas miúdas de consistência coriácea (IBGE 2013; EMBRAPA, 2021).

Em trechos mais aplainados da bacia, são encontrados alguns fragmentos de matas, os quais sofrem grande influência fluvial, considerando a sua proximidade com as margens da hidrografia, o que lhes atribui a categoria de floresta ciliar. Nessas áreas, os fragmentos de matas são pouco extensos, pois suas localizações se correlacionam com a atuação de culturas temporárias de forma intensiva. Na Figura 15, é possível verificar exemplos referentes à classe de matas.

Figura 15 – Áreas de matas da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

O reflorestamento, que ocupa 6,15% da área de estudo, pode ser encontrado principalmente em áreas de acentuada declividade com a ocorrência de Latossolos. Essa classe se relaciona com o povoamento de essências florestais, por meio do plantio ou da formação de maciços com determinadas espécies vegetais. Assim, essa atividade está associada à proposta de composição, trato e cultivo de povoamentos florestais, além de assegurar proteção, benfeitorias e embelezamento da paisagem (IBGE, 2013).

Na bacia hidrográfica, há a predominância de plantios homogêneos, que se referem aos plantios puros, normalmente realizados com espécies exóticas, principalmente de pinus e eucaliptos, sendo este o mais evidente (SOUSA, 2021). Essas espécies são frequentemente utilizadas como matéria-prima para a indústria moveleira (Figura 16).

Figura 16 – Áreas de reflorestamento da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

A classe de campos representa 19,02% da extensão da bacia e se refere às áreas de vegetação arbustiva ou rasteira. É esparsamente espalhada sobre um tapete gramíneo-lenhoso, podendo apresentar diversos graus de antropização (IBGE, 2013).

Os campos são predominantes em áreas aplainadas, localizadas nas proximidades das planícies e várzeas inundáveis, principalmente acompanhando as margens da rede hidrográfica, onde há a ocorrência dos Gleissolos. Essas condições exercem influência na predominância da vegetação campestre e das florestas perenifólias de várzea.

Na BHRS foram identificadas, principalmente, vegetações rasteiras e espécies arbustivas exóticas consideradas invasoras. Conforme sugerido por Amorim *et al.* (2019), também foram classificadas como campos as áreas designadas a abertura de estradas e linhas de transmissão de energia, as quais influenciam na fragmentação da paisagem. A Figura 17 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 17 – Áreas de campos da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

As pastagens abrangem apenas 1,96% da área da BHRS e se localizam em áreas de declividade reduzida, ao longo dos vales escavados pela hidrografia. Essa classe se refere às áreas de solo coberto por gramíneas e/ou leguminosas, as quais podem apresentar variações de altura. Essas áreas são destinadas ao pastoreio, se formando pelo plantio de forragens perenes ou por aproveitamento e melhoria de pastagens naturais (IBGE, 2013). Na área de estudo, verificou-se o pastoreio voltado para a criação de animais de grande e de médio porte, como bovinos e caprinos, sendo que, em diversas propriedades, essa atividade ocorre em pequena escala, visando apenas à subsistência, principalmente para a produção de leite (SOUSA, 2021). A Figura 18 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 18 – Áreas de pastagem da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

Os corpos d'água representam rios, canais, lagoas, lagoas, açudes e áreas submetidas a inundação (IBGE, 2013). Essa categoria abrange 1,58% da área de estudo e é de grande relevância para a produção agrícola a partir de reservatórios artificiais, caracterizados por represamentos artificiais construídos para a irrigação ou para o controle de enchentes. Além disso, esses corpos d'água são responsáveis pelo abastecimento e por promover atividades de lazer para a população (SOUSA, 2021). A Figura 19 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 19 – Áreas de corpos d'água da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

A classe menos expressiva é a de mineração, correspondente a uma pequena localidade da porção sudeste, a qual abrange 0,06% da extensão total da área de estudo. A mineração se refere às áreas de exploração ou extração de substâncias minerais (IBGE, 2013). Na BHRS, a área mineradora apresenta como característica a extração em lavras de um mineral não metálico muito utilizado como material de construção civil, a areia.

De acordo com Sutil *et al.* (2019) e Sousa (2021), as atividades mineradoras geram uma série de impactos ambientais decorrentes das transformações que ocasionam na paisagem,

como a formação de sedimentos que podem influenciar na qualidade dos recursos hídricos e a degradação de fragmentos de mata localizados em seu entorno. Além disso, a área mineradora apresenta correspondência com a acentuada declividade e a ocorrência de Latossolos, o que pode contribuir para o aumento da intensidade dos processos erosivos atuantes. A Figura 20 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 20 – Áreas de mineração da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

As áreas urbanizadas ocupam 4,50% da bacia, o que evidencia ainda mais o seu grande potencial rural. Essa classe é representada por áreas contínuas, em que as áreas não lineares de vegetação são excepcionais, ou áreas descontínuas, em que as áreas de vegetação são mais significativas territorialmente (IBGE, 2013). Dessa forma, edificações rurais, residenciais e comerciais foram consideradas como áreas urbanizadas. A maior ocorrência dessa categoria foi identificada na porção norte da bacia, nas proximidades do centro urbano do município de Ibiúna, onde há a predominância de superfícies artificiais não agrícolas, estruturadas por um maior aglomerado de edificações e maior adensamento do sistema viário. A Figura 21 apresenta exemplos dessa classe.

Figura 21 – Áreas urbanizadas da BHRS



Fonte: Google Earth (2019) e Google Maps (2019).

Cada uma das classes atribuídas ao mapeamento de uso da terra da BHRS foi associada ao seu respectivo valor de Fator C com base na revisão bibliográfica de estudos realizados para o estado de São Paulo e, também, de acordo com a bibliografia mais tradicional relacionada à RUSLE. Os valores de Fator C atribuídos para cada uma das classes podem ser verificados na Tabela 11.

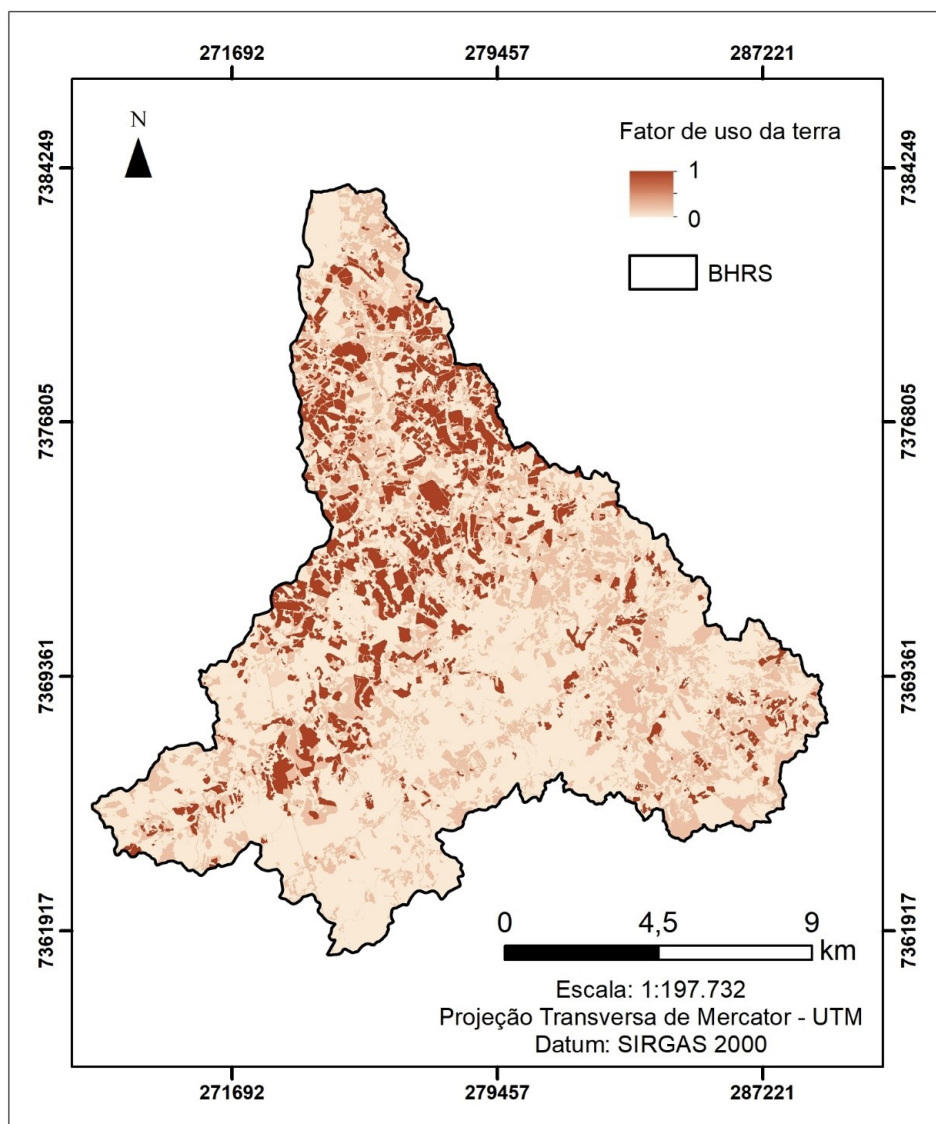
Tabela 11 – Valores de Fator C para o uso da terra na BHRS

Classes de uso do solo	Fator C	Referência
Área urbanizada	0,0000	Silva (2004)
Campo	0,0420	Silva (2004)
Corpo d'água	0,0000	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
Cultura permanente	0,0247	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
Cultura temporária	0,1800	Silva (2004)
Mata	0,0004	Silva <i>et al.</i> (2010)
Mineração	1,0000	Silva (2004)
Pastagem	0,0100	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
Reflorestamento	0,0470	Silva <i>et al.</i> (2010)

Fonte: Autoria própria.

Os maiores valores de Fator C estão associados, respectivamente, às classes de mineração e culturas temporárias. Logo, esses valores prevalecem, principalmente, na porção norte da bacia hidrográfica (Figura 22). Ambas as classes se relacionam diretamente com as práticas econômicas e a alteração antrópica no ambiente, sendo bastante suscetíveis à perda de sedimentos, devido à intensa atuação da erosão laminar.

Figura 22 – Mapa do fator de uso da terra (Fator CP)



Fonte: Autoria própria.

O desenvolvimento da mineração envolve a remoção de vegetação ou o impedimento de sua regeneração, o que intensifica a atuação de processos erosivos e a degradação do solo, bem como o assoreamento dos corpos d'água. Dessa forma, a qualidade das águas pode ser prejudicada, considerando o carregamento de sedimentos originados das áreas de extração (DURÃES *et al.*, 2017). A extração de areia gera a deposição de material particulado, ocasionando impactos ainda mais elevados, pois esse material provoca instabilidade de encostas e uma maior contribuição para o assoreamento dos corpos d'água. Além disso, os paredões formados na área de mineração podem favorecer a ocorrência de desmoronamentos e o carregamento de sedimentos para as partes baixas do terreno (STEINER; VASCONCELOS, 2011).

No Brasil, a erosão laminar apresenta grande destaque em áreas agrícolas e está relacionada, principalmente, ao manejo inadequado dos solos. Em grande parte das propriedades rurais, verifica-se ainda o processo erosivo associado ao sistema de cultivo convencional, o qual envolve a aração seguida da gradagem (SANTANA, 2019). Esse sistema tem como objetivo principal a preparação da terra na garantia de uma boa germinação e o desenvolvimento das plantas, além de proporcionar o controle inicial de ervas daninhas. Entretanto, os aspectos negativos envolvem a alteração das propriedades físicas do solo, gerando maior erodibilidade, e a compactação da camada superficial, o que reduz a macroporosidade e as reservas de água e ar do perfil (ALVARENGA *et al.*, 2008).

Segundo Guerra *et al.* (2014), os cultivos temporários são capazes de promover a erosão do solo devido ao processo de aração e colheita, que são capazes de movimentar o solo para áreas mais baixas. Nesse processo erosivo, de elevada ocorrência no país, a água é o principal agente de contribuição, ocasionando problemas em diversas escalas.

Conforme as variações de manejo e topografia, algumas culturas temporárias podem deixar o solo mais desprotegido do que outras, intensificando o processo de erosão. Dessa forma, em determinada área, com condições idênticas de chuva e tipo solo, a desagregação e o transporte de sedimentos podem se diferenciar de acordo com o sistema de cultivo (SANTANA, 2019).

Os menores valores de Fator C estão associados à classe de mata, evidenciando a importância da cobertura vegetal para o equilíbrio e a conservação do solo. Segundo Townsend *et al.* (2006), a proteção oferecida aos solos se relaciona ao fato de que, quanto mais densa a floresta, maior será a importância na defesa contra a remoção de sedimentos no processo de escoamento superficial.

A vegetação densa, por meio de suas folhas e dos ramos de plantas, é capaz de amortecer o impacto das gotas da chuva, além de reduzir a capacidade de a água desagregar e transportar sedimentos. Além disso, a morte das raízes, seguida pela sua decomposição, é responsável pela formação de canais capazes de aumentar a porosidade do solo e a capacidade de infiltração da água (PES; GIACOMINI, 2017). Dessa forma, a classe de matas apresenta grande capacidade de contenção da erosão laminar, principalmente em áreas de elevada declividade e/ou com solos propícios ao processo erosivo.

A classe de campo e o reflorestamento apresentaram valores medianos de Fator C. Pode-se afirmar que o reflorestamento é capaz de garantir a proteção do solo e a preservação do meio ambiente, principalmente em áreas mais suscetíveis à erosão, com influência da elevada declividade e do tipo de solo atuantes. Nas áreas de alta declividade, o reflorestamento

faz com que o escoamento da água seja reduzido pela maior capacidade infiltração proporcionada, amenizando a intensidade do processo erosivo nas áreas abaixo (PES; GIACOMINI, 2017). Nas proximidades de cursos d'água, o reflorestamento pode contribuir com a redução do assoreamento e do solapamento das margens da hidrografia pela enxurrada. Além disso, é muito utilizado para a recuperação de voçorocas, pois o seu plantio ajuda na retenção de sedimentos e na consequente capacidade de estabilização (PES; GIACOMINI, 2017).

Os campos, também caracterizados por Pereira e Cestaro (2015) como de médio potencial à erosão, são capazes de atenuar a intensidade dos processos erosivos por meio de sua cobertura vegetal rasteira e arbustiva, entretanto, apresentam eficiência reduzida se comparados com a classe de matas, que se apresenta como mais densa. Os campos mais degradados, devido às influências antrópicas na paisagem, podem apresentar menor quantidade de cobertura vegetal, deixando o solo mais exposto à erosão provocada pela água da chuva. Na superfície, as gotas da chuva podem gerar a erosão laminar, a erosão em voçorocas e a erosão em sulcos (ZACHAR, 2011).

Destaca-se que o valor zero foi atribuído aos corpos d'água e às áreas urbanizadas devido ao fato de que essas classes apresentam perda de solo por erosão laminar quase nulo.

5.1.5 RUSLE

Em aspectos gerais, a BHRS apresenta baixa suscetibilidade erosiva, pois a perda anual média de solos é de aproximadamente 5,0 t/ha·ano. A Tabela 12 evidencia a classificação da perda anual de solos conforme adaptações das classes definidas pela FAO (1967), juntamente com a área de abrangência de cada uma dessas classes na bacia.

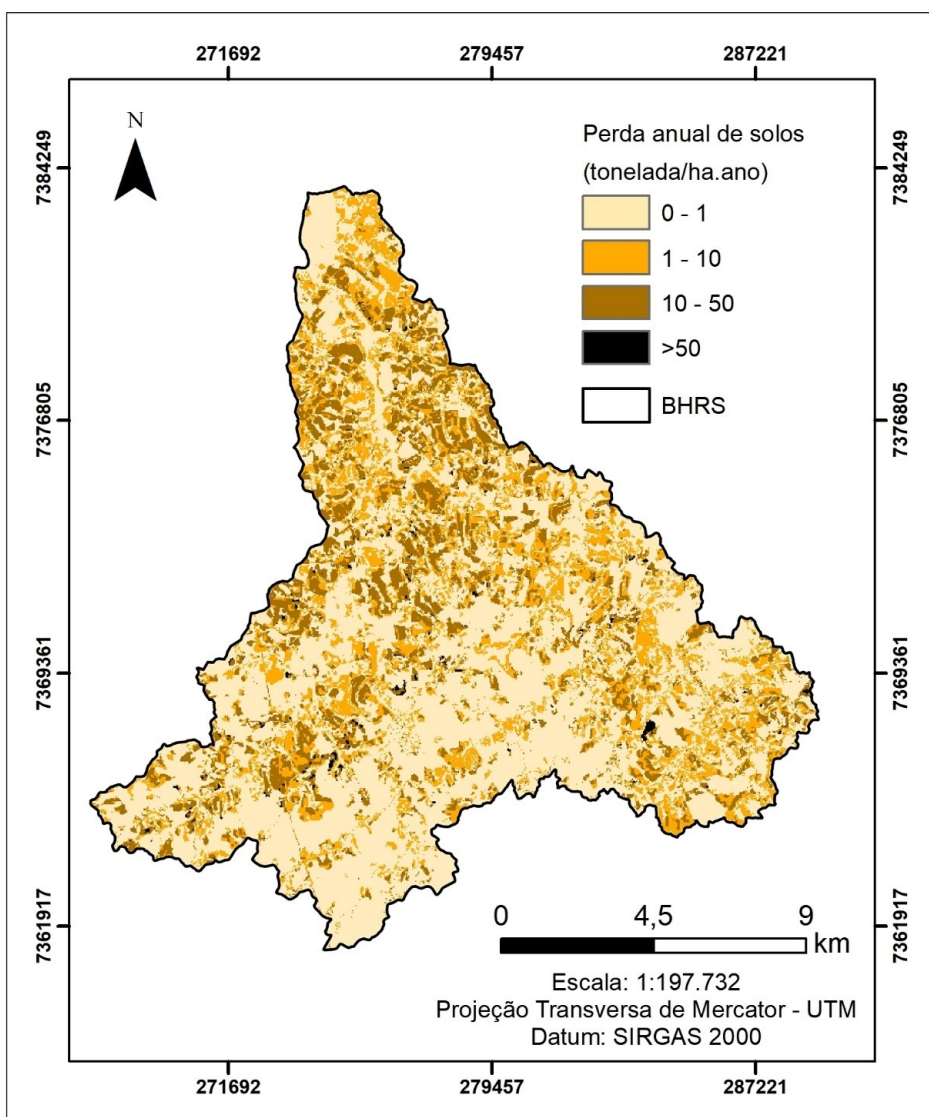
Tabela 12 – Classificação e quantificação da perda anual de solos por erosão laminar

Perda anual de solos (t/ha·ano)	Classificação	Área (km ²)	Área (%)
0 – 1	Muito baixa	122,19	60,92%
1 – 10	Baixa	45,16	22,51%
10 – 50	Moderada	32,27	16,09%
> 50	Alta	0,96	0,48%

Fonte: Autoria própria.

A maior parte da área de estudo (60,92%) se relaciona a valores abaixo de 1 t/ha·ano, ou seja, apresenta uma perda anual classificada como muito baixa. A segunda classe mais expressiva de perda anual foi a baixa, ocupando 22,51% da área total. A predominância dessas duas classes evidencia que há uma suscetibilidade erosiva pouco expressiva na bacia hidrográfica. As classes de perda de solo moderada e alta abrangem uma extensão territorial menor, ocupando, respectivamente, 16,09% e 0,48% da área total, sendo a classe alta praticamente inexpressiva. A perda anual de solo por erosão laminar na área de estudo pode ser verificada na Figura 23.

Figura 23 – Mapa da perda anual de solos por erosão laminar (RUSLE)



Fonte: Autoria própria.

A definição das áreas com maior suscetibilidade à erosão envolve a análise integrada das variáveis ambientais influentes nesse processo. Dessa forma, a erosão laminar depende da

interação entre precipitação, solo, topografia e uso e cobertura do solo. Quando as demais variáveis se apresentam constantes, o manejo pode se configurar como fator potencial no desencadeamento dos processos erosivos (PEREIRA, 2014).

As áreas de classificação de perda muito baixa, predominantes na bacia, coincidem principalmente com as áreas de mata, as quais apresentam um baixo valor de Fator CP. Dessa forma, nota-se a importância da cobertura florestal densa para a contenção dos processos erosivos, principalmente nas áreas de predominância do Latossolo, que apesar de ser muito permeável e apresentar pouca capacidade de perda, sofre intensamente com os efeitos da declividade e do período chuvoso. Essa relevância é enfatizada na porção sudoeste da bacia hidrográfica, onde há a concentração dos maiores valores de erosividade da chuva (Fator R) e de declividade (Fator LS), mas que, devido à ocupação das matas, apresenta uma perda muito baixa de sedimentos. As áreas urbanizadas apresentam um valor de erosividade muito baixo como consequência da impermeabilidade predominante na superfície, evitando consequências diretas da erosão laminar.

As áreas que correspondem às classes de perda anual baixa são mais aplainadas e apresentam baixo potencial de erosividade da chuva, o que as torna menos suscetíveis aos processos erosivos. São identificadas relações com a presença de campos e algumas localidades de reflorestamento nas proximidades das culturas temporárias. As características de cobertura vegetal para ambas as classes, conforme citado anteriormente, são capazes de atenuar os processos erosivos atuantes.

A perda moderada de solo relaciona-se principalmente à classe de culturas temporárias e a algumas localidades de reflorestamento. As culturas temporárias apresentam grande potencial erosivo diante do manejo inadequado, entretanto, um aspecto positivo, no caso da BHRS, seria que esse tipo de cultivo foi adequado em relação ao relevo, pois é mais indicado em vales e planícies, o que pode ter contribuído para que a perda de solo fosse mais moderada. Um aspecto bastante influente envolve a presença do Latossolo, o qual é apropriado para o desenvolvimento agrícola, ao mesmo tempo em que se torna bastante propício à erosão laminar em função dessa atividade, principalmente nas áreas de declividade acentuada e/ou predominância de alta erosividade da chuva.

A alta perda de solo corresponde à classe de mineração, na porção sudeste da bacia, e a pequenas áreas de culturas temporárias, na porção sudoeste. Porém, por serem áreas pouco extensas, essa perda é pouco expressiva no contexto geral. O desenvolvimento da atividade de mineração e de culturas temporárias apresenta alto potencial erosivo, aspecto que, combinado

com a elevada declividade e a presença do Latossolo, acaba gerando uma intensa perda de solo nas localidades identificadas como de alta perda.

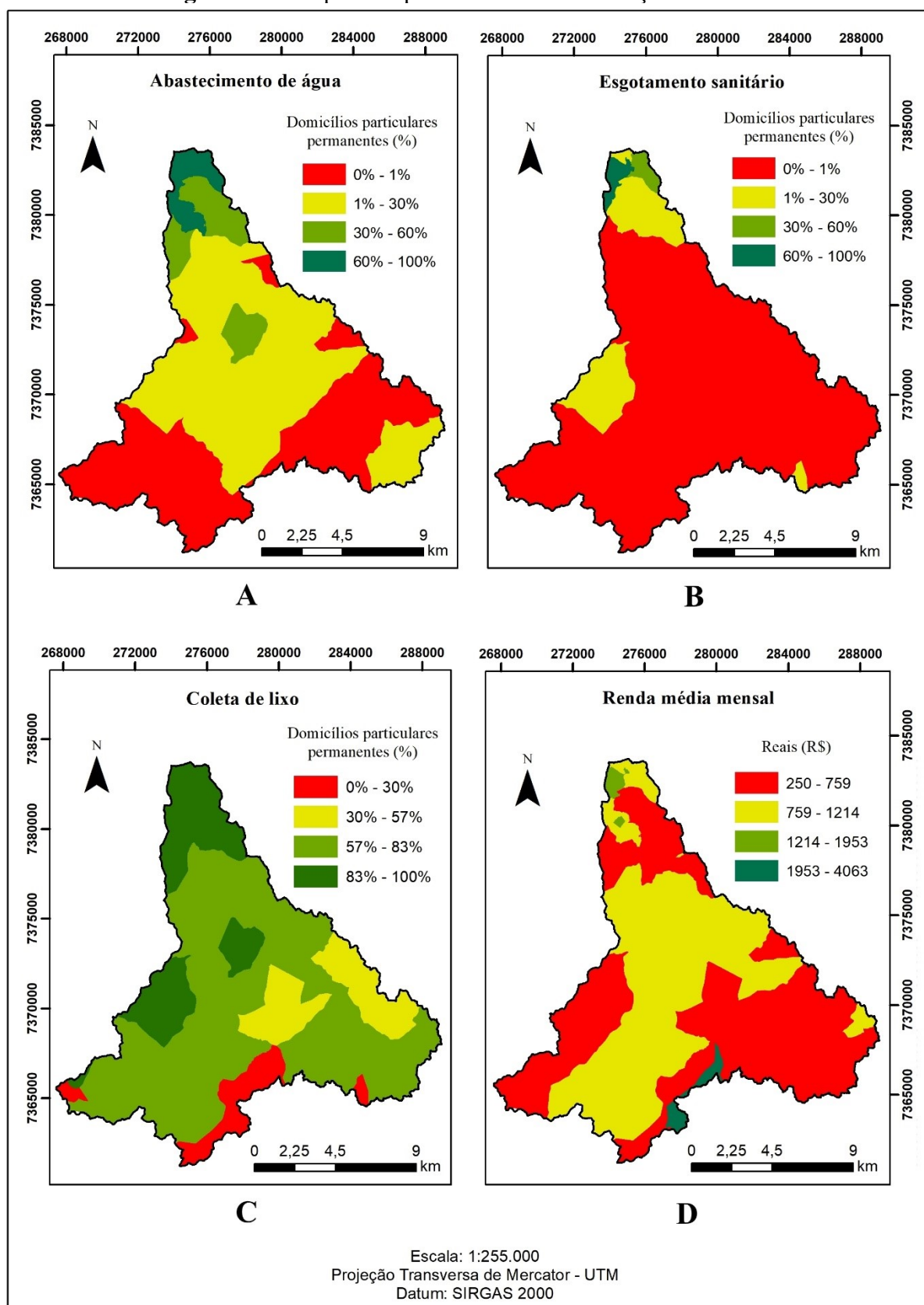
5.2 Aspectos de renda e condições sanitárias

A análise de variáveis socioambientais é fundamental para a compreensão das relações econômicas e sociais entre a população do entorno e o ambiente físico. Isso se deve ao estabelecimento de diferentes formas de exploração dos recursos naturais, que se caracteriza como um aspecto relevante para a sobrevivência econômica e social local, independentemente de o entorno apresentar uma pequena comunidade tradicional rural, ou ser constituído de áreas urbanas ou de grandes áreas rurais de exploração agrícola (LIMA; CÂNDIDO JÚNIOR, 2005).

É comum a identificação de relações entre as áreas economicamente e socialmente mais vulneráveis e os processos de degradação do meio ambiente, resultados da falta de políticas estruturais eficientes para o gerenciamento de possíveis aspectos problemáticos, visando a contribuição para o equilíbrio entre homem e ambiente protegido (LIMA; CÂNDIDO JÚNIOR, 2005).

Nesse contexto, os dados relacionados aos aspectos de renda e condições sanitárias dos domicílios localizados na BHRS foram selecionados, utilizando como base as variáveis censitárias do IBGE (2010). As variáveis utilizadas, de abastecimento de água da rede geral, esgotamento sanitário via rede geral, coleta de lixo e renda, foram mapeadas e podem ser observadas na Figura 24.

Figura 24 – Mapa de aspectos de renda e condições sanitárias



Fonte: Autoria própria.

As melhores condições de abastecimento de água da rede geral (A) se distribuem nas porções norte e central da bacia, abrangendo variações de aproximadamente 60% a 100% dos domicílios particulares permanentes atendidos. Na região central, os valores oscilam de 30% a 60% dos domicílios particulares permanentes atendidos. As áreas mais prejudicadas se encontram, principalmente, nas extremidades sudeste e sudoeste da bacia hidrográfica, as quais apresentam valores inferiores a 30% dos domicílios atendidos. Com base nos dados apresentados, pode-se afirmar que grande parte dos domicílios não são contemplados pelo abastecimento de água da rede geral, sendo dependentes do abastecimento via água de poço ou nascente na propriedade.

O esgotamento sanitário via rede geral (B) se mostrou como a variável mais precária em termos de atendimento domiciliar, pois a maior parte da bacia hidrográfica não é contemplada por seu sistema, apresentando valores inferiores a 1% de domicílios atendidos. Há uma modesta extensão com valores que chegam a aproximadamente 30% de abrangência desse serviço, sendo que apenas na porção norte, urbanizada, é possível observar a concentração de domicílios contemplados pela cobertura desse sistema, com aproximadamente 100% dos domicílios particulares permanentes atendidos. Os dados revelam que a maior parte dos domicílios da área de estudo utilizam a fossa séptica.

A respeito da coleta de lixo (C), verifica-se que a bacia é contemplada de forma efetiva por esse serviço, exceto por uma extensão no extremo sul, onde pode-se identificar um conjunto de localidades não atendidas.

Em aspectos gerais, a renda média mensal (D) dos moradores dos domicílios particulares permanentes pode ser considerada baixa. O nível de renda mais baixo (R\$ 250,00 a R\$ 759,00) é predominante na região sudeste, seguido de pequenos trechos na região sudoeste e áreas próximas ao norte. A maioria dos domicílios particulares permanentes apresentam renda entre R\$ 759,00 e R\$ 1.214,00, principalmente na região central. As localidades que contam com uma renda maior são minoria, além de serem pouco extensas, abrangendo os extremos norte e sul da área de estudo.

Portanto, verifica-se que a bacia hidrográfica apresenta problemas relacionados à deficiência de abastecimento de água da rede geral (A) e à presença de esgotamento sanitário via rede geral (B), pois esses serviços não atendem à maioria dos domicílios particulares permanentes. Além disso, a renda média mensal (D) é baixa na maior parte da bacia, salvo pequenas exceções. Apesar das dificuldades encontradas, a coleta de lixo (C) mostra-se eficiente, atendendo à maioria dos domicílios.

Os aspectos de renda e as condições sanitárias revelaram as áreas socialmente mais vulneráveis, sendo possível que a combinação entre infraestrutura deficiente e baixa escolaridade exerçam influência na produção de sedimentos na BHRS. Isso se relaciona ao fato de que a população, ao providenciar meios próprios para a resolução de algum problema, coloca em prática medidas que tendem a provocar o desequilíbrio ambiental, como a realização de pequenas obras de captação de água ou valas para a acomodação de dejetos humanos, resultando em soluções ineficientes e capazes de provocar o desordenamento territorial.

5.3 Indicador de vulnerabilidade socioambiental

A Tabela 13 mostra a distribuição e a classificação do IVSA na área de estudo. Observa-se que a maior parte da bacia (70,60% de sua área) apresenta IVSA considerado muito baixo, enquanto 19,47% de sua extensão tem IVSA classificado como baixo. As classes de IVSA moderado e alto foram verificadas em poucas localidades da bacia, abrangendo, respectivamente 9,22% e 0,70% de sua extensão.

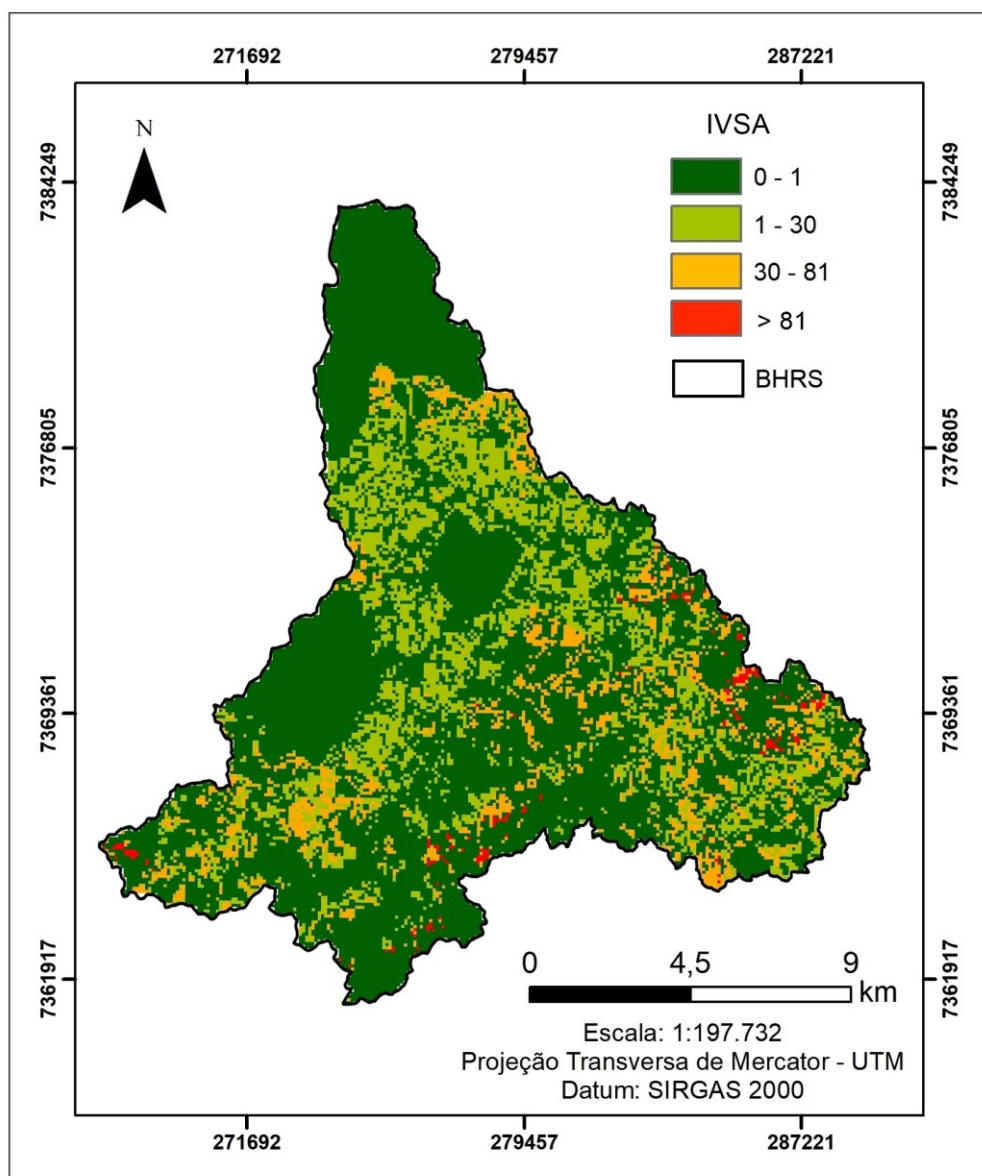
Tabela 13 – Distribuição e classificação do IVSA

IVSA	Classificação	Área (km ²)	Área (%)
0 – 1	Muito baixo	141,07	70,60%
1 – 30	Baixo	38,91	19,47%
30 – 81	Moderado	18,43	9,22%
> 81	Alto	1,39	0,70%

Fonte: Autoria própria.

A Figura 25 apresenta o Mapa do IVSA na bacia hidrográfica. Nota-se que, apesar da classe de IVSA muito baixo ser a predominante em termos de área ocupada, há sua concentração em pontos específicos da bacia, os quais estão associados às melhores condições de abastecimento de água da rede geral, de esgotamento sanitário via rede geral, de coleta de lixo e de renda média. Essas localidades específicas apresentaram correspondência com as classes de contribuição a VSA consideradas muito baixa, baixa e média, referentes aos aspectos de renda e às condições sanitárias. Além disso, essas áreas apresentaram uma variação de perda anual de solo predominantemente considerada muito baixa ou baixa.

Figura 25 – Mapa do IVSA



Fonte: Autoria própria.

As áreas de IVSA baixo, localizadas principalmente na região central da BHRS, apresentam abastecimento de água da rede geral e renda média classificados como medianos na contribuição da álgebra de mapas (Tabela 4). Além disso, são áreas que apresentam boas condições de coleta de lixo, sendo este um aspecto capaz de evitar o aumento da vulnerabilidade. Há a predominância da perda anual de solo baixa, sendo que algumas áreas apresentam uma perda mediana. O esgotamento sanitário via rede geral, o qual poderia ser uma categoria influente devido aos valores classificados como de alta contribuição à VSA, não foi um aspecto determinante na ponderação geral, juntamente com as demais categorias analisadas.

O IVSA moderado se associa às áreas de abastecimento de água da rede geral, de esgotamento sanitário via rede geral e de renda média precários, os quais são correspondentes às classes de alta contribuição à VSA. Apesar da coleta de lixo ser predominantemente um fator de baixa contribuição à VSA, abrangendo grande parte dessas áreas, há ainda a presença de localidades que expressam a deficiência desse serviço, com as classes de média e alta contribuição à VSA. Além disso, a perda anual de solo nessas áreas é classificada como de média influência. Esse cenário é predominante nas porções sudeste e sudoeste da bacia.

Poucas áreas da bacia hidrográfica apresentam IVSA alto, sendo essas as únicas em que todas as variáveis de aspectos de renda e condições sanitárias analisadas apresentaram alta contribuição à VSA. Além disso, em todas essas áreas, a perda anual de solo foi classificada como de média influência. Essas áreas se concentram principalmente na região sudeste da bacia, sendo encontradas também em alguns pontos da região sudoeste e caracterizando-se como minoria no contexto geral verificado.

Em aspectos gerais, observa-se que o centro e o norte da bacia hidrográfica apresentam IVSA muito baixo ou baixo. Em contrapartida, a região sudeste concentra a maior parte das áreas de IVSA médio e alto, seguida de parte da região sudoeste.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação do modelo preditivo RUSLE mostrou-se como uma ferramenta importante no estudo do meio físico, visto que as perdas de solo por erosão laminar foram estimadas de forma adequada, considerando que os resultados apresentados foram condizentes com as relações estabelecidas pelos fatores físicos envolvidos.

A BHRS apresentou uma baixa suscetibilidade erosiva, com uma perda de solos anual média de aproximadamente 5,0 t/ha·ano. A maior parte de sua extensão apresenta perda de solo abaixo de 1 t/ha·ano, ou seja, apresenta uma perda anual classificada como muito baixa, fato relacionado, principalmente, ao uso da terra, com uma grande contribuição dos tipos de cobertura vegetal identificados, especialmente em relação às áreas de mata, que se mostraram essenciais na contenção dos processos erosivos.

A área correspondente à mineração, bem como algumas localidades de culturas temporárias, demandam um monitoramento mais adequado, pois são atividades de elevado potencial erosivo, que, ao serem combinadas com a elevada declividade e com um solo de alta erodibilidade, ocasionam intensas perdas de solo, o que, a longo prazo, pode desencadear impactos ambientais de maior escala na BHRS.

Em relação aos aspectos de renda e condições sanitárias, foram identificados problemas relacionados à deficiência de abastecimento de água da rede geral e à falta de esgotamento sanitário via rede geral em grande parte da bacia hidrográfica. Além disso, pode-se afirmar que a renda média mensal baixa é predominante, oscilando principalmente entre R\$ 759,00 e R\$ 1.214,00. Entretanto, um aspecto positivo seria a coleta de lixo, a qual mostrou-se eficiente ao atender a maioria dos domicílios da BHRS.

O IVSA baixo foi predominante na bacia, entretanto, se concentra em localidades específicas, as quais apresentaram os melhores aspectos de renda e condições sanitárias, bem como as taxas anuais de perda de solo consideradas baixas. As poucas áreas com IVSA alto se relacionaram com os aspectos de renda e condições sanitárias considerados precários, além de apresentaram taxas de perda anual de solo medianas. Nota-se uma região central e norte de IVSA muito baixo ou baixo, enquanto a porção sul concentra o IVSA moderado e alto.

A elaboração do IVSA possibilitou a estruturação de uma metodologia capaz de combinar fatores físicos e aspectos de renda e condições sanitárias, integrando de forma rápida e eficiente variáveis de natureza distinta, visando compreender melhor as modificações da paisagem de bacias hidrográficas.

Finalmente, mas não menos importante, pode-se afirmar a importância do uso das geotecnologias na aquisição e na manipulação de informações espaciais de natureza distinta, principalmente na integração entre diferentes dados georreferenciados, facilitando a gestão do território em diversos campos das ciências naturais e permitindo o conhecimento e o monitoramento de bacias hidrográficas, bem como o melhor aproveitamento dos recursos naturais existentes.

REFERÊNCIAS

- AIELLO, A.; ADAMO, M.; CANORA, F. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. **Catena**, v.131, p.174-185, 2015.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v.64, n.1, p.247-271, 2005.
- ALATORRE, L. C.; BELQUÍRA, S. Identification on eroded areas using remote sensing in badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. **Catena**, n.76, v.3, p.182-190, 2009.
- ALVARENGA, R. C.; CRUZ, J. C.; VIANA, J. H. M. **Manejo de solos: preparo convencional do solo**. Embrapa Milho e Sorgo. Sistema de Produção. ed.4, set./2008. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/35332/1/Preparo-convencional.pdf>>. Acesso em 14 jul. 2021.
- AMARAL, A. J. **Fator cobertura e manejo da equação Universal de Perda de Solo para Soja e Trigo em um Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de manejo**. 2006. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages (SC), 2006.
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P.; LOURENÇO, R. W. Indicador dos Estágios de Sucessão de Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica. **Rev. Bras. Cartogr.**, vol. 71, n. 3, julho/setembro, p. 756 -780, 2019.
- AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2003. 123 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (MG), 2003.
- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Revista de Engenharia Agrícola**, v.30, n.6, p. 1046-1049, 2010.
- ANDRADES, T. O.; GANIMI, R. N. Revolução verde e a apropriação capitalista. **CES Revista**, Juiz de Fora, p. 43-56, 2007.
- AUERSWALD, K.; FIENER, P.; DIKAU, R. Rates of sheet and rill erosion in Germany – A meta-analysis. **Geomorphology**. v.111, p.182-193, 2009.

AYOADE, J. O. **Introdução à Climatologia para os Trópicos**. 11. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006.

BALDASSARINI, J. S.; NUNES, J. O. R. Estimação da perda de solo por processos erosivos em parcelas de monitoramento utilizando pinos de erosão em propriedades rurais do interior do Estado de São Paulo. **Confins**, v.38, 2018.

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo Qual2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)**. 2006. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia (GO), 2006.

BARBOSA, Í. S.; ANDRADE, L. A. de; ALMEIDA, J. A. P. Zoneamento agroecológico do município de Lagoa Seca, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, p.623-632, 2009.

BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2007.

BARRETTO, A. G. O. P. **História e geografia da pesquisa brasileira em erosão do solo**. 2007. 120 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba (SP), 2007.

BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do Meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicações**. Florianópolis: Editora UFSC, 1994.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8 ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil, using distributed modeling. **Catena**, n.79, p. 49-59, 2009.

BLOISE, G. L. F.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; REATTO, A.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. F.; CARVALHO, A. P. F. Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da Bacia do Olaria – DF. Embrapa Cerrados. **Boletim de pesquisa**, n.14, 2001.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. Nutrient cycling. **Science**, v.155, p.424-429, 1967.

BUTLER, D. R.; WALSH, S. J. An overview of scale, pattern, process relationships in geomorphology: a remote sensing and GIS perspective. **Geomorphology**, v. 21, n. 3-4, p. 183-205, 1998.

CARPENTER, D. J.; CARPENTER, S. M. Modeling inland water quality using Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, n. 13, p. 345-52, 1982.

CARVALHO, D. F.; CRUZ, E. S.; PINTO, F. M.; SILVA, L. D. B.; GUERRA, J. G. M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 3-9, 2009.

CASTRO, A. G.; VALÉRIO FILHO, M. Simulação da expectativa de perdas de solo em microbacia sob diferentes manejos florestais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa (MG), v.21, p.419-426, 1997.

CECÍLIO, R. A.; RODRIGUEZ, R. G.; BAENA, L. G. N.; OLIVEIRA, F. G. PRUSKI, F. F. Aplicação dos modelos RUSLE e WEPP para a estimativa da erosão hídrica em uma microbacia hidrográfica de Viçosa (MG). **Revista verde**, v.4, p.39-45, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1999.

COCHRANE, T.; FLAMAGNAN, D. C. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevations models. **Journal of Soil and Water Conservation**, n. 54, p. 678-685, 1999.

COSTA, J. **Dicionário rural do Brasil**. Rio de Janeiro: Campos, 2003.

COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. O.; XAVIER, A. C.; ZANETTI, S. S.; MOREIRA, M. C. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo. **Revista Agroambiente**, v. 8; n. 1; p. 01-09, jan.-abr., 2014.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. DAEE. **Banco de dados hidrológicos**. 2020. Disponível em: <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>. Acesso em: 20 jan. 2020.

DRUGOWICH, M. I. **Plano Diretor de Controle de Erosão Rural para o município de Tatuí – SP**. Campinas: CIAGRO-CATI-SAA, 2011.

DURÃES, M. C. O.; MAIA FILHO, B. P.; BARBOSA, V. V.; FIGUEIREDO, F. P. Caracterização dos impactos ambientais da mineração na bacia hidrográfica do rio São Lamberto, Montes Claros/MG. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 1, p. 49-61, 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, Embrapa. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa. **Árvore do Conhecimento de Solos Tropicais**. 2020. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_6_221220611537.html#>. Acesso 19 maio 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 2021. Disponível em: <<https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/aspec.htm>>. Acesso 07 jun. 2021.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE – ESRI. **ArcGis 10.6**. Redlands, 2017.

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

FEITOSA, F.F.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.V.; KOSCHITZKI, T.; SILVA, M.P.S. Global and local spatial indices of urban segregation. **International Journal of Geographical Information Science**, v.21, n.3, p.299-323, 2007.

FERREIRA, K. R.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M.V. An algebra for spatiotemporal data: from observations to events. **Transactions in GIS**, n. 2, v. 18, p. 253-269, 2013.

FIORIO, P. R.; BARROS, P. P. S.; OLIVEIRA, J. S.; NANNI, M. R. Estimativas de perda de solo em ambiente SIG utilizando diferentes fontes de dados topográficos. **Ambiência Guarapuava**, v.12, p.203-216, 2016.

FLAUZINO, F. S.; SILVA, M. K. A.; NISHIYAMA, L.; ROSA, R. Geotecnologias aplicadas à gestão dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba no cerrado mineiro. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, n.22(1), p.75-91, 2010.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **J. Soil Water Conserv.**, n. 36, p.355-359, 1981.

GALETI, P. A. **Conservação do solo: reflorestamento, clima**. 2. Ed. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973.

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

GIMENEZ, D. F. S. **Análise da precipitação pluvial e ocorrências de desastres naturais no estado de São Paulo (1976 – 2012)**. 2017. 98f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade de Campinas, Campinas (SP), 2017.

GOOGLE. **Google Earth website**. 2019. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso 23 maio 2021.

GOOGLE. **Google Maps website**. 2019. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps>>. Acesso 14 junho 2021.

GOMES, C. S. Impactos da expansão do agronegócio brasileiro na conservação dos recursos naturais. **Cadernos do Leste**, UFMG, Belo Horizonte, Jan-dez. vol. 19, n. 19, 2019.

GOUVEIA, I. C. M. C; LEAL, A. C.; TROMBETA, L. R.; NUNES, R. S.; STOQUI, V. B. Contribuição ao planejamento de recursos hídricos em bacia hidrográfica: geomorfologia e fragilidade geoambiental da UGRH Paranapanema. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 27, p. 21-46. 2014.

GUERRA, A. J. T.; FULLEN, M. A.; JORGE, M. D. C. O.; ALEXANDRE, S. T. Soil Erosion and Conservation in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências**. Rio de Janeiro, v. 37, p. 81-91, jan., 2014.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. **Novo dicionário geológico-geomorfológico**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008.

HALIM, R.; CLEMENTE, R. S.; ROUTHAY, J. K.; SHRESTH, R. P. Integration of biophysical and socio-economic factors to assess soil erosion hazard in the upper Kaligarang watershed, Indonesia. **Land Degradation & Development, Wiley InterScience**, n.18, p.453-469, 2007.

HORNSBY, K. S.; COLE, S. Modeling moving geospatial objects from an ever-based perspective. **Transactions in GIS**, n.11, p.555-573, 2007.

INÁCIO, E. S. B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R.; BARRETO, A. C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na Microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 1, p. 55-360, 2007.

INSTITUTO AGRONÔMICO. IAC. **Solos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/solosp/>>. 2020. Acesso 16 jun. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Banco de Dados de Informações Ambientais**. 2021. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br>. Acesso 29 maio 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil**: compatível com a escala 1:250 000. 1 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Manual técnico de Pedologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Malha de Setores Censitários**. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/26565-malhas-de-setores-censitarios-divisoes-intramunicipais.html?=&t=downloads>. Acesso em: 07 abr. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **IBGE cidades**. 2020. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/sp/ibiuna/panorama>>. Acesso 29 maio 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA DE SÃO PAULO. IPT. **Atualização do relatório de situação dos recursos hídricos da Bacia do Sorocaba Médio Tietê (Relatório Zero) como subsídio à elaboração do Plano de Bacia**, São Paulo, 2005.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA DO ESTADO DE SÃO PAULO. IPT. **Mapa Geológico** – Prefeitura de Ibiúna. 2015. Disponível em: <<https://sapl.ibiuna.sp.leg.br/media/sapl/public/documentoacessorio/2016/272/272.pdf>>. Acesso em: 29 maio 2021.

JESUS, C. F. P.; DIAS, N. W.; CRUZ, M. A. S. Vulnerabilidade socioambiental na Bacia do Rio Japarutuba em Sergipe a partir da álgebra de mapas. **Revista Engenharia na agricultura**, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 50-57, jan/fev 2014.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. Ciudad del México: Fundo de Cultura Econômica, 1948.

LIMA, M. A. **Avaliação da Qualidade Ambiental de uma Microbacia no Município de Rio Claro - SP**. 1994. 264 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro (SP), 1994.

LIMA, R. D.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. F. A importância do componente socioeconômico para o estudo e elaboração de planos de manejo de unidades de conservação. **Revista Faz Ciência**, v. 7, p. 61-78, 2005.

LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares**: conservação e recuperação. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000.

LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; COSTA, D. B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho-amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.35, n.1, jan./fev., 2011.

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. A Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Ed.) **Conceitos de Bacias Hidrográficas**: teorias e aplicações. Ilhéus (BA): Editus, 2002.

LUIZÃO, F. J.; CORAL, S. T.; ORDINOLA, J. G.; SILVA, G. C.; LUIZÃO, R. C. C.; CABRERA, L. T.; WANDELLI, E.; FERNANDES, E. C. M. Ciclos Biogeoquímicos em agroflorestas na Amazônia. In: GAMA-RODRIGUES *et al.* **Sistemas Agroflorestais: bases científicas para o desenvolvimento sustentável**. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2006.

LUZ, V. G.; SIQUEIRA, C. E. G.; LA-ROTTA, E. I. G.; MIQUILIN, I. O. C.; CORREA FILHO, H. R. 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.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba (SP), 2002.

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, p. 443 – 462, 2020.

MALVESTIO, L. M. **Variabilidade da precipitação pluviométrica da região sudeste do Brasil no período chuvoso e suas consequências ambientais**. 2013. 155f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas (SP), 2013.

MARTIN, P. S. **Determinação do potencial de perda de solo através do sistema de informação geográfica (SIG) para priorização de estradas rurais no município de Ouro Verde/SP**. 2018. 174 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Presidente Prudente (SP), 2018.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length fator for the Universal Soil Loss Equation, **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 32, p. 1571-1576, 1989.

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

MINELLA, J. P. G; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.3, p.424-432, mar. 2011.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de Informações Geográficas**. Brasília (DF): Embrapa Informação Tecnológica, 2005.

MORAES, J. F. L.; DONZELI, P. L.; LOMBARDI NETO, F.; MELO, A. R.; PRADO, H. Land Planning For Sustainable Development In: Watersheds using Geographical Information System. **International Archives of Photogrametry and Remote Sensing**, Amsterdam, v.33, n.3, p.895-900, 2000.

NACHTIGALL, S. D. **Geoprocessamento aplicado à estimativa de perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Arroio Fragata**. 2018. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas (SP), 2018.

NEARING, M. A.; LANE, L. J.; LOPES, V. L. Modeling soil erosion. In: LAL, R. (Ed) **Soil Erosion Research Methods**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1994.

NERY, J. T.; SILVA, E. S.; CARFAN, A. C. Distribuição da Precipitação Pluvial no Estado de São Paulo. In: **VI SBCG: Simpósio Brasileiro de Climatologia Geográfica**, 2004, Aracaju. Diversidades Climáticas. Aracaju: Editora da UFS, 2004. v. 01. p. 01-09.

O'SULLIVAN, P. E. The Ecosystem - Watershed Concept in the Environmental Sciences – A Review. **Intern. J. Envirnmental Studies**, n.13, p.273-281, 1979.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interciências. 1985.

ODUM, E. P. **Ecology and Our Endangered Life-supot Systems**. 2ª Ed. [s.l.] Sinauer Associates, Inc. Sunderland, 1993.

OLIVEIRA, M.; COLETO ROLA, M.; HUEGEL RICHIA, C.; FEKSA RAMOS, L.; GULARTE SCHAFER, A. Adaptação dos dados do censo dos anos de 2000 e 2010 para inclusão em um Sistema de Informações Geográficas. **Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 5, n. 2, 14 fev. 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA. FAO. La erosión del suelo por el água. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. **Cuadernos de fomento agropecuário da Org. de Las Naciones Unidas**, Roma, n. 81, 1967.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA. FAO. **Status of the World's Soil Resources**. Roma: ITPS, 2015.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B.C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resour Manage**, v. 21, p. 729-746, 2007 .

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

PEREIRA, J. S. **Avaliação das perdas de solos por erosão laminar na área de influência da UHE Amador Aguiar**. 2014. 170f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia (MG), 2014.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Mapeamento de áreas potenciais à erosão laminar no município de Tibau do Sul/RN, Brasil. **Geoambiente On-Line**. UFG/REJ. Jataí-GO, n.24, p. 61-77, jan./jun, 2015.

PES, L. Z.; GIACOMINI, D. A. **Conservação do solo**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Colégio Politécnico; Rede e-Tec Brasil, 2017.

PETAN, S.; RUSJAN, S.; VIDMAR, A., MIKOS, M. The rainfall kinetic energy–intensity relationship for rainfall erosivity estimation in the mediterranean part of Slovenia. **Journal of Hydrology**. v.391, p.314-321, 2010.

PINET, P.; SORIAU, M. Continental erosion and large-scale relief, **Tectonics**, n.7, p.563-582, 1988.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. Bacias Hidrográficas - Integração entre meio ambiente e desenvolvimento. **Ciência Hoje**, n.19, v.110, p.40-45, 1995.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Ed.) **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus (BA): Editus, 2002.

POLETO, C. **Bacias Hidrográficas e recursos hídricos**, 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2014.

POLLETE, M. **Planície do Perequê / Ilha de São Sebastião - SP: Diagnóstico e Planejamento Ambiental Costeiro**. 1993. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos (SP), 1993.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9 ed. São Paulo: Nobel, 1990.

REARDON, S.; O'SULLIVAN, D. Measures of spatial segregation. **Sociological Methodology**, v.34, p.121-162, 2004.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water - A guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: United States Government Printing, 1997.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. G. Análise de suscetibilidade à erosão laminar no município de Campos dos Goytacazes-RJ através de técnicas de geoprocessamento. **Estudos Geográficos**, v.6, p.89-100, 2008.

ROCHA, O.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. A Bacia Hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S. V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. (Ed) **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho**. São Carlos: Rima, 2000.

RODRIGUES, J. A. M.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; RODRIGUES, M. C. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo (MG). **Geociências**, v.36, n.3, p.531-542, 2017.

RODRIGUES, R. B. **Sistema de suporte à decisão proposto para a gestão qualitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. 2005. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 2005.

RODRIGUES, V. S.; VALLE JÚNIOR, R. F.; SANCHES, L. F.; PACHECO, F. A. L. The assessment of water erosion using Partial Least Squares-Path Modeling: A study in a legally protected area with environmental land use conflicts. **Science of The Total Environment**, n. 691, p.1225-1241, 2019.

ROSA, R.; BRITO, J. L. S. **Introdução ao geoprocessamento: sistema de informação geográfica**. Uberlândia: EDUFU, 1996.

ROSS, J. L. S. **Geografia do Brasil**. 6 ed. Edusp: São Paulo, 2019.

ROSS, J. L. S; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo escala 1:500.000**. São Paulo: Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia FFLCH - USP/IPT/FAPESP, 1997.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Análise espacial da avifauna e sua correlação com indicadores ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Una (SP). **Bol. geogr.**, Maringá, v. 37, n. 2, p. 202-217, 2019.

SAMBUICHI, R. H. R; OLIVEIRA, M. A. C; SILVA, A. P. M; LUEDEMANN, G. A **sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios**. Rio de Janeiro: IPEA, 2012

SANTANA, A. D. Uso da terra pela agropecuária e sua relação com a erosão dos solos no município de Regente Feijó (SP). **AMBIENTES**. v.1, n.2, p.252-275, 2019.

SANTOS, D. B. O. **Aplicação da RUSLE a uma pequena bacia hidrográfica da Amazônia**. 2013. 82 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Estado do Pará, Belém (PA), 2013.

SANTOS, G. G; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**. v.14, n.2, p.115-123, 2010.

SANTOS, L. A. C.; BATISTA, A. C.; NEVES, C. O. M.; CARVALHO, E. V.; SANTOS, M. M.; GIONGO, M. Análise multitemporal do uso e cobertura da terra em nove municípios do Sul do Tocantins, utilizando imagens Landsat. **Revista Agroambiente**, v.11, n.2, p.111-118, abr/jun, 2017.

SCHIETTECATE, W.; D'HONDT, L.; CORNELIS, W. M.; ACOSTA, M. L.; LEAL, Z.; LAUWERS, N.; ALMOZA, Y.; ALONSO, G. R.; DÍAZ, J.; RUÍZ, M.; GABRIELS, D. Influence of landscape on soil erosion risk in the Cuyaguateje watershed (Cuba). **Catena**, v.74, p.1-12, 2008.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. 2 ed (rev. amp.), São Carlos (SP): Rima, 2007. 153p.

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. **Revista Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Revista Ra'e Ga**. Curitiba, v.42, p.72-85, dez., 2017.

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. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.34, n.3, p.147-159, 2004.

SILVÉRIO, F. O.; SILVA, J. G. S.; AGUIAR, M. C. S.; CACIQUE, A. P.; PINHO, G. P. Análise de agrotóxicos em água usando extração líquido-líquido com partição em baixa temperatura por cromatografia líquida de alta eficiência. **Química Nova**, v.35, n.10, p. 2052-2056, 2012.

SIQUEIRA, B.; NERY, J. T. A dinâmica climática e a variabilidade da precipitação no estado de São Paulo: o índice de precipitação e o índice de precipitação concentrada. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia (MG), v. 19, n. 67, set, 2018.

SIQUEIRA, H. E. **Identificação de áreas para conservação do solo e da água na área de proteção ambiental do Rio Uberaba com geoprocessamento**. 2019. 77f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal (SP), 2019.

SOUSA, D. G.; MINCATO, R. L.; KAWAKUBO, F. S. Análise multitemporal do uso da terra utilizando imagens Landsat-5 TM da região de Alfenas, Sul de Minas Gerais, visando a conservação de fragmentos florestais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.8, n.5, p.1482-1492, 2015.

SOUSA, J. A. P. **Elaboração de um índice de vulnerabilidade ambiental dos fragmentos florestais da Mata Atlântica**. 2021. 162 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba (SP), 2021.

SOUSA, J. A. P.; COSTA, H. F.; SILVA, R. C. F.; EWBANK, H.; LOURENÇO, R. W. Modelagem para identificação de sub-bacias suscetíveis s erosão do solo utilizando a abordagem de soma ponderada. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n. 5, p. 2685-2699, 2021.

STEINER, F. A.; VASCONCELOS, V. V. Delimitação e proteção das áreas de preservação permanente de chapadas: Estudo de caso da mineração de areia em encosta no Norte de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v.12, n.40, p.189-204, 2011.

SUMMERFIELD, M. A.; HULTON, N. J. Natural control of fluvial denudation rates in major world drainage basins. **Journal of Geophysical Research**. v.99, n.13, p.871-883, 1994.

SUTIL, T.; PEREIRA, J. R.; LADWIG, N. I.; BACK, A. J.; HENKES, J. A. Estrutura da Paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Maior. **R. gest. sust. ambient.**, v.8, n.4, p.231-249, 2019.

TAVARES, A. C. F.; MORAES, J. F. L.; ADAMI, S. F.; LOMBARDI NETO, F.; VALERIANO, M. M. Expectativa de degradação dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas com auxílio de sistemas de informação geográfica. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v.25. n.2, p.417-424, 2003.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista UNIARA**, n.20, p.137-156, 2007.

TELLES, T. S.; DECHEN, S. C. F.; SOUZA, L. G. A.; GUIMARÃES, M. F. Valuation and assessment of soil erosion costs. **Scientia Agricola**, v.70, p. 209-216, 2013b.

TOMAZONI, J. C; GUIMARÃES, E. Determinação da capacidade de uso do solo de bacia hidrográfica através da sistematização da USLE no SPRING. **Geociências**, n.26, p.323-332, 2007.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2006.

TOY, T. J; FOSTER, G. R; RENARD, K. G. **Soil erosion**: processes, prediction, measurement, and control. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 2002.

TRICARD, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria técnica, SUPREN, 1977.

VALLADARES, G. S.; GOMES, A. S.; TORRESAN, F. E.; RODRIGUES, C. A. G.; GREGO, C. R. Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n.47, p.1376-1383, 2012.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. Computing the ls factor for the revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, v.30, p.1043-1053, 2004.

VANONI, V. A. **Sedimentation engineering**. Nova Iorque: ASCE, 1975.

VEIGA, M.; BASSI, L.; ROSSO, A. Degradação do solo e da água. In: SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO (Ed) **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água: projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas**. 2 ed. Florianópolis: EPAGRI, 1994.

WALLING, D. E. The sediment delivery problem. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.65, p.209-237, 1983.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 801-814, 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978.

WONG, D. W. S. Formulating a general spatial segregation measure. **The Professional Geographer**, v.57, p.285-294, 2005.

YUE-QING, X.; XIAO-MEI, S.; XIANG-BIN, K.; JIAN, P.; YUNG-LONG, C. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed. Guizhou Providence, China. **Environment Monitoring Assess**, v. 141, n.1, p. 275-286, 2008.

ZACHAR, D. **Soil Erosion: developments in soil science 10**. Brastislava: Elsevier Science, 2011.

ZOCCAL, J. C. **Soluções – Caderno de estudos em conservação do solo e água**. Presidente Prudente: CODASP, 2007.