

**ANA LAURA DE PAULA**

**NOVA ABORDAGEM PARA O CÁLCULO DE PRÁTICAS  
CONSERVACIONISTAS NA ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO**

**Sorocaba  
2025**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

**ciências  
ambientais**  **unesp  
Sorocaba**

**ANA LAURA DE PAULA**

**NOVA ABORDAGEM PARA O CÁLCULO DE PRÁTICAS  
CONSERVACIONISTAS NA ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO**

Dissertação apresentada como requisito para a  
obtenção do título de Mestra 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  
2025**

P324n

Paula, Ana Laura de

Nova abordagem para o cálculo de práticas conservacionistas na  
estimativa de perda de solo / Ana Laura de Paula. -- Sorocaba, 2025  
82 p. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),  
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: Roberto Wagner Lourenço

1. Erosão do solo. 2. Solos - Conservação. 3. Solos - Manejo. 4.  
Equação Universal de Perda de Solo. I. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba


### CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: NOVA ABORDAGEM PARA O CÁLCULO DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS NA ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO

**AUTORA: ANA LAURA DE PAULA**

**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:

Documento assinado digitalmente  
 **ROBERTO WAGNER LOURENÇO**  
Data: 13/03/2025 12:46:57-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO (Participação Virtual)  
Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp

 Assinado de forma digital  
por Darllan Collins da Cunha  
e Silva.22397267845  
Data: 2025.02.12 09:18:16  
-03'00"

Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA (Participação Virtual)  
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Campus Sorocaba

Documento assinado digitalmente  
 **JOSE CARLOS DE SOUZA**  
Data: 11/02/2025 11:46:05-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE SOUZA (Participação Virtual)  
Departamento de Geografia / Universidade Estadual de Goiás (UEG) - Unidade Universitária De Anápolis - CSEH - Nelson De Abreu Júnior

Sorocaba, 11 de fevereiro de 2025

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha família, que me proporcionou o privilégio da educação e sempre foi minha base. Sem o apoio incondicional deles, minha trajetória acadêmica não seria possível. Em especial, à minha mãe, Josiane, que esteve ao meu lado nos momentos mais difíceis, enxugando minhas lágrimas e me incentivando a continuar, mesmo sem compreender completamente meu universo acadêmico. Sua presença e força são essenciais para mim. Aos meus padrinhos de crisma Carmelita e Dorival e à filha deles, Ana Carolina, minha gratidão por sempre cuidarem de mim, como família.

Aos amigos de Poços de Caldas, minha cidade natal que tanto amo, obrigada por fazerem parte dos meus primeiros passos na educação. Obrigada por acreditarem em mim sem hesitar, por me ouvirem e por demonstrarem tanto amor ao longo da minha caminhada. À Tatiane, minha eterna gratidão por me inspirar desde o início a trilhar o caminho da pesquisa, mostrando que as mulheres podem ocupar qualquer espaço que desejarem. Sua parceria e amizade foram fundamentais para meu crescimento.

Agradeço aos amigos de Sorocaba, especialmente à Michelle, que me acolheu em meio ao desconhecido. Sou grata também às amigadas do mestrado, que foram essenciais para minha jornada. As conversas, incentivos e “cafezinhos”, especialmente com Albina e Giovanna, ajudaram a manter meu ânimo. Agradeço ainda aos doutorandos da UNESP pelo apoio e conselhos, em especial ao Jô, cuja amizade foi fundamental para meu crescimento acadêmico e pessoal.

Aos meus amigos Liliane, Gabriela e Felipe, minha imensa gratidão. Eles trouxeram luz, alegria e amor para a minha vida, não só dentro da UNESP, mas também fora dela. Obrigada por todas as risadas, pelos momentos sensíveis que me proporcionaram e proporcionam.

Aos colegas do LABGEMM, agradeço especialmente ao Arthur e ao professor Darllan pelas conversas e ensinamentos valiosos. Agradeço também à Giovana pelo suporte técnico essencial durante essa jornada.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Roberto Wagner Lourenço, pela orientação e pelas contribuições que, de forma significativa, auxiliaram na construção desta trajetória acadêmica.

À UNESP-Sorocaba pelo ambiente propício ao aprendizado e à pesquisa, essencial para a realização deste trabalho.

Por fim, agradeço a todos que, de forma direta ou indireta participaram do desenvolvimento desta pesquisa. Mesmo sem serem citados nominalmente, cada pessoa que ofereceu palavras de apoio e boas energias desempenhou um papel importante nessa jornada.

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

## RESUMO

PAULA, Ana Laura de. **Nova abordagem para o cálculo de práticas conservacionistas na estimativa da perda de solo.** 2025. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2025.

A intensificação agrícola sem práticas conservacionistas acelera a degradação do solo, comprometendo sua produtividade e impactando os ecossistemas devido ao transporte de sedimentos e agroquímicos para corpos d'água. Na Bacia do Rio Sorocabaçu, essa dinâmica é potencializada pelas atividades agrícolas, destacando a necessidade de manejo sustentável para mitigar a erosão e seus impactos ambientais. O método RUSLE, amplamente empregado para estimar a perda de solo, apresenta limitações específicas no cálculo do fator P, que representa as práticas conservacionistas, especialmente em situações onde não há informações disponíveis sobre as práticas de conservação adotadas. Nesses casos, o modelo utiliza um valor padrão de 1, que é o pior cenário, no qual implica na ausência de práticas conservacionistas, o que muitas vezes resulta em estimativas que não representam as condições reais da bacia hidrográfica. Por isso, esta pesquisa propõe a apresentar uma alternativa metodológica para considerar na equação da RUSLE informações sobre práticas conservacionistas obtidas de maneira indireta, por meio de pesquisa qualitativa de práticas agrícolas do Censo Agropecuário do IBGE. Foram solicitadas ao IBGE tabulações sobre práticas conservacionistas por setores censitários geolocalizados, além de informações sobre o tamanho das propriedades. A partir disso, calcularam-se os fatores da equação RUSLE, e um modelo foi desenvolvido para calcular o fator P ajustado. Compararam-se os resultados da perda de solo com o P ajustado e o P com valor padrão de 1. Analisaram-se os anos de 2006 e 2017, sendo 935 propriedades agropecuárias com apenas 38,72% dos estabelecimentos adotam práticas conservacionistas em 2006 e em 2017 haviam 720 estabelecimentos com apenas 12,5% de adotantes. Verificou-se que o plantio em curvas de nível é a prática mais comum, adotada por 89% dos estabelecimentos estudados em 2006 e 88% em 2017. Os valores do fator P variaram entre 0,5403 e 1 em ambos os anos. O modelo com P ajustado apresentou valores médios nas áreas agrícolas de 0,94 em 2006 e 0,97 em 2017. A análise demonstrou que setores com grandes áreas agrícolas tendem a ter menor número de práticas conservacionistas, com os mais altos valores de P. Em relação à perda de solo, a comparação entre os modelos de perda de solo com P igual a constante 1, quando comparado ao fator P ajustado as práticas conservacionistas segundo o censo agropecuário, apresentaram na maior parte da bacia baixa perda de solo. As áreas com maior perda de solo foram associadas a práticas inadequadas e grandes extensões de cultivo, que não adotam medidas conservacionistas suficientes. Com base nos resultados obtidos e no modelo desenvolvido para os anos de estudo, é possível concluir que a área estudada apresenta uma necessidade urgente de aprimoramento das práticas conservacionistas. Essas melhorias são essenciais para mitigar a perda de solo e seus impactos na formação de processos erosivos, contribuindo diretamente para o manejo sustentável e o uso adequado do solo, especialmente em bacias hidrográficas que possuem um elevado grau de antropização.

Palavras-chave: Erosão hídrica; fator p; rusle; conservação de solos.

## ABSTRACT

PAULA, Ana Laura de. **New approach for calculating conservation practices in soil loss estimation**. 2025. Master's thesis (Master in Environmental Sciences) – Institute of Science and Technology, São Paulo State University, Sorocaba, 2025.

The intensification of agriculture without the adoption of conservation practices accelerates soil degradation, compromising its productivity and impacting ecosystems due to the transport of sediments and agrochemicals into water bodies. In the Sorocabuçu River Basin, this dynamic is exacerbated by agricultural activities, highlighting the urgent need for sustainable management to mitigate soil erosion and its environmental impacts. The RUSLE method, widely used to estimate soil loss, presents specific limitations in calculating the P factor, which represents conservation practices, especially in situations where information about the adopted conservation measures is unavailable. In such cases, the model uses a default value of 1, which represents the worst-case scenario, implying the absence of conservation practices. This often results in estimates that do not accurately reflect the real conditions of the watershed. Therefore, this research proposes a methodological alternative to include information about conservation practices in the RUSLE equation, indirectly obtained through qualitative research on agricultural practices from the Brazilian Agricultural Census. Custom tabulations were requested from IBGE, including data on conservation practices by geolocated census sectors and property sizes. Using this data, the RUSLE equation factors were calculated, and a model was developed to adjust the P factor. Soil loss results were compared using the adjusted P factor and the default P value of 1. The study analyzed data from 2006 and 2017, covering 935 agricultural properties, of which only 38.72% adopted conservation practices in 2006, while in 2017, only 12.5% of the 720 properties adopted such practices. It was found that contour planting was the most common practice, adopted by 89% of the establishments in 2006 and 88% in 2017. The P factor values ranged from 0.5403 to 1 in both years. The model with adjusted P showed average values in agricultural areas of 0.94 in 2006 and 0.97 in 2017. The analysis showed that sectors with large agricultural areas tend to have fewer conservation practices, with the highest P values. Regarding soil loss, the comparison between the soil loss models with P equal to a constant 1, when compared to the P factor adjusted to conservation practices according to the agricultural census, showed low soil loss in most of the basin. The areas with the greatest soil loss were associated with inadequate practices and large areas of cultivation, which do not adopt sufficient conservation measures. Based on the results obtained and the model developed for the years of study, it is possible to conclude that the studied area presents an urgent need to improve conservation practices. These improvements are essential to mitigate soil loss and its impacts on the formation of erosion processes, contributing directly to sustainable management and adequate land use, especially in river basins that have a high degree of anthropization.

Keywords: Water erosion; p factor; rusle; soil conservation.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Plantio de cana de açúcar, em curvas de nível, no estado de Goiás. ....	24
Figura 2 - Representação esquemática de um terraço em perfil, destacando: A - área de movimentação de terra; B - camalhão ou dique; C - o canal. ....	25
Figura 3 - Cultura de milho em palhada de <i>Brachiaria brizantha</i> . ....	28
Figura 4 - Localização da área de estudo. ....	32
Figura 5 - Fluxograma metodológico.....	33
Figura 6 - Mapa de erosividade.....	40
Figura 7 - Mapa Hipsométrico. ....	41
Figura 8 - Mapa de Erodibilidade ..... 43	43
Figura 9 - Declividade BHRS ..... 46	46
Figura 10 - Mapa Fator Topográfico..... 47	47
Figura 11 -Uso e Cobertura da Terra ..... 49	49
Figura 12 - Mapa de manejo e cobertura do solo..... 51	51
Figura 13 - Práticas conservacionistas adotadas na BHRS. .... 54	54
Figura 14 - Valores do fator P para a BHRS..... 56	56
Figura 15 - Perda de solo BHRS com P ajustado 2006 e 2017 ..... 58	58
Figura 16 - Perda de solo com P ajustado nas áreas agrícolas ..... 62	62
Figura 17 - Mapa de Transição perda de solo nas áreas agrícolas ..... 64	64

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores de erodibilidade presentes na BHRS.....	35
Tabela 2 - Classes de Erosividade.....	40
Tabela 3 - Erodibilidade dos solos .....	44
Tabela 4 - Classificação do relevo. ....	45
Tabela 5 - Uso e Cobertura do Solo .....	48
Tabela 6 - Classes de cobertura e valores Fator C. ....	50
Tabela 7 – Número de estabelecimentos por classe de área de lavoura.....	52
Tabela 8 - Quantidade de adotantes de práticas conservacionistas por grupo de áreas de lavoura. ....	57
Tabela 9 - Perda de solo BHRS.....	58
Tabela 10 - Perda de solo BHRS com P igual a 1 .....	59
Tabela 11 - Perda de solo nas áreas agrícolas com P ajustado.....	60
Tabela 12 - Perda de solo nas áreas agrícolas com P igual a 1 .....	61

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Aj	Média ponderada da classe de tamanho das áreas das propriedades
ANSWERS	Simulação de Respostas Ambientais em Bacias Hidrográficas de Fonte Não Pontual
APA	Área de Preservação Ambiental
ATBD	Documento Base Teórico do Algoritmo
BHRS	Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu
C	Cobertura e Manejo
CWB	Clima Subtropical
CX	Cambissolo Háplico
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EMPLASA	Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano
EUPS	Equação Universal de Perda de Solos
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura
GM	Gleissolo Melânico
GPRH	Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos
GRASS GIS	Sistema de Recursos Geográficos
IAC	Instituto Agrônomo de Campinas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	<i>Inverse Distance Weighting</i>
K	Erodibilidade
LABGEM	Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental
LGPD	Lei Geral de Proteção de Dados
LS	Topografia
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo
MDE	Modelo Digital de Elevação
MUSLE	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
N <sub>pi</sub>	Número de propriedades que adotam determinada prática
N <sub>pt</sub>	Número total de propriedades do setor censitário
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Práticas Conservacionistas
PI	Valor de P para prática conservacionista
PIB	Produto Interno Bruto
R	Erosividade
RNA	Rede Neural Artificial
RUSLE	Equação Universal de Perda de Solo Revisada
SEMIL	Secretaria Municipal de Agricultura e Indústria
SIG	Sistemas de Informações Geográficas

SR	Sensoriamento Remoto
SWAT	Instrumento de Avaliação de Solo e Água
UFV	Universidade Federal de Viçosa
USLE	Equação Universal de Perda de Solo
WEPP	Projeto de Predição de Erosão Hídrica

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>15</b>
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos.....	15
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
3.1 Erosão e produção de sedimentos .....	15
3.2 Modelos para estimar perda do solo .....	17
3.3. Práticas conservacionistas.....	21
3.4 Geotecnologias para modelagem matemática de perda de solo.....	29
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>31</b>
4.1 Área de estudo.....	31
4.2 Procedimentos metodológicos.....	33
4.3 Fator R.....	34
4.4 Fator K .....	34
4.5 Fator LS.....	35
4.6 Fator C.....	36
4.7 Fator P .....	36
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>39</b>
5.1 Erosividade das chuvas .....	39
5.2 Erodibilidade do solo.....	42
5.3 Comprimento de rampa (Fator LS).....	44
5.4 Fator C.....	48
5.5 Fator P .....	51
5.6 Mapas de perda de solo .....	58
5.7 Contribuições do trabalho para a sociedade.....	65
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os efeitos antrópicos como o desmatamento para expansão agrícola e a ausência de técnicas agrícolas conservacionistas atingem os ecossistemas, acarretando problemas socioeconômicos em grandes escalas (Pimentel *et al.*, 1995; Busari *et al.*, 2015; Saath e Fachinello, 2018; Pendrill *et al.*, 2022). De acordo com o relatório divulgado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2017), cerca de um terço dos solos do planeta está em estado de declínio devido a diversos fatores, incluindo o fenômeno acelerado de erosão.

Caso não haja medidas de controle, esse processo pode influenciar na capacidade produtiva do solo, provocando degradação da estrutura, ocasionando inclusive a perda de nutrientes essenciais do solo (EMBRAPA, 2016, Panagos, 2017; Demarchi; Piroli; Lopes, 2019). Além disso, interfere no fluxo da água devido ao transporte de sedimentos para os corpos d'água e à possível transferência de contaminantes para essas águas, resultando em contaminação nos locais de abastecimento de água, o que representa uma ameaça à saúde pública (Meena *et al.*, 2020; Nachtigall *et al.*, 2020).

A erosão hídrica ocorre quando partículas do solo são deslocadas e transportadas de uma área para outra, impulsionadas pela chuva e pelo fluxo da água (Kinnell, 2020). Este processo é natural e ocorre devido as características físicas, químicas e biológicas do solo, sendo mais susceptível em determinadas áreas (Moura-Bueno *et al.*, 2018). Nesse sentido, atividades antrópicas podem acelerar tais fenômenos, sobretudo sem o planejamento de uso adequado do solo, conforme discutido por Gaubi *et al.* (2017).

A excessiva carga de sedimentos ocasiona consequências adversas nos ecossistemas aquáticos, como a deterioração da qualidade da água em razão da possibilidade de presença de poluentes nos sedimentos e a redução dos processos fotossintéticos (Dodd; Sharpley, 2016; Beck *et al.*, 2020).

Tendo em vista a gestão ambiental inexistente ou inadequada, ocorrem consideráveis perdas de solo, facilitando processos erosivos. Dentre esses processos, destacam-se o ravinamento, que se caracteriza pela formação de sulcos e ravinas na superfície do solo devido à ação da água, levando à perda de solo fértil e alterações no relevo. Além disso, o voçorocamento, que envolve o deslizamento de terra e rochas, pode causar danos à infraestrutura e ao meio ambiente. Esses processos erosivos podem ter impactos significativos nos ecossistemas aquáticos, incluindo a perda de biodiversidade, alterações na qualidade da água e aumento do risco de inundações (Porto *et al.*, 2014; Bernatek-Jakiel; Poesen, 2018).

Portanto, existe a necessidade de uma gestão integrada no que tange os recursos hídricos, considerando a produção de sedimentos nas bacias hidrográficas (Ferreira *et al.*, 2022).

Diversas pesquisas sobre erosão e sedimentação do solo foram conduzidas para aprofundar a compreensão da conexão entre a perda de solo em uma bacia hidrográfica e a produção de sedimentos na saída dessa bacia (Amorim *et al.*, 2010; Colman *et al.*, 2018; Dawit Kanito *et al.*, 2023). Por conseguinte, investigações que avaliam a perda de solo em bacias hidrográficas desempenham um papel relevante nos estudos de vulnerabilidade ambiental, fornecendo informações essenciais para identificar áreas com taxas significativas de produção de sedimentos, sujeitas ao iminente risco de assoreamento (Pinto *et al.*, 2020; Guo *et al.*, 2023).

A perda do solo e a erosão hídrica estão em consonância, formando um ciclo prejudicial que pode ser interrompido ou mitigado por meio da implementação de práticas agrícolas e medidas de conservação que minimizem a perturbação do solo (Lepsch, 2016; Zolin *et al.*, 2016; Panagos *et al.*, 2020). Além disso, estabelecer a continuidade da cobertura vegetal natural é primordial para diminuir a intensidade do impacto da chuva no solo, diminuindo as possibilidades de erosão (Rodrigues *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2021).

Devido à complexa interação de diversos fatores no processo de perda de solo e produção de sedimentos, torna-se fundamental investigá-los de forma individualizada a fim de alcançar um entendimento mais abrangente dos fenômenos erosivos que podem ocorrer em uma determinada bacia hidrográfica. Considerando elementos como as características das encostas, a composição do material de origem, topografia, presença de cobertura vegetal, características do solo, a precipitação e o uso do solo, torna-se essencial a análise minuciosa de cada particularidade e localidade, visando identificar os atributos mais relevantes de cada área em estudo (Kayet *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2022).

As equações da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e da Equação Universal de Perda do Solo Revisada (RUSLE) são amplamente utilizadas para estimar a perda de solo devido à erosão. Ambas são estruturadas de maneira semelhante, com a USLE sendo a versão original e a RUSLE sendo uma revisão atualizada que leva em conta novos métodos de calcular os fatores. A estrutura das duas equações é idêntica, sendo compostas por múltiplos fatores que influenciam a perda de solo, como a erosividade da chuva (R), a erodibilidade do solo (K), o comprimento e a inclinação das encostas (LS), a cobertura do solo (C) e as práticas conservacionistas (P) (Galdino; Weill, 2011).

A principal diferença entre elas está na forma como os fatores são determinados. A RUSLE, por ser uma versão revisada, incorpora metodologias mais avançadas para estimar

esses fatores, o que torna a equação mais precisa e adaptada a diferentes contextos (Millward; Mersey, 1999; Aswathi *et al.*, 2022).

Portanto, fornece uma estimativa mais acurada da perda de solo, considerando as variações nos fatores que influenciam a erosão, o que é crucial para a tomada de decisões em estudos ambientais e de manejo de bacias hidrográficas.

Sendo assim, estudar de forma mais ampla e abrangente as chamadas práticas agrícolas dentro da equação de perda do solo, pode contribuir de maneira mais contundente com compreensão das estimativas da erosão do solo. Tal fator representa o impacto das práticas de conservação do solo na mitigação da erosão, abrangendo desde técnicas de manejo da cobertura vegetal até a implementação de sistemas de cultivo como rotação de culturas e cultivo em terraços (Wischmeier; Smith, 1978; Gashaw *et al.*, 2020).

No entanto, em virtude da adoção do método da RUSLE para a avaliação de produção de sedimentos, destaca-se a notável carência de estudos na literatura que empreguem o fator P (Ebabu *et al.*, 2022). Essa lacuna se deve à falta de informações abrangentes sobre práticas de conservação ambiental e técnicas agrícolas específicas empregadas nas áreas agrícolas, principalmente devido ao custo e à onerosidade associados ao monitoramento de experimentos de campo para todas as possíveis combinações de localização, tipos de cobertura da terra e práticas de manejo (Guerra *et al.*, 2014; Xiong *et al.*, 2019).

Assim, é comum o uso do valor padrão de 1 para o fator P, representando o pior cenário diante da ausência de informações detalhadas (Bertoni; Lombardi Neto, 2005; Nigam *et al.*, 2017; Abdo, 2022; Riquetti *et al.*, 2023).

Devido à falta de informações disponíveis sobre práticas conservacionistas em muitos estudos, é comum assumir a incorporação do fator C (Amorim *et al.*, 2010; Riquetti *et al.*, 2022). Nesse sentido, o fator P é frequentemente calculado com base no uso da terra identificado pelos tipos de cobertura do solo dentro da área em análise, como no estudo de Wagari e Tamiru (2021). Além de que alguns autores apresentaram cálculos desse fator a partir da inclinação e faixas de declive (Dunne; Leopold, 1978; Tu *et al.*, 2018; Behera *et al.*, 2020).

Tal lacuna na disponibilidade de informações pertinentes às práticas conservacionistas adequadas para avaliar a perda de solo em uma determinada área de estudo levou à adoção de abordagens alternativas para estimar o fator P. Alguns estudos recorrem a técnicas que envolvem sensoriamento remoto ou investigações de campo detalhadas (Wang *et al.*, 2016; Kassawmar *et al.*, 2018; Demarchi; Piroli; Zimback, 2019).

É importante ressaltar que geralmente os estudos que quantificam esse fator são limitados a áreas menores, como estabelecimentos agrícolas individuais ou bacias hidrográficas

menores, devido às restrições técnicas e logísticas associadas ao monitoramento de grandes extensões de terra (Panagos *et al.*, 2015; Xiong *et al.*, 2019).

Por outro lado, há poucas pesquisas sobre seu impacto quantitativo em escala regional, sendo geralmente baseado na literatura e no uso do solo (Borrelli *et al.*, 2017). Logo, estudos atuais focam em medidas individuais de conservação do solo (Taye *et al.*, 2018), e investigações de campo, concentradas em regiões de planalto, que limitam a aplicabilidade e a eficiência do fator P na RUSLE (Kebede *et al.*, 2020).

Desta maneira, procurando preencher essa lacuna, a presente pesquisa se propõe a empregar dados obtidos por meio do Censo Agropecuário elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e estimar o fator P do modelo RUSLE com vista a melhorar as estimativas de perdas de solo em bacias hidrográficas em escalas regionais.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Determinar os valores do fator P para áreas agrícolas para a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) a partir de dados de práticas agrícolas obtidos do Censo Agropecuário do IBGE.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar os aspectos físicos e ambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, a partir do levantamento, coleta e processamento de informações cartográficas e dados espaciais considerados importantes para o estudo.
- Realizar levantamento de dados dos Censos Agropecuários do IBGE para extrair informações relevantes sobre conservação e manejo, para a elaboração da equação em relação ao fator P.
- Estimar a perda do solo para 2006 e 2017 com o fator P ajustado segundo a metodologia proposta, e estimar a perda do solo no mesmo período utilizando o fator de P igual a 1.
- Comparar os resultados obtidos analisando o modelo ajustado.

## **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 Erosão e produção de sedimentos**

Os solos desempenham um papel fundamental na manutenção da vida e na prática agrícola, sendo uma parte essencial do ecossistema terrestre e influenciando diretamente a morfologia das bacias hidrográficas (Shcoonover; Crim, 2015; Barbosa; Oliveira; Souza, 2018). No entanto, a degradação ambiental que intensifica a erosão, acarretando na redução das margens dos rios, córregos e bacias, afeta tanto a integridade ambiental quanto a saúde humana (Chalise; Kumar; Kristiansen, 2019).

A erosão é um processo físico complexo que envolve o desprendimento, transporte e deposição de sedimentos, resultando na remoção desses materiais e na degradação da camada superficial do solo, impactando diretamente sua produtividade e fertilidade. Além disso, altera profundamente a dinâmica do solo, da água e da biologia local. Os processos erosivos não apenas causam mudanças topográficas significativas, mas também contribuem para a desertificação do terreno (Rodrigues *et al.*, 2015; Lal, 2020).

O processo erosivo é iniciado quando as gotas de chuva atingem o solo com impacto suficiente para desagregar os agregados do solo e compactar a camada superficial. Essa compactação resulta em uma diminuição na capacidade de infiltração da água, especialmente em solos já saturados, criando condições propícias para a formação de poças e o escoamento superficial. Esse fenômeno não apenas aumenta o risco de erosão hídrica, mas também pode influenciar a perda de nutrientes e sedimentos, afetando a qualidade do solo e dos recursos hídricos da área estudada. (Tian *et al.*, 2017; Kinnell, 2020).

Com isso, inicia-se o escoamento superficial através de fluxos lineares, que evoluem para sulcos e podem formar cabeceiras. Essas cabeceiras podem eventualmente bifurcar-se, criando ravinas ou voçorocas, intensificando assim a erosão ao longo das margens. (Guerra, 1999; Rodrigues; Ferreira; Zuquete, 2015; Zheng *et al.*, 2021).

A má gestão dos recursos fundiários e a presença de áreas erodidas são especialmente prejudiciais, resultando na perda da camada fértil do solo, afetando de maneira desproporcional os pequenos produtores rurais (Bertoni; Lombardi Neto, 2010; Ahmad *et al.*, 2020). Nesse sentido, nas últimas décadas, as intervenções humanas na natureza têm se intensificado, exacerbando diversos problemas ambientais e socioeconômicos (Parfit, 2016; Ayram *et al.*, 2020).

Os impactos da erosão estão alinhados com diversos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, como fome zero, acesso à água potável e saneamento, promoção de trabalho digno e crescimento econômico sustentável, consumo e produção responsáveis, ação climática e preservação da vida terrestre (Lal *et al.*, 2021). Assim, a mitigação da erosão não só

é crucial para a conservação dos recursos naturais, mas também para o avanço em direção a metas globais de desenvolvimento sustentável (Soares *et al.*, 2024).

Nesse contexto, o planejamento ambiental do território, incluindo o das bacias hidrográficas, é essencial para o desenvolvimento econômico e social sustentável, bem como para a gestão eficiente dos recursos naturais. Para tal, estudos de vulnerabilidade ambiental desempenham um papel crucial nesse processo, fornecendo subsídios para a elaboração de políticas e programas voltados para a conservação e sustentabilidade ambiental (Rodriguez *et al.*, 2004; Oliveira-Andreoli *et al.*, 2020).

Altas densidades populacionais intensificam a erosão do solo devido ao aumento da demanda por terras, levando à desflorestação, ao pastoreio excessivo e a práticas agrícolas não sustentáveis (Chalise; Kumar; Kristiansen, 2019). Além disso, o crescimento populacional impulsiona a expansão urbana e de infraestruturas, perturbando ainda mais o solo e aumentando os riscos de erosão (Haregeweyn *et al.*, 2017; Maronedze; Schutt, 2020).

### **3.2 Modelos para estimar perda do solo**

Os modelos de erosão são baseados em representações matemáticas dos processos físicos de ocorrência natural e, a produção de sedimentos são valiosos para prever os efeitos das mudanças ambientais, tanto naturais quanto induzidas pelo ser humano, na dinâmica dos sedimentos (Demarchi; Zimback, 2014; Tan *et al.*, 2021). Eles são úteis para prever a erosão e a produção de sedimentos, identificar áreas críticas e orientar práticas de gestão em bacias hidrográficas (Momm *et al.*, 2019). No entanto, seu potencial para avaliar mudanças na gestão da terra ou do clima é limitado (de Vente *et al.*, 2013; Eekhout *et al.*, 2021).

Os modelos físicos estão interligados a equações físicas essenciais que baseam movimento e escoamento de sedimentos numa bacia hidrográfica. Tais modelos destacam elementos físicos ambientais como geologia, topografia, pedologia, uso do solo, clima, hidrologia fluvial e fitocrescimento (Pandey *et al.*, 2016; Kinnell, 2019).

Além da já mencionada caracterização da erosão conforme sua origem, natural ou antrópica, as erosões podem ser classificadas pela forma de transporte: difusa ou concentrada. De modo geral, as erosões resultantes do escoamento difuso são denominadas erosões laminares. Já aquelas que ocorrem pelo escoamento concentrado são denominadas erosões lineares (Nascimento *et al.*, 2016).

Considerando esta caracterização a partir do tipo de transporte, diversos estudos focam na estimativa de perdas de solo como abordagem para a modelagem à suscetibilidade a erosão.

Dentre os mais consagrados encontram-se os que se baseiam em equações empíricas, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER *et al.*, 1978) e suas derivações, a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (Renard; Freimund, 1994) e a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (Williams, 1975). O que estes modelos têm em comum é o foco na erosão hídrica, a partir da análise de fatores como relevo, composição do solo, uso do solo e precipitação (Williams, 1975; Wischmeier *et al.*, 1978; Renard; Freimund, 1994), presentes nas equações empíricas como observado na Equação 1.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Em que:

A = taxa anual média de erosão do solo por unidade de área (Toneladas/hectares.ano);

R = fator erosividade média anual das chuvas (MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>);

K = fator erodibilidade dos solos (t.ha.MJ<sup>-1</sup>.mm<sup>-1</sup>);

LS = fator topográfico, sendo L o comprimento da rampa e S a declividade (adimensional);

C = fator de manejo e cobertura do solo (adimensional);

P = fator de práticas conservacionistas (adimensional).

O fator erosividade da chuva (R) é um índice que expressa a capacidade da chuva de causar erosão em um solo desprotegido, sendo proporcional ao produto da energia cinética total da chuva e sua intensidade máxima em 30 minutos (Bertoni; Lombardi Neto, 2005). O fator R da USLE é a média dos valores anuais do índice de erosão, calculado como o produto da energia cinética da chuva e a intensidade máxima da chuva em 30 minutos (EI), ao longo de vinte anos ou mais (Renard *et al.*, 1997; Riquetti *et al.*, 2020).

Devido à falta de dados pluviográficos em países subdesenvolvidos, pesquisadores usaram fatores climáticos fáceis de medir para correlacionar o índice de erosão. O Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV) e o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) desenvolveram uma Rede Neural Artificial (RNA) que estima a erosividade da chuva em São Paulo usando dados de latitude, longitude e altitude. Essa RNA, implementada no software “netErosividade SP”, utiliza dados de precipitação média anual de 1961 a 1990 (Moreira *et al.*, 2006).

A erodibilidade do solo é a tendência natural de alguns solos se erodirem mais facilmente que outros, mesmo quando as demais condições são iguais (Ahaneku *et al.*, 2024). Propriedades do solo como infiltração, permeabilidade, capacidade de armazenamento de água

e resistência à dispersão e transporte influenciam essa característica (Bertoni; Lombardi Neto, 2005; Ye *et al.*, 2022).

Já o cálculo fator topográfico, representado pelo LS que é calculado com base em uma fórmula que leva em consideração o comprimento da encosta em relação a um comprimento de referência a partir do ângulo de inclinação da encosta, obtido a partir de dados topográficos ou Modelos Digitais de Elevação (MDE). O fator LS, que é a combinação de L e S, é calculado multiplicando-se os dois fatores, resultando em um valor que indica o risco de erosão de uma área devido à sua topografia (Michalopoulou; Nikolakopoulos; Boumpoulis, 2022). Na prática, esse cálculo é realizado por meio de softwares de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), que permitem analisar detalhadamente a topografia da região e calcular os valores de L e S para cada célula da grade do MDE (Yudhistira; Setyawan; Tirtalistyani, 2021).

O cálculo do fator C envolve multiplicar vários fatores, como uso anterior do solo, cobertura vegetal, resíduos na superfície, rugosidade e umidade. O valor anual do fator C é obtido multiplicando o fator C para cada período de 15 dias pelo índice de erosão correspondente, somando os resultados e dividindo pelo índice de erosão anual (Renard *et al.*, 1997). Este fator é altamente sensível às variações espaciais e temporais, pois reflete o crescimento das plantas e as mudanças na precipitação (Polykretis *et al.*, 2020). O fator C é uma razão adimensional entre zero e um que relaciona a perda de solo em condições vegetadas à perda em solo nu contínuo (Wischmeier e Smith, 1978; Oliveira *et al.*, 2015; Xie *et al.*, 2021)

Calcular o fator C geralmente requer parcelas experimentais de erosão com chuva natural, o que pode ser caro e demorado (Nearing *et al.*, 2000). Em muitos países, esses dados são escassos ou inexistem. Por isso, utiliza-se valores pré-estabelecidos de C para determinar os valores para cada tipo de uso e cobertura do solo nas áreas estudadas (Morgan, 2009; Vijith *et al.*, 2017; Almagro *et al.*, 2019; Xiong; Leng; Tang, 2023).

O fator de práticas conservacionistas (P) é uma medida que compara a perda de solo em uma prática conservacionista específica com a perda em cultivos no sentido do declive máximo do terreno ou ausentes de práticas conservacionistas, variando de zero a um. Assim como o fator C, os valores para esse fator foram obtidos a partir de dados experimentais, complementados por observações científicas de análise de causa e efeito conhecidos e modelos de base física (Wischmeier; Smith, 1978; Galdino *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2021).

A utilização do fator C combinado com o fator P para estimar perdas de solo com a adoção de valores de C e P baseados em metodologias estabelecidas, é comum, contudo comprometem a precisão dos resultados (Kebede *et al.*, 2020).

O principal problema desses modelos empíricos é que eles apenas estimam a perda de solo por erosão. Eles são limitados porque não conseguem analisar os processos dinâmicos da erosão do solo, como a identificação dos locais exatos onde a erosão ocorre e as fontes específicas geradoras de sedimentos. (Guo *et al.*, 2019).

Visando preencher esta lacuna dos modelos empíricos, principalmente no que se refere ao desenvolvimento de mapeamentos geotécnicos, modelos baseados em processos físicos vem sendo desenvolvidos para simular os mecanismos e dinâmicas envolvidos na erosão (Li *et al.*, 2017).

Estes modelos combinam diferentes técnicas (matemáticas, estatísticas, computacionais, SIG, etc) para descrever como os sedimentos são movimentados nas superfícies (Morgan; Quinton, 2001). Destacam-se entre estes modelos o Instrumento de Avaliação de Solo e Água (SWAT), Projeto de Predição de Erosão Hídrica (WEPP) (Lane *et al.*, 1992), Simulação de Respostas Ambientais em Bacias Hidrográficas de Fonte Não Pontual (ANSWERS) (Beasley; Huggins; Monke, 1980) e o Contaminação de Fontes Agrícolas Não Pontuais (AGNPS) (Young, 1972).

A principal limitação do WEPP se refere à limitação da área de modelagem recomendada, 2,6 km<sup>2</sup>. Outro aspecto relevante em relação à estas metodologias, se refere às localidades de aplicação, ou seja, modelos diferentes se adequam à diferentes localidades e clima característico (Guo *et al.*, 2019). Por exemplo, muitos estudos exploram SWAT e WEPP nos continentes asiático e europeu; SWAT e AGNPS na África; e são encontradas adaptações de todos para o continente americano, contudo a maioria na porção norte (Guo *et al.*, 2019).

Por outro lado, os modelos empíricos simplificam os processos naturais com base em observações, frequentemente apresentando relevância estatística. Esses modelos são amplamente adotados no planejamento conservacionista devido à sua simplicidade e à necessidade mínima de dados (Schietecatte *et al.*, 2008; Wood; Sitillman; Hilton, 2017).

O modelo estatístico empírico RUSLE é amplamente utilizado para estimar a erosão regional do solo devido à sua simplicidade, precisão e alta aplicabilidade (Renard *et al.*, 1997; Farhan; Nawaiseh, 2015). Com o advento dos sistemas de informação geográfica (GIS) e técnicas de sensoriamento remoto as vantagens na pesquisa em larga escala da erosão do solo são ainda mais destacadas (Zhang *et al.*, 2019; Behera *et al.*, 2020).

Embora desenvolvido com base em experimentos nos EUA, estudos têm explorado a adaptabilidade do RUSLE para diferentes condições geomorfológicas, tipos de solo, usos da terra e práticas de conservação em várias regiões climáticas ao redor do mundo (Taye *et al.*, 2018; Duan, *et al.*, 2020; Wang; Su, 2020).

Na modelagem da erosão, é possível realizar simulações da capacidade de recuperação do solo, do escoamento superficial e das taxas de perda de solo, fornecendo recursos para compreensão dos processos de erosão, avaliando os impactos na produtividade do solo e na qualidade da água. Além de identificar estratégias para controlar a erosão e analisar a eficácia de práticas de conservação do solo (Soares, 2022).

### 3.3. Práticas conservacionistas

O fator P na RUSLE, refere-se à atribuição de valores às práticas conservacionistas a partir do mapeamento e identificação das áreas que possuem práticas agrícolas conservacionistas (Markose; Jayappa, 2016; Kashiwar; Kundu; Dongarwar, 2022).

Tal fator considera práticas de controle que diminuem o potencial de erosão do escoamento superficial, influenciando os padrões de drenagem, a concentração do escoamento, a velocidade do escoamento e as forças hidráulicas exercidas pelo escoamento superficial; sendo aplicadas em todo mundo (Renard *et al.*, 1991; Zhao; Yang; Govers, 2019). A adoção dessas práticas de conservação reduz o valor desse fator, e, quanto menor o valor, mais eficaz é a prática no controle da erosão do solo (Panagos *et al.*, 2015; Wallace *et al.*, 2017; Didoné; Minella; Picilli, 2021).

As práticas conservacionistas podem ser ajustadas pelos agricultores para melhorar a proteção do solo contra a erosão hídrica, já que medidas de conservação do solo e da água desempenham um papel crucial na influência do valor do fator P (Tian *et al.*, 2021). Esse valor é determinado pelo produto de vários subfatores a considerar diferentes práticas; como cultivo em contorno, plantio em faixas e construção de terraços. Quando são empregadas em conjunto, aumentam significativamente a eficácia na redução da erosão (Galdino, 2012; Ricci *et al.*, 2020).

Dentre os componentes do modelo RUSLE, os fatores C e P são menos estudados quando comparados com os demais (Panagos *et al.*, 2015; Taye *et al.*, 2018; Kebede *et al.*, 2020). Destacando o parâmetro P, um dos mais complexos de determinar mesmo com efeito expressivo na erosão (Wang; Su, 2020). Portanto, a determinação desse valor, baseada na confiabilidade dessas medidas de conservação, aumenta a precisão do cálculo (Kebede *et al.*, 2020).

Contudo, estudos que propõem a identificação das práticas conservacionistas e atribuição dos valores de P (já existentes na literatura) são comumente empregados para áreas pequenas, menores que 2 km<sup>2</sup>, restringindo à praticabilidade (Xiong *et al.*, 2019). Além disso, por se tratar de uma equação originada nas padronizações das perdas de solo nos Estados

Unidos, ao aplicar em outros locais podem surgir incertezas perante as características físicas e ambientais (Renard *et al.*, 1997; De Vente *et al.*, 2013; Kumar *et al.*, 2022).

Entretanto, pesquisas sugerem combinar o fator P com o fator C ou o desenvolvimento de um novo fator CP devido à falta de um fator P representativo (Benavidez *et al.*, 2018). Contudo, tal dinâmica representa uma diminuição da importância do fator P em relação ao C (Renard *et al.*, 1997), tornando-se crucial a atribuição de melhorias nos modelos de estimativas de perda de solos, para avaliar a erosão do solo com mais precisão (Didoné; Gomes; Picilli, 2021).

A estimativa dos valores do fator P, que avalia o impacto das práticas de manejo na erosão do solo, é feita por diversos métodos, frequentemente baseados na declividade e dados empíricos. Esses valores geralmente vêm de estudos anteriores e são associados a diferentes coberturas do solo e práticas de manejo. Utilizam-se tabelas e fórmulas específicas e, em alguns casos, ajustam-se os valores com base em indicadores *proxy*, como densidade populacional e Produto Interno Bruto (PIB) (Scherer; Pfister, 2015; Ebabu *et al.* 2019).

Alguns estudos têm explorado técnicas de sensoriamento remoto e SIG para quantificar o fator P, empregando imagens de satélite de alta resolução. Embora essas técnicas mostrem potencial, sua viabilidade ainda é debatida. A análise orientada a objetos de imagens de satélite tem se mostrado útil, mas métodos tradicionais e dados de campo continuam sendo essenciais para garantir a precisão e a aplicabilidade dos valores do fator P (Wang *et al.*, 2016; Hassan; Charbel; Blond, 2023).

Para aumentar a precisão do RUSLE na previsão de perdas de solo, é fundamental validar o fator P com base em dados locais e considerar as variações sazonais na perda de solo causadas por diferentes medidas de conservação do solo, utilizando técnicas de SIG (Kebede *et al.*, 2020; Tian *et al.*, 2021), além de considerar as influências dos tipos de uso do solo e pela declividade (Behera *et al.*, 2020). Por conseguinte, a adoção de um valor padrão de 1, representa o valor máximo, visando simplificar a análise (Renard *et al.*, 1997; Terranova *et al.*, 2009).

Contudo, esse valor pode não refletir com precisão as práticas agrícolas efetivamente adotadas, sem analisar como a alteração nas práticas agrícolas pode reduzir ou intensificar a erosão do solo (Benavidez, 2018). Por exemplo, no sul do Brasil, onde a agricultura de contorno é praticada extensivamente, os valores do fator P são consideravelmente reduzidos, tornando a suposição do fator igual a 1 imprecisa e inadequada (Freitas; Landers, 2014; Didoné *et al.*, 2021).

Nesse sentido, práticas agrícolas conservacionistas desempenham um papel crucial na preservação do solo e na sustentabilidade da agricultura, sendo fundamentais para controlar a

erosão e manter a produtividade do solo ao longo do tempo (Bertoni; Lombardi Neto, 1990; Rodrigues, 2016; Fortini; Braga; Freitas, 2020). Logo, valores de P são apresentados tabulados e em formulações para as práticas conservacionistas de apoio em diversos contextos ambientais (Terranova *et al.*, 2009; Panagos, 2015).

Para atribuir valores de P com precisão, é essencial identificar as áreas agrícolas que utilizam práticas conservacionistas e suas tipologias específicas. Em escalas menores, a identificação dessas áreas é desafiadora, tanto por análises de imagens de satélite de alta resolução, devido ao alto custo, quanto por observações diretas (in situ) (Zhu, 2015; Xiong *et al.*, 2019). Após a identificação dessas práticas, podemos aplicar os valores de P preestabelecidos na literatura, permitindo uma avaliação mais precisa da influência dessas práticas na conservação do solo (Gabriels *et al.*, 2002; Poesen *et al.*, 2020; Ebabu, 2021).

Contudo, na literatura, ainda existem lacunas na determinação de valores de P para diversas práticas agrícolas, especialmente para aquelas como rotação de culturas e adubação verde. Logo, as práticas mais comuns consideradas na RUSLE incluem terraceamento, plantio em curvas de níveis, cordões de vegetação, plantio direto em cobertura vegetal entre outros, cada uma com um impacto específico na redução da perda de solo (Wishmeier; Smith, 1978; Hamouch; Chaaouan; Bouiss, 2024).

Para calcular a influência das práticas conservacionistas na perda de solo, pode-se usar um exemplo com plantio em contorno, que reduz a erosão ao alterar o escoamento superficial. Considerando que o valor de P para plantio em terraços seja de 0,5, enquanto o cultivo sem práticas de manejo tem valor de 1, logo, o plantio em contorno pode reduzir a perda de solo pela metade em comparação com a ausência de práticas conservacionistas (Bertoni; Lombardi Neto, 1999).

A prática do cultivo em curvas de nível ou em contorno envolve a organização das linhas de semeadura ou plantio de forma perpendicular à inclinação do terreno, utilizando curvas de nível e linhas em contorno, como consta na Figura 1. As linhas devem estar alinhadas com as curvas de nível naturais ou, se isso não for viável, devem ser posicionadas o mais próximo possível dessas curvas, mantendo-se transversais à declividade do solo (EMBRAPA, 2019).

Figura 1 - Plantio de cana de açúcar, em curvas de nível, no estado de Goiás.



Fonte: EMBRAPA (2012).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2005) a prática promove a redução da perda de solo através das barreiras naturais que dificultam o escoamento superficial da água. Além disso, viabiliza a infiltração da água no solo, melhora a retenção hídrica e contribui para a conservação do solo. No entanto, quando empregada isoladamente em terrenos acidentados com alta erodibilidade e em regiões de chuva intensa, essa técnica pode intensificar os riscos de erosão devido à formação de sulcos e ao desprendimento de pequenas estruturas de leiras, aumentando o volume de enxurrada (EPAMIG, 2023).

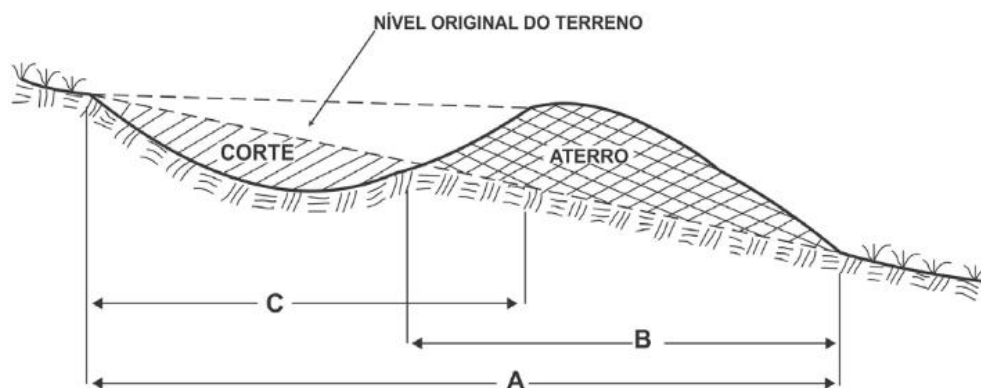
Essa prática é amplamente reconhecida por sua capacidade de mitigar a perda de solo e aumentar a produtividade agrícola. Segundo Zonta *et al.* (2012), quando bem conduzido, o plantio em curvas de nível pode reduzir as perdas de solo em até 50%, sendo uma das práticas mecânicas mais bem-sucedidas na agricultura (Smith, 1946). O estudo de Xiong *et al.* (2019) encontrou um valor de mediana de 0,63 para o fator P, Bertoni e Lombardi Neto (2005) encontraram 0,5 e, de acordo com o IAC a prática reduz as perdas de solo em até 47%. As diferenças de valores sugerem que as variações nas condições locais, como tipo de solo, inclinação do terreno e clima, podem influenciar a eficácia da prática. Logo, segundo o IAC a influência perante as perdas do solo adotando essa prática, é de 0,53 (valor de P).

O preparo do solo, o plantio e a realização de todas as operações seguindo as curvas de nível são práticas essenciais para o controle da erosão. No entanto, essas técnicas devem ser usadas isoladamente apenas em terrenos com declividade de até 3% e rampas curtas, pois, em

terrenos mais íngremes, é necessário combiná-las com outras práticas conservacionistas (Zonta *et al.* 2012).

Já os terraços são estruturas físicas mecânicas construídas horizontalmente, formado por valetas ao longo da inclinação do terreno para reduzir a erosão, como no esquemático da Figura 2. Logo, divide-se uma rampa extensa, que é significativamente propensa à erosão, em várias rampas, diminuindo a velocidade da enxurrada e permitindo que a água da chuva seja absorvida pelo solo evitando a formação de sulcos erosivos (Carmem *et al.*, 2016).

Figura 2 - Representação esquemática de um terraço em perfil, destacando: A - área de movimentação de terra; B - camalhão ou dique; C - o canal.



Fonte: Lombardi Neto *et al.* (1994).

Entre a enormidade de tipos de terraços, destaca-se os comuns e os patamares. Os comuns têm como principal função interceptar a enxurrada, proporcionando uma infiltração gradual da água acumulada no canal formado pela curva, minimizando a erosão. Cada terraço protege a área de terra acima dele, sendo essencial em terrenos com declividade máxima de 20%. Para serem eficazes, devem ser combinados com práticas vegetativas e sistemas de manejo que protejam o solo do impacto da gota de chuva (EMBAPA, 2013; EPAMIG, 2023).

A diferenciação entre os tipos de terraço ocorrem de acordo com a necessidade do cultivo, tipo de solo e distância dos terraços como elucidada o Quadro 1, sendo necessário a identificação da declividade, direcionando então a tipologia de terraceamento mais adequada a cada situação (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

Quadro 1: Terraços por tipos de solos.

Comprimento do terraço (m)	Grupos de solos		
	Nitossolos Vermelhos	Arenosos	Argilosos
0 - 100	0,00	0,05	0,10
100 - 200	0,05	0,12	0,20
200 - 300	0,10	0,20	0,30
300 - 400	0,15	0,26	0,40
400 - 500	0,20	0,35	0,50
500 - 600	0,25	0,42	0,60
600 - 700	0,30	0,50	--
700 - 800	0,35	--	--

Fonte: Bertoni e Lombardi Neto (1990).

A construção de terraços em patamares envolve a movimentação de terra através de cortes e aterros, resultando em patamares em forma de escada. A plataforma do patamar deve apresentar uma inclinação leve em direção ao seu interior e ser equipada com um pequeno dique para evitar o escoamento de água entre os terraços, o que poderia causar erosão no talude (EPAMIG, 2023).

Os patamares devem ser cultivados, enquanto os taludes devem ser cobertos com vegetação rasteira não invasora para garantir a estabilidade do solo. Esse tipo de terraço não é recomendado para solos pouco permeáveis. A construção pode ser realizada manualmente ou com o uso de tratores de esteira equipados com lâminas frontais. Devido ao alto custo de construção, esses terraços são geralmente recomendados para o cultivo de culturas de alta rentabilidade econômica (Resck, 2002).

Contudo, o alto custo de implantação e manutenção de sistemas de terraceamento deve ser adequadamente ponderado. Antes de sua instalação, é crucial realizar um levantamento das condições de solo, clima, tipos de culturas a serem implementadas na área e disponibilidade de equipamentos. Para assegurar a eficácia e a segurança no controle da erosão, uma vez que a falha em um terraço pode afetar negativamente todos os terraços abaixo dele, resultando em grandes prejuízos (Zonta *et al.*, 2012).

O estudo de Xiong *et al.* (2019) encontrou um valor aproximado de 0,2 para o fator P em lavouras onde o terraceamento foi implementado. Este valor sugere que o terraceamento pode reduzir substancialmente a erosão do solo, já que um fator P de 0,2 indica que as perdas de solo são reduzidas para 80% do que seriam sem a prática de terraceamento.

De acordo com o manual da Embrapa de 2012, o terraceamento pode reduzir a erosão em até 70%, o que implica que ele contribui com até 30% para a perda de solo restante, resultando em um fator P de 0,3.

Por outro lado, Bertoni e Lombardi Neto (1999) sugerem fator P para terraceamento como deve ser de 0,5. Este valor indica uma redução de 50% na erosão do solo em comparação com terrenos sem práticas, refletindo uma eficácia moderada na prevenção da perda de solo.

É importante ressaltar também que os valores do fator P para terraceamento são geralmente valores médios, pois diferentes tipos de terraços podem ter variações significativas em seus efeitos. Esses valores refletem a variabilidade nas condições do solo, clima e práticas de manejo, destacando a importância de ajustar o fator P conforme as especificidades de cada local e tipo de terraço para obter estimativas precisas na modelagem da erosão do solo.

O plantio direto com cobertura morta ou na palha é uma técnica agrícola que oferece inúmeros benefícios ao solo, como a conservação da umidade, a redução do crescimento de plantas invasoras e a garantido equilíbrio térmico (Vincent Caboud *et al.*, 2019). A cobertura morta protege o solo do impacto das gotas de chuva, prevenindo o "salpicamento" – um fenômeno em que as gotas de água deslocam partículas do solo, iniciando a erosão. Essa proteção é essencial para evitar a perda de solo e nutrientes (Passos *et al.*, 2018).

As sementes são semeadas diretamente no solo coberto por palha ou outros resíduos vegetais, sem a necessidade de aração. Isso ajuda a conservar a água, melhorar a estrutura do solo, reduzir a compactação e conservar nutrientes, desenvolvendo também a macro e microbiologia do solo (Skaalsveen *et al.*, 2019). Logo, há aumento da matéria orgânica, melhorando a fertilidade e favorecendo o equilíbrio físico, químico e biológico do solo, contribuindo para a segurança alimentar, além de beneficiar os ecossistemas aquáticos e reduzir o escoamento de poluentes (Lehmann; Kleber, 2015).

A cobertura morta reduz a evaporação da água do solo, essencial em regiões secas, e impede a germinação de sementes de plantas daninhas, reduzindo a necessidade de herbicidas (Figura 3). Essa cobertura funciona como um isolante térmico e minimiza as variações extremas de temperatura que podem ser prejudiciais às plantas, já que em solos descobertos, o aumento do aquecimento acelera a degradação da matéria orgânica, diminuindo a atividade biológica (Zonta *et al.*, 2012). Além disso, a matéria orgânica presente serve de alimento para microrganismos benéficos e pequenos animais, promovendo a biodiversidade e a saúde do solo (Karami *et al.*, 2012).

Figura 3 - Cultura de milho em palhada de *Brachiaria brizantha*.



Fonte: Passos *et al.* (2018).

Bertoni e Lombardi Neto (2005) também relataram uma redução semelhante nas perdas de solo, confirmando a eficácia do plantio direto na palha em regiões agrícolas do Brasil. Além do mais, a adoção do plantio direto na palha pode não apenas reduzir as perdas de solo, mas também melhorar a fertilidade do solo a longo prazo, como mostrou o estudo de Du *et al.* (2022).

Diversos estudos têm avaliado a eficácia do plantio direto na palha em reduzir a erosão do solo em comparação com terrenos sem práticas conservacionistas. No estudo de Raij *et al.* (1993), realizado no estado de São Paulo, observou-se que essa prática reduziu as perdas de solo em 53%. Essa redução expressiva destaca o impacto positivo do uso de cobertura morta na proteção do solo contra a erosão, principalmente em áreas sujeitas a chuvas intensas e escoamento superficial.

Em outras regiões, estudos têm encontrado variações na eficácia do plantio direto na palha, refletindo diferenças nas condições climáticas, tipo de solo e práticas de manejo local. Por exemplo, algumas pesquisas indicam que a redução das perdas de solo pode variar de 40% a 60%, dependendo da região e das condições específicas. Essas variações ressaltam a importância de adaptar as práticas de manejo do solo às condições locais para maximizar a eficácia da conservação (Bertolini; Lombardi Neto, 1993).

Embora os benefícios da cobertura morta com resíduos vegetativos sejam amplamente reconhecidos, há uma necessidade de mais pesquisas para quantificar esses efeitos (Batista *et al.*, 2009). Uma vez que a literatura ainda apresenta incertezas sobre como otimizar esses fatores

para maximizar a redução das taxas de perda de solo e água, destacando a necessidade de estudos adicionais para abordar essas lacunas de conhecimento (Beyers, 2004).

A eficácia da cobertura morta é influenciada por diversos fatores, incluindo a escolha do tipo de resíduo vegetativo, a quantidade de cobertura utilizada e a proporção da área coberta (Robichaud *et al.*, 2013; Adekalu *et al.*, 2007). As condições ambientais, como a erosividade, o tipo de solo, a inclinação e o comprimento da encosta, também desempenham um papel significativo (Smets; Poesen, 2008). Ademais, a combinação de uma ou mais práticas conservacionistas com a cobertura morta, como o plantio em curvas de níveis, melhora a infiltração de água e promove a sustentabilidade agrícola, diminuindo as probabilidades de perda de solo.

Essas práticas conservacionistas são essenciais para garantir a sustentabilidade da agricultura, protegendo o solo contra a erosão e mantendo sua produtividade a longo prazo. Elas podem ser aplicadas de forma integrada, adaptando-se às características específicas de cada área e contribuindo para a conservação dos recursos naturais e a proteção do meio ambiente (Telles *et al.*, 2019).

### **3.4 Geotecnologias para modelagem matemática de perda de solo**

As geotecnologias como o SIG e o Sensoriamento Remoto (SR), desempenham um papel crucial no planejamento ambiental e territorial, fornecendo dados essenciais para o estudo de fenômenos geográficos, naturais e antrópicos (Marcelino, 2007; Raihan, 2024).

Os SIGs são ferramentas valiosas para análise espacial, modelagem e simulação de cenários, auxiliando na tomada de decisões sobre uso do solo e monitoramento ambiental, ao integrar dados cartográficos e ambientais em uma abordagem interdisciplinar (Pinheiro *et al.*, 2009; Dhanaraju *et al.*, 2022). Já o SR capta informações sobre objetos sem contato direto, utilizando sensores para medir interações com energia eletromagnética, essencial para análises ambientais (Novo, 1992; Lillesand *et al.*, 2004; Sales *et al.*, 2022).

Assim, a utilização dessas tecnologias se apresenta como um instrumento essencial para a integração do planejamento ambiental e a gestão de sistemas ambientais, como bacias hidrográficas, facilitando a tomada de decisões mais informadas e eficientes (Sharma; Kumar; Hasteer, 2020).

Os dados de sensoriamento remoto permitem detectar mudanças na superfície terrestre e produzir imagens de recursos de forma precisa, economizando tempo. Assim, é fundamental desenvolver métodos mais avançados para estimar a erosão do solo utilizando dados de sensoriamento remoto (Gourfi; Daoudi; Shi, 2018). No estudo da erosão, ele é utilizado para

avaliar sazonalmente a vegetação e correlacionar esses dados com as perdas de solo (Vrieling, 2006). Além disso, o sensoriamento remoto permite identificar sulcos erosivos, voçorocas e analisar a cobertura do solo com base na resolução espacial disponível (Helman; Mussery, 2020).

As geotecnologias são essenciais para a identificação dos processos erosivos lineares, permitindo a realização de um diagnóstico adequado e auxiliando no manejo de áreas vulneráveis. Elas permitem o processamento de grandes bases de dados, a criação de cenários diversos e a visualização dinâmica dos resultados, facilitando a aplicação eficaz de programas de conservação (El Jazouli, 2017; Pijl *et al.*, 2020).

A combinação dos SIG's com modelos empíricos e/ou físicos tradicionais de perdas de solo, nos últimos anos, possibilitou uma análise detalhada da erosão do solo em cada pixel das bacias hidrográficas (Zhou *et al.*, 2016). Esses sistemas fornecem um modelo digital da bacia, que pode ser utilizado na modelagem hidrológica, permitindo a extração de informações como a inclinação da superfície do terreno, o uso do solo e as características do solo (Tufa; Feyissa, 2019).

Com o avanço das técnicas de análise de dados geoespaciais, as geotecnologias assumem uma função crucial no cálculo das perdas de solo pelo modelo RUSLE, integrando uma ampla gama de dados para a estimativa precisa de cada fator da equação (Melo *et al.*, 2023). Para calcular a erosividade, são utilizados interpoladores em softwares de ambiente SIG, que estimam os valores de R em toda a área de análise com base nos dados de precipitação, como aplicado por Silva *et al.* (2017). Já o fator topográfico é derivado do modelo digital de elevação, uma imagem obtida por satélite, avaliando a inclinação e a forma do terreno (Viel *et al.*, 2020).

Para o fator de erodibilidade, são empregados mapas pedológicos georreferenciados específicos de cada área de estudo, que fornecem informações detalhadas sobre as propriedades do solo, podendo ser elucidado pelo mapeamento de Rossi (2017) para o estado de São Paulo, que utiliza de imagens digitais coloridas da Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA). O fator C utiliza imagens de satélite para classificar o uso e a cobertura da terra, permitindo avaliar como práticas de manejo influenciam a erosão do solo (Guo *et al.*, 2015).

No que tange o fator de práticas conservacionistas são utilizadas diferentes metodologias para o cálculo estimado (Xiong *et al.*, 2019). Os valores do fator P, usados para prever a erosão do solo, são geralmente determinados por observações de campo ou por mapas de uso da terra. Para identificar e mensurar os valores das práticas conservacionistas, como os terraços, em relação à perda de solo, são utilizadas tecnologias de satélite que capturam imagens detalhadas

com métodos de análise orientada, como os satélites Plêiades e *QuickBird* (Karydas *et al.* (2009).

Ademais, aplica-se também tais imagens para calcular o fator baseado na inclinação do terreno e no aspecto da encosta (Wang *et al.*, 2016). Logo, infere-se que esses métodos auxiliam na melhoria do mapeamento acerca da erosão do solo, em comparação com métodos mais simples que usam valores uniformes de fator P (Xiong *et al.*, 2019). No entanto, a viabilidade da utilização do sensoriamento remoto com satélites que capturam imagens de alta resolução pode ser questionável a depender de variáveis como custos elevados em algumas regiões ou à falta de disponibilidade desses satélites em determinados períodos de análise (Rodrigues *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2020), devido ao nível de detalhamento que a identificação das práticas conservacionistas exige.

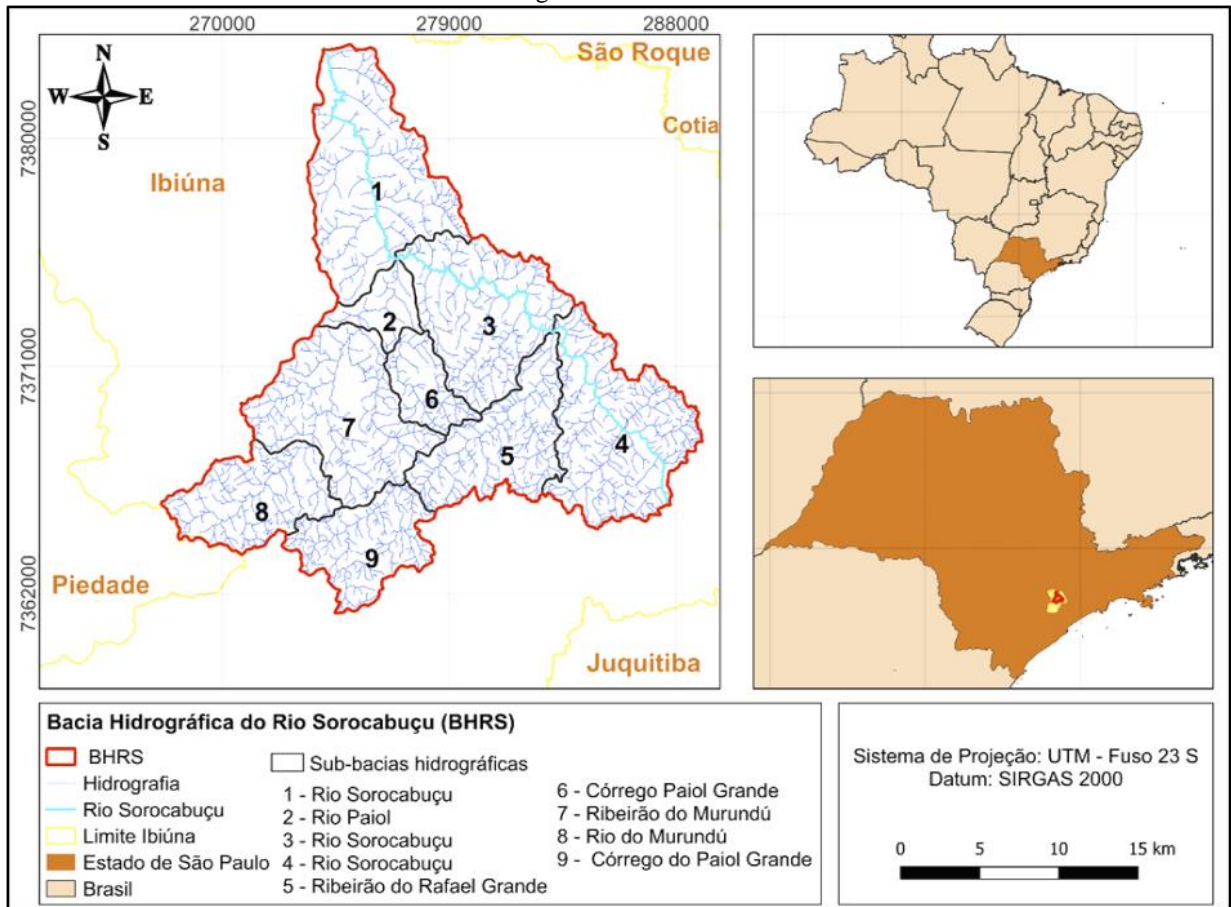
Logo, o modelo RUSLE é amplamente empregado em bacias hidrográficas agrícolas e florestais para prever a perda média anual de solo, sendo um modelo de estimativa de erosão de baixo custo e não exige dados complexos, podendo ser alimentado por informações comumente disponíveis em bases de dados institucionais, como imagens de satélite de baixa ou média resolução espacial (Prasannakumar *et al.*, 2012).

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (BHRS) (Figura 4), que está completamente inserida na Área de Preservação Ambiental (APA) de Itupararanga, uma unidade de conservação dos recursos naturais estabelecida pela Lei Estadual nº 10.100 de 1998. Nessa área, está localizado o reservatório de Itupararanga, construído em 1912 com o propósito de abastecer os municípios de Ibiuna, Sorocaba, Mairinque e Votorantim, além de gerar energia elétrica. A BHRS é formada pelos rios Sorocabuçu, Sorocamirim e Una (Moraes *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2020).

Figura 4 - da área de estudo.



Fonte: Autoria própria.

A bacia hidrográfica abrange uma área total de 202,67 km<sup>2</sup>, sendo dominada por atividades agropecuárias, indústrias voltadas ao processamento de madeira e produção de hortaliças e frutas (IBGE, 2020; Maia; Lourenço, 2020; Vasques *et al.*, 2021). O clima predominante na região é o temperado de montanha, com invernos secos, classificado como CWB de acordo com Köppen-Geiger. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.330 mm, enquanto as temperaturas variam de 14,2 °C a 21,3 °C, com uma umidade relativa média de 84%. Os solos predominantes são Latossolos Vermelho-Amarelo, orto e podzolizados com cascalho (Maia; Lourenço, 2020; Vasques *et al.*, 2021).

A vegetação local insere-se majoritariamente no bioma da Mata Atlântica, que ocupa cerca de 20% da área costeira brasileira. Esse bioma é caracterizado por formações geográficas diversificadas, como cadeias montanhosas, platôs, vales e planícies, além de florestas ombrófilas (associadas a climas quentes e úmidos) e florestas estacionais. A flora é rica e

diversificada, incluindo famílias como Myrtaceae, Caesalpiniaceae, Fabaceae, Mimosaceae, Rutaceae, Lauraceae, Meliaceae, Apocinaceae e Arecaceae (Andreoti, 2012; IBGE, 2019).

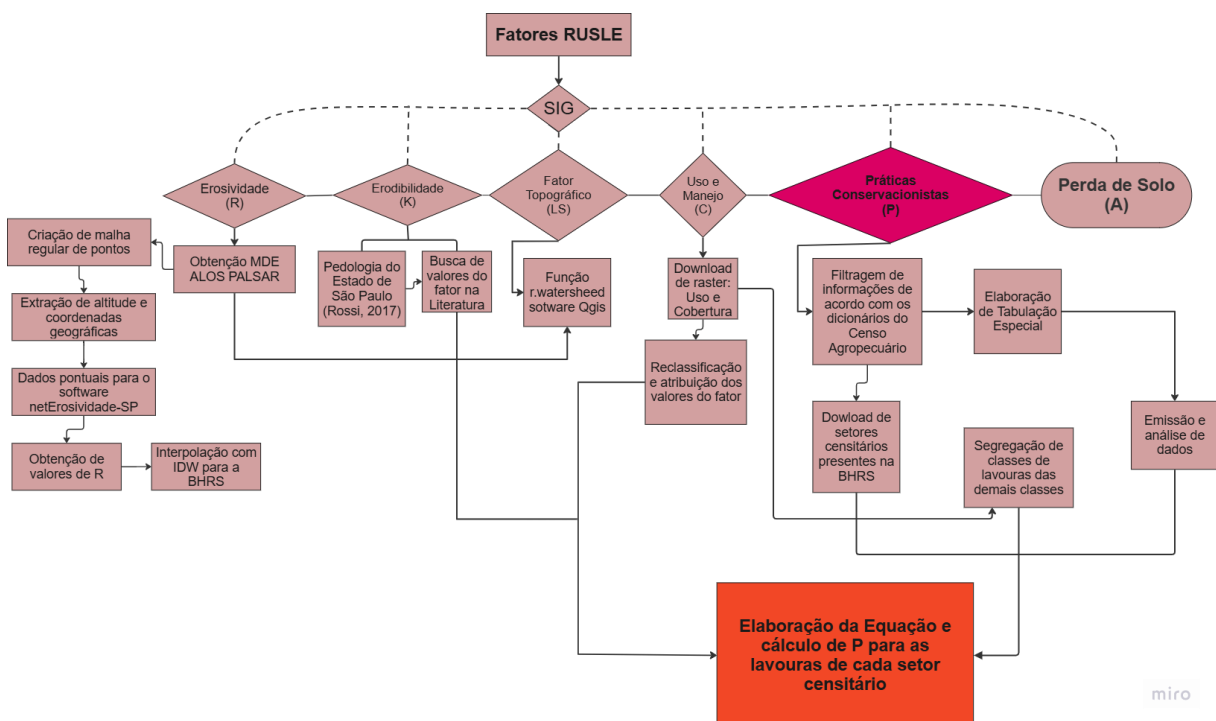
## 4.2 Procedimentos metodológicos

Durante a primeira fase da pesquisa, foi realizada uma revisão bibliográfica, concentrando-se em temas de importância crucial para o desenvolvimento do estudo, para os anos de 2006 e 2017, que correspondem aos anos dos censos agropecuários a serem estudados. Essa revisão abordou questões relacionadas à perda de solo e à aplicação do modelo RUSLE, como os desdobramentos das Equações Universais de Perda de Solo (EUPS) e a relevância das práticas conservacionistas.

É importante ressaltar que optou-se por fragmentar a bacia em sub-bacias para proporcionar um detalhamento mais preciso dos resultados e aprimoramento nas análises. Assim, os resultados são apresentados com base nos recortes das sub-bacias, conforme obtido pelo Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM) da UNESP, Sorocaba, o que facilita o entendimento e a aplicação do modelo estudado.

A Figura 5 apresenta o fluxograma/ os métodos utilizados para calcular cada fator envolvido na RUSLE, proporcionando uma visão geral dos procedimentos metodológicos adotados neste estudo.

Figura 5 - Fluxograma metodológico



Fonte: Autoria própria.

### 4.3 Fator R

Para elaborar o fator de erosividade, adotou-se a abordagem sistemática para a seleção da amostragem, seguindo a metodologia sugerida por Yamamoto e Landim (2013), uma vez que a amostragem sistemática é amplamente reconhecida como a que proporciona os melhores resultados. Esta abordagem envolveu a criação de uma malha regular totalizando 190 pontos abrangendo toda área da bacia, utilizando a ferramenta *Create Fishnet* no software ARCMAP 10.8.

Em seguida, cada ponto foi associado a coordenadas métricas utilizando a calculadora raster. Posteriormente, foram adicionados os valores de altitude a esses pontos utilizando o plugin *Point Sampling Tools*, com base em dados do modelo digital de elevação. Essa etapa foi essencial para a inserção de tais informações no software netErosividade SP.

Por fim, foi realizado o cálculo do fator R, relacionado a erosividade da chuva. Uma das dificuldades encontradas para o cálculo desse fator no Brasil é à escassez de registros pluviográficos e à complexidade da análise (Aquino *et al.*, 2012). Para contornar essa dificuldade, uma parceria entre o GPRH/UFV e o IAC resultou no desenvolvimento de uma rede neural artificial capaz de estimar o fator R em qualquer localidade de São Paulo, considerando dados de latitude, longitude e altitude (Moreira, 2006). O sistema netErosividade SP utiliza essa tecnologia para estimar a erosividade na BHRS.

Os valores de R, obtidos a partir dos pontos pluviométricos, foram geocodificados no software ArcGIS 10.5 para gerar um banco de dados contendo os dados de erosividade. Em seguida, empregou-se o método de interpolação *Inverse Distance Weighting* (IDW) para estimar os valores de erosividade em locais onde não foram atribuídas amostras. O método pressupõe que cada ponto de amostragem contribui com uma influência local que diminui com o aumento da distância (Shi *et al.*, 2020). Conforme apontado por Gardiman Júnior *et al.* (2012), o interpolador IDW com um expoente igual a dois é o mais empregado na análise espacial de dados pluviométricos, apresentando resultados confiáveis.

### 4.4 Fator K

Os valores do fator K foram determinados com base nas classes pedológicas identificadas na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS), extraídas do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo na escala de 1:250.000 (Rossi, 2017). O mapa pedológico foi elaborado

utilizando o *shapefile* de tipos de solos fornecido pelo IBGE e inserido no *software* livre QGIS 3.1.8. Em seguida, foi recortado para a área de estudo e reclassificado conforme a simbologia estabelecida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

Para cada tipo de solo na área de estudo, foram compilados valores disponíveis na literatura relacionados à erodibilidade. Posteriormente, aplicou-se a média aritmética desses valores para obter o fator K correspondente a cada unidade pedológica. Essa abordagem possibilitou uma estimativa mais precisa da erodibilidade do solo em diferentes regiões da bacia hidrográfica (Tabela 1).

Tabela 1: Valores de erodibilidade presentes na BHRS

Classes pedológicas	Erodibilidade - K (t. h/mj.mm)					Desvio Padrão	Média do fator K
Cambissolos Háplico	0,05087 <sup>(1)</sup>	0,0697 <sup>(2)</sup>	0,0254 <sup>(3)</sup>	0,0311 <sup>(4)</sup>	0,0254 <sup>(5)</sup>	0,01436	0,0303
Latossolos Vermelho-Amarelo	0,0162 <sup>(1)</sup>	0,0184 <sup>(2)</sup>	0,0112 <sup>(3)</sup>	0,0156 <sup>(4)</sup>	0,02 <sup>(5)</sup>	0,01131	0,0162
Gleissolo Melânico	0,0361 <sup>(1)</sup>	0,0605 <sup>(2)</sup>	0,0044 <sup>(3)</sup>	0,018 <sup>(4)</sup>	0,0044 <sup>(5)</sup>	0,00248	0,0246

Fonte: Elaborado pela autora, utilizando dados de (1) Silva e Alvares (2005); (2) Fiorio (1987); (3) Mannigel et al (2002); (4) Bertoni e Lombardi Neto (1999); (5) Ribeiro e Alves (2008).

#### 4.5 Fator LS

O fator LS representa a relevância da topografia na análise de perdas do solo, uma vez que o L indica o comprimento da rampa, sendo a distância do ponto desencadeador de erosão até o local de deposição. Já o S considera a declividade e se relaciona com a velocidade de escoamento, interligando diretamente com os processos erosivos (Ganasri; Ramesh, 2016).

Para obter o LS foi gerado inicialmente o modelo digital de elevação adquirido do satélite Alos Palsar, com resolução de 12,5 metros. O satélite em questão, ativo de 2006 a 2011, é recomendado para a extração de modelos digitais de elevação devido à sua capacidade de penetrar vegetação e cobertura do solo, proporcionando dados precisos de elevação em diversas condições ambientais (Das; Agrawal; Mohan, 2014). A escolha desse satélite se deve à sua maior precisão horizontal e à capacidade de produzir MDEs de alta resolução com parâmetros de linha de base ideais, oferecendo melhor precisão de altura para correção topográfica das imagens. (Shawky *et al.*, 2019).

Em ambiente SIG do *software* livre Qgis 3.32.3, foi utilizado o Sistema de Recursos Geográficos (GRASS GIS) para realizar o preenchimento das depressões com a função *r.fill.dir*, pois, a correção garante a precisão nos modelos hidrológicos, a partir da consideração das elevações dos pixels vizinhos (Wan; Qin; Zhu, 2019). Em seguida foi aplicada a função

*r.watersheed* para gerar como produto a relação da declividade em porcentagem e o comprimento de rampa em metros, conforme empregado por Simonetti *et al.* (2022).

Para melhorar a compreensão do fator LS, foi gerado um mapa de declividade em porcentagem, utilizando o mesmo modelo digital de elevação empregado para calcular o LS.

#### **4.6 Fator C**

Para calcular o fator C utilizado na equação da RUSLE, inicialmente foi realizada a classificação do uso da terra para os anos de 2006 e 2017. A classificação foi realizada tendo como guia de referência o projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do Brasil do projeto MapBiomass do ano estudado, utilizando a coleção 8.

O projeto emprega tecnologias como Sensoriamento Remoto e Aprendizagem de Máquina para monitorar e mapear as mudanças no uso da terra no país, gerando uma série histórica de informações. O processo envolve a análise automática das imagens, seguida por validação de especialistas, e os resultados são disponibilizados publicamente de forma gratuita. Na Coleção 8, os principais satélites usados são do programa Landsat, incluindo o Landsat 8, 7 e 5, que fornecem imagens com resolução de 30 metros. Os procedimentos e algoritmos utilizados podem ser consultados no Documento Base Teórico do Algoritmo (ATBD) e seus apêndices (MAPBIOMAS, 2022).

Posteriormente, aplicou-se a paleta de cores do IBGE à imagem raster, alinhando-a com as classificações já presentes no mapa. Em seguida, realizou-se um recorte para limitar a análise à área de estudo específica. Para adequar as classes presentes na imagem às categorias de valores do fator C descritas na literatura, foram feitas reclassificações, adotando valores de uso e manejo do solo para a elaboração do mapa do fator C, conforme sugere Wischmeier e Smith (1978).

É importante salientar que o fator C é um elemento sujeito a incertezas, pois os valores atribuídos a cada classe podem variar consideravelmente de acordo com a região de análise, como destacado por Amorim *et al.* (2010). Essa variação pode ser influenciada por uma série de fatores, incluindo características específicas do solo, padrões de uso da terra e condições climáticas locais (Panagos *et al.*, 2015).

#### **4.7 Fator P**

A metodologia adotada para este estudo teve como objetivo estimar o fator de práticas conservacionistas na BHRS com base em dados do Censo Agropecuário de 2006 e 2017 do IBGE. A seleção desse censo se fundamentou em virtude de que a principal fonte de renda da

população é a agropecuária, devido à predominância de propriedades rurais na área (Maia Júnior; Lourenço, 2020; Sousa *et al.*, 2022).

Considerando a importância do fator P na avaliação dos impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas e sua relevância para a gestão sustentável dos recursos hídricos, a pesquisa buscou preencher uma lacuna existente na literatura, que muitas vezes assume um valor unitário para o fator P, levando em conta o pior cenário, sem considerar a realidade específica das áreas em estudo (Moges; Taye, 2017).

A abordagem metodológica utilizada nesta pesquisa foi dividida em várias etapas. Primeiramente, foram coletados os dados através do Censo Agropecuário de 2006 e 2017 do IBGE, que fornecem dados sobre as práticas agrícolas empregadas como controle de erosão hídrica, adotadas pelos estabelecimentos agropecuários em todo o Brasil. Para isso, foram realizadas tabulações especiais para todos os setores censitários presentes no município de Ibiúna, via sistema governamental, utilizando os dicionários disponibilizados pelo próprio IBGE como apoio e referência.

Ressalta-se que os setores censitários são unidades territoriais legitimados pelo IBGE com objetivos estatísticos, de controle cadastral, localizadas em área urbana ou rural e definidos preliminarmente com a quantia de estabelecimentos agropecuários e domicílios (IBGE, 2006).

Após a obtenção dos dados brutos, foi realizada uma filtragem para identificar os setores censitários que compõem a bacia de estudo. Essa identificação foi realizada com base em informações cartográficas disponíveis no sítio eletrônico do IBGE, utilizando *shapefiles* correspondentes aos anos dos censos analisados. É importante ressaltar que os setores censitários são as informações mais detalhadas possíveis, no que tange à geolocalização das propriedades entrevistadas. Visto que os dados fornecidos ao censo devem ser publicados de maneira que não viole a Lei Geral de Proteção de Dados (LGPD).

Posterior à identificação dos setores censitários de interesse, foram analisadas as informações referentes às práticas agrícolas autodeclaradas pelos estabelecimentos nessas áreas. Cabe ressaltar que tais informações referem-se a apenas quais práticas utilizadas pelo estabelecimento no geral, sem detalhes sobre em quais culturas foram empregadas, as subtipologias ou a periodicidade de aplicação dessas práticas.

Nesse sentido, foram consultadas diversas fontes bibliográficas a fim de obter valores estimados de P para cada prática agrícola considerada, nesta pesquisa a referência foram os valores atribuídos por Bertoni e Lombardi Neto (2005). Considerando que os valores de P variam de 0 a 1, em que os próximos a 0 indicam menor escoamento superficial de água, atenuando riscos de erosão, e os maiores valores (próximos a 1) caracterizam maior escoamento

superficial de água ou maior susceptibilidade à erosão, significando ineficiência ou até ausência das práticas conservacionistas (Panagos *et al.*, 2015).

Devido a sobreposição de dados e a ausência de precisão na localização dos estabelecimentos dentro de um mesmo setor censitário e sua variação amostral, sendo possível visualizar apenas as classes de área de lavoura por categorias, podendo ocorrer em alguns setores estabelecimentos com realidades conservacionistas e tamanhos distintas, optou-se por calcular a média por grupo de área, permitindo uma análise sobre a influência do tamanho da área na distribuição dos estabelecimentos.

Para estimar com maior precisão a sobreposição de informações, multiplicou-se a proporção de estabelecimentos que adotam uma prática conservacionista pelo total de estabelecimentos no setor, e depois multiplicou-se novamente pelo valor do subfator de P correspondente àquela prática conservacionista. Foi necessário incluir na equação a subtração do valor 1, para estimar a ausência de práticas conservacionistas, considerando a razão entre as propriedades que adotam práticas e o número de estabelecimentos do setor censitário. Foi considerado o percentual representativo do setor que adotam as práticas e o percentual que não adota. Esse processo foi repetido para todas as classes de área de lavoura para cada setor censitário.

Os valores obtidos foram somados e divididos pela soma das médias ponderadas das classes de área, resultando no cálculo do fator P para cada setor censitário, baseados nas lavouras. A Equação 2 expressa tal cálculo:

$$P = \frac{\sum_{j=1}^n \left( A_j \left( \frac{\sum_{i=1}^3 npi \left( \left( \frac{npi}{npt} \right) \times Pi + \left( 1 - \frac{npi}{npt} \right) \times 1 \right) \right)}{\sum_{i=1}^3 npi} \right)}{\sum_{j=1}^n A_j} \quad (2)$$

Onde:

$P$  = Fator de práticas conservacionistas para o setor censitário;

$A_j$  = média ponderada da classe de tamanho das áreas das propriedades;

$npi$  = número de propriedades que adotam determinada prática;

$npt$  = número total de propriedades do setor censitário;

$Pi$  = valor de P para prática conservacionista.

Após calcular os valores de P para as áreas agrícolas de cada setor censitário, utilizando o Excel, esses dados foram integrados a uma coluna específica na tabela de atributos do Plano

de Informações no ArcGIS, onde foram associados aos códigos correspondentes dos setores censitários. Em suma, cada setor recebeu um valor de P, com aqueles onde os estabelecimentos não adotavam práticas conservacionistas ou estavam situados em áreas urbanas sendo designados com o valor 1 como padrão. Em seguida da atribuição dos valores de P calculados para cada tipo de lavoura encontrados no mapa de uso da terra (utilizado para o cálculo dos valores do fator C), aos demais locais sem adoção de práticas conservacionistas receberam valor 1.

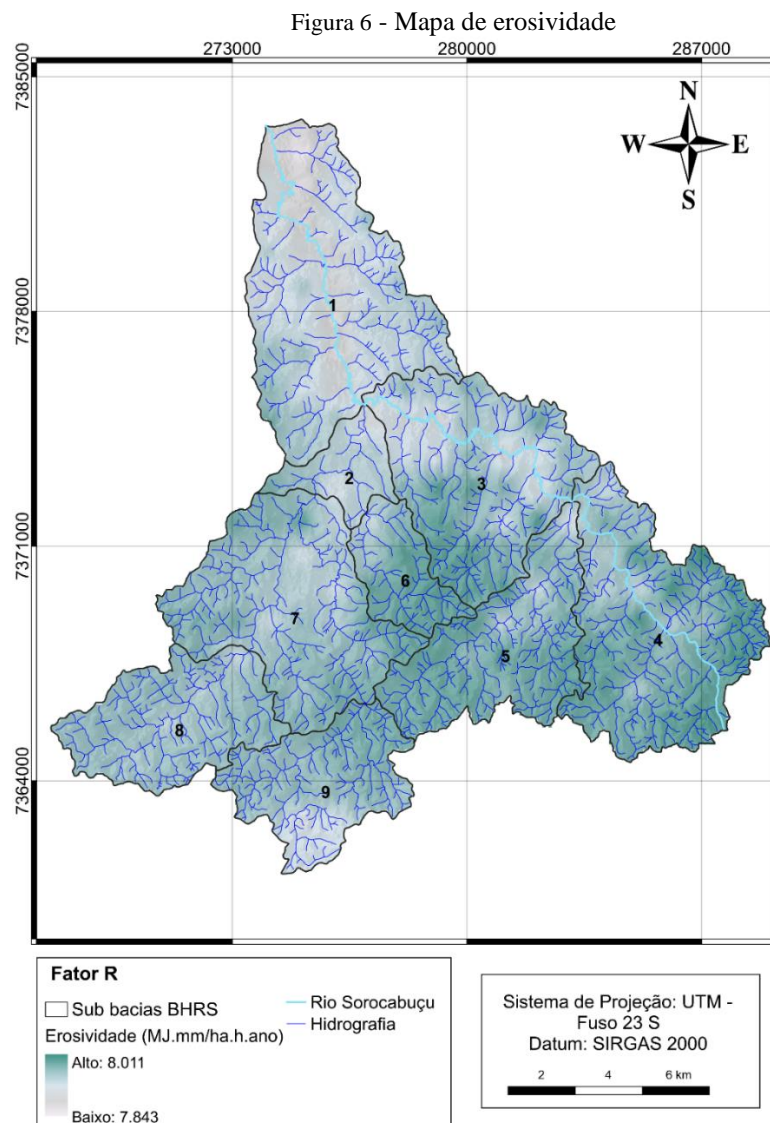
#### **4.8 Elaboração dos mapas de perda de solo**

Finalmente, foi elaborado os mapas de perda solo segundo à Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) ou RUSLE, segundo a Equação 1, determinado pela multiplicação de todos os mapas rasterizados dos fatores de erosividade, erodibilidade, topografia, cobertura e manejo e práticas conservacionistas. Esta operação foi executada utilizando a ferramenta *Map Algebra* e o *Raster Calculator* no ArcGIS, resultando no mapa de perda anual de solo.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Erosividade das chuvas**

O fator R é caracterizado através da possibilidade da chuva em acarretar erosão devido ao volume, energia cinética e intensidade (Dai *et al.*, 2023). Observando o mapa de erosividade (Figura 6) é possível identificar uma mínima de 7.843 MJ.mm/ha.h.ano e máxima de 8.011, cujo valor médio é 7.961 MJ.mm/ha.h.ano. De acordo com Silva *et al.* (2017) a uniformidade dos valores de erosividade pode ser justificada devido a menor extensão da bacia, não havendo grandes discrepâncias de valores de R.



Fonte: Autoria própria.

A partir dos valores apresentados pela Tabela 2, identifica-se que a erosividade média da bacia se enquadra na classe de erosividade forte.

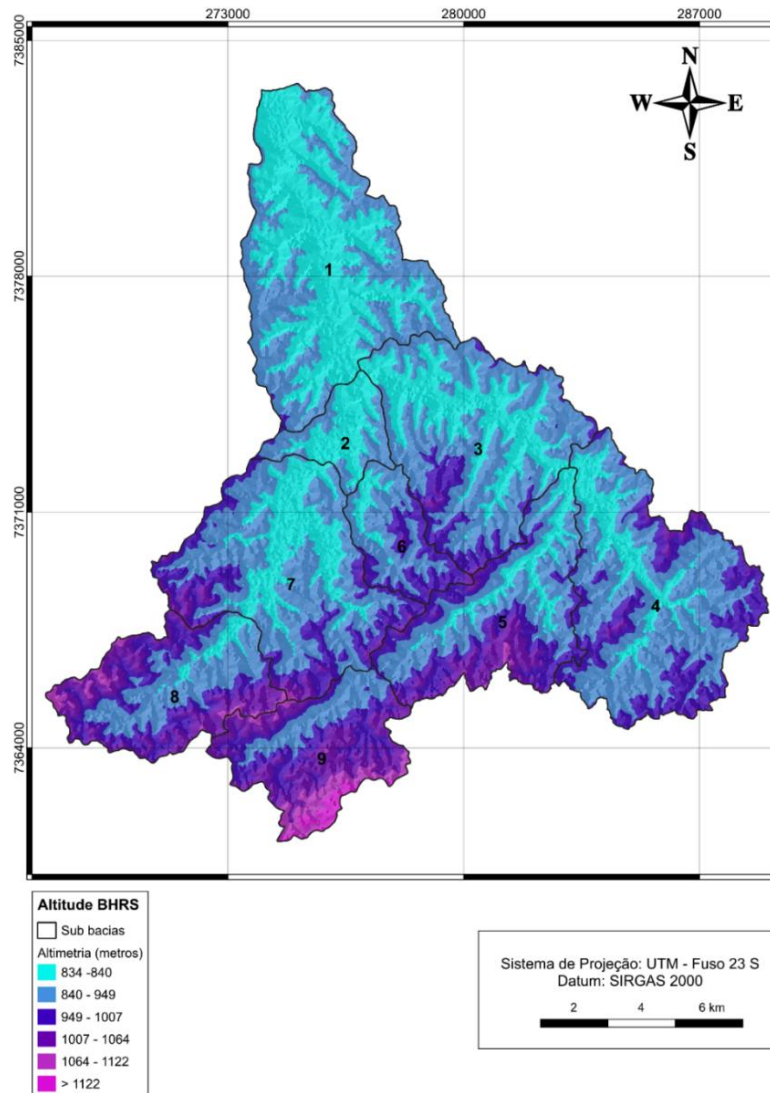
Tabela 2 - Classes de Erosividade.

<b>Classificação de Erosividade</b>	<b>Erosividade (MJ.mm/ha.h.ano)</b>
Fraca	$R \leq 2.452,0$
Moderada	$2.452,0 < R \leq 4.905$
Moderada a forte	$4.905,0 < R \leq 7.357,0$
Forte	$7.357,0 < R \leq 9.810,0$
Muito Forte	$R > 9.810,0$

Fonte: Foster *et al.* (1981).

É possível identificar que as sub bacias ao sul possuem valores mais elevados de erosividade, estando em consonância com as maiores altitudes da área (Figura 7). Relaciona-se a erosividade com a orografia do relevo, uma vez que esse atributo justifica precipitações elevadas (Nery, 2004; Bettencout *et al.*, 2019).

Figura 7 - Mapa Hipsométrico



Fonte: Autoria própria

Portanto, o efeito da elevação está interligado com o aumento da intensidade da precipitação, relacionando diretamente com a erosividade (Bonilla; Vidal, 2011). Assim, é possível afirmar que em regiões de maior altitude, especialmente ao sul da bacia, os valores de erosividade também são mais elevados. Isso é evidenciado pela análise comparativa dos mapas das Figuras 6 e 7, que mostram uma correlação entre as áreas de alta precipitação e as regiões de alta altitude, sendo exemplificado pela sub-bacia 5. Nos mapas, observa-se que as zonas com

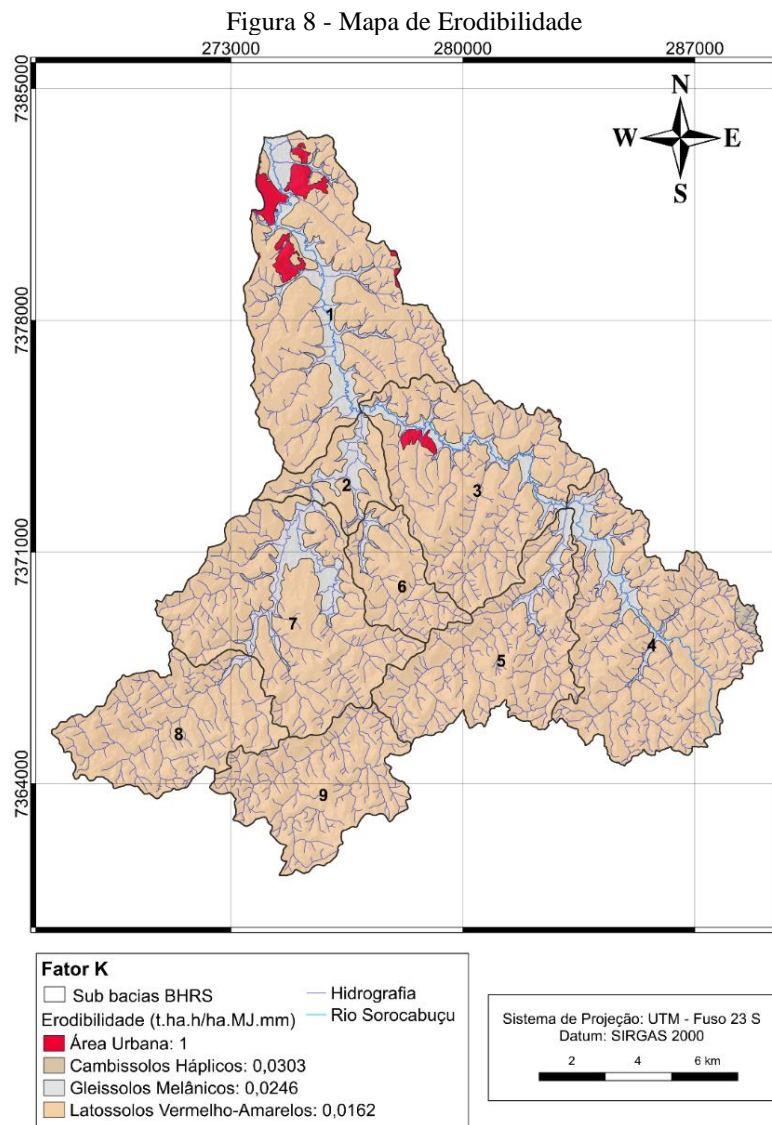
maior concentração de valores de erosividade coincidem com as áreas de maior altitude, reforçando a ligação entre essas duas variáveis.

Comparando com os valores de erosividade em bacias hidrográficas próximas por Silva *et al.* (2017) na bacia do Rio Una e por Arantes (2023) na bacia BHRS (mesma área de estudo), ambas no município de Ibiúna, encontraram valores médios de  $6660 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  e  $8.636 \text{ MJ.mm/ha.h.ano}$ , respectivamente. Além disso, Simonetti *et al.* (2018), obtiveram o valor médio de  $8.058 \text{ MJ.mm/ha.h.ano}$  para a Bacia Hidrográfica do Rio Pirajibu-Mirim, localizada no município de Sorocaba. Logo, mostrando certa similaridade entre os resultados.

Ressalta-se que, em áreas vulneráveis, a antropização por urbanização ou o manejo inadequado do solo na agricultura pode resultar em um aumento significativo da erosão do solo (Batista *et al.*, 2021; Rodrigues; Garcia; Junior, 2017). Nesse sentido, é crucial alinhar as práticas agrícolas com a adoção de medidas de conservação para reduzir a velocidade do escoamento superficial e, assim, diminuir a erosão hídrica nessas regiões (Bollelli *et al.*, 2023). Por conseguinte, é essencial visualizar as áreas com maior ocorrência de erosividade da chuva para compreender os problemas ambientais e avaliar a quantidade de sedimentos movidos, transportados e depositados (Bolleli *et al.*, 2023).

## **5.2 Erodibilidade do solo**

O fator de K está associado à pedologia presente na BHRS. Nesse sentido, como consta no mapa da Figura 8, há três tipos de solo na área de estudo, sendo os Latossolos Vermelho-Amarelos (LVAs), Gleissolos Melânicos (GM) e Cambissolos Háplicos (CX).



Fonte: Autoria própria

A classe dos Latossolos representa 88% da bacia, enquanto os Gleissolos 10,33% e, por fim, Cambissolos com 0,25% com as menores ocorrências na bacia, o restante representa a área urbana. A Tabela 4 mostra os valores das classes de erodibilidade da área de estudo.

Os LVAs são solos profundamente intemperizados e predominantes no Brasil. Esses solos apresentam alta porosidade total, elevado índice de flocculação e diâmetro médio ponderado, refletindo um estado avançado de estruturação e alta permeabilidade, especialmente sob vegetação nativa. Além disso, os LVAs ocorrem em áreas com relevo plano e suave ondulado, o que também contribui para a baixa erodibilidade. Por serem solos profundos, bem drenados e permeáveis, e ausentes de pedregulhos, tornam-se altamente favorecidos para a

agricultura (EMBRAPA, 2018). Dessa forma, essas características, incluindo o relevo, justificam a baixa erodibilidade dos LVAs (Tabela 3), ou seja, esses solos são menos suscetíveis à perda de solo por erosão em comparação com outros tipos de solo.

Tabela 3 - Erodibilidade dos solos

Valores de Erodibilidade (t. h/mj.mm)	Classificação de Erodibilidade
<0,01	Muito baixa
0,01 – 0,02	Baixa
0,02 – 0,03	Média
0,03 – 0,04	Alta
>0,04	Muito alta

Fonte: Adaptado de Paraíba (2006).

Os GM são solos formados em condições de saturação com água, característicos de áreas alagadas. O lençol freático frequentemente se encontra próximo à superfície, e estas condições de má drenagem resultam em ambientes redutores praticamente livres de oxigênio dissolvido, gerando características de gleização. Embora haja restrições agrícolas devido às inundações e alagamentos frequentes, após a implementação de drenagem e correção química, os Gleissolos tornam-se adequados para o cultivo de algumas culturas e pecuária. (EMBRAPA, 2022).

Classifica-se então esse tipo de solo em média erodibilidade, pois a estrutura do solo pode ser degradada pela saturação constante, tornando-o mais suscetível à erosão. Em contraste, os CX são solos que apresentam grande variabilidade em profundidade, drenagem e outras características das quais manifestam problemas quanto ao desenvolvimento pedogenético (EMBRAPA, 2018). Variam de rasos a profundos, com textura média ou mais fina e presença significativa de minerais primários.

A drenagem pode ser acentuada ou imperfeita, e são aptos à utilização agrícola após mitigação de restrições como pedregosidade, pequena profundidade e declividade excessiva. Esses solos possuem erodibilidade alta, tornando-os mais suscetíveis à perda de solo por erosão, especialmente em áreas com declividade acentuada e em condições de manejo inadequadas (IBGE, 2007; EMBRAPA, 2018).

Apesar de os Gleissolos Melânicos e Cambissolos Háplicos apresentem maior erodibilidade, média e alta respectivamente, juntos representam apenas 11% da bacia, ocupando uma área significativamente menor em comparação aos Latossolos Vermelho-Amarelos.

### 5.3 Comprimento de rampa (Fator LS)

O Fator LS é crucial para entender como o comprimento e a inclinação da encosta influenciam a erosão do solo. O comprimento do declive indica que a perda de solo por unidade de área cresce com o aumento do comprimento do declive. Da mesma forma, à medida que a encosta se torna mais íngreme, a erosão também aumenta, representada pela inclinação (Ganasri; Ramesh, 2016).

Encostas convergentes aumentam a velocidade do escoamento da água, resultando em maior erosão (Poesen, 2018; Schidmit; Tresch; Meusburger, 2019). A velocidade do escoamento, influenciada pela inclinação da encosta, determina a quantidade de material em suspensão arrastado pela água, destacando a importância do fator LS na erosão (Renard *et al.*, 1991). Desse modo, além de visualizar os valores de LS, é importante interpretar o grau de declive do terreno de acordo com classificação de declividades do relevo (Tabela 4).

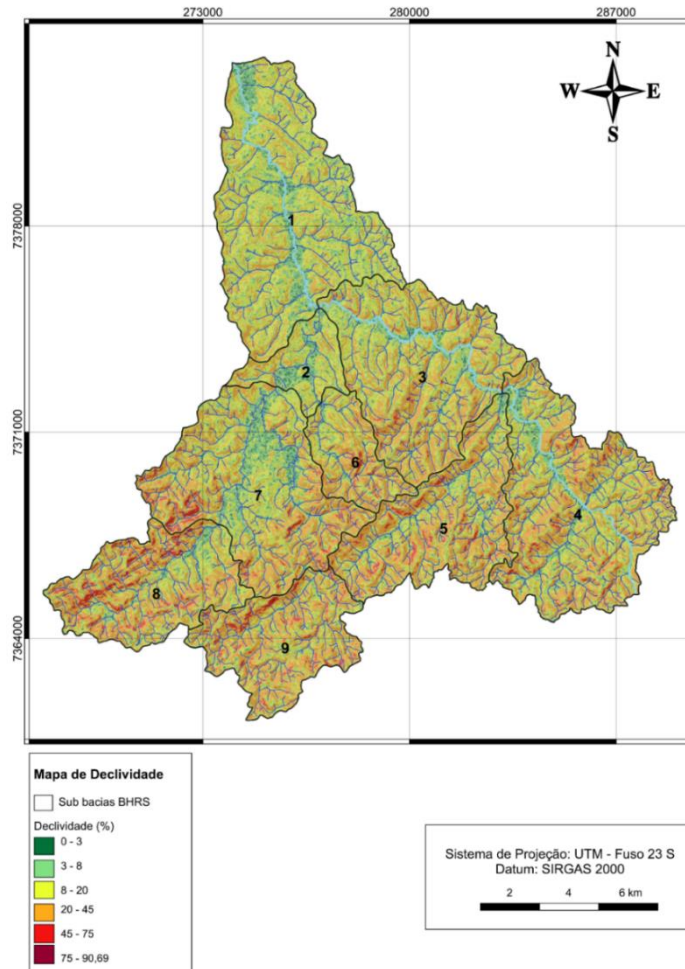
Tabela 4 - Classificação do relevo.

<b>Declividade (%)</b>	<b>Classificação</b>
0 – 3	Plano
3 – 8	Suave Ondulado
8 – 20	Ondulado
20 – 45	Forte Ondulado
45 – 75	Montanhoso
>75%	Escarpado

Fonte: EMBRAPA (2019).

Diante à classificação e o mapa de declividade da área de estudo, a partir da visualização da Figura 9, é possível identificar que os menores valores de declividade se concentram na região norte, predominando o relevo classificado como plano, suave ondulado e ondulado. Por outro lado, a porção sul é demarcada por declividade mais acentuada, sendo classificada pelo relevo forte ondulado e o montanhoso.

Figura 9 - Declividade BHRS



Fonte: Autoria própria

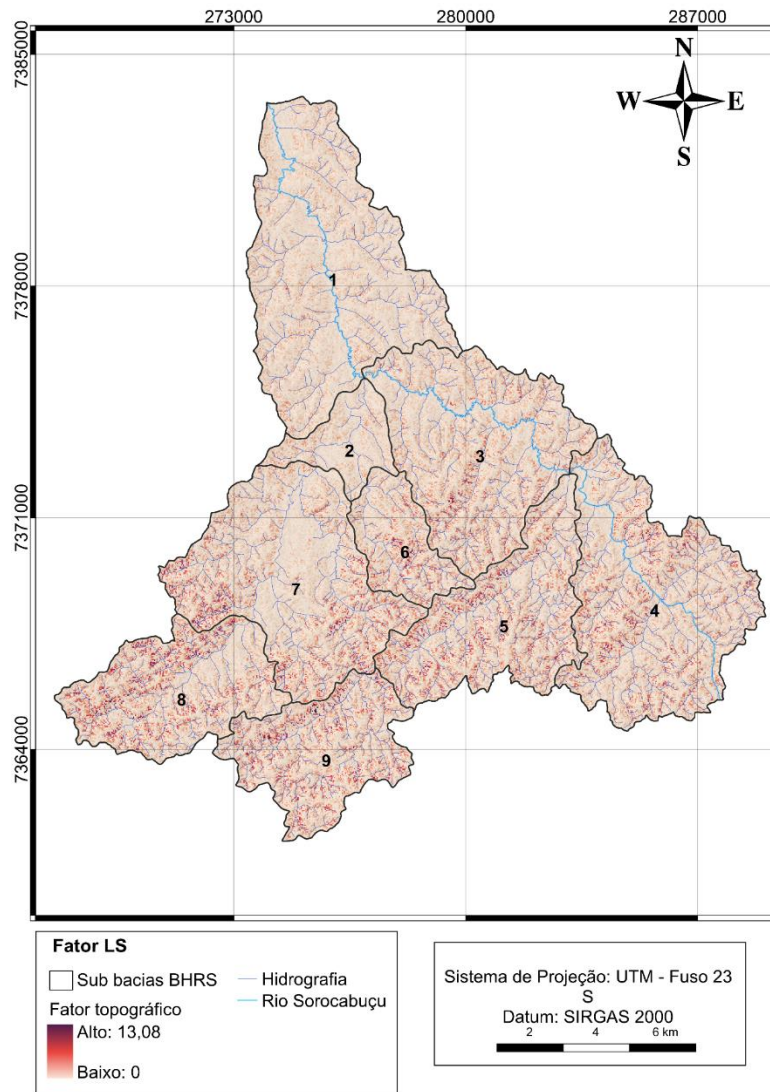
O relevo plano e suave ondulado são mais indicados para a agricultura, devido a possibilidade de mecanização agrícola, propiciando crescimento na produção agrícola (Höfig; Araújo Junior, 2014), esses relevos apresentam boas condições para a mecanização agrícola, gerando aumento na produtividade e rentabilidade na agricultura.

Segundo Guerra *et al.* (2017), as áreas com maior inclinação e atividades agrícolas são mais propensas a sofrer processos erosivos. Regiões com declividades entre 8% e 20%, que estão associadas a um escoamento superficial de velocidade lenta a média. Já as áreas com inclinações de 20% a 45% favorecem um escoamento superficial de velocidade média a rápida (Santos; Almeida; Santos, 2019).

Com relação ao fator LS, os valores obtidos estão entre 0 e 13,08, tendo valor médio de 0,71, cujo a concentração dos valores mais altos estão na seção sul da bacia, como observado

na Figura 10. Segundo Panditharathne (2019) o fator LS possui relevância na análise dos processos erosivos, uma vez que os fatores topográficos como comprimento de rampa e declividade estão diretamente atrelados à perda de solo.

Figura 10 - Mapa Fator Topográfico



Fonte: Autoria própria.

Ao comparar com outro estudo realizado na mesma bacia, conduzido por Arantes (2023), constatou valores de LS variando de 0,03 a 15,3, com valor médio de 0,64 dos quais indicam semelhança nos resultados, uma vez que os valores mais altos e menores se concentram nas porções sul e norte, respectivamente. Essa diferença de valores pode ser explicada devido ao MDE utilizado pela autora, uma vez que a resolução espacial de 5 metros, obtida por meio da triangulação de Delaunay (TIN).

Examinando os valores de declividade com os valores de LS, constata-se que na região sul ambas análises evidenciam valores mais altos, enquanto na região norte, há uma

concentração de valores mais baixos para as duas componentes. Observa-se também que nas proximidades do rio principal da bacia, nos dois mapas há concentração dos menores valores justamente no relevo plano e suave ondulado, significando baixa interferência no processo erosivo (Demarchi *et al.*, 2019).

#### 5.4 Fator C

A Tabela 5 apresenta a comparação das classes de uso e cobertura do solo nos dois anos analisados, evidenciando que a maioria manteve áreas semelhantes. Destaca-se a classe de maior abrangência, Formação Florestal, que representa pouco menos de 50% da área total em ambos os anos. Em seguida, observa-se a classe Mosaico de Usos, na faixa de 27% da área.

Tabela 5 - Uso e Cobertura do Solo

Classes	Área (km <sup>2</sup> ) 2006	Área (km <sup>2</sup> ) 2017	Área (%) 2017
Café	-	0,01	0,00003
Pastagem	27	10,61	5,25
Formação Florestal	99	100,77	49,82
Rio, Lago e Oceano	0,65	0,42	0,21
Mosaico de Usos	55	55,85	27,61
Área Urbanizada	3	4,32	2,14
Soja	1	2,68	1,32
Silvicultura	0,43	1	0,49
Outras Áreas não Vegetadas	0,15	0,08	0,04
Outras Lavouras Temporárias	16	26,78	13,24
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,05	0,01	-

Fonte: Autoria própria

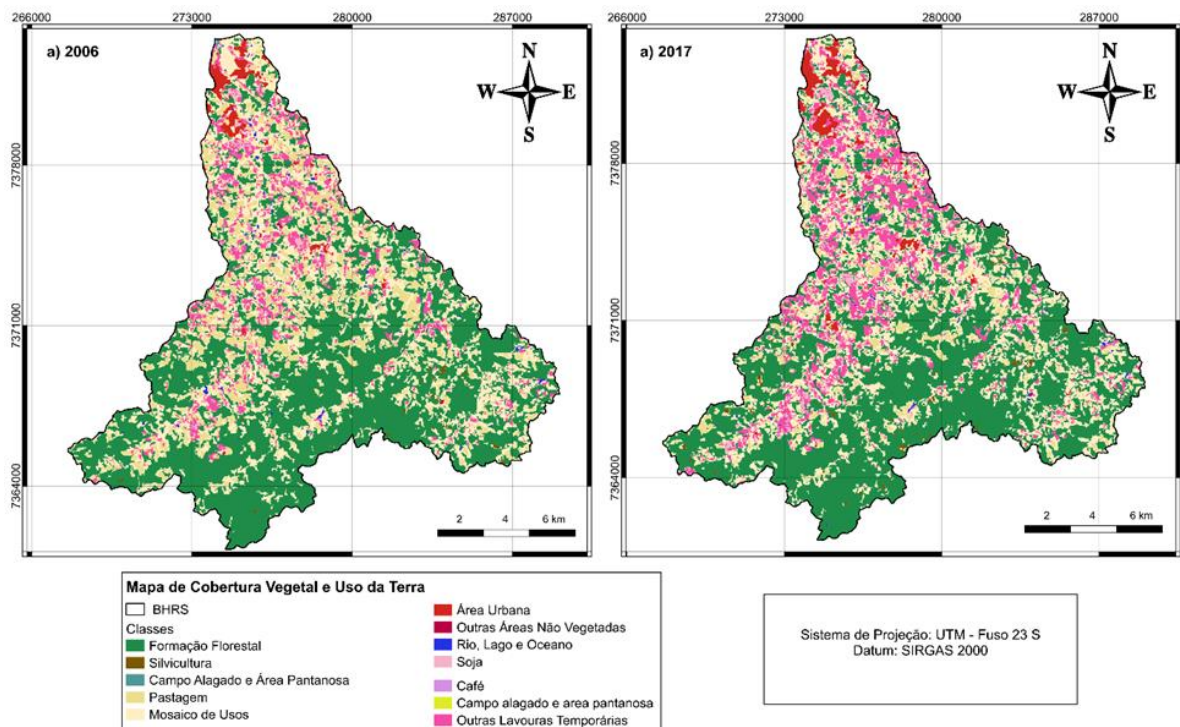
No entanto, a análise revela uma redução significativa na área de Pastagem, que diminuiu cerca de 22%, acompanhada por um aumento expressivo na área de Lavouras Temporárias (Outras Lavouras Temporárias e Soja), com acréscimo de aproximadamente 12 km<sup>2</sup>. Essas mudanças indicam possíveis transformações nas dinâmicas de uso do solo.

De acordo com a legenda detalhada do MapBiomias Coleção 8, o mosaico de usos refere-se a uma combinação de diferentes classes de uso e cobertura do solo, onde não foi possível

distinguir entre pastagem e os diversos tipos de culturas agrícolas. Esse mosaico pode estar relacionado a pequenas propriedades rurais, onde ocorrem usos múltiplos em áreas reduzidas, o que dificulta a distinção e o mapeamento preciso de cada tipo de uso. Em tais áreas, a sobreposição de atividades agrícolas e de pastagem torna-se difícil de identificar separadamente no mapeamento, resultando em uma representação generalizada (Souza et al., 2020).

As culturas temporárias são caracterizadas por cultivos de curta ou média duração, com ciclos vegetativos inferiores a um ano, que necessitam de replantio após a colheita. A Figura 11 mostra a concentração das culturas distribuídas pela bacia, com ênfase no norte, próxima à área urbana, até o sudoeste. Isso evidencia que, mesmo em áreas mais íngremes e próximas ao Rio Sorocabuçu, há atividades agropecuárias, conforme observado em mapas anteriores.

Figura 11 -Uso e Cobertura da Terra



Fonte: Autoria própria.

A Tabela 6, apresenta a reclassificação das classes de uso da terra de acordo com a literatura, obtendo-se as seguintes categorias: Formação Florestal sob o nome Mata e vegetação nativa; Silvicultura como Reflorestamento; Rio, Lago e Oceano foram agrupados como Água; Outras Áreas Não Vegetadas e Área Urbana foram unidas e reclassificadas como Área Urbana; Campo Alagado e Área Pantanosa foram agrupadas como Campo; Pastagem foi combinada com Mosaico de Usos e renomeada como Pastagem; e Soja e Outras Lavouras Temporárias

foram unidas e reclassificadas como Cultura Temporária (Silva *et al.*, 2010) e a classe de Café presente apenas em 2017 permaneceu com a mesma nomenclatura.

Tabela 6 - Classes de cobertura e valores Fator C.

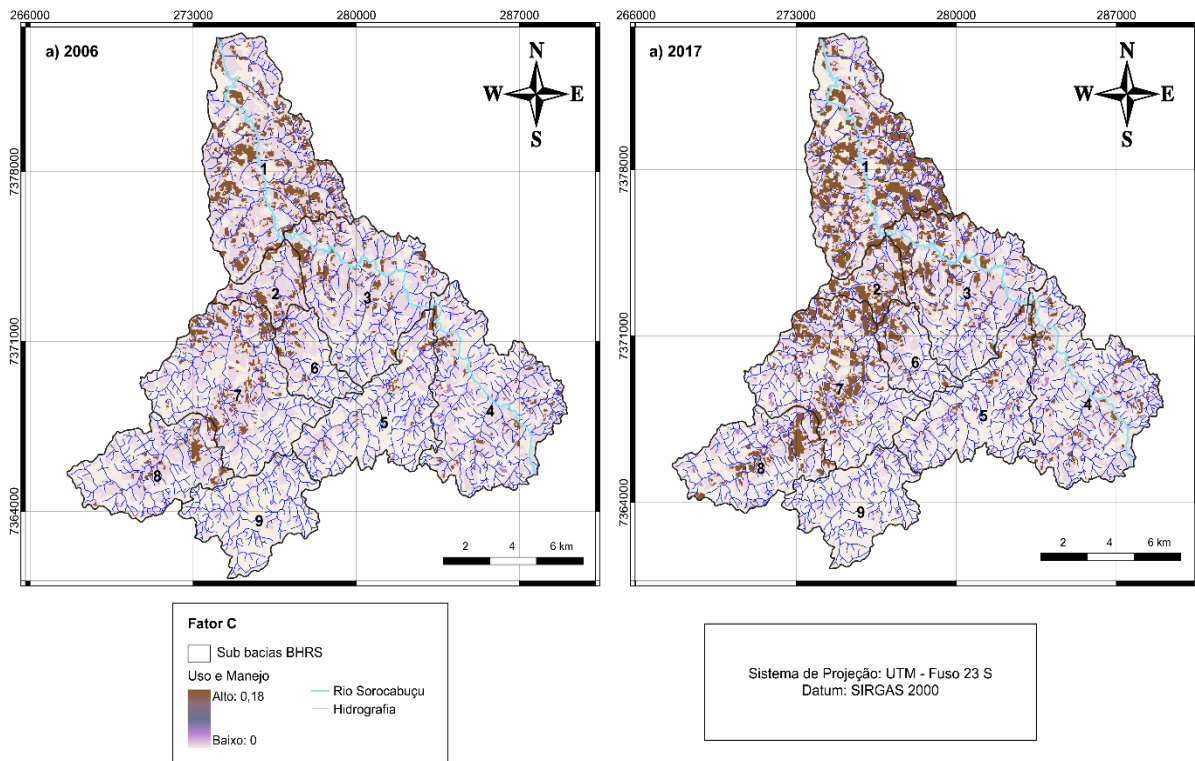
<b>Classes</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>) 2006</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>) 2017</b>	<b>Fator C</b>
Café <sup>1</sup>	-	0,006	0,05
Pastagem <sup>2</sup>	82,21	66	0,01
Mata e Vegetação Nativa <sup>1</sup>	98,8	101	0,0004
Água <sup>3</sup>	0,65	0,42	0
Área Urbana <sup>4</sup>	2,91	4,4	0
Reflorestamento <sup>1</sup>	0,43	1	0,047
Cultura Temporária <sup>5</sup>	17,4	29	0,18
Campo <sup>5</sup>	0,05	0,01	0,042

Fonte: Silva *et al.*, 2010<sup>1</sup>; Bertoni; Lombardi Neto, 2005<sup>2</sup>; Tomazoni; Guimarães<sup>3</sup>; Stein, 1987<sup>4</sup>; Bertoni e Lombardi Neto, 2012<sup>5</sup>.

Estas reclassificações permitiu uma análise mais clara e consistente, alinhando-se com a metodologia proposta por Souza *et al.* (2020) no projeto MapBiomias, que define o mosaico de usos como áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.

A Figura 12, mostra que os maiores valores de C estão designados a classe de culturas temporárias, estando espalhadas por toda a bacia.

Figura 12 - Mapa de manejo e cobertura do solo



Fonte: Autoria própria.

Segundo Mahala (2018), áreas agrícolas e terras estéreis são mais suscetíveis à erosão devido às atividades humanas, o que resulta em valores elevados do fator C. Esses valores indicam maior propensão à perda de solo, evidenciando a fragilidade dessas áreas frente aos processos erosivos. Em contraste, regiões com cobertura vegetal densa, como florestas e áreas reflorestadas localizadas no sul da área de estudo, apresentam valores reduzidos de C, conferindo maior proteção ao solo contra a erosão.

Na área de estudo, as áreas agrícolas, que são as mais suscetíveis à erosão devido aos altos valores de C, representavam aproximadamente 17% da área total em 2006, aumentando para cerca de 29% em 2017. Esse aumento evidencia um avanço das atividades agrícolas sobre o território, o que pode intensificar os processos erosivos em função da maior exposição do solo.

Os valores baixos de C, associados a perdas mínimas de solo, predominam em áreas com vegetação densa, que atuam na atenuação do impacto das gotas de chuva, promovendo melhor infiltração da água e reduzindo a velocidade do escoamento superficial. Por outro lado, áreas com C igual a zero, como corpos d'água e áreas urbanizadas, são praticamente isentas de erosão devido à sua impermeabilidade ou saturação (Bhandari et al., 2021; Zhang et al., 2021).

## 5.5 Fator P

Entre 2006 e 2017, na bacia estudada, o número de estabelecimentos agropecuários reduziu de 935 para 720, enquanto os setores censitários aumentaram de 51 para 80. Tal mudança está relacionada reconfigurações territoriais promovidas pelo IBGE, que ajusta limites para incorporar alterações populacionais e administrativas, no qual resultou em setores menores e mais numerosos.

A redução no número de propriedades pode estar relacionada à reclassificação de estabelecimentos (de agrícolas para não agrícolas), concentração fundiária, ou mudanças no uso do solo (Del Grossi, 2019). Logo, para analisar as categorias dos estabelecimentos no que diz respeito a extensão, as áreas de lavoura foram classificadas como apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 – Número de estabelecimentos por classe de área de lavoura

Área de Lavoura (em hectares)	Estabelecimentos em 2006 (%)	Estabelecimentos em 2017 (%)
> 0 < 1	22,14	20,42
1 < 2	19,04	18,47
2 < 5	30,16	33,61
5 < 10	6,52	12,64
10 < 20	3,64	5,97
20 < 50	1,28	1,67
50 < 100	0,53	0,69
100 < 200	0,21	-
200 < 500	-	-
> 500	0,96	-
Sem declaração/ Produtor sem área de lavoura	15,51	6,53
<b>Total</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Fonte: Autoria própria.

Os grupos de área variaram de menos de 1 hectare a mais de 500 hectares, sendo que estabelecimentos sem declaração não informaram o tamanho da área, possivelmente devido à natureza de autodeclaração da informação. Acerca da categoria de produtores sem área de lavoura refere-se a estabelecimentos agropecuários que não possuem cultivo de culturas temporárias ou permanentes, mas que ainda atendem aos critérios para classificação como estabelecimentos agropecuários. No que diz respeito às classes de lavoura, destaca-se que o grupo de 2 a 5 hectares é o mais numeroso nos dois anos analisados.

Observa-se que o perfil da bacia em relação às áreas de lavoura é bastante semelhante nos dois anos analisados, com uma distinção significativa na categoria de 5 a 10 hectares no ano de 2017, que apresentou quase o dobro da porcentagem registrada em 2006. Esse aumento pode estar relacionado à expansão das áreas de lavoura, que cresceram aproximadamente 12 km<sup>2</sup> entre os dois censos.

É importante destacar que, a partir de 100 hectares, não se observou mais áreas de lavoura em 2017, uma mudança que não ocorre em 2006, quando essa categoria representava apenas 1,17% das lavouras. Dessa forma, pode-se inferir que as novas áreas de lavoura, especialmente as que se encontram na faixa de 5 a 10 hectares, podem ter absorvido parte das áreas anteriormente classificadas em categorias superiores..

No município de Ibiúna, cada módulo fiscal equivale a 16 hectares, conforme definido pela Secretaria Municipal de Agricultura e Indústria (SEMIL). Para ser reconhecido como agricultura familiar pela Lei nº 11.326/2006, é necessário que o estabelecimento seja uma pequena propriedade, ou seja, tenha até 4 módulos fiscais. Essa definição destaca a potencialidade da bacia em ser caracterizada pela agricultura familiar, considerando o tamanho das lavouras.

A Lei da Agricultura Familiar também define agricultor e empreendedor familiar rural como aquele que atua predominantemente com mão-de-obra familiar e obtém a maior parte da renda das atividades do próprio estabelecimento. Dessa forma, para ser classificado como grande produtor, seria necessário ultrapassar esse limite de área (Brasil, 2006).

Além disso, segundo a Lei 8.629/1993, uma média propriedade é considerada um imóvel rural com área superior a 4 módulos fiscais até 15 módulos fiscais. Embora a lei não defina explicitamente o que constitui uma grande propriedade, geralmente é entendido como aquela com área superior a 15 módulos fiscais (Brasil, 1993). Assim, apenas 1,17% dos estabelecimentos podem ser classificados como médios e grandes produtores em 2006, considerando apenas a área destinada à lavoura. Entretanto, como discutido acima, em 2017 toda a bacia se classifica como agricultores familiares.

Dentre os 935 estabelecimentos localizados na bacia em 2006, apenas 362 adotam práticas conservacionistas de controle contra erosão hídrica, representando 38,72% dos estabelecimentos, enquanto em 2017 dos 720 apenas 90 adotavam as práticas, na qual compõe somente 12,5% dos estabelecimentos (Figura 13). Essas diferenças podem estar associadas com ajustes demográficos e administrativos realizados pelo IBGE. Além da redução no número de estabelecimentos que pode ser decorrente de fatores como reclassificação de unidades produtivas, concentração fundiária e mudanças nos usos do solo.

Figura 13 - Práticas conservacionistas adotadas na BHRS



Fonte: Autoria própria.

Em 2006, foram identificadas três práticas conservacionistas mediante à erosão hídrica na bacia estudada, enquanto em 2017 observou-se a ausência da prática de terraceamento. Contudo, já em 2006, essa prática era pouco expressiva, representando apenas 1% das áreas analisadas. Nos dois períodos, a técnica de plantio em curvas de nível demonstrou significativa predominância, refletindo a baixa diversificação no uso de práticas conservacionistas.

Essa tendência está alinhada com Fortini (2018), que aponta o plantio em curvas de nível como a prática mais amplamente adotada por pequenos produtores no Brasil. Esse cenário evidencia uma limitação na adoção de múltiplas práticas conservacionistas, o que pode estar relacionado a fatores como conhecimento técnico, disponibilidade de recursos e características do perfil produtivo local.

Segundo o Censo Agropecuário de 2006, 29,26% dos estabelecimentos adotam o plantio em curvas de nível, indicando que essa foi uma prática comum no Brasil e a mais prevalente entre as práticas agrícolas. Já em 2017, essa porcentagem decaiu para aproximadamente 9,5%. É importante destacar que uma mesma propriedade pode adotar mais de uma prática agrícola, o que não fica explicitamente claro no censo, gerando uma fragilidade na aplicação dos dados.

Porém, em apenas 13 setores censitários foram registradas propriedades que adotaram mais de uma prática agrícola em 2006 e em 2017 apenas 3. Não está especificado se essas práticas foram adotadas pelo mesmo estabelecimento. No ano de 2006, dentro do mesmo grupo de lavoura, apenas 8 setores adotaram múltiplas práticas e em 2017 isso não ocorreu dentro do mesmo grupo de lavoura. Esses dados sugerem que o padrão de tamanho das áreas pode influenciar a adoção de múltiplas práticas agrícolas.

Em resumo, apesar da adoção significativa do plantio em curvas de nível, a falta de informações sobre a repetição de práticas agrícolas nas propriedades e a distribuição limitada de múltiplas práticas nos setores censitários refletem limitações na aplicação e interpretação do censo agropecuário.

As práticas conservacionistas identificadas na bacia estudada incluem plantio em curvas de nível, terraços e plantio direto na palha. Os valores atribuídos a essas práticas foram baseados em estudos determinados com base em medições empíricas e análises comparativas realizadas pelo IAC, conforme descrito por Bertoni e Lombardi Neto (2005).

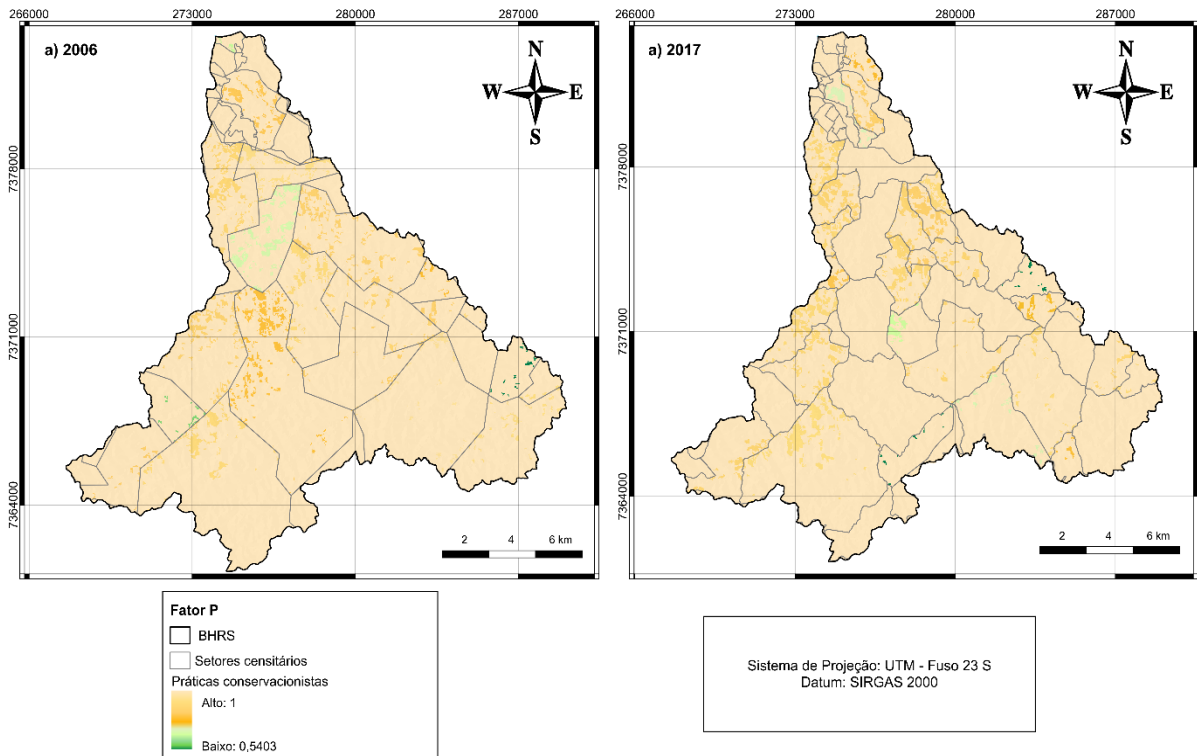
Segundo Lombardi Neto (2005), diversos estudos sobre a mensuração da perda de solo e o plantio em curvas de nível pode controlar a perda de solo em até 47%, o que corresponde a um valor de subfator (P) de 0,53.

No caso dos terraços, a literatura indica que a eficácia desta prática varia devido às diversas tipologias e características, como a distância entre os terraços (EMBRAPA, 2017). Em razão dessas variações, foi considerado um valor médio de P para os diferentes tipos de terraços. Segundo o IAC, os terraços podem, em média, reduzir a perda de solo em até 50%, correspondendo a um valor de de até 0,50. Já a prática de plantio direto na palha, ou cobertura morta, controla a perda de solo em até 53%, resultando em um valor de de 0,47 para esta prática.

É importante notar que as práticas conservacionistas possuem variações baseadas em suas tipologias e nas condições locais (Her *et al.*, 2016). Por exemplo, a eficácia do plantio em curvas de nível depende da declividade do terreno. A capacidade de controlar as perdas de solo provocadas pelo terraceamento varia conforme a distância entre os terraços e a inclinação da área. No caso do plantio direto na palha, a eficiência depende do tipo de cultura e do material utilizado para a cobertura (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

A Figura 14 apresenta os valores de P calculados para toda a bacia, tendo em vista os grupos de área e todas as especificidades levadas em consideração no cálculos.

Figura 14 - Valores do fator P para a BHRS



Fonte: Autoria própria.

O fator P na RUSLE varia significativamente conforme as práticas agrícolas e os tipos de uso da terra dentro das sub-bacias. Nos dois anos de estudo o menor valor de P encontrado foi 0,5403, com uma média de 0,99, e o valor mais alto foi 1, indicando ausência de práticas agrícolas ou áreas não agrícolas. Entretanto, analisando os valores de P apenas das áreas de lavouras em 2006 foi encontrada a média de 0,94 e para 2017 uma média de 0,97. Isso pode estar associado ao aumento de áreas de lavouras e a diminuição da proporcionalidade de aderência das práticas conservacionistas, uma vez que apenas 12,5% alegaram adotar as práticas conservacionistas.

É evidente que as sub-bacias com maior incidência de atividades agrícolas tendem a apresentar valores mais altos de P. Esse padrão é particularmente notável em setores onde as práticas agrícolas são mais prevalentes, influenciando os subfatores como o plantio em curvas de nível, que contribuem para valores mais elevados de P.

Os valores médios mais altos de P podem ser atribuídos à observação, conforme demonstrado na Tabela 8, de que áreas com grandes agrupamentos de terras agrícolas têm menos propriedades adotando práticas de conservação, resultando em valores elevados de P.

Tabela 8 - Quantidade de adotantes de práticas conservacionistas por grupo de áreas de lavoura

Área de Lavoura (em hectares)	Estabelecimentos adotantes em 2006 (%)	Estabelecimentos adotantes em 2017 (%)
> 0 < 1	27,9	16,25
1 < 2	20,72	12,5
2 < 5	35,08	42,5
5 < 10	8,29	16,25
10 < 20	6,35	10
20 < 50	0,55	-
50 < 100	0,83	2,5
100 < 200	0,28	-

Fonte: Autoria própria.

A adoção de práticas conservacionistas enfrenta restrições significativas, especialmente pequenos agricultores, devido a barreiras estruturais como menor acesso à tecnologia, crédito e mercado, conforme apontado por Tosakana *et al.* (2010). Em contraste, médios e grandes estabelecimentos tendem a adotar essas práticas com maior facilidade, beneficiando-se de economias de escala e condições mais favoráveis (Read; Wainger, 2022).

Os valores elevados do fator P na bacia refletem a predominância da agricultura familiar, caracterizada por pequenas áreas de lavoura. Essa configuração limita a adesão a práticas conservacionistas e destaca a ausência de apoio governamental. Além disso, grandes agricultores demonstram maior empenho em evitar a perda de solo, o que reforça a disparidade entre diferentes tipos de estabelecimentos (Kassam; Derpsch; Friedrich, 2014).

Comumente, é identificado que os menores níveis de eficiência técnica e alocativa acontece em pequenos estabelecimentos, no qual dificulta ainda mais a implementação de práticas conservacionistas. As comparações entre os grupos de área confirmam que maiores propriedades apresentam maior eficiência técnica, evidenciando as vantagens estruturais dessas unidades em relação aos pequenos estabelecimentos (Fortini, 2018).

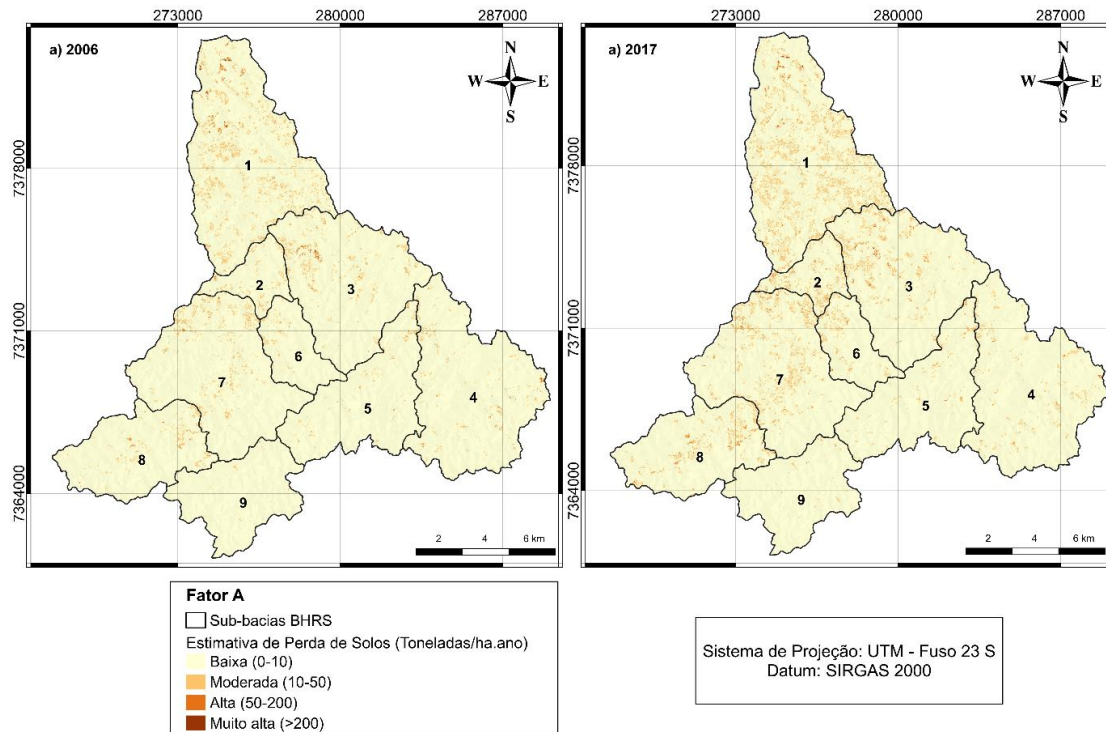
Essa metodologia contribuiu para melhorar a estimativa do fator P, levando em consideração as características específicas das práticas agrícolas na bacia de estudo. A utilização de dados do Censo Agropecuários do IBGE e a consulta à literatura especializada garantiram a robustez e a confiabilidade dos resultados obtidos.

Cada etapa metodológica foi conduzida de maneira criteriosa e sistemática, visando assegurar a qualidade e a consistência dos dados analisados. A metodologia adotada neste estudo vai servir ao final do trabalho como base para a análise dos impactos ambientais das práticas agrícolas na bacia de estudo, contribuindo para o avanço do conhecimento científico nessa área.

## 5.6 Mapas de perda de solo

A Figura 15 apresenta o Mapa de perda de solo para os anos de 2006 e 2017 da área de estudo, segundo a classificação proposta pela FAO (1967).

Figura 15 - Perda de solo BHRS com P ajustado 2006 e 2017



Fonte: Autoria própria.

De acordo com a Figura 15, observa-se que uma porção significativa da bacia hidrográfica apresenta uma taxa de perda de solo classificada como baixa em ambos os anos analisados, conforme indicado na Tabela 9. No geral, comparando a aplicação da equação com os dois modelos de P, houve semelhanças de quantidade de área para as categorias de perda de solo.

Tabela 9 - Perda de solo BHRS

Sub-bacias	Baixa (0-10)		Moderada (10-50)		Alta (50-200)		Muito Alta (>200)		Área total (km <sup>2</sup> ) das sub-bacias
	2006	2017	2006	2017	2006	2017	2006	2017	
1	92,76	88,56	6,65	10,86	0,45	0,48	0,14	0,10	37,40
2	95,17	88,75	4,54	10,26	0,29	0,98	-	-	6,58
3	96,48	94,74	3,14	4,71	0,33	0,51	0,05	0,04	29,03
4	98,43	97,91	1,40	1,94	0,16	0,16	0,00	0,00	32,70
5	98,79	98,33	1,10	1,54	0,10	0,13	0,00	-	21,60
6	97,89	95,25	2,04	4,45	0,07	0,30	-	-	8,40
7	96,78	93,86	3,04	5,67	0,18	0,47	-	-	30,99
8	97,55	94,90	2,17	4,42	0,28	0,68	-	-	19,05
9	99,78	99,55	0,20	0,37	0,02	0,07	-	-	16,86

Fonte: Autoria própria

Analisando o mapa, em alinhamento com Pacheco *et al.* (2014), observa-se que, nos dois anos avaliados, a classe de baixa perda de solo predominou em todas as sub-bacias. No entanto, em 2017, houve uma redução na área correspondente a essa classe, com redistribuição para outras categorias, principalmente para a classe de perda de solo moderada. Essa mudança é corroborada pelos valores médios de perda de solo, que aumentaram de 1,65 t/ha.ano em 2006 para 2,09 t/ha.ano em 2017.

Ainda que o valor médio tenha aumentado, o valor máximo de perda de solo apresentou uma redução significativa, passando de 3570,90 t/ha.ano em 2006 para 2250 t/ha.ano em 2017. Essa diminuição pode ser explicada pela presença de outliers em 2006, que elevaram os valores máximos observados naquele ano. Portanto, é fundamental comparar a disposição das áreas dentro das categorias de perda de solo utilizando a metodologia mais comum para o fator P, em que este é assumido como 1, representando o pior cenário.

Em 2006, o valor médio da perda de solo com o P igual a 1 foi de 1,71 t/ha.ano, enquanto em 2017 foi de 2,16 t/ha.ano. No que tange os valores máximos, em 2006 obteve-se o valor de 3570,90 t/ha.ano e em 2017 passou para 2484,48 t/ha.ano. Ao comparar as metodologias aplicadas, nota-se que o modelo com P igual 1 apresentou valores médios e máximos ligeiramente superiores ao modelo ajustado para o cálculo do fator P em ambos os anos, causando a superestimação da perda do solo.

Observa-se que há similaridades na distribuição das áreas dentro das classes de perda de solo. Contudo, a superestimativa do modelo influenciou de forma sutil as categorias, como indicado na Tabela 10.

Tabela 10 - Perda de solo BHRS com P igual a 1

Sub-bacias	Baixa (0-10)		Moderada(10-50)		Alta (50-200)		Muito Alta (>200)		Área total (km <sup>2</sup> ) das sub-bacias
	2006	2017	2006	2017	2006	2017	2006	2017	
1	92,58	88,52	6,80	10,85	0,48	0,52	0,14	0,10	37,4
2	94,84	88,64	4,82	10,26	0,34	1,10	-	-	6,58
3	96,44	94,68	3,13	4,71	0,37	0,57	0,06	0,04	29,03
4	98,39	97,84	1,44	1,98	0,17	0,18	-	-	32,7
5	98,77	98,23	1,12	1,63	0,11	0,14	-	-	21,6
6	97,81	95,03	2,10	4,56	0,09	0,03	-	-	8,4
7	96,67	93,84	3,09	5,68	0,24	0,48	-	-	30,99
8	97,51	94,94	2,17	4,36	0,32	0,69	-	-	19,05
9	99,78	99,53	0,20	0,40	0,02	0,07	-	-	16,86

Fonte: Autoria própria.

Essa homogeneização dos valores de perda de solo sugere que, independentemente da metodologia utilizada, a capacidade máxima de erosão nas áreas estudadas é limitada por fatores ambientais ou de manejo que são apresentadas igualmente por ambos os anos. Sugerindo que o

novo modelo ajustado é eficaz e bem calibrado em relação à metodologia estabelecida. Adicionalmente, significa que, em média, o modelo ajustado subestima ligeiramente as perdas de solo em comparação com o modelo de P igual a 1, mas essa diferença é pequena.

Isso pode ser explicado pela similaridade nas condições de entrada e na capacidade dos modelos de capturar as variáveis relevantes que afetam a erosão do solo, mostrando que o modelo ajustado pode ser uma alternativa confiável ao método comumente utilizado (P=1). Ademais, pode ser explicado pelos valores de P alto, devido ao volume de propriedades com poucas práticas conservacionistas em ambos os anos analisados.

A perda de solo é mais intensa em áreas agrícolas devido a práticas como aração e irrigação, que expõem e degradam o solo (Lal, 2015). A escolha de aplicar o modelo nessas regiões se faz necessário pois os dados se referem às áreas agrícolas e, essas áreas são mais suscetíveis à erosão devido à redução da cobertura vegetal e ao uso intensivo do solo. Ao isolar áreas de baixa erosão, como florestas, corpos hídricos e zonas urbanas, a análise se concentra exclusivamente nas áreas agrícolas, onde a erosão é mais significativa (El Jazouli *et al.*, 2017).

No contexto do geoprocessamento, a aplicação do modelo RUSLE em áreas agrícolas permite uma análise espacial detalhada das taxas de perda de solo. A aplicação da equação através dos SIG's utiliza dados geoespaciais para identificar padrões e variabilidades na erosão, facilitando a identificação de regiões mais vulneráveis (Ostovari *et al.*, 2017). Os valores das áreas podem ser visualizados na Tabela 11 e 12, que ilustra as perdas de solo em áreas agrícolas, para os dois modelos aplicados.

Tabela 11 - Perda de solo nas áreas agrícolas com P ajustado

Sub-bacias	Baixa (0-10)		Moderada (10-50)		Alta (50-200)		Muito Alta (>200)		Área de lavoura (km <sup>2</sup> ) por sub-bacias em 2006	Área de lavoura (km <sup>2</sup> ) por sub-bacias em 2017
	2006	2017	2006	2017	2006	2017	2006	2017		
1	64,55	65,19	32,82	33,74	0,80	0,85	0,59	0,23	7,20	11,73
2	72,78	69,39	25,72	28,34	1,50	2,27	-	-	1,13	2,21
3	62,62	62,24	34,62	34,59	1,97	3,05	0,79	0,24	2,44	3,88
4	64,80	64,96	30,80	32,05	4,31	2,99	0,09	-	1,30	1,76
5	66,28	66,07	30,54	30,78	3,02	3,16	0,17	-	0,63	0,89
6	65,62	62,89	33,33	34,51	33,33	34,51	1,05	2,60	0,46	1,01
7	66,02	66,34	32,12	31,10	1,86	2,56	-	-	2,93	5,43
8	65,93	64,36	29,92	30,70	4,15	4,94	-	-	1,24	2,39
9	75,00	63,77	21,88	24,64	3,13	11,59	-	-	0,03	0,11

Fonte: Autoria própria.

Tabela 12 - Perda de solo nas áreas agrícolas com P igual a 1

Sub-bacias	Baixa (0-10)		Moderada (10-50)		Alta (50-200)		Muito Alta (>200)		Área de lavoura (km <sup>2</sup> ) por sub-bacias em 2006	Área de lavoura (km <sup>2</sup> ) por sub-bacias em 2017
	2006	2017	2006	2017	2006	2017	2006	2017		
1	65,19	64,92	32,82	33,74	1,02	1,02	0,59	0,23	7,20	11,73
2	70,89	67,85	27,42	29,19	1,69	2,96	-	-	1,13	2,21
3	62,09	62,24	34,58	33,95	2,54	3,45	0,79	0,36	2,44	3,88
4	63,31	64,11	32,15	32,51	4,46	3,32	0,08	0,06	1,30	1,76
5	65,10	64,26	31,54	32,48	3,19	3,26	0,17	-	0,63	0,89
6	61,71	59,21	36,94	37,62	1,35	3,17	-	-	0,46	1,01
7	64,98	65,63	32,42	31,79	2,59	2,58	-	-	2,93	5,43
8	64,87	63,71	30,36	31,09	4,77	5,20	-	-	1,24	2,39
9	75,00	61,90	21,88	26,19	3,13	11,90	-	-	0,03	0,11

Fonte: Autoria própria

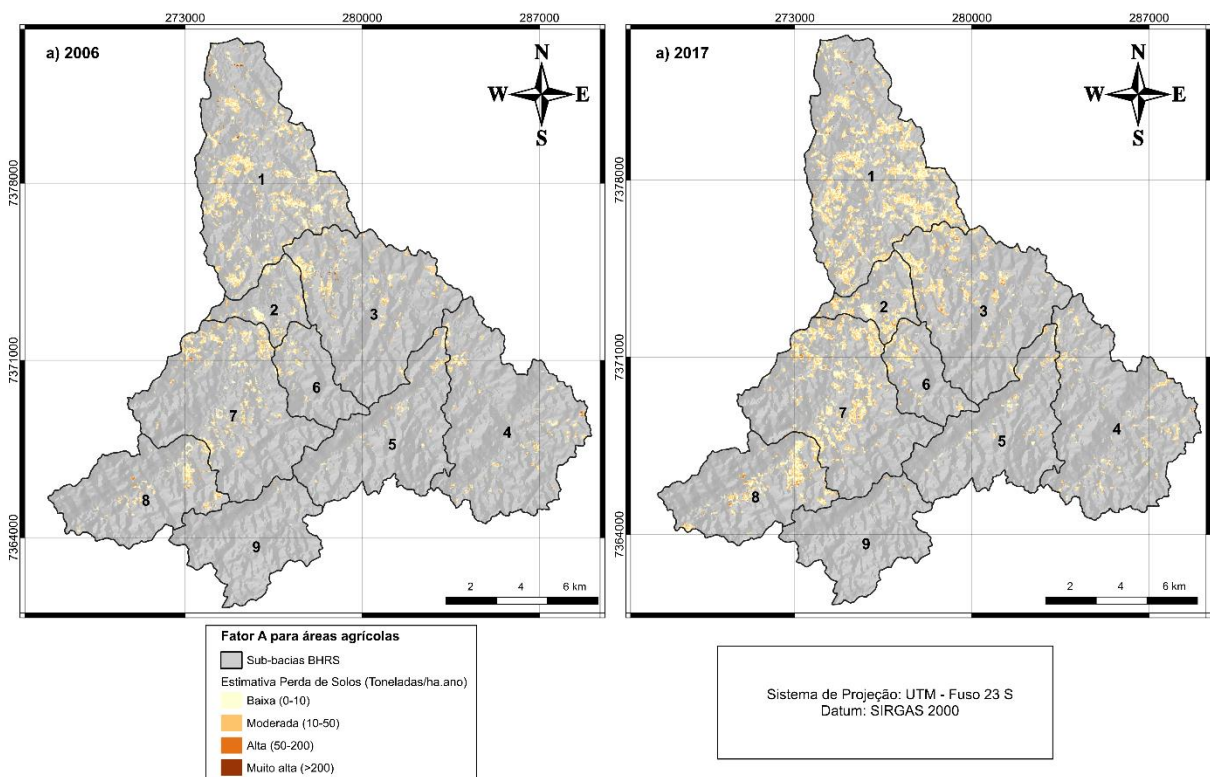
Essa metodologia proporciona uma análise mais criteriosa e detalhada das condições do solo em áreas críticas, favorecendo a identificação de hotspots de erosão. Nesse contexto, a categoria de perda de solo moderada apresentou um aumento substancial na área analisada em comparação com a avaliação global da bacia hidrográfica.

Destacam-se as sub-bacias 1 e 9 no ano de 2006, que diferem das demais em ambos os modelos. A sub-bacia 1, sendo a maior em extensão, apresentou entre 70% e 75% de sua área classificada como de baixa perda de solo, assim como a sub-bacia 9, que, apesar de ser a menor em área e com menor presença de lavouras, segue a mesma tendência. No entanto, no modelo com P igual a 1, observa-se uma redução discreta na área classificada como de baixa perda de solo em ambas as sub-bacias nos dois anos analisados, especialmente devido ao aumento na categoria de perda alta. Esse comportamento é mais evidente em áreas agrícolas e pode estar associado ao método utilizado, que assume valores de P iguais a 1, resultando em uma maior concentração de áreas em categorias de maior perda.

Comparando os dois modelos de perda de solo, a maior parte das áreas continua classificada como de baixa perda de solo, abrangendo mais de 60% da área total em ambos os casos. Ainda assim, as áreas classificadas como de perda moderada aumentaram em ambos os modelos, com esse crescimento sendo ligeiramente menor no modelo ajustado. Isso era esperado, uma vez que o modelo ajustado incorpora os subfatores de P conforme descrito na literatura, refinando a análise. A diferença entre as áreas em cada categoria é inferior a 1%, com exceção da categoria de perda muito alta, que apresentou maior discrepância devido à simplificação do modelo com P igual a 1.

Entre os dois anos analisados, houve variações mínimas nas distribuições das categorias de perda de solo, reflexo das características estruturais da bacia, como topografia, uso e cobertura do solo. Os altos valores de P registrados podem ser justificados pela escassez de práticas agrícolas conservacionistas, o que não prioriza a conservação do solo. Além das características da bacia que favorecem processos erosivos em áreas específicas, intensificando a perda de solo em determinadas categorias, especialmente no modelo com P igual a 1. A Figura 16 mostra a variação da perda de solo nessas áreas, destacando a importância de investigar e mitigar a erosão para proteger a produtividade e a conservação do solo.

Figura 16 - Perda de solo com P ajustado nas áreas agrícolas



Fonte: Autoria própria.

Em 2006, o valor máximo de perda de solo foi de 3.227,58 t/ha.ano no modelo que utiliza P igual a 1, enquanto o modelo ajustado apresentou um valor máximo de 2.975,83 t/ha.ano. A média foi de 12,0 t/ha.ano no modelo com P igual a 1 e 11,42 t/ha.ano no modelo ajustado. Já em 2017, os valores máximos e médios foram de 2.484,48 t/ha.ano e 11,74 t/ha.ano no modelo com P igual a 1 e 2.250,93 t/ha.ano e 11,44 t/ha.ano no modelo ajustado, respectivamente. Esses dados reforçam que o modelo com P igual a 1 superestima a perda de solo em relação ao modelo ajustado, embora as diferenças sejam sutis.

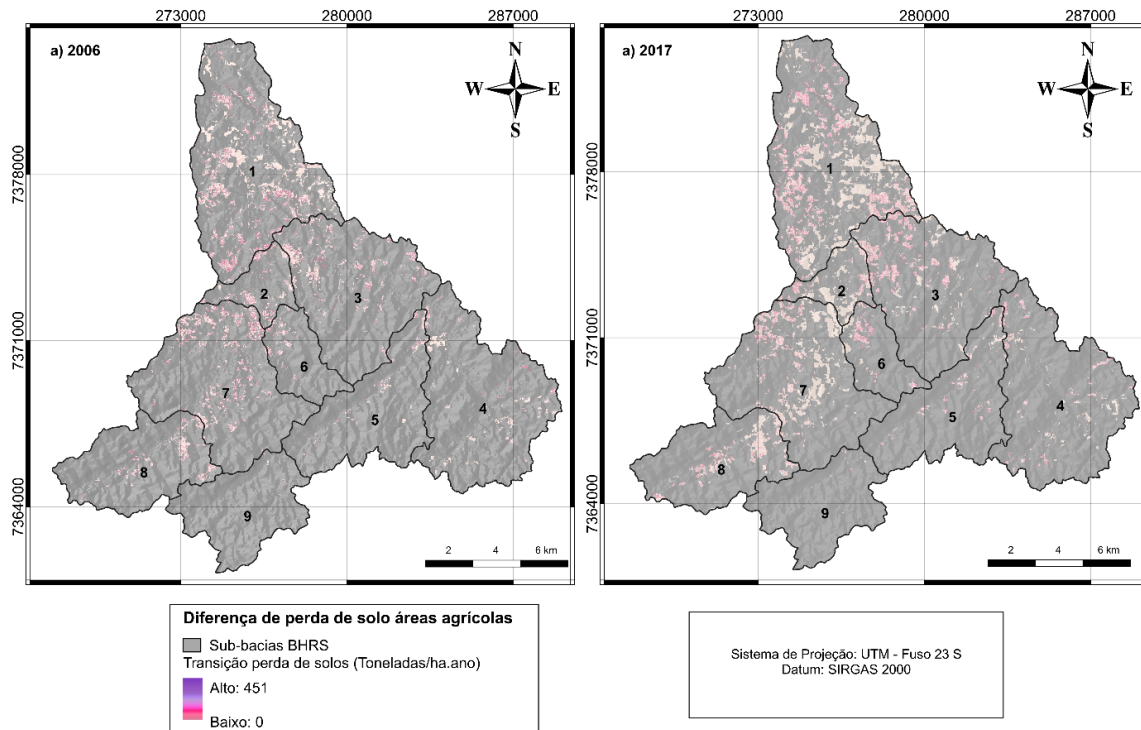
A superestimação ocorre porque o modelo com P igual a 1 não considera as práticas conservacionistas implementadas nas áreas agrícolas, assumindo um cenário de ausência de manejo conservacionista. No modelo ajustado, a variação do fator P reflete a aplicação de práticas conservacionistas nos setores censitários, resultando em uma estimativa mais alinhada com as condições reais da bacia.

A BHRS, predominantemente formada por pequenas propriedades agrícolas familiares, apresenta características que influenciam diretamente o fator P. O tamanho reduzido das lavouras, combinado com a falta de subsídios e assistência técnica, dificulta a adoção de múltiplas práticas conservacionistas. Em 2006, constatou-se a adoção de até três práticas conservacionistas em alguns setores censitários, enquanto em 2017 a predominância foi de apenas duas práticas. Isso reflete as limitações estruturais enfrentadas por esses agricultores, que possuem menos recursos para implementar tecnologias de manejo do solo.

A adoção de práticas conservacionistas está relacionada a fatores como nível educacional, renda, acesso a serviços de extensão e tamanho da propriedade. Na BHRS, esses fatores são limitados, o que compromete a gestão do solo e agrava os processos erosivos. As pequenas propriedades têm dificuldade em implementar práticas devido ao custo e à falta de apoio técnico. Apesar disso, o modelo ajustado evidencia que a inclusão dessas práticas, mesmo em áreas limitadas, pode reduzir significativamente a estimativa de perda de solo.

Por fim, foi elaborado um mapa de transição (Figura 17) para ilustrar as diferenças entre os dois modelos, focando exclusivamente nas áreas agrícolas. A utilização de um mapa de transição é crucial para avaliar as diferenças na perda de solo entre modelos que consideram o fator P igual a 1 e o modelo ajustado na RUSLE. Esse mapa facilita a identificação de mudanças nas classificações de erosão, destacando áreas prioritárias para intervenção e permitindo uma análise mais detalhada das condições de campo.

Figura 17 - Mapa de Transição perda de solo nas áreas agrícolas



Fonte: Autoria própria.

Em 2006, o valor médio de perda de solo calculado foi de 0,47 t/ha.ano, o que equivale a aproximadamente 500 kg de solo por hectare por ano. Embora o número pareça baixo, ele é significativo em termos de impacto ambiental e sustentabilidade agrícola, conforme discutido por Maltsev e Yermolaev (2018). O valor máximo registrado em 2006 foi de 251,75 t/ha.ano, diminuindo condições altamente suscetíveis à erosão, possivelmente relacionadas a práticas agrícolas intensivas, áreas de solo expostas ou valores isolados anômalos. Essa perda pode contribuir para processos como o assoreamento de corpos hídricos, incluindo a Represa de Itupararanga.

Em 2017, a perda média de solo foi de 0,23 t/ha.ano, indicando uma tendência de redução, provavelmente devido à adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis, que aumentaram o fator P, aproximando-se dos resultados do modelo de P igual a 1. Embora a área de trabalho tenha aumentado de 8,4% para 14,56% da bacia entre 2006 e 2017, as variações na perda de solo foram sutis, possivelmente influenciadas pelas características naturais da bacia.

Apesar disso, as mudanças observadas na perda de solo foram discretas, o que pode ser atribuído às características biofísicas da bacia. Mesmo com o fator R indicando alta erosividade das chuvas, os valores do fator LS são mais elevados na porção sul da bacia. No entanto, sua interferência na erosão é limitada devido ao predomínio de relevo plano a suavemente ondulado,

que reduz a suscetibilidade ao escoamento superficial. Embora a área ocupada por lavouras tenha aumentado, essas atividades agrícolas apresentam um baixo potencial de degradação do solo, pois ocupam pequena parte da bacia em relação às outras classes de uso e ocupação. Além disso, o fator K contribui pouco para a perda de solo na bacia, já que a maior parte da área apresenta baixa erodibilidade, reforçando a limitada influência desse parâmetro no processo erosivo (Rajbanshi; Bhattacharya, 2020; Ayele et al., 2022).

Ao comparar os dois modelos para a bacia e áreas agrícolas nos anos analisados, as variações foram mínimas. Essa semelhança sugere que o modelo ajustado está bem calibrado, sendo aplicável em escalas maiores e utilizando dados reais sobre práticas agrícolas. Contudo, as diferenças pontuais entre os modelos refletem a baixa adoção de práticas conservacionistas e a densidade elevada de estabelecimentos que não empregam manejo eficaz. Esses fatores contribuem para o aumento do valor de P e destacam os desafios na obtenção de informações precisas para calibrar esse parâmetro na RUSLE.

### **5.7 Contribuições do trabalho para a sociedade**

O presente trabalho reveste-se de significativa importância por oferecer uma abordagem inovadora e eficaz para o cálculo do fator de práticas conservacionistas na estimativa de perda de solos. Trata-se de uma alternativa que supera a comum suposição do pior cenário, permitindo identificar áreas onde práticas conservacionistas já estão sendo adotadas, com maior precisão, confiabilidade e compatibilidade com valores encontrados na literatura científica.

Diferentemente de metodologias convencionais, o método ajustado utiliza dados públicos fornecidos pelo governo federal, especificamente a nível municipal e, quando solicitado ao órgão responsável (IBGE, via sistema do governo federal), até mesmo a nível de setor censitário. Isso não apenas assegura uma abordagem economicamente viável, sem custos adicionais, mas também confere uma utilidade prática a esses dados. Tal característica permite a replicação do método em outras áreas, potencialmente maiores, ampliando as possibilidades de análise. Por exemplo, os valores de P podem ser ajustados para diferentes regiões, dependendo das práticas conservacionistas identificadas localmente.

Além de estimar a perda de solo, esta metodologia possibilita avaliar as técnicas utilizadas na conservação do solo em âmbito nacional, o que pode subsidiar estudos voltados à gestão ambiental e ao desenvolvimento de políticas públicas. Assim, ao integrar dados do censo agropecuário em análises espaciais, este trabalho contribui para o fortalecimento de práticas sustentáveis, especialmente em apoio aos pequenos agricultores e à agricultura familiar,

promovendo a conservação do solo, a manutenção da produtividade e a mitigação de danos ambientais aos ecossistemas.

Este estudo se alinha com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente aqueles relacionados à segurança alimentar, pois a perda de solo pode levar à redução da produtividade agrícola, afetando a segurança alimentar. Além disso, a implementação de práticas conservacionistas pode ajudar a proteger as fontes de água, gerar empregos e renda para os agricultores e suas comunidades, promover a produção de alimentos de forma responsável e eficiente e mitigar as mudanças climáticas. Ao desenvolver uma metodologia para estimar a perda de solo, o presente trabalho contribui para a promoção de práticas agrícolas sustentáveis e responsáveis, que são essenciais para alcançar esses objetivos.

Apesar de sua relevância, o desenvolvimento da metodologia enfrentou algumas limitações. Um das principais foi o tempo demandado para a obtenção dos dados, devido à amplitude das informações solicitadas para o município de Ibiúna. Além disso, a ausência de dados mais detalhados, como a localização exata das propriedades, impossibilitou identificar se uma mesma propriedade poderia estar replicando práticas ou quais práticas específicas estavam sendo adotadas em cada local. Essa limitação decorre da necessidade de preservar informações pessoais em conformidade com a LGPD, o que restringe a disponibilização de certas informações sensíveis.

Ainda assim, a metodologia proposta é de suma importância para análises relacionadas à conservação do solo. Seu potencial de aplicação em novas áreas e perspectivas reforça sua relevância científica e prática. A utilização do censo agropecuário como ferramenta para dar mais visibilidade às práticas conservacionistas também destaca sua contribuição ao fortalecimento da agricultura familiar. Nesse contexto, o estudo não apenas oferece respaldo técnico para aprimorar práticas de conservação, mas também incentiva a adoção de estratégias que minimizem perdas ambientais, garantindo maior produtividade e sustentabilidade no uso do solo.

## **6 CONCLUSÕES**

As práticas conservacionistas têm uma influência significativa sobre a perda de solo, especialmente em áreas agrícolas. No contexto da equação RUSLE, o fator P é crucial para estimar o impacto das técnicas que mitigam os efeitos negativos da erosão. Contudo, há uma tendência de superestimar o fator P ao assumir que áreas agrícolas não adotam práticas conservacionistas. Portanto, é essencial considerar a realidade local ao calcular esse fator. Para

isso, é necessário identificar as práticas existentes e seu impacto, utilizando dados disponíveis de órgãos públicos, como o IBGE.

Deve-se destacar que apesar do modelo ter sido bem-sucedido, ainda assim dificuldades foram encontradas dado que a base de informações disponíveis apresentou algumas limitações em relação aos dados coletados, como por exemplo, a sobreposição de dados e a localização pontual do estabelecimento, causando restrição às informações geográficas para os setores censitários.

Ao comparar as perdas de solo na bacia e áreas agrícolas, tanto usando o fator P igual a 1 quanto o fator P ajustado, não foram observadas grandes diferenças nos valores médios e máximos de perda. A pequena variação entre o P da RUSLE superestimado (igual a 1) e o P ajustado pode ser explicada pelo fato de que as áreas agrícolas representam uma pequena porcentagem da área total, e muitos valores de P ajustado são próximos de 1. Isso pode ocorrer porque algumas classes de área são grandes e adotam poucas práticas conservacionistas, resultando em um valor elevado de P.

Embora as diferenças entre os modelos de perda de solo, considerando o fator P ajustado e o fator P tradicionalmente usado como 1, tenham sido sutis nos dois anos analisados, esse resultado reflete as características específicas da bacia estudada. O predomínio da agricultura familiar, com menor intensidade no uso do solo, contribuiu para a estabilidade nos valores estimados. No entanto, essas práticas agrícolas, muitas vezes adotadas por pequenos agricultores, carecem de incentivos adequados para a implementação de práticas conservacionistas, que poderiam minimizar ainda mais os impactos da erosão e promover a sustentabilidade do solo.

As pequenas variações identificadas entre os modelos indicam a eficiência do modelo com o fator P ajustado, evidenciando sua precisão e capacidade de captar diferenças relevantes. Esse desempenho destaca não apenas a importância de replicar o modelo em outras bacias hidrográficas, especialmente aquelas com uso do solo mais intensivo, mas também a necessidade de políticas públicas que incentivem práticas conservacionistas, particularmente voltadas para pequenos agricultores.

Além disso, instrumentos como os censos agropecuários realizados pelo IBGE são cruciais para identificar e mapear esses aspectos, fornecendo dados indispensáveis para entender as dinâmicas agrícolas e embasar estratégias de manejo sustentável. A aplicação de tais práticas em diferentes contextos poderia revelar ainda mais a eficácia do modelo e contribuir para o planejamento de ações voltadas à conservação do solo e à mitigação da erosão em larga escala.

## REFERÊNCIAS

- ABDO, H. Evaluating the potential soil erosion rate based on RUSLE model, GIS, and RS in Khawabi river basin, Tartous, Syria. **DOAJ (DOAJ: Directory of Open Access Journals)**, 2022.
- ADEKALU, K. O.; OLORUNFEMI, I. A.; OSUNBITAN, J. A. Grass mulching effect on infiltration, surface runoff and soil loss of three agricultural soils in Nigeria. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 4, p. 912-917, 2007.
- AHMAD, N.; MUSTAFA, F.; YUSOFF, S.; DIDAMS, G. Uma revisão sistemática das práticas de controle da erosão do solo em terras agrícolas na Ásia. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, p. 103-115, 2020.
- AMORIM, R. S. S. *et al.* Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046–1049, 2010.
- AQUINO, R. F. *et al.* Spatial variability of the rainfall erosivity in southern region of Minas Gerais state, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 36, n. 5, p. 533–542, 2012.
- ARANTES, Leticia Tondato. **Elaboração de uma metodologia baseada em redes neurais artificiais para o zoneamento ecológico-econômico em bacias hidrográficas**. 2023. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental, 2023.
- ASWATHI, J. *et al.* Enhancing RUSLE soil erosion prediction with PSInSAR data: an innovative model. **Geocarto International**, v. 37, p. 16108-16131, 2022.
- AYRAM, C. A. *et al.* Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 117, n., p. 106630, 2020.
- BARBOSA NETO, M. V.; OLIVEIRA, I. V. A. DE; SOUZA, D. D. R. DE. Aplicação de oficinas sobre solos em escolas da educação básica da região metropolitana do Recife. **Revista Ensino de Geografia (Recife)**, v. 1, n. 2, p. 178, 2018.
- BATISTA, R. A. W. *et al.* ESTIMATIVA DO FATOR DE EROSIVIDADE DO SOLO DA REGIÃO DO VALE DO RIBEIRA PAULISTA, BRASIL. **Formação (Online)**, v. 28, n. 53, 2021.
- BEASLEY, D.; HUGGINS, L.; MONKE, E. Answers: a model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, v. 23, p. 938–944, 01 1980.
- BECK, K. K. *et al.* The impacts of intensive mining on terrestrial and aquatic ecosystems: A case of sediment pollution and calcium decline in cool temperate Tasmania, Australia. **Environmental Pollution**, v. 265, n. p. 114695, 2020.
- BEHERA, M.; SENA, D. R.; MANDAL, U.; KASHYAP, P. S.; DASH, S. S. Abordagem RUSLE integrada baseada em GIS para quantificação da erosão potencial do solo em cenários futuros de mudanças climáticas. **Monitoramento e Avaliação Ambiental**, v. 192, n. 11, p. 1-18, 2020.

- BENAVIDEZ, R. *et al.* A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6059–6086, 2018.
- BERNATEK-JAKIEL, A.; POESEN, J. Subsurface erosion by soil piping: significance and research needs. **Earth-Science Reviews**, v. 185, p. 1107–1128, 2018.
- BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. **Manual técnico de manejo e conservação do solo e água**. Campinas, SP: CATI, 1993. 15p. il. V.1 Conteúdo: Embasamento técnico do programa estadual de microbacias hidrográficas, 1993.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 4.ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo: Editora Ícone, 2010.
- BETTENCOURT, P. *et al.* Remote Sensing Applied to the Evaluation of Spatial and Temporal Variation of Water Quality in a Coastal Environment, Southeast Brazil. **Journal of Geographic Information System**, v. 11, n. 05, p. 500–521, 2019.
- BEYERS, J. L. Postfire seeding for erosion control: effectiveness and impacts on native plant communities. *Conservation Biology*, v. 18, n. 4, p. 947-956, 2004.
- BHANDARI, D. *et al.* Assessment of Soil Erosion and Its Impact on Agricultural Productivity by Using the RMMF Model and Local Perception: A Case Study of Rangun Watershed of Mid-Hills, Nepal. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2021, n. 10.1155/2021/5747138, p. e5747138, 2021.
- BOLLELI, T. *et al.* Análise espaço-temporal e extrema da erosividade da chuva na região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 43, n. ISSN 2236-2878, p. e205190–e205190, 2023.
- BONILLA, C. A.; VIDAL, K. L. Rainfall erosivity in Central Chile. **Jornal de Hidrologia**, v. 410, n. 1-2, p. 126–133, 2011.
- BORRELLI, P. *et al.* An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature communications**, v. 8, n. 1, 2017.
- BORRELLI, P. *et al.* Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 2020.
- BRASIL. Lei n.º 11.326, de 24 de julho de 2006. **Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 jul. 2006. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111326.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111326.htm). Acesso em: 5 mai. 2024.
- BRASIL. Lei n.º 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. **Dispõe sobre a política de reforma agrária e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 fev. 1993. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l8629.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8629.htm). Acesso em: 5 mai. 2024.
- BUSARI, M. A.; KUKAL, S. S.; KAUR, A.; BHATT, R.; DULAZI, A. A. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 119-129, 2015.

- CARMEM, R. *et al.* **Métodos e técnicas para o controle da erosão e conservação do solo**. 2016. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/189684/001007309.pdf>. Acesso em: 5 fev. 2024.
- CARVALHO, D. F. de *et al.* Predicting soil erosion using RUSLE and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 3, p. 215-224, 2014.
- CARVALHO, D. F. *et al.* Water erosion and soil water infiltration in different stages of corn development and tillage systems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.19, n.11, p.1072-1078, 2015.
- CHALISE, D.; KUMAR, L.; KRISTIANSEN, P. Land degradation by soil erosion in Nepal: A review. **Soil systems**, v. 3, n. 1, p. 12, 2019.
- CHEN, J. *et al.* Effects of land use and land cover on soil erosion control in southern China: Implications from a systematic quantitative review. *Journal of Environmental Management*, v. 282, n 111924, p. 111924–111924, 2021.
- COLMAN, C. B. *et al.* Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed. **RBRH**, v. 23, n. 0, 2018.
- DAI, Q.; ZHU, J.; LV, G.; KALIN, L.; YAO, Y.; ZHANG, J.; HAN, D. O sensoriamento remoto por radar revela potencial subestimação da erosividade da precipitação na escala global. *Science Advances*, v. 9, 2023.
- DAS, A.; AGRAWAL, R.; MOHAN, S. Topographic correction of ALOS-PALSAR images using InSAR-derived DEM. **Geocarto International**, v. 11(3), n. 10, p. 1–9, 2014.
- DAWIT KANITO; BOBE BEDADI; FEYISSA, S. Sediment yield estimation in GIS environment using RUSLE and SDR model in Southern Ethiopia. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**. v. 14, n. 1, 2023.
- DE FREITAS, P. L.; LANDERS, J. N. The Transformation of Agriculture in Brazil Through Development and Adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 1, p. 35–46, 2014.
- DE VENTE, J. *et al.* Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? **Earth-science reviews**, v. 127, p. 16–29, 2013.
- DEL GROSSI, Mauro. Brazilian Agricultural Census: Research Agenda. **Advance**, 2019.
- Demarchi, J. C.; Piroli, E. L.; Zimback, C. R. L. Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46, n. 1, p. 110, 2019.
- Demarchi, J. C.; Zimback, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, v. 29, n. 2, p. 102, 2014.
- DHANARAJU, M. *et al.* Smart farming: Internet of Things (IoT)-based sustainable agriculture. **Agriculture**, v. 12, n. 10, p. 1745, 2022.
- DIDONÉ, E. J.; GOMES MINELLA, J. P.; ALLASIA PICCILLI, D. G. How to model the effect of mechanical erosion control practices at a catchment scale? **International soil and water conservation research**, v. 9, n. 3, p. 370–380, 2021.

- DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 104, n. 3, p. 373–392, 2016.
- DU, C.; LI, L.; EFFAH, Z. Effects of straw mulching and reduced tillage on crop production and environment: A review. **Water**, v. 14, n. 16, p. 2471, 2022.
- DUAN, X. *et al.* Effects of soil conservation measures on soil erosion in the Yunnan Plateau, southwest China. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 75, n. 2, p. 131–142, 2020
- DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in environmental planning**, New York: W. H. Freeman and Company, 818p. 1978.
- EBABU, K. *et al.* Global analysis of cover management and support practice factors that control soil erosion and conservation. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 2, p. 161–176, 2022.
- EEKHOUT, J. P. C. *et al.* A process-based soil erosion model ensemble to assess model uncertainty in climate-change impact assessments. **Land Degradation and Development**, v. 32, n. 7, p. 2409–2422, 2021. doi: <https://doi.org/10.1002/ldr.3920>.
- EL JAZOULI, A. *et al.* Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). **Geoscience letters**, v. 4, n. 1, 2017.
- EMBRAPA. **Árvore do Conhecimento de Solos Tropicais**. 2022. Disponível em: [http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONTAG01\\_6\\_221220611537.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_6_221220611537.html)> Acesso em: 12 dez 2023.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. revista e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- EMBRAPA. **Plantio de cana-de-açúcar em curva de nível no estado de Goiás**, GO. Goiânia: Embrapa Solos, 2012.
- EMBRAPA. **Plantio em curva de nível**. 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-imagens/-/midia/189001/plantio-em-curva-de-nivel>. Acesso em: 28 nov. 2023.
- EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa, 2018.
- EMBRAPA. **Solo - Portal Embrapa**. 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/arroz/pre-producao/caracteristicas/solo>. Acesso em: 5 mai. 2024.
- EPAMIG. **Práticas conservacionistas: vegetativas - edáficas - mecânicas**. 2023. Disponível em: <https://livrariaepamig.com.br/wp-content/uploads/2023/02/Praticas-conservacionistas.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2024.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil erosion by water**. Some measures to combat it in farmland. Cuadernos de fomento agropecuario de la Org. de Las Naciones Unidas, Rome, no. 81, 1967.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil Organic Carbon: the hidden potential**. Rome: Organization of the United Nations, 2017.
- FARHAN, Y.; NAWAISEH, S. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environmental earth sciences**, v. 74, n. 6, p. 4649–4669, 2015

- FARINASSO, M. *et al.* Avaliação qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.
- FERREIRA, N. S. *et al.* Vulnerabilidade do solo à erosão hídrica, região hidrográfica do Guaíba-RS. **Revista Geonorte**, v. 13, n. 41, 2022.
- FIORIO, P.R. **Cronologia do uso da terra e seu impacto no ambiente da Microbacia hidrográfica do Córrego do Ceveiro da Região de Piracicaba, SP**. 1998.114 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998. 24.
- 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.
- GALDINO, S. *et al.* **Mapeamento da contribuição de terraços agrícolas na redução da erosão do solo em sub-bacias do noroeste do Estado de São Paulo.**, n. 1806-3322, 2017.
- 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.
- GASHAW, T. *et al.* Evaluating potential impacts of land management practices on soil erosion in the Gilgel Abay watershed, upper Blue Nile basin. *Heliyon*, v. 6, n. 8, p. e04777, 2020.
- GAUBI, I. *et al.* A GIS-based soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Lebna watershed, Cap Bon, Tunisia). **Natural hazards (Dordrecht, Netherlands)**, v. 86, n. 1, p. 219–239, 2017.
- GOURFI, A.; DAOUDI, L.; SHI, Z. The assessment of soil erosion risk, sediment yield and their controlling factors on a large scale: Example of Morocco. **Journal of African Earth Sciences**, v. 147, p. 281–299, 2018.
- GUERRA, A. J. T. *et al.* Slope Processes, Mass Movement and Soil Erosion: A Review. **Pedosphere**, v. 27, n. 1, p. 27–41, 2017.
- GUERRA, A. J. T. *et al.* Soil erosion and conservation in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 37, n. 1, p. 81-91, 2014.
- GUERRA, A. J. T. **O início do processo erosivo**. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. da; BOTELLHO, R. G. M. (Ed.). *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. cap. 1, p. 17–55. ISBN 9788528607383.
- GUO, Q. *et al.* Estimation of USLE crop and management factor values for crop rotation systems in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 9, p. 1877–1888, 2015.
- GUO, Y. *et al.* Modelling the impacts of climate and land use changes on soil water erosion: Model applications, limitations and future challenges. **Journal of Environmental Management**, Academic Press, v. 250, p. 109403, ISSN 0301-4797, 2019.
- GUO, Z. *et al.* An integrated watershed modelling framework to explore the covariation between sediment connectivity and soil erosion. **European Journal of Soil Science**, v. 74, n. 5, 2023.
- HAREGEWEYN, N. *et al.* Comprehensive assessment of soil erosion risk for better land use planning in river basins: Case study of the Upper Blue Nile River. **The Science of the total environment**, v. 574, p. 95–108, 2017.

- HASSAN; CHARBEL, L.; BLOND, N. L'impact du Terrassement des Versants sur L'érosion Dans le Pourtour Occidental du Plateau du Jord Tannourine-Aaqoura (Liban). **Revue internationale de géomatique**, v. 32, n. , p. 53–78, 27 dez. 2023. doi: <https://doi.org/10.32604/RIG.2023.043180>.
- HELMAN, D.; MUSSERY, A. Using Landsat satellites to assess the impact of check dams built across erosive gullies on vegetation rehabilitation. *Science of The Total Environment*, v. 730, p. 138873, 2020.
- HER, Y. *et al.* Implications of spatial and temporal variations in effects of conservation practices on water management strategies. **Agricultural Water Management**, v. 180, p. 252–266, 2017.
- HÖFIG, P. ARAÚJO-JUNIOR, C. F. Classes de Declividade do Terreno e Potencial para Mecanização no estado do Paraná. **Coffee Science**. Lavras/MG. V. 10, n. 2, p. 195 –203. 2015.
- IAC - INSTITUTO AGRONÔMICO. IAC. **Solos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/solosp/>>. 2020. Acesso 16 jun. 2024.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Agropecuário 2006: Segunda Apuração. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. Disponível em: [https://ftp.ibge.gov.br/Censo\\_Agropecuario/Censo\\_Agropecuario\\_2006/Segunda\\_Apuracao/censoagro2006\\_2apuracao.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Censo_Agropecuario/Censo_Agropecuario_2006/Segunda_Apuracao/censoagro2006_2apuracao.pdf). Acesso em: 5 fev. 2024.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE cidades**. 2022. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ibiuna/panorama> >. Acesso em: 10 fev. 2024.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malhas de setores censitários: divisões intramunicipais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/26565-malhas-de-setores-censitarios-divisoes-intramunicipais.html?edicao=26587>. Acesso em: 5 jan. 2024.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 320 p. : il. (Coleção Ibgeana; Manuais técnicos em geociências, ISSN 0103-9598).
- KARAMI, A. *et al.* Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 148, p. 22–28, 2012.
- KARYDAS, C. G.; SEKULOSKA, T.; SILLEOS, G. N. Quantification and site-specification of the support practice factor when mapping soil erosion risk associated with olive plantations in the Mediterranean island of Crete. **Environmental monitoring and assessment**, v. 149, n. 1–4, p. 19–28, 2009.
- KASHIWAR, S. R.; KUNDU, M. C.; DONGARWAR, U. R. Soil erosion estimation of Bhandara region of Maharashtra, India, by integrated use of RUSLE, remote sensing, and GIS. **Natural hazards (Dordrecht, Netherlands)**, v. 110, n. 2, p. 937–959, 2022.
- KASSAM, A.; DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T. Global achievements in soil and water conservation: The case of Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**. v. 2, n. 1, p. 5-13, 2014.

- KASSAWMAR, T. *et al.* Assessing the soil erosion control efficiency of land management practices implemented through free community labor mobilization in Ethiopia. **International soil and water conservation research**, v. 6, n. 2, p. 87–98, 2018.
- KAYET, N. *et al.* Evaluation of soil loss estimation using the RUSLE model and SCS-CN method in hillslope mining areas. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 1, p. 31, 2018.
- KEBEDE, B. *et al.* Determining C- and P-factors of RUSLE for different land uses and management practices across agro-ecologies: case studies from the Upper Blue Nile basin, Ethiopia. **Physical Geography**, v. 42, n. 2, p. 160–182, 2020.
- KINNELL, P. I. A. A review of the science and logic associated with approach used in the Universal Soil Loss Equation family of models. **Soil systems**, v. 3, n. 4, p. 62, 2019.
- KINNELL, P. I. A. Simulations demonstrating interaction between coarse and fine sediment loads in rain-impacted flow. **Earth surface processes and landforms**, v. 31, n. 3, p. 355–367, 2006.
- KINNELL, P. I. A. The influence of time and other factors on soil loss produced by rain-impacted flow under artificial rainfall. **Journal of Hydrology**, v. 587, p. 125004, 2020.
- KUMAR, M. *et al.* Global-scale application of the RUSLE model: a comprehensive review. *Journal des sciences hydrologiques [Hydrological sciences journal]*, v. 67, n. 5, p. 806–830, 2022.
- LAL, R. ECOLOGY: Managing Soil Carbon. **Science**, v. 304, n. 5669, p. 393–393, 16 abr. 2004.
- LAL, R. *et al.* Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. **Geoderma regional**, v. 25, n. e00398, p. e00398, 2021.
- LAL, R. Regenerative agriculture for food and climate. **Journal of soil and water conservation**, v. 75, n. 5, p. 123A-124A, 2020.
- LAL, R. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 3, p. 55A62A, 2015.
- LANE, L. *et al.* Development and application of modern soil erosion prediction technology-the usda experience. **Soil Research, CSIRO Publishing**, v. 30, n. 6, p. 893–912, 1992.
- LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60–68, 2015.
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. [s.l.] Oficina de Textos, 2016.
- LI, J. *et al.* A Review of Remote Sensing for Environmental Monitoring in China. **Remote Sensing**, v. 12, n. 7, p. 1130, 2020.
- LI, P. *et al.* Comparison of soil erosion models used to study the chinese loess plateau. **Earth-Science Reviews**, v. 170, p. 17–30, 2017. ISSN 0012-8252.
- LILLESAND, T. M; KIEFER, R. W; CHIPMAN, J. W. **Remote sensing and image interpretation**. 5 ed. Hoboken: John Wiley, 2004.
- MAHALA, A. Soil erosion estimation using RUSLE and GIS techniques - a study of a plateau fringe region of tropical environment. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 335, 2018.

- MAIA JÚNIOR, L. P.; LOURENÇO, R. W. Impactos das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a variabilidade do albedo na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (Ibiúna - SP). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 443 – 462, 2020.
- MALTSEV, K. A.; YERMOLAEV, O. P. Erosion Losses of Soils on Arable Land in the European part of Russia. **IOP Conference Series Earth and Environmental Science**, v. 107, p. 012014–012014, 2018.
- MANNIGEL, A. R. *et al.* Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum, Maringá**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
- MAPBIOMAS. Handbook: Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). **Projeto de mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil**. Mapbiomas, Collection 6, version 1.0, 49 p., 2022. Disponível em: [https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/ATBD\\_MapBiomias\\_Solo\\_Colecao\\_beta\\_v1\\_final\\_](https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/ATBD_MapBiomias_Solo_Colecao_beta_v1_final_). Acesso em: 01 ago. 2024
- MARCELINO, E. V. **Desastres Naturais e Geotecnologias: Conceitos Básicos**. Versão Preliminar. Santa Maria: INPE, 2007.
- MARKOSE, V. J.; JAYAPPA, K. S. Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 4, 2016.
- MARONDEDZE, A.; SCHÜTT, B. Avaliação da erosão do solo usando o modelo RUSLE para o distrito de Epworth da província metropolitana de Harare, Zimbábue. **Sustainability**, v. 12, p. 8531, 2020.
- MCCOOL, D. K. *et al.* Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, September/October, 1987. Disponível em: <http://elibrary.asabe.org/azdez.asp?JID=3&AID=30576&CID=t1987&v=30&i=5&T=2&redi>
- MEENA, R. S. *et al.* Impact of Agrochemicals on Soil Microbiota and Management: A Review. **Land**, v. 9, n. 2, p. 34, 23, 2020.
- MELO, A. C. A. DE *et al.* Susceptibilidade à erosão, perda de solos e vulnerabilidade natural na bacia do Médio Rio Araguaia - Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 6, p. 3103–3124, 2023.
- MICHALOPOULOU, M.; DEPOUNTIS, N.; NIKOLOKAPOULOS, K.; BOUMPOULIS, V. The significance of digital elevation models in the calculation of the LS factor and soil erosion. **Land**, 2022.
- MILLWARD, A.; MERSEY, J. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena**, v. 38, p. 109-129, 1999
- MOGES, D. M.; TAYE, A. A. Determinants of farmers' perception to invest in soil and water conservation technologies in the North-Western Highlands of Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 5, n. 1, p. 56–61, mar. 2017.
- MOMM, H. *et al.* Caracterização aprimorada em escala de campo para avaliações de erosão de bacias hidrográficas. **Environmental Modelling & Software**, v. 117, p. 134-148, 2019.

- MOREIRA, M. C. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. **Engenharia na Agricultura**, v.14, n. 2, p. 88-92, 2006.
- MORGAN, R. P. C.; QUINTON, J. N. Erosion modeling. In: HARMON, R. S.; DOE, W. W. (Ed). **Landscape Erosion and Evolution Modeling**. Boston, MA: Springer US, 2001. p. 117–143. ISBN 978-1-4615-0575-4.
- MORGAN, R. P. Vegetative-based technologies for erosion control. In: STOKES, A. *et al.* (Ed.). **Eco- and Ground Bio-Engineering: The Use of Vegetation to Improve Slope Stability**. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 265–272. ISBN 978-1-4020-5593-5, 2007
- MORGAN, Royston Philip Charles. Soil erosion and conservation. **John Wiley & Sons**, 2009.
- MOURA-BUENO, J.M.; DALMOLIN, R.S.D.; MIGUEL, P.; HORST, T.Z. Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 102-112. 2018.
- NACHTIGALL, D. S *et al.* Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 933–946, 2020.
- NASCIMENTO, D. T. *et al.* Mapeamento da suscetibilidade e potencialidade a processos erosivos laminares e lineares ao longo do duto obras da petrobras. **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 585–597, 2016.
- NEARING, M. A. *et al.* Measurements and models of soil loss rates. **Science**, v. 290, n. 5495, p. 1300-1301, 2000.
- 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, 2004.
- NIGAM, G. K., *et al.* Field assessment of surface runoff, sediment yield and soil erosion in the opencast mines in Chirimiri area, Chhattisgarh, India. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C** 101: 137-148, 2017.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1992.
- OLADIMEJI, T.; OYINBO, O.; HASSAN, A.; YUSUF, O. Understanding the Interdependence and Temporal Dynamics of Smallholders' Adoption of Soil Conservation Practices: Evidence from Nigeria. **Sustainability**, v. 12, n. 7, p. 2736, 2020.
- OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524–1532, 20 abr. 2015.
- OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z. *et al.* Multi-temporal analysis of land use land cover interference in environmental fragility in a Mesozoic basin, southeastern Brazil. **Groundwater for sustainable development**, v. 12, n. 100536, p. 100536, 2021.
- OSTOVARI, Y. *et al.* Soil loss estimation using RUSLE model, GIS and remote sensing techniques: A case study from the Dembecha Watershed, Northwestern Ethiopia. **Geoderma Regional**, v. 11, p. 28–36, 2017.

- PACHECO, F. A. L. *et al.* Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of The Total Environment**, v. 485-486, p. 110–120, 2014.
- PANAGOS, P. *et al.* A Soil Erosion Indicator for Supporting Agricultural, Environmental and Climate Policies in the European Union. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, p. 1365, 26 abr. 2020.
- PANAGOS, P. *et al.* Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38–50, 2015.
- PANAGOS, P. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. **Environmental Science & Policy**, v. 51, p. 23–34, 2015.
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K. *et al.* Avaliação da erosividade global das chuvas com base em registros pluviométricos de alta resolução temporal. **Sci Rep**, v 7, 4175, 2017.
- PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, n. 147, p. 595-620, 2016.
- PANDITHARATHNE, D. L. D. *et al.* Application of Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle) Model to Assess Soil Erosion in “Kalu Ganga” River Basin in Sri Lanka. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2019, p. 1-15, 2019.
- PARFITT, C. M. Áreas de preservação do ambiente natural urbano, segregação e impacto nas paisagens e na biodiversidade: estudo de caso de pelotas. R. **Ra“e Ga. Curitiba**, v. 37, p.7-36, 2016
- PASSOS, A. M. A. DOS; ALVARENGA, R. C.; SANTOS, F. C. DOS. **Sistema de plantio direto**. [s.l.] In: NOBRE, M. M.; OLIVEIRA, I. R. de (Ed.). Agricultura de baixo carbono: tecnologias e estratégias de implantação. Brasília, DF: Embrapa, cap. 3, p. 61-104., 2018.
- PENDRILL, F. *et al.* Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 5, p. 055003, 2019.
- PIJL, A. *et al.* GIS-based soil erosion modelling under various steep-slope vineyard practices. **Catena**, v. 193, n. 104604, p. 104604, 2020.
- PIMENTEL, D. *et al.* Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117–1123, 1995.
- PINHEIRO, M. R. C.; WERNECK, B. R.; OLIVEIRA, A. F.; MOTÉ, F.; MARÇAL, M. S.; SILVA, J. A. F.; FERREIRA, M. I. P. **Geoprocessamento aplicado à gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Macaé-RJ. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 14, Natal. 4247-4254, 2009.
- PINTO, G. S. *et al.* Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica utilizando o Método de Erosão Potencial. **Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo**, v. 39, p. 62–71, 2020.
- POESEN, J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, p. 64-84, 2018.
- POLYKRETIS, C.; ALEXAKIS, D.; GRILLAKIS, M.; MANOUDAKIS, S. Evaluation of intra-annual and interannual variability of soil erosion on the island of Crete (Greece) by incorporating the dynamic "nature" of R and C factors in the RUSLE modeling. **Remote Sensing**, v. 12, p. 2439, 2020.

- PORTO, P.; WALLING, D. E.; CAPRA, A. Using <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb measurements and conventional surveys to investigate the relative contributions of interrill/rill and gully erosion to soil loss from a small cultivated catchment in Sicily. **Soil & tillage research**, v. 135, p. 18–27, 2014.
- PRASANNAKUMAR, V. *et al.* Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209–215, 2012.
- RAIHAN, A. A systematic review of Geographic Information Systems (GIS) in agriculture for evidence-based decision making and sustainability. **Global Sustainability Research**, v. 3, n. 1, p. 1–24, 2024.
- RAIJ, B. V. *et al.* **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água. Campinas, SP:** Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, v. 3. 102 p. (Manual Técnico, 40), 1993.
- RENARD, K. G. *et al.* The revised universal soil loss equation. Em: Soil Erosion Research Methods. [s.l.] Routledge, 2017. p. 105–126. ROSA, R. Análise espacial em Geografia. **Revista da ANPEGE**, Fortaleza, v. 7, n. 1, número especial, p. 275-289, 2011.
- RENARD, K. G.; FREIMUND, J. R. Using monthly precipitation data to estimate the r-factor in the revised usle. **Journal of Hydrology**, v. 157, n. 1, p. 287–306, ISSN 0022-1694, 1994.
- RENARD, K.; FOSTER, G.; WEESIES, G.; PORTER, J. RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, 1991.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C. (1997). Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Agricultural Handbook**, vol. 703. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, 407 pp, 1997.
- RESCK, D. V. S. **A conservação da água via terraceamento em sistemas de plantio direto e convencional no cerrado.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 8p (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 22), 2002.
- RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. da G. Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos de Goytacazes/ RJ através de técnicas de Geoprocessamento. In: **XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, Florianópolis., p.3039-3046, 2008.
- RICCI, G.; JEONG, J.; GIROLAMO, A.; GENTILE, F. Eficácia e viabilidade de diferentes práticas de gestão para reduzir a erosão do solo em uma bacia hidrográfica agrícola. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104306, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104306>.
- ROBICHAUD, P. R. *et al.* Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation: Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. **Catena**, v. 105, p. 75-92, 2013.
- RODRIGUES, T. *et al.* Retrieval of Secchi disk depth from a reservoir using a semi-analytical scheme. **Remote Sensing of Environment**, v. 198, p. 213–228, 2017.
- RODRIGUES, T.; GARCIA, T.; JUNIOR. Mapeamento da vulnerabilidade aos processos erosivos a partir de métodos multicritérios: um estudo sobre as condições ambientais da bacia hidrográfica da represa Laranja Doce, Martinópolis – SP. **Formação**, v. 25, n. 45, p. 29, 2018.
- RODRIGUES, V. A. *et al.* Avaliação do escoamento e interceptação da água das chuvas. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 01-13, 2015.

- RODRIGUES, V. G. S.; FERREIRA, M. D.; ZUQUETTE, L. V. Geotecnia ambiental. In: ZUQUETTE, L. V. (Ed.). **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Elsevier, 2015. cap. 10, p. 308–337. ISBN 9788535280586.
- RODRIGUEZ, J.M.M, SILVA, E.V da, CAVALCANTI, A.P.B. **Geocologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Fortaleza: Editora UFC, 2004.
- ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.
- SAATH, K. C. DE O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 2, p. 195–212, 2018.
- SALES, V.; STROBL, E.; ELLIOTT, R. Cloud cover and its impact on Brazil's deforestation satellite monitoring program: Evidence from the Cerrado biome of the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 140, 2022.
- SANTOS, R. B.; ALMEIDA, A. Q.; SANTOS, W. A. Estimativas de perda de solo para diferentes cenários de cobertura vegetal na bacia do rio Piauitinga-SE. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 42, n. 1, p. 672–681, 2019.
- SCHERER, L.; PFISTER, S. Modelling spatially explicit impacts from phosphorus emissions in agriculture. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 785–795, 17, 2015.
- SCHIETTECATTE, W. *et al.* Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. **Soil Science Society of America journal. Soil Science Society of America**, v. 72, n. 1, p. 50–55, 2008.
- SCHMIDT, S.; TRESCH, S.; MEUSBURGER, K. Modification of the RUSLE slope length and steepness factor (LS-factor) based on rainfall experiments at steep alpine grasslands. **MethodsX**, v. 6, n., p. 219–229, 2019.
- SCHOONOVER, J. E.; CRIM, J. F. An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. **Journal of contemporary water research & education**, v. 154, n. 1, p. 21–47, 2015.
- SEMIL. **Município módulo fiscal**. Estado de SP, 2014. Disponível em: <https://arquivo.ambiente.sp.gov.br/sicar/2014/05/Modulos-Fiscais-por-Municipio.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2024.
- SHARMA, A.; KUMAR, M.; HASTEER, N. Applications of GIS in management of water resources to attain zero hunger. Em: *Lecture Notes in Civil Engineering*. **Singapore: Springer Singapore**, p. 211–218, 2020.
- SHAWKY, M. *et al.* Pixel-Based Geometric Assessment of Channel Networks/Orders Derived from Global Spaceborne Digital Elevation Models. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 235, 2019.
- SHI, Y.; *et al.* Cálculo da produção esperada com base na ponderação inversa da distância e sua aplicação na detecção de anomalias em centrais fotovoltaicas distribuídas. **Revista Produção Mais Limpa**, v. 253, n. 1, pág. 119965, 2020.
- 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.
- SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; OLIVEIRA, R. A.; SABONARO, D. Z.; ROSA, A. H. Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 44, p. 169-180, 2018.
- SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. DA C.; ROSA, A. H. Reflexos ambientais da perda de nutrientes do solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim (SP). **Caminhos de Geografia**, v. 23, n. 87, p. 84–102, 2022.
- SMETS, T.; POESEN, J.; KNAPEN, A. Spatial scale effects on the effectiveness of organic mulches in reducing soil erosion by water. **Earth-science reviews**, v. 89, n. 1–2, p. 1–12, 2008.
- Smith, D.D. **The Effect of contour planting on crop yield and erosion losses in Missouri**. J. Amer. Soc. Agron., Madison, Wisc., 38:810-819, 1946
- SOARES, A. K. M. S. **Análise temporal de processos erosivos e modelagem de perda de solo no Córrego do Palmital** - Minas Gerais. Dissertação, Universidade de São Paulo, 2022.
- SOARES, M. *et al.* Assessment of the impact of conservation measures by modeling soil loss in Minas Gerais, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 196, n. 4, 2024.
- SOUSA, J. A. P. *et al.* Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 1, p. 250-267, 2022.
- SOUZA *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine, **Remote Sensing**, 12, 17. 2020.
- STEIN, D. P. *et al.* Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na Bacia do Peixe Paranapanema. **In: Simpósio Nacional de controle da erosão**, 4., 1987, Marília. São Paulo: ABGE / DAEE, p. 105-135, 1987.
- TAN, Z.; LEUNG, L.; LI, H.; COHEN, S. Representing global soil erosion and sediment flow in Earth system models. **Journal of Advances in Modelling Earth Systems**, v. 14, 2021.
- TAYE, G. *et al.* Determining RUSLE P- and C-factors for stone bunds and trenches in rangeland and cropland, North Ethiopia. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 3, p. 812–824, 2018.
- TELLES, T. S. *et al.* Conservation agriculture practices adopted in southern Brazil. **International journal of agricultural sustainability**, v. 17, n. 5, p. 338–346, 2019.
- TERRANOVA, O. *et al.* Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). **Geomorphology**, v. 112, n. 3-4, p. 228–245, 2009.
- TIAN, P. *et al.* Impacts of rainfall and inflow on rill formation and erosion processes on steep hillslopes. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 24–39, 2017.
- TIAN, P. *et al.* Soil erosion assessment by RUSLE with improved P factor and its validation: Case study on mountainous and hilly areas of Hubei Province, China. **International soil and water conservation research**, v. 9, n. 3, p. 433–444, 2021.

- TOSAKANA, N. S. P.; VAN TASSELL, L. W.; WULFHORST, J. D.; BOLL, J.; MAHLER, R.; BROOKS, E. S.; KANE, S. Determinants of the adoption of conservation 110 practices by farmers in the Northwest Wheat and Range Region. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 65, n. 6, p. 404 – 412, 2010.
- TU, A. *et al.* Long-term effect of soil and water conservation measures on runoff, sediment and their relationship in an orchard on sloping red soil of southern China. **PloS one**, v. 13, n. 9, 2018.
- TUFA, F. G.; FEYISSA, T. A. Spatial distribution of soil loss in upper Didessa watershed, Ethiopia. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 4, n. 4, p. 434–443, 2019.
- VIEL, J. A.; ROSA, K. K. DA; MENDES JUNIOR, C. W. Avaliação da Acurácia Vertical dos Modelos Digitais de Elevação SRTM, ALOS World 3D e ASTER GDEM um estudo de caso no Vale dos Vinhedos, RS, Brasil, **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 13(5), 2255–2268, 2020.
- VIJITH, H.; SELING, L. W.; DODGE-WAN, D. Effect of cover management factor in quantification of soil loss: case study of Sungai Akah subwatershed, Baram River basin Sarawak, Malaysia. **Geocarto International**, v. 33, n. 5, p. 505–521, 2017.
- VINCENT-CABOUD, L. *et al.* Using mulch from cover crops to facilitate organic no-till soybean and maize production. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 39, n. 5, 2019.
- VRIELING, A. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. **Catena**, v. 65, n. 1, p. 2–18, 2006.
- WAGARI, M.; TAMIRU, H. RUSLE Model Based Annual Soil Loss Quantification for Soil Erosion Protection: A Case of Fincha Catchment, Ethiopia. **Air, Soil and Water Research**, v. 14, n. ISSN: 117862212110462, 2021.
- WALLACE, C. W.; FLANAGAN, D. C.; ENGEL, B. A. Quantifying the effects of conservation practice implementation on predicted runoff and chemical losses under climate change. **Agricultural Water Management**, v. 186, p. 51–65, 2017.
- WANG, R. H.; ZHANG, S. W.; YANG, J. C.; *et al.* Integrated use of GCM, RS and GIS for slope and ravine erosion assessment in the Mushi River sub-basin, Northeast China. **Sustainability**, v. 8, n. 4, 2016.
- WANG, T.; JIM, H.; KASU, B.; JACQUET, J.; KUMAR, S. Soil Conservation Practice Adoption in the Northern Great Plains: Economic versus Stewardship Motivations. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, v. 44, p. 404-421, 2019.
- WANG, Z.; SU, Y. Assessment of Soil Erosion in the Qinba Mountains of the Southern Shaanxi Province in China Using the RUSLE Model. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 1733, 2020.
- WILLIAMS, J. R. **Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Present and perspective technology for predicting sediment yields and sources.** [S.l.]: US Dept of Agriculture Publ. ARS, p. 244–252, 1975.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** Washington, DC: USDA (Agriculture handbook, 537), 1978.
- WOOD, K. A.; STILLMAN, R. A.; HILTON, G. M. Conservation in a changing world needs predictive models. **Animal Conservation**, v. 21, n. 2, p. 87–88, 2017.

- XIONG, M.; LENG, G.; TANG, Q. Global analysis of the cover-management factor for soil erosion modeling. **Remote sensing**, v. 15, n. 11, p. 2868, 2023.
- XIONG, M.; SUN, R.; CHEN, L. Global analysis of support practices in USLE-based soil erosion modeling. **Remote sensing**, v. 43, n. 3, p. 391–409, 2019.
- YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: Conceitos e Aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 215 p. ISBN 978-85-7975-077-9, 2013.
- YANG, L. *et al.* Variation in actual evapotranspiration and its ties to climate change and vegetation dynamics in northwest China. **Journal of Hydrology**, v. 607, p. 127533, 2022.
- YE, L. *et al.* Spatial contribution of environmental factors to soil aggregate stability in a small catchment of the loess plateau, China. **Agronomy (Basel, Switzerland)**, v. 12, n. 10, p. 2557, 2022.
- YUDHISTIRA, A.; SETYAWAN, C; TIRTALISTYANI, R. Method based on DEM and terrain slope for the calculation of the RUSLE LS factor for soil erosion assessment. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 686, 2021.
- ZHANG, X. *et al.* Effects of land use on slope runoff and soil loss in the Loess Plateau of China: A meta-analysis. **The Science of the total environment**, v. 755, n. 142418, p. 142418, 2021.
- ZHAO, J.; YANG, Z.; GOVERS, G. Soil and water conservation measures reduce soil and water losses in China, but not to background levels: Evidence from erosion plot data. **Geoderma**, [s.l.], v. 337, p. 1061-1072, 2019.
- ZHENG, M. *et al.* Erosion-induced spatial uniformity of surface runoff over an extremely degraded catchment on the Chinese Loess Plateau. **Catena**, v. 198, n. p. 105001, 2021.
- ZHOU, J. *et al.* Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 137, p. 1-11, 2016.
- ZHU, M. Soil erosion assessment using USLE in the GIS environment: a case study in the Danjiangkou Reservoir Region, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 12, p. 7899–7908, 2015.
- ZOLIN, C. A.; PAULINO, J.; MATOS, E. da S.; MAGALHÃES, C. A. de S.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P.; MINGOTI, R. **Perda de solo e água sob integração lavoura-floresta e em sucessão soja-milho**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 51, n.9, p. 1223-1230, 2016.
- ZONTA, J. H. *et al.* **Práticas de conservação de solo e água**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2012. 24 p. (Embrapa Algodão. Circular Técnica, 133). ISSN 0100-6460. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/928493>. Acesso em: 2 mar. 2024.