

Adequação do cálculo do fator de práticas conservacionistas na estimativa da perda de solo

Adjustment of the conservation practices factor calculation in estimating soil loss

Ana Laura de Paula *, Arthur Pereira dos Santos **, Frederico Belfort Poletti ***, Roberto Wagner Lourenço ****

* Universidade Estadual Paulista "Julio Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, al.paula@unesp.br

** Universidade Estadual Paulista "Julio Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, arthur.p.santos@unesp.br

*** Universidade Estadual Paulista "Julio Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, fb.poletti@unesp.br

**** Universidade Estadual Paulista "Julio Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, roberto.wagner@unesp.br

<http://dx.doi.org/10.5380/raega.v63i1.100332>

Resumo

A intensificação agrícola sem práticas conservacionistas agrava a perda de solo, afetando a produtividade e os ecossistemas. Na Bacia do Rio Sorocabaçu, essa situação é intensificada pela atividade agrícola. O método RUSLE, usado para estimar a perda de solo, apresenta limitações no cálculo do fator P ao aplicar o valor padrão de 1 na ausência de práticas conservacionistas, desconsiderando as condições reais da área. Este estudo propõe ajustar o cálculo do fator P com base em dados do Censo Agropecuário do IBGE, incluindo informações sobre práticas conservacionistas e o tamanho das propriedades. Em 2006, 38,72% dos 935 estabelecimentos adotavam práticas conservacionistas, com uma perda média de solo de 11,42 t/ha.ano; no P igual a 1, essa média foi de 12,0 t/ha.ano. Em 2017, apenas 12,5% dos 720 estabelecimentos seguiam essas práticas, resultando em uma perda média de 11,44 t/ha.ano, enquanto o P igual a 1 indicava 11,74 t/ha.ano. O plantio em curvas de nível foi predominante, adotado por 89% e 88% das propriedades em 2006 e 2017, respectivamente. As áreas com maior perda de solo foram associadas a grandes cultivos sem medidas conservacionistas. Apesar de diferenças numéricas pouco significativas, o modelo ajustado se mostrou mais eficiente, representando a realidade da bacia de forma coerente. Este trabalho destaca a importância de considerar práticas conservacionistas no cálculo do fator P para uma melhor estimativa da perda de solo e para a preservação do solo e dos ecossistemas na Bacia do Rio Sorocabaçu, podendo ser replicado em outras áreas de estudo.

Palavras-chave:

Erosão hídrica, Conservação dos solos, RUSLE, Fator P.

Abstract

Agricultural intensification without conservation practices exacerbates soil loss, affecting productivity and ecosystems. In the Sorocabaçu River Basin, this issue is intensified by agricultural activities. The RUSLE method, used to estimate soil loss, has limitations in calculating the P factor,

as it applies the default value of 1 in the absence of conservation practices, disregarding the area's actual conditions. This study proposes adjusting the calculation of the P factor based on data from the Brazilian Agricultural Census (IBGE), including information on conservation practices and property sizes. In 2006, 38.72% of the 935 establishments adopted conservation practices, with an average soil loss of 11.42 t/ha.year; using P equal to 1, this average was 12.0 t/ha.year. In 2017, only 12.5% of the 720 establishments followed such practices, resulting in an average soil loss of 11.44 t/ha.year, while P equal to 1 indicated 11.74 t/ha.year. Contour planting was predominant, adopted by 89% and 88% of properties in 2006 and 2017, respectively. Areas with higher soil loss were associated with large-scale farming without conservation measures. Despite minor numerical differences, the adjusted model proved more efficient, accurately representing the basin's reality. This study highlights the importance of incorporating conservation practices in the P factor calculation for better soil loss estimation and preserving soil and ecosystems in the Sorocabuçu River Basin, with potential applicability to other study areas.

Keywords:

Water erosion, Soil conservation, RUSLE, P factor.

I. INTRODUÇÃO

Os impactos provenientes das atividades antrópicas, como o desmatamento e a ausência de técnicas conservacionistas, comprometem a qualidade ambiental (Santos et al., 2024), gerando problemas como perda de fertilidade do solo, assoreamento de rios e prejuízos à saúde pública (FAO, 2017; Pendrill et al., 2022). Estima-se que um terço dos solos globais já esteja em declínio, com a erosão hídrica sendo a principal responsável por essa degradação (Kassam et al., 2020; Meena et al., 2020).

A erosão transporta nutrientes e sedimentos para corpos d'água, contaminando ecossistemas e agravando problemas como a formação de voçorocas e a redução da qualidade da água (Dodd; Sharpley, 2016; Guo et al., 2023). Em áreas agrícolas, a falta de manejo adequado intensifica a perda de solo e a sedimentação, destacando a necessidade de planejamento eficiente e adoção de práticas conservacionistas (Porto et al., 2014; Gaubi et al., 2017; Xiong; Leng; Tang, 2023).

A RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) é amplamente utilizada para estimar perdas anuais médias de solo em função de fatores como erosividade da chuva (R), erodibilidade do Solo (K), fator topográfico (LS), cobertura e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P). A evolução dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e a integração com dados geoespaciais adumentaram a precisão do modelo, permitindo sua aplicação em diferentes escalas e contextos (Pandey et al., 2021).

O fator P, em particular, reflete a eficácia das práticas de conservação na redução da erosão. Nesse sentido, é crucial considerar as práticas agrícolas que auxiliam na conservação dos solos, como por exemplo o

plântio direto em cobertura vegetal, plântio em curvas de níveis e o cultivo em terraços (Wischmeier; Smith, 1978; Gashaw et al., 2020). No entanto, há carência de estudos que utilizam o fator P na RUSLE, devido à falta de informações abrangentes sobre práticas de conservação e técnicas agrícolas específicas, além do alto custo de monitoramento em campo (Guerra et al., 2014; Xiong et al., 2019). Quando tais práticas não são aplicadas, o fator P recebe o valor de 1, que representa o cenário mais crítico, enquanto que, quanto menor for o seu valor, mais eficaz é a prática em questão (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

Além disso, de acordo com a literatura, atribui-se também valor 1 para áreas em que há dificuldades de identificar a presença e quais práticas conservacionistas são empregadas, ocasionando em superestimação das estimativas de perda de solo. Para uma atribuição mais precisa, é fundamental mapear as áreas agrícolas que adotam essas práticas e caracterizar suas tipologias específicas (Didoné et al., 2021; Ebabu, 2022; Martins; Kaleita; Gelder, 2021).

No entanto, em escalas maiores, essa identificação enfrenta desafios significativos, seja pelo custo elevado de análises com imagens de satélite de alta resolução, seja pela dificuldade de realizar observações diretas *in situ* (Zhu, 2015; Xiong et al., 2019; Santos et al., 2025). Uma vez identificadas as práticas conservacionistas, é possível aplicar os valores de P disponíveis na literatura, permitindo uma análise mais detalhada e confiável sobre a contribuição dessas práticas para a conservação do solo (Ebabu, 2022).

Portanto, pesquisas que abordam o impacto quantitativo desse fator em escala regional são escassas, baseando-se predominantemente em dados secundários. Em muitos estudos, a ausência de informações planejadas leva ao uso do fator C e à literatura existente (Borrelli et al., 2020). Assim, os estudos atuais apresentam medidas prioritárias específicas de conservação do solo (Taye et al., 2018) e investigações de campo técnicas em regiões do planalto, o que restringe a aplicabilidade e a eficácia do fator P na RUSLE.

A pesquisa visa refinar as estimativas de perda de solo utilizando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabuçu (BHRS). Os dados dos Censos Agropecuários de 2006 e 2017 foram analisados para identificar práticas agrícolas conservacionistas e determinar valores do fator P, comparando as estimativas propostas pelo estudo com o P igual a 1. Esta abordagem busca preencher lacunas deixadas por estudos que se concentram em medidas individuais de conservação do solo, muitas vezes em propriedades isoladas, como apontado por Xiong et al. (2019), ou quando não se sabe quais práticas estão sendo efetivamente aplicadas, resultando na adoção de um valor 1 para o fator P, como no estudo de Arantes (2023).

Além disso, uma lacuna importante é a falta de alternativas viáveis para quando as práticas utilizadas não são conhecidas ou são implementadas de maneira acessível e sem custos adicionais para os agricultores.

Ao empregar dados do Censo Agropecuário do IBGE, o estudo não só aprimora a aplicabilidade do fator P na RUSLE, mas também contribui para uma gestão mais eficaz da conservação do solo. A utilização desses dados oferece uma forma robusta de conferir maior utilidade e visibilidade a informações do governo federal, destacando sua relevância para análises ambientais em escalas regionais. Dessa maneira, o trabalho visa proporcionar estimativas mais precisas de perda de solo, oferecendo um modelo que pode ser replicado em outras áreas, com um olhar atento à realidade prática e à gestão sustentável do solo.

II. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A BHRS, inserida na Área de Preservação Ambiental (APA) de Itupararanga, protege importantes recursos naturais. Criada pela Lei Estadual nº 10.100 de 1998, essa APA inclui o reservatório de Itupararanga, construído em 1912 para abastecer cidades como Ibiúna, Sorocaba 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 1).

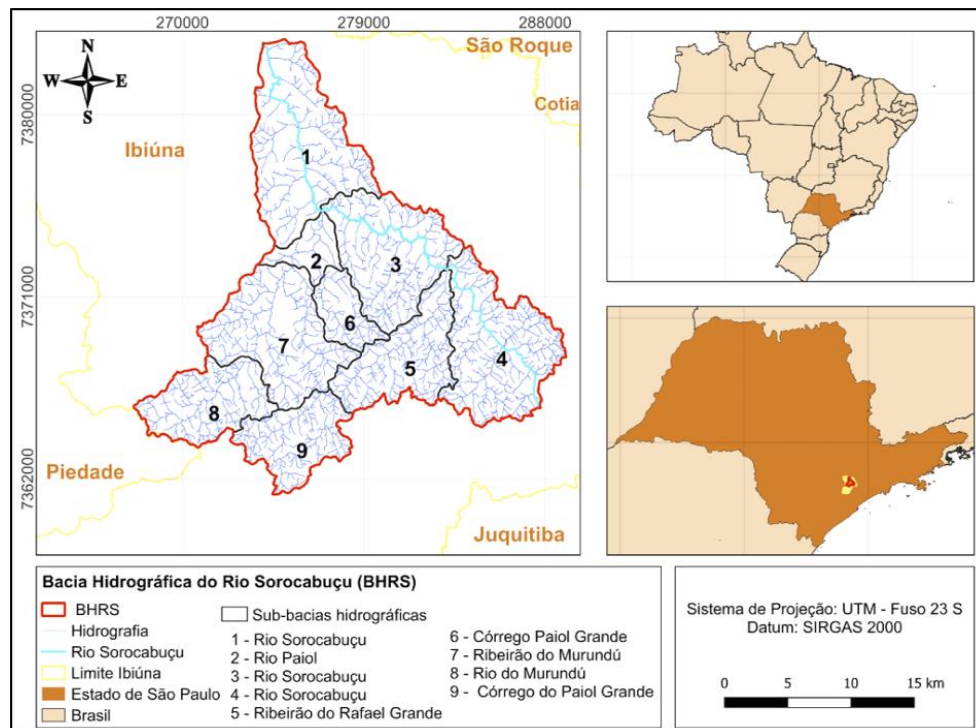


Figura 1 – Mapa de localização BHRS. Fonte: Autores.

Com 202,67 km², a bacia é dominada por atividades agropecuárias e industriais, incluindo o processamento de madeira e a produção de hortaliças e frutas (Maia; Lourenço, 2020; Vasques et al., 2021; IBGE, 2022; Arantes et al., 2024). O clima é temperado de montanha (CWB), com precipitação anual de 1.330

mm e temperaturas entre 14,2 °C e 21,3 °C. Os solos predominantes são Latossolos Vermelho-Amarelo com cascalho.

A vegetação é parte do bioma Mata Atlântica, caracterizado por florestas ombrófilas e estacionais, com rica biodiversidade, incluindo espécies das famílias Myrtaceae, Fabaceae e Lauraceae (Andreoti, 2012; IBGE, 2019).

Procedimentos metodológicos

O estudo utilizou dados dos Censos Agropecuários de 2006 e 2017 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para investigar a adoção de práticas conservacionistas e elaborar um método para calcular os valores do fator P na bacia hidrográfica. O Censo Agropecuário, realizado desde 1920, é a principal fonte de informações sobre a estrutura e a dinâmica da agricultura brasileira. Embora sua periodicidade seja superior a dez anos, o que pode representar um desafio para análises temporais mais detalhadas, trata-se da base de dados mais abrangente e confiável disponível, permitindo a identificação de padrões e tendências em larga escala.

A escolha dos anos de 2006 e 2017 para este estudo deve-se à necessidade de uma análise comparativa considerando a disponibilidade de dados georreferenciados. Embora o censo tenha sido realizado em diferentes momentos desde sua criação, apenas nas edições mais recentes houve a inclusão sistemática de informações espaciais que viabilizam análises geográficas mais precisas. Assim, a análise temporal foi conduzida com base nos censos de 2006 e 2017. Além disso, a disponibilidade gratuita desses dados e sua credibilidade como fonte oficial reforçam sua adequação para a pesquisa.

Após, aplicou-se a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), conforme a Equação 1. Para garantir maior precisão, a área foi subdividida em sub-bacias hidrográficas, permitindo resultados mais detalhados. Esses recortes foram obtidos a partir do Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM).

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

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⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹);

K = fator erodibilidade dos solos (t.ha.MJ⁻¹.mm⁻¹);

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

C = fator de cobertura do solo (adimensional);

P = fator de práticas coservacionistas (adimensional).

A Figura 2 apresenta os procedimentos metodológicos adotados para calcular cada fator da RUSLE, com destaque para o desenvolvimento da abordagem metodológica voltada ao fator P, que considera as práticas conservacionistas na região.

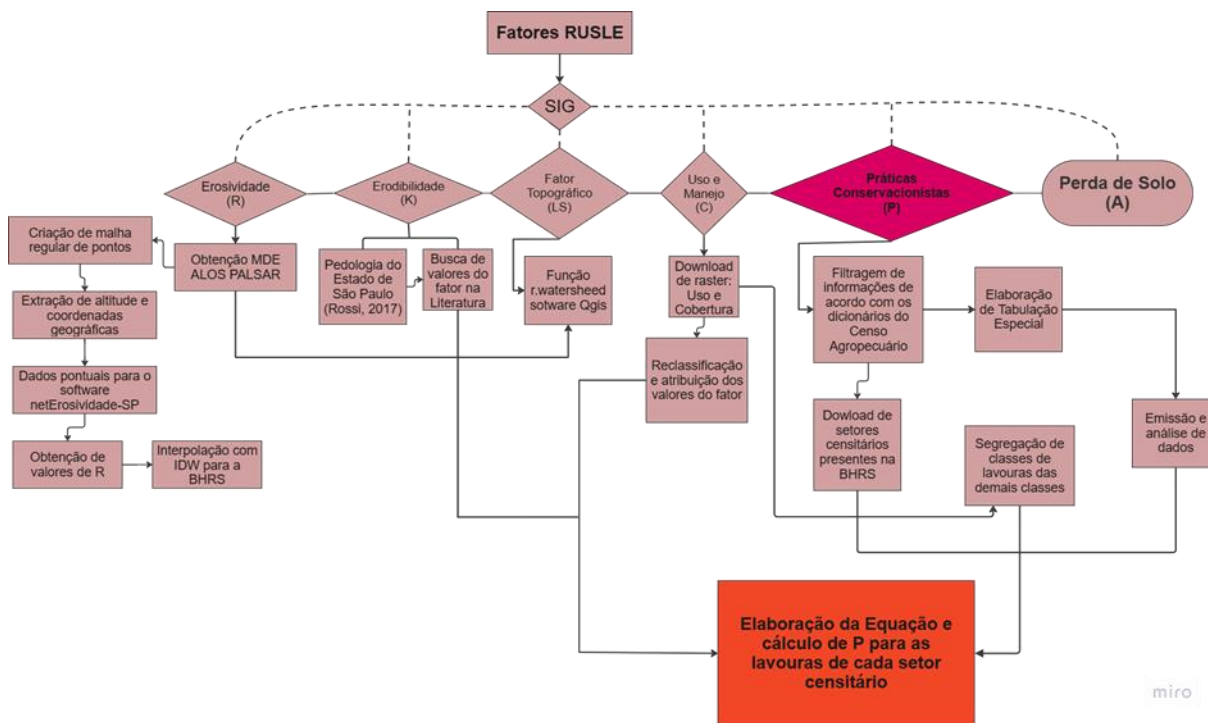


Figura 2 – Fluxograma metodológico. Fonte: Autores.

O fator de erosividade expressa a capacidade da chuva de causar erosão em um solo desprotegido (Bertoni; Lombardi Neto, 2005). Para o cálculo, adotou-se uma abordagem sistemática de amostragem, seguindo a metodologia de Yamamoto e Landim (2013).

Criou-se uma malha regular com pontos distribuídos por toda a bacia hidrográfica, por meio da ferramenta "Create Fishnet" no ARCMAP 10.8, associando cada ponto a coordenadas métricas e altitude a partir do modelo digital de elevação. Nesta etapa, utilizou-se o sistema netErosividade SP, que emprega uma rede neural artificial para estimar o fator R com base em dados de latitude, longitude e altitude, superando a falta de registros pluviométricos (Moreira, 2006). O método de interpolação *Inverse Distance Weighted* (IDW) foi utilizado para estimar os valores de Erosividade onde não foram coletadas amostras, com um expoente de 2,

recomendado pela literatura, proporcionando resultados confiáveis (Landim, 1998; Bărbulescu; Șerban; Indrecan, 2021).

A erodibilidade do solo, representada pelo fator K, é a tendência natural de alguns solos se erodirem mais facilmente que outros, mesmo quando as demais condições são iguais (Ahaneku et al., 2024). O fator K foi determinado com base nas classes pedológicas identificadas na BHRS, utilizando o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (Rossi, 2017). Cada tipo de solo foi reclassificado no QGIS 3.1.8, considerando os valores de erodibilidade disponíveis na literatura e aplicando a média aritmética para cada unidade pedológica, a fim de obter uma estimativa simplificada do comportamento médio de cada classe de solo, conforme indicado na 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 ⁽¹⁾	0,0697 ⁽²⁾	0,0254 ⁽³⁾	0,0311 ⁽⁴⁾	0,0254 ⁽⁵⁾	0,01436	0,0303
Latossolos Vermelho-Amarelo	0,0162 ⁽¹⁾	0,0184 ⁽²⁾	0,0112 ⁽³⁾	0,0156 ⁽⁴⁾	0,02 ⁽⁵⁾	0,01131	0,0162
Gleissolo Melânico	0,0361 ⁽¹⁾	0,0605 ⁽²⁾	0,0044 ⁽³⁾	0,018 ⁽⁴⁾	0,0044 ⁽⁵⁾	0,00248	0,0246

Fonte: Autores - 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).

O fator LS representa a influência da topografia na perda de solo, com o comprimento da rampa (L) diminuindo a distância entre o ponto de início da erosão e o local de deposição, enquanto a declividade (S) está relacionada à velocidade do escoamento e aos processos erosivos (Ganasri; Ramesh, 2016; Sales et al., 2024). Para calcular o LS, gerou-se um modelo digital de elevação com resolução de 12,5 metros do satélite Alos Palsar. Posteriormente, utilizou-se o Sistema GRASS GIS no QGIS 3.32.3 para aplicar a ferramenta *r.watersheed* e calcular os valores de LS.

O fator de cobertura e manejo do solo representa a variabilidade regional na perda de solo, influenciada pelo tipo de solo, práticas de manejo e condições climáticas locais. Trata-se de uma razão adimensional, variando entre zero e um, que compara a perda de solo em áreas vegetadas ocorrida em solo exposto sem cobertura (Wischmeier; Smith, 1978; Xie et al., 2021).

Para calcular o fator C da pesquisa RUSLE, foi realizada a classificação do uso e cobertura da terra para os anos de 2006 e 2017, com base na coleção 8 do projeto MapBiomass, que fornece o Mapeamento Anual de

Cobertura e Uso da Terra no Brasil. As classes foram alinhadas com o Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE e reclassificadas para se ajustar aos valores sugeridos na literatura para o fator C (Panagos et al., 2015).

Por fim, o fator de práticas conservacionistas é uma medida que compara a perda de solo em áreas com práticas conservacionistas específicas à perda de solo em cultivos investidos ao longo do declive máximo do terreno ou em áreas sem essas práticas. Esse fator varia de 0 a 1. Assim como o fator C, os valores do fator P foram obtidos a partir de dados experimentais e complementados por observações científicas sobre as relações de causa e efeito, além de modelos baseados em princípios físicos (Wischmeier; Smith, 1978; Galdino et al., 2017; Tian et al., 2021).

A metodologia para estimar o Fator P foi baseada nos dados do Censo Agropecuário de 2006 e 2017 do IBGE. Essa escolha se deu porque a agropecuária é a principal fonte de renda na área, refletida na predominância de propriedades rurais e a perda de solo ocorre significativamente nas áreas onde ocorrem atividades agrícolas (Maia Júnior; Lourenço, 2020; Sousa et al., 2022).

Primeiramente, os dados foram coletados por meio de tabulações especiais para todos os setores censitários do município de Ibiúna, através de pedido formal pela plataforma do Governo Federal, uma vez que a disponibilização livre é apenas ao nível municipal. Esses setores são unidades territoriais criadas pelo IBGE para fins estatísticos, tanto urbanos quanto rurais (IBGE, 2007). Os dados brutos foram filtrados para identificar os setores que compõem a BHRS, com base em informações cartográficas disponíveis no site do IBGE.

Em seguida, foram analisadas as práticas agrícolas autodeclaradas pelos estabelecimentos nos setores censitários de interesse. Essas práticas incluíam o controle da erosão hídrica e outras medidas conservacionistas. Para estimar os valores de P para cada prática agrícola, a pesquisa utilizou valores estabelecidos em fontes bibliográficas, como os atribuídos por Bertoni e Lombardi Neto (2005).

A fim de avaliar a sobreposição de dados e a precisão das localizações, foi calculada a média por grupo de área, considerando o tamanho das propriedades. Para isso, multiplicou-se a proporção de propriedades que adotam práticas conservacionistas pelo total de propriedades no setor e pelo valor do subfator P correspondente. Além disso, foi subtraído o valor 1 para estimar a ausência de práticas conservacionistas. Esse cálculo levou em conta tanto o percentual de propriedades que adotam práticas quanto das que não adotam, como mostra a Equação 2.

$$P = \frac{\sum_{j=1}^n \left(A_j \left(\frac{\sum_{i=1}^3 n p_i \left(\left(\frac{n p_i}{n p t} \right) \times P_i + \left(1 - \frac{n p_i}{n p t} \right) \times 1 \right) \right)}{\sum_{i=1}^3 n p_i} \right)}{\sum_{j=1}^n A_j} \quad (2)$$

Onde:

P = Fator de práticas conservacionistas para o setor censitário;

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

n_{pi} = número de propriedades que adotam determinada prática;

n_{pt} = número total de propriedades do setor censitário;

P_i = valor de P para cada prática conservacionista.

Posteriormente, os valores de P foram somados e divididos pela soma das médias ponderadas das classes de área, resultando no cálculo do fator P para cada setor censitário. Esses valores foram integrados ao ArcGIS, onde cada setor recebeu um valor específico de P . As áreas sem adoção de práticas conservacionistas e as demais que não são agrícolas foram designadas com o valor 1 como padrão. Essa abordagem permitiu uma análise detalhada sobre a influência do tamanho da área na distribuição das práticas conservacionistas e seu impacto ambiental.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fatores RUSLE

Os mapas da estimativa perda de solo foram elaborados utilizando a RUSLE, conforme a Equação 1. Este cálculo envolveu a multiplicação de todos os mapas rasterizados correspondentes aos fatores de erosividade (R), erodibilidade (K), fator topográfico (LS), cobertura e manejo (C), e práticas conservacionistas (P). Esse processo foi realizado utilizando a ferramenta "Map Algebra" e o "Raster Calculator" no ArcGIS, resultando no mapa de perda anual de solo.

Os fatores R , K e LS foram mantidos constantes para 2006 e 2017, conforme apresentado na Figura 3. A erosividade foi calculada com base em dados climáticos de longo prazo, sem variações significativas no período. Já a erodibilidade reflete propriedades do solo que não mudam no curto prazo e o fator topográfico ocorre inalterado, já que a relevância é considerada estável em escalas temporais semelhantes, por se tratar do relevo (Renard et al., 1991; Weiler et al., 2021).

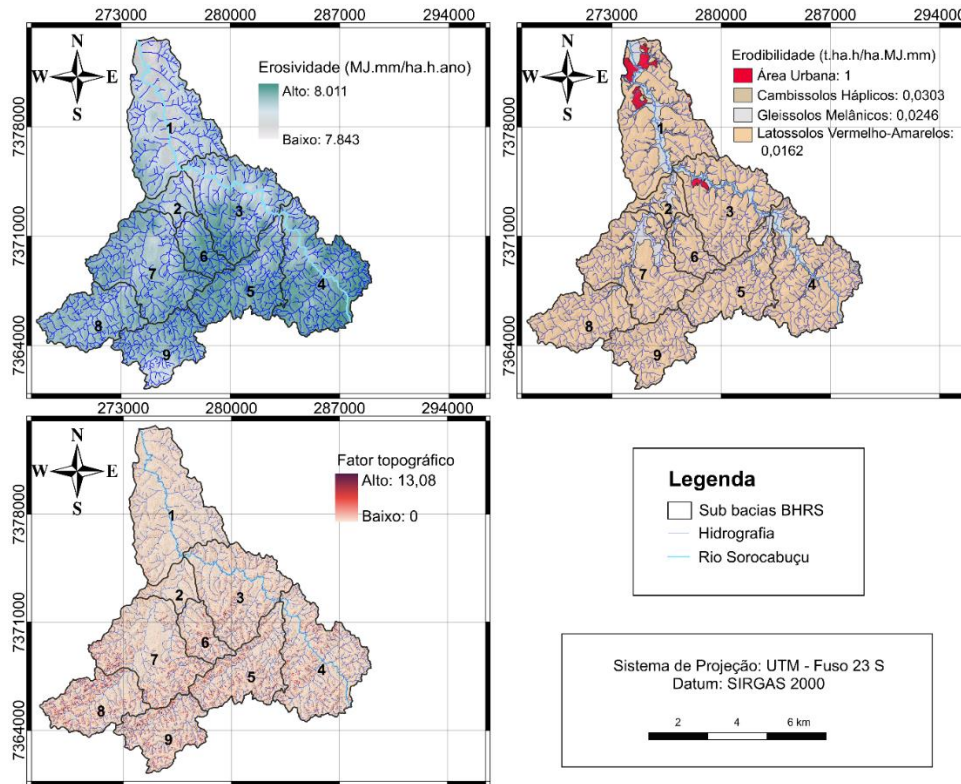


Figura 3 – Fatores de erosividade, erodibilidade e topográfico. Fonte: Autores.

A análise do fator R evidencia a influência das chuvas na erosão devido à intensidade e energia cinética (Dai et al., 2023). Os valores médios na bacia hidrográfica indicam erosividade Forte, denotada pela Tabela 2, com 7.961 MJ.mm/ha.h.ano, tendo as maiores concentrações ao sul, em áreas onde as chuvas são mais intensas e declividade mais acentuada, como aponta Arantes (2023) em estudo na mesma bacia.

Tabela 2 – Classes de Erosividade

Classificação de Erosividade	Erosividade (MJ.mm/ha.h.ano)
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).

Em áreas vulneráveis, a urbanização ou o manejo inadequado do solo na agricultura pode intensificar a erosão (Batista et al., 2021). Santos et al. (2025) e Arantes et al. (2024) destacam que, na BHRS, é essencial alinhar as práticas agrícolas a medidas conservacionistas para reduzir o escoamento superficial e a erosão hídrica, como o plantio direto em cobertura vegetal (Clement; Bielders; Degré, 2024). Nesse contexto, a identificação de áreas com maior erosividade da chuva é fundamental para compreender problemas ambientais e avaliar a movimentação, transporte e deposição de sedimentos (Bolleli et al., 2023).

O fator K reflete as características pedológicas da área, predominantemente Latossolos Vermelho-Amarelos (88%), Gleissolos Melânicos (10,33%) e Cambissolos Háplicos (0,25%).

Enquanto os Latossolos apresentam baixa erodibilidade devido à alta permeabilidade e estruturação, os Gleissolos e Cambissolos são mais suscetíveis à erosão, embora ocupem menor área. Os Latossolos Vermelho-Amarelos (LVAs) são solos profundamente intemperizados, com alta porosidade total, elevado índice de floculação e diâmetro médio ponderado, o que indica alta permeabilidade, especialmente sob vegetação nativa. Encontrados em áreas de relevo plano ou suavemente ondulado, esses solos têm baixa erodibilidade, como mostrou a Figura 3, no mapa de erodibilidade e aponta a Tabela 3, com os valores de erodibilidade para cada tipologia de solo apresentada. Sua profundidade, boa drenagem, permeabilidade e ausência de pedregulhos favorecem a agricultura (Embrapa, 2018). Essas características, em conjunto com as características locais do relevo (De Aguiar et al., 2024), justificam a menor suscetibilidade dos LVAs à erosão, em comparação com outros solos (Tabela 3).

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 Gleissolos, formados em áreas alagadas com lençol freático próximo à superfície, têm condições de má drenagem que favorecem a gleização. Embora limitados para a agricultura devido a inundações, tornam-se aptos após drenagem e correção química (EMBRAPA, 2022). Com média erodibilidade, esses solos são suscetíveis à erosão devido à degradação da estrutura causada pela saturação constante.

Os Cambissolos Háplicos variam em profundidade e drenagem, e têm alta erodibilidade, sendo mais vulneráveis à erosão em áreas íngremes e com manejo inadequado (IBGE, 2007; EMBRAPA, 2018). Juntos, Gleissolos e Cambissolos ocupam apenas 11% da bacia, área menor que os Latossolos Vermelho-Amarelos.

O fator LS (comprimento e inclinação de rampa) revela a relação entre topografia e erosão, com declividades mais acentuadas ao sul, favorecendo maior escoamento superficial e aumento da perda de solo (Schmidt; Tresch; Meusburger, 2019). Os valores de LS variam de 0 a 13,08, com maiores concentrações ao sul da bacia, evidenciando a vulnerabilidade topográfica.

Obteve-se uma média de 0,71, sendo que os valores mais altos estão concentrados na seção sul da bacia, conforme apresentado na Figura 3. De acordo com Panditharathne (2019), o fator LS é fundamental na análise dos processos erosivos, pois fatores topográficos, como comprimento de rampa e declividade, estão diretamente relacionados à perda de solo.

Além disso, constata-se que na região sul evidenciam-se valores mais altos, enquanto na região norte, há uma concentração de valores menores. Observa-se também que nas proximidades do rio principal da bacia, há concentração dos menores valores justamente, que é onde há a presença dos relevos mais planos (Santos et al., 2025), significando baixa interferência no processo erosivo (Demarchi et al., 2019).

Esses fatores reforçam a necessidade de práticas sustentáveis que reduzam os impactos da erosão hídrica, especialmente em áreas críticas identificadas pelos mapas dos fatores de Erosividade, erodibilidade e topográfico.

Entretanto, para o fator C, calculou-se para os dois anos, devido as modificações no uso e cobertura da terra entre os anos estudados. Na Tabela 4 é apresentada a comparação das classes de uso e os valores de C, respectivos.

Tabela 4 – Classes de cobertura e valores Fator C.

Classes	Área (km ²) 2006	Área (%) 2006	Área (km ²) 2017	Área (%) 2017
Café	-	-	0,01	0,00003
Pastagem	27	13,36	10,61	5,25
Formação Florestal	99	48,94	100,77	49,82
Rio, Lago e Oceano	0,65	0,32	0,42	0,21
Mosaico de Usos	55	27,19	55,85	27,61
Área Urbanizada	3	1,48	4,32	2,14
Soja	1	0,49	2,68	1,32
Silvicultura	0,43	0,21	1	0,49
Outras Áreas não Vegetadas	0,15	0,08	0,08	0,04
Outras Lavouras Temporárias	16	7,91	26,78	13,24
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,05	0,02	0,01	-

Fonte: Adaptado de Silva et al., 2010¹; Bertoni; Lombardi Neto, 2005²; Tomazoni; Guimarães³; Stein, 1987⁴; Bertoni e Lombardi Neto, 2012⁵.

As culturas temporárias, caracterizadas por ciclos vegetativos curtos, apresentaram expansão na bacia hidrográfica, especialmente em áreas íngremes e próximas ao rio Sorocabuçu. Segundo Mahala (2018), essas áreas, junto a terras estéreis, são mais suscetíveis à erosão devido aos altos valores do fator C, que aumentou de 8,4% da área total em 2006 para 14,49% em 2017, evidenciando o avanço da agricultura e seu potencial de intensificação nos processos erosivos.

Por outro lado, regiões com cobertura vegetal densa apresentaram baixos valores de C, conferindo maior proteção ao solo. Essas áreas, predominantemente florestais, atenuam o impacto da chuva, favorecem a infiltração da água e reduzem o escoamento superficial. Conforme a Figura 4, nota-se que áreas com C igual a zero, como corpos d'água e áreas urbanizadas, são praticamente isentas de erosão devido à impermeabilidade ou saturação do solo (Bhandari et al., 2021; Zhang et al., 2021).

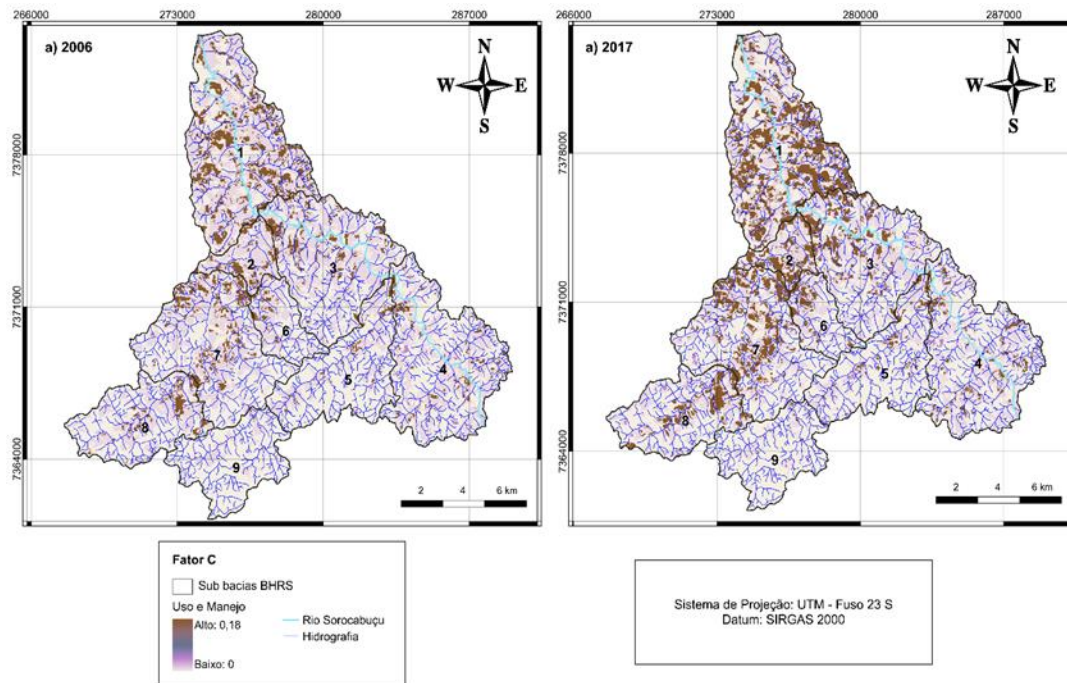


Figura 4 – Mapa de Manejo e Uso do Solo. Fonte: Autores.

No que tange o P na bacia hidrográfica em estudo, o número total de estabelecimentos agropecuários diminuiu de 935 em 2006 para 720 em 2017. Ao mesmo tempo, os setores censitários aumentaram de 51 para 80, em decorrência de ajustes demográficos e administrativos realizados pelo IBGE. Essa redução no número de estabelecimentos pode estar associada a fatores como reclassificação de unidades produtivas, concentração fundiária e mudanças nos usos do solo.

As áreas de lavoura foram analisadas em faixas de tamanho que variavam de menos de 1 hectare a mais de 500 hectares, como aponta a Tabela 5.

Tabela 5 – Número de estabelecimentos por classe de área de lavoura.

Área de Lavoura (em hectares)	Quantidade de estabelecimentos em 2006	Estabelecimentos em 2006 (%)	Quantidade de estabelecimentos em 2017	Estabelecimentos em 2017 (%)
> 0 < 1	207	22,14	147	20,42
1 < 2	178	19,04	133	18,47
2 < 5	282	30,16	242	33,61
5 < 10	6	6,52	91	12,64
10 < 20	34	3,64	43	5,97
20 < 50	12	1,28	12	1,67
50 < 100	5	0,53	5	0,69
100 < 200	2	0,21	-	-
200 < 500	-	-	-	-
> 500	9	0,96	-	-
Sem declaração/ Produtor sem área de lavoura	145	15,51	47	6,53
Total	935	100	720	100

Fonte: Autores.

O grupo de áreas entre 2 e 5 hectares foi o mais expressivo em ambos os anos avaliados. Em 2017, foi observado um aumento significativo no número de propriedades com áreas entre 5 e 10 hectares, refletindo uma possível redistribuição de terras para categorias menores. Notavelmente, as áreas de lavoura com mais de 100 hectares desapareceram em 2017, o que pode estar relacionado às mudanças no uso da terra ou à conversão para pastagens e outros fins.

Em Ibiúna, cada módulo fiscal corresponde a 16 hectares, conforme a SEMIL (2014). Para ser reconhecido como agricultura familiar pela Lei nº 11.326/2006, o estabelecimento deve ter até 4 módulos fiscais. Isso indica que a bacia tem grande potencial para ser caracterizada pela agricultura familiar, dado o tamanho das lavouras. A lei também define que o agricultor familiar deve atuar com mão de obra familiar e obter a maior parte da renda do próprio estabelecimento. Para ser considerado grande produtor, é necessário ultrapassar essa área (Brasil, 2006).

A Lei 8.629/1993 classifica uma média propriedade como aquelas com área entre 4 e 15 módulos fiscais, e as grandes propriedades geralmente possuem mais de 15 módulos fiscais (Brasil, 1993). Em 2006, apenas 1,17% dos estabelecimentos poderiam ser classificados como médios e grandes produtores, mas em 2017, toda a bacia se classificava como de agricultura familiar.

No que tange às práticas conservacionistas foram encontradas na BHRS práticas como plantio em curvas de nível, terraços e plantio direto na palha. Em 2006, 38,72% dos estabelecimentos adotavam essas práticas, enquanto em 2017 esse número caiu drasticamente para 12,5%, indicando uma redução significativa no uso de

práticas de conservação. Entre as práticas avaliadas, o plantio em curvas de nível foi a mais frequente nos dois períodos analisados, com 89% em 2006 e 88% em 2017. No que tange ao plantio direto na palha, em 2006 ocupava uma porcentagem de 10% e em 2017 passou a ser 12%. Sendo assim, o terraceamento obtinha uma representação de apenas 1% e em 2017 não foi adotado por nenhuma propriedade. Logo, tais resultados denotam uma baixa diversificação na adoção de tecnologias conservacionistas.

Em suma, embora o plantio em curvas de nível seja amplamente adotado, a falta de informações sobre a repetição das práticas agrícolas e a distribuição limitada de múltiplas práticas nos setores censitários destacam limitações na aplicação e interpretação do censo agropecuário. As práticas conservacionistas identificadas incluem plantio em curvas de nível, terraços e plantio direto na palha, com valores atribuídos com base em estudos empíricos do Instituto Agrônômico de Campinas (IAC) (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

Segundo Lombardi Neto (2005), o plantio em curvas de nível pode reduzir a perda de solo em até 47%, com um valor de subfator (P) de 0,53. Para os terraços, sua eficácia varia conforme a tipologia e a distância entre eles, sendo considerado um valor médio de P de 0,50, com redução de até 50% na perda de solo (EMBRAPA, 2017). O plantio direto na palha pode reduzir a perda de solo em até 53%, resultando em um valor de P de 0,47. Vale ressaltar que a eficácia das práticas conservacionistas depende das condições locais e das características do terreno, como a declividade e a distância entre os terraços (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

Na Figura 5, observa-se o fator P nos anos analisados, tendo em vista que foram calculados para as áreas agrícolas da BHRS para cada setor censitário. Além de que foi atribuído valor 1 para onde não havia práticas dentro das áreas de lavouras e para as demais áreas também.

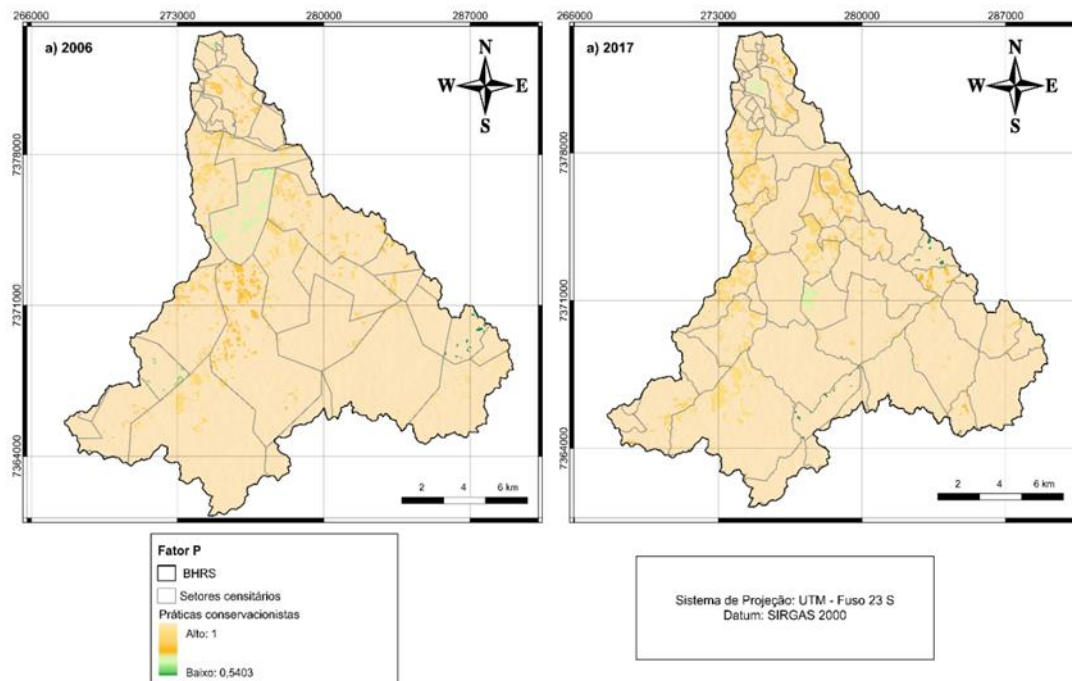


Figura 5 – Valores das Práticas conservacionistas calculadas para a BHRs. Fonte: Autores.

O fator P na RUSLE apresenta variações significativas conforme as práticas agrícolas e os tipos de uso da terra nas sub-bacias hidrográficas. Nos dois anos analisados, o menor valor de P registrado foi 0,5403, com uma média geral de 0,99, enquanto o valor máximo alcançado foi 1, diminuindo áreas sem práticas conservacionistas ou não destinadas à agricultura. Focando nas áreas de trabalho, a média de P foi de 0,94 em 2006 e subiu para 0,97 em 2017.

Logo, é importante destacar que, mesmo não havendo grandes discrepâncias entre o fator P igual a 1 e os valores encontrados pela metodologia adotada, as variações ainda são significativas e indicativas de tendências e mudanças nas práticas agrícolas ao longo do tempo. Na qual reflete uma transformação no uso do solo, especialmente devido à ampliação das áreas agrícolas, que passou de 8,4% da bacia total em 2006 para 14,49% em 2017. Esse crescimento, embora considerável, ainda representa uma pequena fração da bacia como um todo, o que justifica a dificuldade na implementação de práticas conservacionistas, uma vez que as áreas agrícolas ainda são minoritárias.

As sub-bacias hidrográficas com maior intensidade de atividades agrícolas geralmente apresentam valores de P mais elevados, destacando um padrão marcante em setores onde as práticas agrícolas são predominantes. Fatores como o planejamento em curvas de nível influenciam diretamente esses valores mais altos de P, refletindo o perfil conservacionista em cada localidade.

Os valores médios mais elevados de P, estão relacionados com grandes agrupamentos de terras agrícolas, conforme ilustrado na Tabela 6, que frequentemente apresentam uma menor proporção de propriedades adotando práticas de conservação do solo. Essa característica contribui diretamente para os índices mais altos de P, evidenciando a relação entre o uso intensivo do solo e a menor aplicação de Práticas conservacionistas.

Tabela 6 – Adotantes de práticas conservacionistas por grupo de área 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: Autores.

A falta de apoio governamental e as barreiras estruturais enfrentadas pelos pequenos agricultores explicam, em parte, essa baixa adoção. Como discutido por Tosakana et al. (2010), os pequenos produtores enfrentam dificuldades relacionadas ao acesso limitado a tecnologias, crédito e mercados, fatores que restringem a implementação de práticas de conservação eficazes. Em contrapartida, os médios e grandes estabelecimentos agrícolas, com maior capacidade financeira e acesso a recursos tecnológicos, tendem a adotar práticas conservacionistas com maior facilidade, o que é refletido nos menores valores de P nessas áreas.

Portanto, mesmo que os valores encontrados não apresentem uma discrepância marcante em relação ao fator P igual a 1, eles evidenciam uma tendência de maior intensidade de práticas conservacionistas nas áreas agrícolas menores, com uma redução progressiva na adoção dessas práticas à medida que se avança para áreas maiores, onde a agricultura intensiva predomina. Esses resultados não apenas são consistentes com o uso do solo observado, mas também reforçam a relação entre o planejamento agrícola e as práticas de conservação, sugerindo que o fator P obtido é representativo da realidade da bacia hidrográfica.

Essas variáveis, como a ampliação das áreas agrícolas e a diminuição da adesão às práticas conservacionistas, têm implicações diretas para a gestão do solo e os impactos ambientais (Tufa et al., 2023). Por isso, a metodologia adotada, que leva em conta essas particularidades, oferece uma análise mais precisa e contextualizada, contribuindo de forma significativa para o entendimento das dinâmicas de uso do solo e os impactos das práticas agrícolas na bacia estudada.

Apesar de sua relevância, o desenvolvimento da metodologia utilizada neste estudo apresentou algumas limitações. Uma das principais limitações foi o tempo necessário para a obtenção e processamento dos dados, dado o grande volume de informações exigidas para a análise no município de Ibiúna. Além disso, a falta de dados mais detalhados, como a localização exata das propriedades, dificultou a identificação precisa de quais práticas foram impostas em cada propriedade ou se uma mesma propriedade poderia estar replicando diferentes práticas conservacionistas ao longo do tempo. Essa restrição deve à necessidade de preservação de informações pessoais e sensíveis, em conformidade com a Lei Geral de Proteção de Dados (LGPD), que restringe a disponibilização de dados geoespaciais precisos de estabelecimentos agropecuários.

A dependência dos dados autodeclarados do Censo apresenta algumas incertezas como ausência de conferências em campo significa que os dados obtidos são baseados na percepção dos proprietários, ou seja, dados autodeclarados. Isso implica que, embora as informações sejam valiosas, elas não podem refletir com precisão a realidade do manejo realizado nas propriedades, especialmente quando se considera a diversidade de abordagens empregadas dentro de um mesmo setor censitário.

Além disso, embora a adoção de práticas como o plantio em curvas de nível tenha se mostrado significativamente, a falta de informações fornecidas sobre a reprodução de práticas agrícolas e a distribuição de múltiplas práticas dentro de um mesmo setor censitário ainda representa uma das limitações na interpretação dos dados. A metodologia se baseou nas informações fornecidas pelos estabelecimentos sobre as práticas adotadas, mas essas informações não permitem discernir, por exemplo, quais práticas foram aplicadas em quais culturas ou com que frequência elas foram renovadas, o que limita a precisão dos resultados obtidos.

Apesar dessas limitações, a metodologia utilizada é de grande importância para o avanço das análises relacionadas à conservação do solo. A aplicação do modelo com o fator P ajustado, utilizando os dados do Censo Agropecuário, oferece uma perspectiva valiosa sobre a adoção de práticas conservacionistas, ainda que as incertezas sobre a precisão desses dados devam ser levadas em consideração. O estudo contribui não apenas para uma melhor estimativa de perda de solo, mas também para a compreensão das práticas agrícolas adotadas pelas propriedades, com um foco especial na agricultura familiar. Isso representa um avanço na abordagem de práticas conservacionistas e no fortalecimento da agricultura sustentável.

Perda de solo

Para melhor representar a perda de solo, tal fator (A) foi calculado somente para as áreas de lavouras. A perda de solo é mais intensa em áreas agrícolas devido a práticas como aração e semeadura, que expõe e degrada o solo (Lal, 2020; Ash, 2021). Aplicar o cálculo estimado nessas regiões é metodologicamente adequado, pois a redução da cobertura vegetal e o uso intensivo do solo aumentam sua suscetibilidade à erosão. Ao excluir áreas de baixa erosão, como florestas, corpos hídricos e zonas urbanas, se tem uma análise prioritária das áreas agrícolas, onde o impacto da erosão prevalece (El Jazouli et al., 2017).

A Figura 6 apresenta os mapas de perda de solo nas áreas de lavouras da BHRS para os anos de 2006 e 2017, classificados segundo a metodologia da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, 1967).

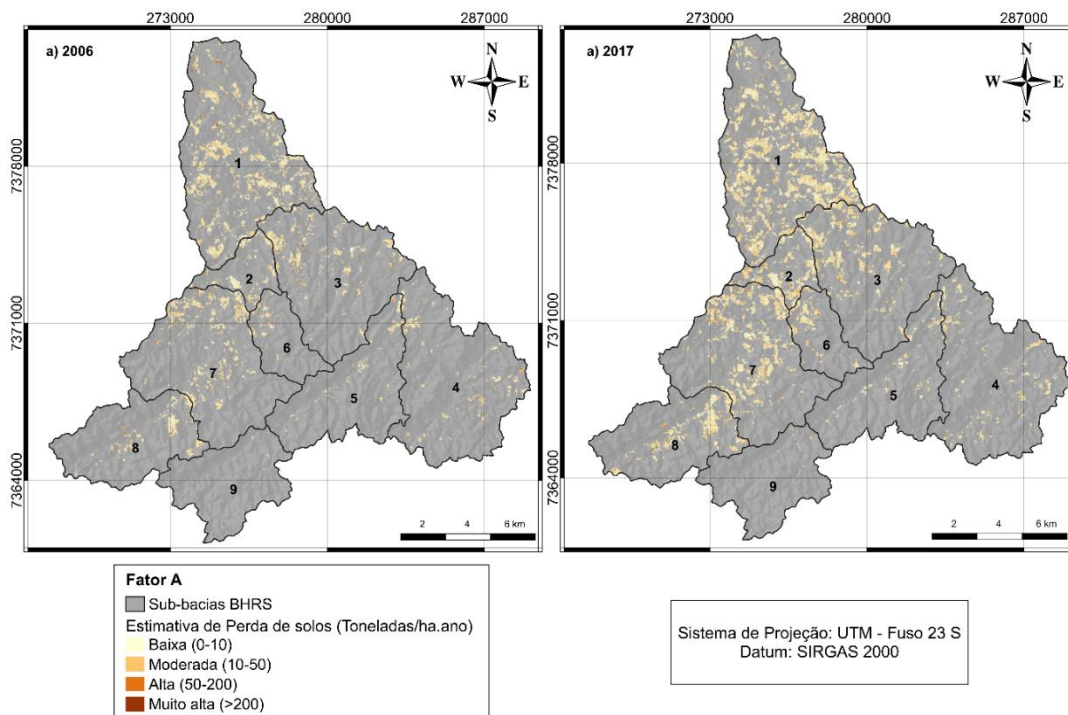


Figura 6 – Perda de solo com o P ajustado nas áreas de lavouras. Fonte: Autores.

No contexto do geoprocessamento, o modelo RUSLE, aplicado em áreas agrícolas, permite mapear taxas de perda de solo com precisão. Integrado aos SIGs, ele analisa dados geoespaciais para identificar padrões de erosão e áreas mais vulneráveis (Ostovari et al., 2017). A metodologia concentra-se nas regiões agrícolas, eliminando a influência de áreas com baixa erosão, o que torna a análise mais detalhada.

Com o objetivo de comparar as estimativas da perda de solos entre o modelo com o P desenvolvido pelo estudo em questão e o modelo com P igual a 1, convencionalmente utilizado pela literatura. Em ambos os anos,

categoria de estimativa de perda de solo com maior extensão de área é a Baixa, conforme indicado nas Tabelas 7 e 8.

Tabela 7 – 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 ²) por sub-bacias em 2006	Área de lavoura (km ²) 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: Autores.

Tabela 8 – 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 ²) por sub-bacias em 2006	Área de lavoura (km ²) 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: Autores.

Em 2006, o modelo com P igual a 1 registrou um valor máximo de perda de solo de 3.227,58 t/ha.ano, enquanto o modelo apresentado apresentou um valor máximo menor, de 2.975,83 t/ha.ano. As médias foram de 12,0 t/ha.ano e 11,42 t/ha.ano, respectivamente. Em 2017, o modelo com P igual a 1 apresentou valores máximos e médios de 2.484,48 t/ha.ano e 11,74 t/ha.ano, enquanto o modelo ajustado registrou 2.250,93 t/ha.ano e 11,44 t/ha.ano. Esses resultados indicam que o modelo com P igual a 1 apresenta maior valor estimado de perda de solo em comparação ao modelo ajustado.

Os valores máximos elevados de perda de solo observados em diferentes cenários modelados indicam a presença de *outliers*, que podem ser resultado de diversos fatores, como características naturais do terreno, à influência dos parâmetros da pesquisa RUSLE e as limitações associadas à resolução espacial dos dados raster usados na modelagem. Convém ressaltar que áreas com relevo acidentado, solos altamente erodíveis ou ausência de práticas conservacionistas tendem a apresentar taxas de erosão muito mais altas, o que justifica a ocorrência desses valores extremos.

Além disso, uma modelagem baseada em pixels pode amplificar essas variações, uma vez que cada célula do raster representa uma média de perda de solo dentro de uma determinada área, podendo capturar mudanças abruptas no relevo e no uso do solo. Como a inovação RUSLE não considera processos de deposição de regiões, esses valores elevados podem refletir onde há forte remoção de sedimentos sem registrar sua redistribuição, o que influencia diretamente os resultados da modelagem.

Mantiveram-se esses valores para preservar a representatividade das áreas suscetíveis a processos erosivos intensos. Estudos anteriores, como Arantes (2023), reportaram valores semelhantes, conferindo consistência aos dados obtidos. Recomenda-se que pesquisas futuras avaliem metodologias adicionais para o tratamento desses valores, incluindo técnicas estatísticas de filtragem de *outliers* e ajustes na resolução dos dados.

As sub-bacias 1 e 9 se destacaram em 2006, apresentando características diferentes das demais em ambos os modelos. A sub-bacia 1, maior em extensão, teve entre 70% e 75% de sua área moderada como de baixa perda de solo, enquanto a sub-bacia 9, menor em área e com menos atividades agrícolas, tendência semelhante. No entanto, no modelo com o P igual a 1, houve uma redução discreta nas áreas de baixa perda de solo em ambas as sub-bacias, principalmente devido ao aumento na categoria de perda alta. Esse padrão foi mais evidente em áreas agrícolas, relacionado ao uso de valores de P iguais a 1, que elevam a concentração de área.

A análise também revelou que a categoria de perda de solo baixa permanece predominante em ambos os modelos, abrangendo mais de 60% da área total. Contudo, em 2017, as áreas com perda de solo elevada tiveram maior destaque no modelo com P igual a 1, sugerindo que a falta de práticas conservacionistas nesse modelo favoreceu uma redistribuição das categorias que não reflete a realidade. A diferença mais notável ocorreu na categoria de perda de solo muito alta, onde o modelo com P igual a 1 apresentou uma área maior em comparação ao modelo ajustado.

Entre os anos estudados, as distribuições das categorias de perda de solo apresentaram pequenas variações, refletindo as características estruturais da bacia, como topografia, uso e cobertura do solo (Rajbanshi; Bhattacharya, 2020; Ayele et al., 2022). Os altos valores de P podem ser explicados pela baixíssima intensidade de adoção práticas agrícolas conservacionistas, uma vez que em 2006 havia apenas três práticas e em 2017 diminuiu uma prática.

Em 2006, ao comparar os cálculos com o P ajustado e o P igual a 1, a perda média de solo foi de 0,47 t/ha.ano, equivalente a aproximadamente 500 kg por hectare, um valor que pode ser significativo para o impacto ambiental e a sustentabilidade agrícola, indicando alta suscetibilidade à erosão, como foi discutido por Maltsev e Yermolaev (2018). O valor máximo registrado foi de 251,75 t/ha.ano, possivelmente devido às práticas agrícolas intensivas e solos expostos ou *outliers* anômalos. Essa perda pode contribuir para o assoreamento de corpos hídricos, como a Represa de Itupararanga.

Em 2017, a perda média foi de 0,23 t/ha.ano, refletindo uma redução de nível, provavelmente pela diminuição de estabelecimentos a adotarem práticas agrícolas que aumentaram o fator P, aproximando-se dos resultados do modelo de P igual a 1. Apesar do aumento na área de trabalho, de 8,4% para 14,56% da bacia entre 2006 e 2017, as mudanças na perda de solo foram pequenas, podendo ser influenciadas pelas características biofísicas da bacia.

As diferenças entre os modelos foram relativamente pequenas. No entanto, quando considerada a forma acumulativa ao longo dos anos e numa escala espacial maior, essas variações representam uma quantidade significativa de solo perdido. Mesmo diferenças inferiores a 1 t/ha.ano podem impactar as qualidades da fertilidade do solo, a produtividade agrícola e o aproveitamento de corpos d'água, especialmente em áreas de alta suscetibilidade à erosão. Nesse sentido, esses valores indicam que, na ausência de práticas conservacionistas eficazes, o processo erosivo pode se intensificar ao longo do tempo, agravando a manipulação ambiental e dificultando a recuperação do solo. Esse cenário é compatível com o presente estudo, uma vez que a perda média de solo foi maior em 2017.

A análise do mapa de transição (obtida pela diferença entre os mapas de perda de solo com P igual a 1 e com P ajustado) indica que, em 2017, a perda de solo ficou mais próxima dos valores estimados pelo modelo com P igual a 1 do que em 2006. Isso sugere que, ao longo do tempo, houve um aumento nos valores do fator P, refletindo uma redução no número de propriedades que adotamos práticas conservacionistas. Esse cenário aponta para uma maior suscetibilidade à erosão e reforça a necessidade de monitoramento contínuo e de estratégias de conservação do solo.

Além de representar uma estimativa mais realista da erosão, essa abordagem também funciona como um diagnóstico do caráter conservacionista da bacia hidrográfica. O uso de dados do Censo Agropecuário do IBGE permite uma avaliação detalhada do grau de implementação das práticas de manejo do solo, evidenciando quais áreas carecem de maior incentivo à conservação. Diferentemente do que ocorre em muitos estudos que assumem a inexistência de práticas conservacionistas ($P = 1$), o modelo ajustado possibilita uma análise mais contextualizada, contribuindo para estratégias de gestão ambiental mais eficazes. Ao incorporar dados secundários para mapear o impacto das práticas agrícolas na conservação do solo, esse método oferece uma ferramenta valiosa para subsidiar políticas públicas e o planejamento sustentável da paisagem.

A implementação de práticas conservacionistas está associada a aspectos como nível educacional, renda, acesso a serviços de extensão e tamanho das propriedades. Nesse sentido, há desafios na adoção dessas práticas devido aos custos e à carência de apoio técnico (Read; Wainger, 2021). No entanto, o modelo ajustado demonstra que a adoção dessas práticas, mesmo em áreas menores, pode resultar numa redução significativa na perda de solo, contribuindo para a mitigação da erosão e promovendo um uso mais sustentável do solo na região e com o potencial de ser aplicável em outras regiões.

IV. CONCLUSÕES

As práticas conservacionistas desempenham um papel importante na redução da perda de solo, especialmente em áreas agrícolas. O fator P pode ser superestimado ao se assumir que áreas agrícolas não adotam tais práticas. Por isso, é essencial considerar a realidade local ao calcular esse fator, identificando as práticas existentes com dados como os do IBGE.

Embora o modelo tenha sido eficaz, houve limitações devido à qualidade dos dados disponíveis, como sobreposição, número de repetições e localização de estabelecimentos. Ao comparar os cálculos de perda de solo utilizando os dois valores de P , as diferenças médias e máximas foram pequenas, pois as áreas agrícolas ocupam uma pequena proporção da bacia e algumas práticas pouco conservacionistas.

No entanto, ao analisar as diferenças de perdas de solo nas áreas agrícolas entre os modelos com os dois P empregados, percebeu-se uma diferença no valor médio de perda de solo, destacando a importância das práticas conservacionistas. Mesmo com pequenas variações entre os modelos de perda de solo, o fator P definido é eficiente, principalmente em bacias de agricultura de pequena escala, o que sublinha a necessidade de incentivo a essas práticas.

Esses resultados reforçam a importância de políticas públicas que incentivam práticas conservacionistas e a utilização de dados como os censos agropecuários do IBGE para planejar estratégias sustentáveis, promovendo a conservação do solo e a mitigação da erosão.

Agradecimentos

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

V. REFERÊNCIAS

- AHANEKU, I. E.; EZINNA, K. C.; ORJI, F. N.; ALANEME, G. U.; CHUKWUDI, E. E. Socioeconomic spatial analysis through fuzzy system as a tool for territorial planning applied to watersheds. *International Journal of River Basin Management*, p. 1–17, 2024. <https://doi.org/10.1080/15715124.2024.2387579>.
- ARANTES, L. T.; SANTOS, A. P.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Indicador de vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos integrados ao SIG e SR. *Geo UERJ*, (45), 2024. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2024.74164>.
- ARANTES, L. T. 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.
- ASH, C. Agricultural soil loss. *Science*, v. 371, p. 1217-1218, 2021. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.371.6535.1217-C>
- AYELE, G. G. T.; SEKA, A. M.; TADDESE, H.; JEMBERRIE, M. A.; NDEHEDEHE, C. E.; DEMISSIE, S. S.; AWANGE, J. L.; JEONG, J.; HAMILTON, D. P.; MELESSE, A. M. Relationship of soil attributes and topography with land cover change in the Rift Valley Basin, Ethiopia. *Remote Sensing*, v. 14, n. 3257, 2022. <https://doi.org/10.3390/rs14143257>.
- BĂRBULESCU, A.; ȘERBAN, C.; INDRECAN, M. Computing the beta parameter in IDW interpolation using a genetic algorithm. *Water*, v. 13, n. 6, 2021. <https://doi.org/10.3390/W13060863>.
- BERTONI, J. Conservação do solo e da água. 4. ed. rev. e ampl. São Paulo: Ícone, 1999.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005.
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; WUEPPER, D.; MONTANARELLA, L.; BALLABIO, C. 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.
- CLEMENT, T.; BIELDERS, C.; DEGRÉ, A. How conservation farming practices mitigate runoff and soil erosion under Western European conditions: A focus on conservation tillage, contour bunds, and winter cover crops. *Soil Use and Management*, v. 40, 2024. <https://doi.org/10.1111/sum.13047>.
- DE AGUIAR, T.; NUNES, D.; WATANABE, M.; THOMAZ, E.; DA SILVA NUNES, A.; AUGUSTO, A. Influência da conversão floresta-pastagem na erodibilidade de um latossolo vermelho amarelo distrófico com diferentes

temporalidades de desmatamento no sudoeste da Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 2024. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.3.p1921-1941>.

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.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. revista e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

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.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Soil Organic Carbon: the hidden potential. Rome: Organization of the United Nations, 2017.

GASHAW, T.; WORQLUL, A. W.; DILE, Y. T.; ADDISU, S.; BANTIDER, A.; ZELEKE, G. 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, A.; CHAABANI, A.; BEN MAMMOU, A.; HAMZA, M. H. A GIS-based soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Lebna watershed, Cap Bon, Tunisia). *Natural Hazards*, v. 86, n. 1, p. 219–239, 2017.

GUERRA, A. J. T.; FULLEN, M. A.; JORGE, M. C. O.; ALEXANDRE, S. T. Soil erosion and conservation in Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 37, n. 1, p. 81-91, 2014.

GUO, Z.; WU, L.; LIU, S.; ZHANG, H. Y.; DU, B.; RUAN, B. 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.

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.

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.

LANDIM, P. M. B. Análise estatística de dados geológicos. São Paulo: UNESP, 1998. 226 p.

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.

MARTINS, V.; KALEITA, A.; GELDER, B. Digital Mapping of Structural Conservation Practices on Farmlands in the

- U.S. Midwest: Implementation and Preliminary Analysis. *The Science of the Total Environment*, v. 772, p. 145191, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145191>.
- MEENA, R. S.; KUMAR, S.; DATTA, R.; LAL, R.; VIJAYAKUMAR, V.; BRTNICKY, M.; SHARMA, M. P.; YADAV, G. S.; JHARIYA, M. K.; JANGIR, C. K.; PATHAN, S. I.; DOKULILOVA, T.; PECINA, V.; MARFO, T. D. Impact of agrochemicals on soil microbiota and management: A review. *Land*, v. 9, n. 2, p. 34, 2020.
- MOREIRA, M. C. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, n. 2, p. 88-92, 2006.
- PANAGOS, P. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, v. 51, p. 23-34, 2015.
- PENDRILL, F.; PERSSON, U. M.; GODAR, J.; KASTNER, T. 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.
- PORTO, P.; WALLING, D. E.; CAPRA, A. Using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex 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.
- RAJBANSHI, J.; BHATTACHARYA, S. Assessment of soil erosion, sediment production, and basin-specific control factors using RUSLE-SDR and PLSR approaches in the Konar River Basin, India. *Journal of Hydrology*, v. 587, p. 124935, 2020.
- READ, D.; WAINGER, L. Assessing intervention effectiveness at promoting voluntary conservation practice adoption in agrienvironments. *Conservation Biology*, v. 37, 2022. <https://doi.org/10.1111/cobi.14009>
- RENARD, K.; FOSTER, G.; WEESIES, G.; PORTER, J. RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 46, p. 30-33, 1991. <https://doi.org/10.1201/9780203739358-5>
- ROSSI, M. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.
- SALES, J. C. A.; ARANTES, L. T.; NERY, L. M.; SANTOS, A. P.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Spatial analysis of sediment transport by area of contribution of tributaries without vegetation cover in the Una River basin. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (34), p. 45–62, 2024. <https://doi.org/10.21138/GF.856>
- SANTOS, A. P.; SILVA JUNIOR, A. X.; NERY, L. M.; GOMES, G.; TONIOLO, B. P.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. Random forest algorithm applied to model soil textural classification in a river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 197, art. 330, 2025. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13786-0>
- SANTOS, A. P.; ARANTES, L. T.; PAULA, A. L.; SILVA, D. C. C. Evaluation of agricultural expansion as an indicator of environmental degradation in the Northwestern Mesoregion of the state of Minas Gerais, Brazil. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, n. 33, p. 7–26, 2024. <https://doi.org/10.21138/GF.839>
- SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. *Revista Geociências*, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.
- TAYE, G.; VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; VAN WESEMAEL, B.; TEFAYE, S.; TEKA, D.; NYSSSEN, J.; DECKERS, J.; HAREGWEYN, N. 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.

TUFA, A.; KANYAMUKA, J.; ALENE, A.; NGOMA, H.; MARENDA, P.; THIERFELDER, C.; BANDA, H.; CHIKOYE, D. Adoption of conservation agricultural practices in Southern Africa: a mixed methods approach. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 7, 2023. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1151876>

WEILER, E. B.; TAMIOSSO, M. F.; CRUZ, J. C.; REICHERT, J. M.; SCHORR, L. P. B.; MANTOVANELLI, B. C.; DOS SANTOS, F. D.; FANTINEL, R. A.; BAUMHARDT, E. Management and Integrated Environmental Planning based on Soil Erosion Susceptibility Scenarios. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, v. 93, n. 4, e20191120, 2021. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120191120>

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, DC: USDA (Agriculture Handbook, 537), 1978.

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, 2013.

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, 2014.
