

INDICADOR DE VULNERABILIDADE AO CARREAMENTO DE SEDIMENTOS INTEGRADO AO SIG E SR

INDICATOR OF VULNERABILITY TO SEDIMENT CARRY-OVER INTEGRATED TO GIS AND SR

INDICADOR DE VULNERABILIDAD AL ARRASTRE DE SEDIMENTOS INTEGRADO A GIS Y SR

RESUMO

A erosão do solo é um dos problemas ambientais mais graves, com impactos diretos na degradação da paisagem e na qualidade de vida das populações. Esse fenômeno é responsável pela perda de solos férteis, poluição de cursos d'água e degradação de ecossistemas, além de aumentar o risco de desastres naturais. A crescente pressão sobre os recursos naturais exige uma gestão mais eficaz e a implementação de medidas de preservação, especialmente em áreas de preservação permanente (APP), que desempenham papel essencial na proteção dos corpos hídricos e na mitigação dos efeitos da erosão. Assim, tem-se como objetivo elaborar um indicador denominado "indicador de vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos (IVCS)" visando avaliar o risco do carreamento de sedimentos proveniente dos processos erosivos para os corpos hídricos das sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS), localizado no estado de São Paulo. Os resultados mostraram que a BHRS apresenta um valor médio de perda de solos que a insere na classe "baixa", sendo o fator topográfico (LS) o que mais exerceu influência, uma vez que maiores níveis de perdas de solos estão localizados justamente nas áreas que apresentaram maior declividade. No que diz respeito ao IVCS, a sub-bacia 8 resultou no maior valor (0,32), indicando ser a sub-bacia com maior risco ao carreamento de sedimentos para os cursos d'água, justificado pela apresentar o maior valor médio de perda de solos e maiores proporções de áreas de conflitos nas APP, requerendo maior atenção, em contrapartida, a sub-bacia 9 resultou no melhor valor (0,13), dado que ela possui maiores níveis de mata ciliar preservada. Por fim, os dados obtidos nesse trabalho colaboram na identificação das sub-bacias mais vulneráveis ao carreamento de sedimentos, fornecendo subsídios para os órgãos gestores no estabelecimento de medidas que visem a preservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: geoprocessamento; análise geoambiental; análise ambiental; análise geoespacial.

ABSTRACT

Soil erosion is one of the most serious environmental problems, with direct impacts on landscape degradation and the quality of life of local populations. This phenomenon is responsible for the loss of fertile soils, pollution of watercourses, and degradation of ecosystems, in addition to increasing the risk of natural disasters. The growing pressure on natural resources requires more effective management and the implementation of preservation measures, especially in permanent preservation areas (PPA), which play a key role in protecting water bodies and mitigating the effects of erosion. Thus, the objective is to develop an indicator called "Sediment Transport Vulnerability Indicator (STVI)" to assess the risk of sediment transport from erosive processes to the water bodies in the sub-basins of the Sorocabaçu River Basin (SRB), located in the state of São Paulo. The results showed that the SRB has an average soil loss value that places it in the "low" class, with the topographic factor (LS) being the most influential, as higher levels of soil loss are found in areas with higher slopes. Regarding the STVI, sub-basin 8 resulted in the highest value (0.32), indicating it is the sub-basin with the highest risk of sediment transport to watercourses, justified by having the highest average soil loss value and the largest proportions of conflicting areas in the PPA, requiring greater attention. In contrast, sub-basin 9 resulted in the best value (0.13), as it has higher levels of preserved riparian vegetation. Finally, the data

 Leticia Tondato Arantes ^a
 Arthur Pereira dos Santos ^b
 Darllan Collins da Cunha e Silva ^c
 Roberto Wagner Lourenço ^d

^a Universidade Estadual Paulista (UNESP), Sorocaba, São Paulo, Brasil

^b Universidade Estadual Paulista (UNESP), Sorocaba, São Paulo, Brasil

^c Universidade Estadual Paulista (UNESP), Sorocaba, São Paulo, Brasil

^d Universidade Estadual Paulista (UNESP), Sorocaba, São Paulo, Brasil

DOI: 10.12957/geouerj.2024.74164

Correspondência: letondato@gmail.com

Recebido em: 15 mar. 2023

Revisado em: 04 nov. 2024

Aceito em: 17 dez. 2024



obtained in this study contribute to identifying the sub-basins most vulnerable to sediment transport, providing support for management agencies in establishing measures to preserve water resources.

Keywords: geoprocessing; geoenvironmental analysis; environmental analysis; geospatial analysis.

RESUMEN

La erosión del suelo es uno de los problemas ambientales más graves, con impactos directos en la degradación del paisaje y en la calidad de vida de las poblaciones. Este fenómeno es responsable de la pérdida de suelos fértiles, la contaminación de los cursos de agua y la degradación de los ecosistemas, además de aumentar el riesgo de desastres naturales. La creciente presión sobre los recursos naturales exige una gestión más eficaz y la implementación de medidas de preservación, especialmente en las áreas de preservación permanente (APP), que desempeñan un papel esencial en la protección de los cuerpos hídricos y en la mitigación de los efectos de la erosión. Así, el objetivo es elaborar un indicador denominado "Indicador de Vulnerabilidad al Transporte de Sedimentos (IVTS)" para evaluar el riesgo de transporte de sedimentos provenientes de los procesos erosivos hacia los cuerpos de agua de las subcuencas de la Cuenca Hidrográfica del Río Sorocabaçu (CHRS), ubicada en el estado de São Paulo. Los resultados mostraron que la CHRS presenta un valor medio de pérdida de suelos que la sitúa en la clase "baja", siendo el factor topográfico (LS) el que más influyó, ya que los mayores niveles de pérdida de suelos se encuentran en las áreas con mayor pendiente. En cuanto al IVTS, la subcuenca 8 resultó en el valor más alto (0,32), indicando que es la subcuenca con mayor riesgo de transporte de sedimentos hacia los cursos de agua, justificado por tener el mayor valor medio de pérdida de suelos y las mayores proporciones de áreas en conflicto en las APP, requiriendo mayor atención. En contraste, la subcuenca 9 resultó en el mejor valor (0,13), ya que posee mayores niveles de vegetación riparia preservada. Finalmente, los datos obtenidos en este trabajo colaboran en la identificación de las subcuencas más vulnerables al transporte de sedimentos, proporcionando información útil para los organismos gestores en el establecimiento de medidas que busquen la preservación de los recursos hídricos.

Palabras-clave: geoprocésamiento; análisis geoambiental; análisis ambiental; análisis geoespacial.



INTRODUÇÃO

O solo é considerado um dos recursos naturais mais importante e desempenha um papel essencial para todos os seres vivos. Contudo, apesar da sua relevância em termos econômicos e ambientais, os solos são constantemente expostos a usos insustentáveis, intensificando e acelerando os processos de degradação ambiental (ZEMENU; MINALE, 2014; NACHSHON, 2020).

Conforme apresentado no relatório da Organização para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2020), a erosão do solo é uma das maiores ameaças à biodiversidade, agravada pela impermeabilização e pela falta de práticas conservacionistas, reduzindo a capacidade de infiltração e aumentando a vulnerabilidade das bacias hidrográficas. Nesse cenário, Lal (2015) enfatiza que a restauração da qualidade do solo, por meio de práticas como a incorporação de matéria orgânica e o uso de coberturas vegetais, é fundamental para mitigar a degradação, melhorar a infiltração e promover a resiliência dos ecossistemas, contribuindo para a sustentabilidade das bacias hidrográficas.

Entre as formas mais críticas de degradação, a erosão hídrica destaca-se pela sua escala global e pelos profundos impactos que provoca, especialmente devido ao aumento significativo das taxas de erosão (AHMAD *et al.*, 2020; LEE *et al.*, 2021). A perda de solo acarreta uma série de consequências negativas, como a redução de nutrientes e a consequente diminuição da fertilidade, afetando diretamente a produção agrícola (YUE *et al.*, 2022), particularmente em regiões de intensa pressão populacional, acentuando esses problemas, tornando a restauração do solo e a implementação de práticas agrícolas sustentáveis questões centrais para garantir a segurança alimentar global (LAL, 2006).

Além disso, o transporte de sedimentos e poluentes para áreas a jusante agrava a degradação da água, promove o assoreamento dos rios e contribui para a perda de biodiversidade (PEREIRA; BARCELO; PANAGOS, 2020; AHMAD *et al.*, 2020; TONIOLO; NERY; SILVA, 2024).

Para estimar e mapear a erosão, destaca-se o uso da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), amplamente aplicada devido à sua simplicidade e eficácia na quantificação da perda de solo, especialmente quando associada a dados geoespaciais, melhorando o monitoramento e a identificação de áreas vulneráveis (WISCHMEIER e SMITH, 1978; SIMONETTI *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2019; TONIOLO *et al.*, 2021). A perda quantitativa e espacial de solo em bacias hidrográficas pode ser avaliada de forma eficiente por meio da combinação de técnicas de sensoriamento remoto (SR) e sistemas de informação geográfica (SIG), que integram dados complexos e dinâmicos (TANG *et al.*, 2015; VATANDAŞLAR e YAVUZ, 2017; ABDULKAREEM *et al.*, 2019).



Tang et al. (2015) utilizaram SR e SIG para estimar a perda de solo e mapear sua distribuição espacial na bacia de Yangou, China, aplicando a equação USLE e identificando áreas vulneráveis à erosão, o que possibilitou o planejamento de ações de conservação. De maneira similar, Vatandaşlar e Yavuz (2017) combinaram imagens de satélite de alta resolução e SIG para modelar o fator de manejo de cobertura (C) na sub-bacia Tortum-North, Turquia, aprimorando a precisão das estimativas de erosão e as estratégias de conservação nessas áreas.

Por fim, AbdulKareem et al. (2019) aplicaram SR e SIG para prever a perda de solo em uma bacia tropical, analisando o impacto das mudanças no uso da terra ao longo do tempo. A integração de imagens de satélite e a equação RUSLE permitiram uma análise precisa das áreas suscetíveis à erosão e ajudaram na formulação de práticas de manejo sustentável do solo. Esses estudos demonstram como a combinação de SR e SIG pode ser uma abordagem robusta para o mapeamento e estimativa de vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos e planejamento da conservação do solo em diferentes cenários geográficos.

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS), localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) da Represa de Itupararanga, apresenta um cenário complexo de uso e cobertura do solo, com a predominância de áreas agrícolas intensivas, pastagens degradadas e fragmentos de vegetação nativa. Este padrão de uso do solo contribui significativamente para o aumento da vulnerabilidade à erosão e ao carreamento de sedimentos, afetando diretamente a qualidade dos recursos hídricos da região (ARANTES et al., 2023). Além disso, a BHRS possui APP, que desempenham papel fundamental na proteção dos corpos d'água e na mitigação dos processos erosivos, onde a degradação de áreas adjacentes compromete a sua eficácia, tornando urgente a necessidade de avaliar a dinâmica da erosão e de identificar as áreas mais suscetíveis à perda de solo.

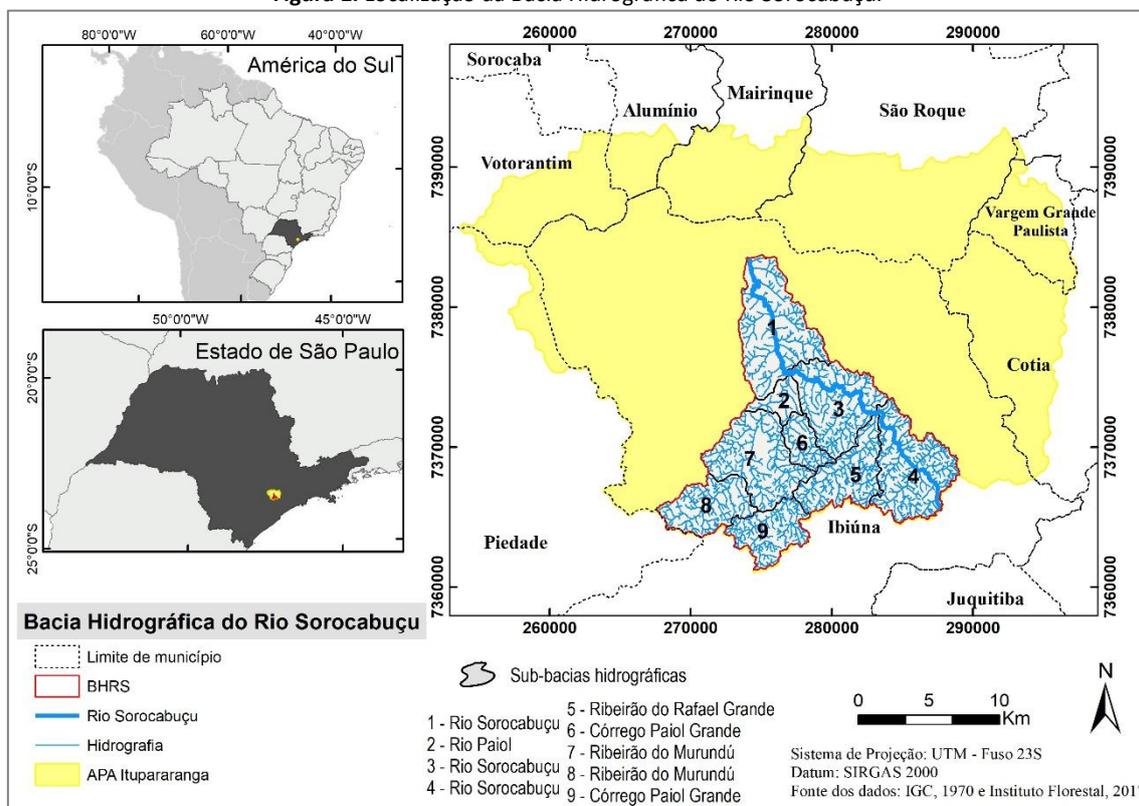
Assim, este estudo tem por objetivo elaborar um Indicador de Vulnerabilidade ao Carreamento de Sedimentos (IVCS) para as sub-bacias do Rio Sorocabaçu, utilizando a EUPS e a análise de áreas de preservação permanente. Com o apoio de ferramentas de geoprocessamento, busca-se identificar e classificar as sub-bacias mais vulneráveis ao carreamento de sedimentos, considerando áreas com uso inadequado em APP, como a supressão de vegetação nativa, e aquelas com maiores perdas de solo. O IVCS avalia a combinação de uso inadequado do solo e a intensidade da perda de solo, fornecendo uma medida da vulnerabilidade das sub-bacias ao transporte de sedimentos para os recursos hídricos. Essa abordagem é crucial para a gestão, pois permite a priorização das sub-bacias mais vulneráveis, orientando a formulação de políticas públicas voltadas para a proteção dos recursos hídricos, a recuperação ambiental e a adoção de práticas de manejo sustentável.

METODOLOGIA

Caracterização da Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu (BHRS) localiza-se na Região Centro Oeste do estado de São Paulo, no município de Ibiúna, ocupando 19% da área total do mesmo, uma abrangência de 203 km², constituída por nove sub-bacias conforme é apresentado na Figura 1.

Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu.



Fonte: Elaboração própria.

A BHRS, representa uma importante unidade de gestão hídrica por estar inserida na Unidade de Conservação (UC) denominada Área de Proteção Ambiental (APA) da represa de Itapararanga. Tendo como objetivo a preservação, conservação dos recursos naturais, especialmente, em termos de qualidade e quantidade dos recursos hídricos, bem como a proteção da diversidade biológica, por meio do estabelecimento de restrições quanto ao processo de uso e ocupação da terra (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010; LOURENÇO et al., 2022).

A BHRS, segundo Arantes *et al.* (2023), apresenta um mosaico complexo de uso e cobertura vegetal, dominado por áreas de 'campo' (18%) com pastagens degradadas e vegetação esparsa, além de 'Culturas



Temporárias e Permanentes' (16%) e outras áreas de pastagem. Essa configuração, resultado da intensificação das atividades agrícolas ao longo do tempo, reflete a forte influência da agricultura na dinâmica da bacia e impõe desafios para a conservação ambiental e a gestão dos recursos hídricos.

Segundo Rossi (2017) a BHRS possui três classes principais de solo, sendo os Latossolos, Gleissolos e Cambissolos, sendo o primeiro o tipo de solo predominante na bacia. Ainda, faz parte da unidade Planalto Ibiúna/São Roque, com unidades morfológicas denudacionais (processos dominantes erosivos), constituídas por formas de topo convexo (Dc) e com topo aguçado (Da).

Determinação do fator USLE

A Equação Universal de Perda dos Solos (EUPS) é um modelo matemático que possibilita estimar a perda média anual do solo considerando diferentes categorias de uso do solo e práticas de conservação do solo (CP), topografia (LS), variações climáticas (R) e erodibilidade do solo (K), com o intuito de determinar as áreas que possuem maior ou menor perda de solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978; LAZZARI *et al.*, 2015; ALVES *et al.*, 2022), conforme é apresentada na Equação 1.

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

Sendo:

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

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

K: Refere-se ao fator de erodibilidade do solo (t.h/MJ.mm);

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

C: Refere-se ao fator de manejo e uso do solo (adimensional);

P: Refere-se ao fator de práticas de ações de conservação do solo (adimensional).

Em seguida, para estimar a perda do solo para a BHRS, foi utilizada a calculadora raster do *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), visando aplicar a equação EUPS. Tem-se como resultado um mapa da combinação dos cinco parâmetros (R, K, LS e CP), o qual foi denominado mapa de perda de potencial do solo para a BHRS, classificado segundo as classes indicativas propostas pela FAO (1981) apresentado na Tabela 1.



Tabela 1. Taxas de perda de solos.

Taxa de perda de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Nível
< 10	Baixa
10 - 50	Moderada
50 -200	Alto
>200	Muito alto

Fonte: Adaptado de FAO (1981).

Fator Erosividade (R)

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

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

Para a área em questão foram coletados dados de erosividade de 60 pontos aleatórios no entorno e inseridos na bacia hidrográfica do Rio Sorocabaçu. Em seguida, os dados foram organizados em uma planilha do Excel, possibilitando a sua espacialização no *software* ArcGis 10.6 (ESRI, 2017). Por fim, foi utilizado um método de interpolação geoestatística para determinar a distribuição espacial da Erosividade da chuva, por meio do método Topo to Raster.

Fator de Erodibilidade do Solo (K)

O fator de erodibilidade do solo, representa a suscetibilidade natural de um solo à erosão e é determinado por suas características físicas, como textura, matéria orgânica, estrutura e permeabilidade (WISCHMEIER e SMITH, 1978; DUARTE et al., 2024).

No presente estudo, os valores para o fator K foram obtidos de acordo com as classes pedológicas existentes na BHRS, com base no Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, na escala de 1:250.000 (ROSSI, 2017). Este mapa é composto por unidades de mapeamento que representam classes de solos isoladas e associações de várias classes, organizadas em dois níveis taxonômicos: 1º nível (ordem) e 2º nível (subordem).



Para este estudo, foram usados os dados do 2º nível taxonômico, que são cruciais para a avaliação do fator K e a análise dos processos erosivos na bacia. Quanto à escala, ela foi adotada por sua adequação na representação das características do solo na região, uma vez que mapeamentos mais detalhados não estão disponíveis. Contudo, é importante destacar que essa escolha representa uma limitação do estudo, uma vez que a escala adotada não permite uma análise tão precisa das variações espaciais do solo em nível local.

Assim, para a obtenção do fator K para cada tipo de solo, foram compilados valores disponíveis na literatura para unidades pedológicas existentes na área de estudo, seguido da aplicação da média aritmética da erodibilidades utilizadas por vários pesquisadores, conforme é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Erodibilidade das classes de solos presentes na BHRS.

Grupos	Erodibilidade K (t.h/MJ.mm)					Média do Fator K
Cambissolo Háplicos	0,0697 (Fiorio (1998))	0,0311 (Lombardi Neto e Bertoni (1997))	0,0390 Embrapa (1999)	0,0508 (Silva e Alvares (2005))	0,0254 (Mannigel et al. (2002))	0.0432
Latossolo Vermelho- Amarelo	0,0184 (Fiorio (1998))	0,0156 (Lombardi Neto e Bertoni (1997))	0,0200 (Baptista (2003))	0,0162 (Silva e Alvares (2005))	0,0112 (Mannigel et al. (2002))	0.01628
Gleissolo Melânicos	0,0605 (Fiorio (1998))	0,0180 (Lombardi Neto e Bertoni (1997))	0,0361 Embrapa (1999)	0,0010 (Silva e Alvares (2005))	0,0044 (Mannigel et al. (2002))	0.0240

Fonte: Elaboração própria.

Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico representa o efeito da topografia no desencadeamento de processos erosivos, sendo a declividade e o comprimento da encosta os fatores de maior influência na perda de solos (PANDITHARATHNE *et al.*, 2019).

O fator LS foi obtido por meio do *software* de código aberto GRASS GIS (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2022), por meio da função *r.watershed*. Logo, para a obtenção dos valores de LS, se faz necessário o uso do modelo digital de elevação (MDE) como entrada para a obtenção do fator LS, para tal, foi utilizado o MDE para a BHRS delimitado por meio do uso de curvas de nível e pontos cotados, por meio da vetorização da carta topográfica do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), com escala de 1:10.000.



Fator de uso e manejo - C com base no índice SAVI e Fator de práticas conservacionistas - P

O Fator CP representa as características do manejo e uso da terra e cobertura vegetal, bem como as práticas conservacionistas, sendo fatores decisivos para o desencadeamento de processos erosivos (CHATTERJEE *et al.*, 2014; MACEDO *et al.*, 2021).

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

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

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

Diante do exposto, para estimar os valores do fator CP para a BHRS, foi utilizado o índice SAVI, levando em consideração as bandas espectrais (infravermelho próximo e do vermelho) do satélite do CBERS 4A, com data de passagem em 29 de agosto de 2020, disponibilizada no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), conforme é apresentado na Equação 2.

$$SAVI = \frac{(1+L)*(\rho_{iv}-\rho_v)}{(\rho_{iv}+\rho_v+L)} \quad (2)$$

Sendo:

ρ_{iv} : refere-se a banda do infravermelho próximo;

ρ_v : refere-se a banda do vermelho;

L: refere-se ao fator de ajuste do índice SAVI, sendo 0,5.



Após obter o SAVI para a BHRS, foi utilizado o mapa de uso da terra e cobertura do solo do ano de 2020, desenvolvido no Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental (LABGEMM) da UNESP – Sorocaba, pelo método de interpretação visual no *software* ArcGis 10.6 (ESRI, 2017), a partir da imagem do satélite do CBERS 4A e o sensor WPM (Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura), visando a aquisição dos valores do fator CP com base nos dados do SAVI para os usos de interesse: área urbanizada (apenas em construções inseridas na área rural), campo, cultura permanente, cultura temporária, floresta, mineração, pastagem e reflorestamento, com exceção das classes que possuem impermeabilização dos solos.

Os valores de CP variam de 0 a 1, onde valores próximos de 0 referem-se aos solos com maior proteção contra processos erosivos, enquanto valores mais próximos de 1 estão associadas as classes que apresentam menor cobertura do solo ou nenhuma cobertura do solo. Na Tabela 3 é apresentando os valores integrados de CP proposto por diferentes pesquisadores para algumas classes presentes na BHRS, seguido da média aritmética do fator CP.

Tabela 3. Valor para CP para algumas classes da BHRS.

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

Legenda : ⁽¹⁾ Stein *et al.*, (1987) ; ⁽²⁾ Toniolo *et al.* (2021); ⁽³⁾ Bueno e Stein (2004).

Fonte: Elaboração própria.

Partindo do pressuposto em que a escala dos valores do SAVI e do fator CP são inversas e não possui a mesma proporcionalidade, foi necessário estabelecer uma equação (2) para que os valores do SAVI tivessem na mesma proporção do fator CP. Para tal, baseou-se nos valores da classe de mata (0,0006) e agricultura (0,19) apresentados na Tabela 2, uma vez que, foram utilizados os valores dos extremos (mínimo e máximo) do SAVI para as áreas com uso do solo conhecido na BHRS.

Dessa forma, foi proposta uma nova equação (3) para que os valores de SAVI ficassem com a mesma proporcionalidade do fator C baseando-se nos valores de mata e agricultura presentes na Tabela 1, uma vez que, foram utilizados os valores médios do SAVI de áreas com uso do solo conhecidos de 0,8974 e – 0,6923 correspondentes às áreas de floresta e agricultura, respectivamente, identificados na área de estudo.



$$SAVI_{esc} = -0,0947 \times SAVI + 0,1258 \quad (3)$$

Sendo:

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

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

Em seguida, após o estabelecimento dos valores de SAVI_{esc} para a BHRS, foi criado um PI e atribuído valor igual a 0 para os usos classificados como edificações urbana, curso d'água e área de várzea, em contrapartida, foi atribuído valor igual a 1 para os demais usos. Por fim, foi empregue a ferramenta Map Álgebra do ArcGIS 10.4 para realizar a operação de multiplicação do PI (SAVI_{esc}) e o PI que possui os valores de 0 e 1, obtendo assim o mapa com os valores de CP para toda a bacia hidrográfica.

Delimitação da APP

Em posse do mapa de uso do solo e cobertura vegetal, foi realizada a extração das APP a partir do uso de ferramentas disponíveis no software ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017), com base nas diretrizes definidas no Código Florestal de 2012 (Lei nº 12.651/2012). Além do mapa de uso do solo, foram utilizados dados topográficos, especificamente o Modelo Digital do Terreno (MDT), para definir as áreas de topos e encostas com declividades superiores a 45º, conforme a legislação vigente.

A delimitação das APP é um componente fundamental para a elaboração do indicador, pois permite identificar e caracterizar as áreas de conflito, nas quais o uso do solo compromete as funções ambientais dessas zonas de preservação (OLIVEIRA et al., 2024). A definição precisa das APP possibilita a avaliação da vulnerabilidade das sub-bacias, uma vez que as áreas de conflito dentro das APP refletem diretamente os riscos de degradação ambiental e carreamento de sedimentos para os recursos hídricos.

Indicador de Vulnerabilidade ao Carreamento de Sedimentos

Atualmente vários estudos têm discutido a importância da priorização das sub-bacias por meio da identificação das áreas que possuem maior perda de solos, como procedimento para tomada de decisão e estabelecimento de ações que visem o seu gerenciamento, visando a proteção do solo e recursos hídricos (SHARMA; SAIJA, 2012; KADAM et al., 2017).

Assim, foi elaborado o Indicador de Vulnerabilidade ao Carreamento de Sedimentos (IVCS) com base nos valores médios de perda de solos normalizados ponderado pela área total das APP e áreas de conflito



nas APP, com valores variando entre 0 e 1, sendo que quanto menor for o valor do IVCS menor será a vulnerabilidade ao carregamento de sedimentos, por conseguinte, menores os efeitos nos recursos hídricos (Equação 4).

$$\text{Indicador} = EUPS \frac{\text{média} * APPC}{APPT} \quad (4)$$

Sendo:

EUPS média: refere-se a perda de solo média normalizada em cada sub-bacia, com valores variando de 0 a 1;

APPC: refere-se a área de conflitos em APP (km²);

APPT: refere-se a área total em APP (km²).

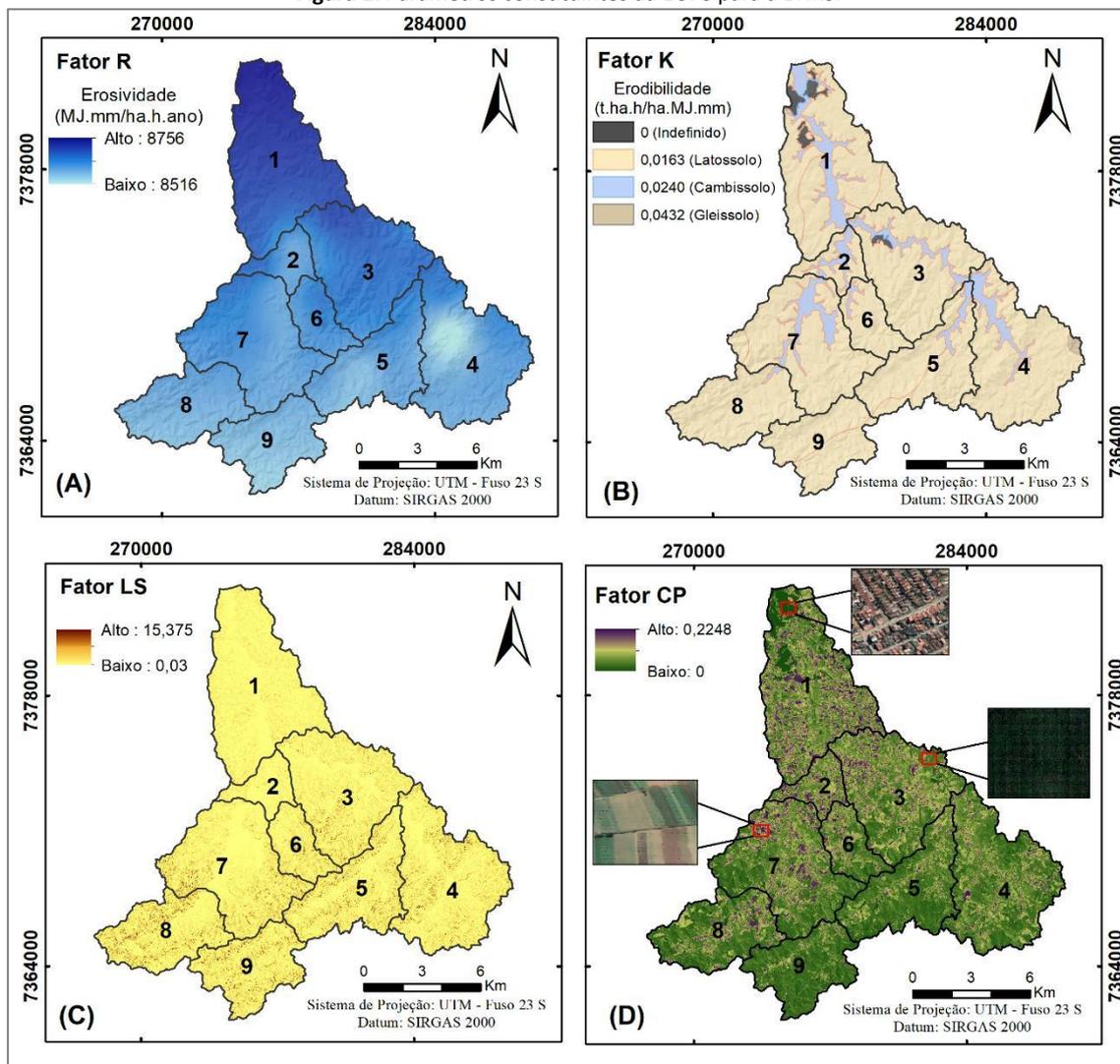
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 são apresentados os mapas relativos aos parâmetros constituintes da EUPS, como o fator de erodibilidade (A), fator de erosividade (K), fator topográfico (LS) e o fator de uso e manejo dos solos e prática conservacionista (CP).

Analisando o mapa do fator de erosividade (R) presente na Figura 1(A), observa-se uma baixa variabilidade espacial, com um valor médio de 8.636 MJ.mm.ha.h.ano e uma amplitude de 240 MJ.mm.ha.h.ano. A homogeneidade dos valores de erosividade pode ser justificada pela pequena área da bacia hidrográfica, logo, permitindo a distribuição da precipitação de forma mais regular (SILVA *et al.*, 2017), dado que as características de distribuição espacial possuem estreita relação com os valores do Fator R (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017; EFTHIMIOU, 2018).

Os maiores valores de erosividade ocorrem na região norte da BHRS, principalmente na sub-bacia 1, a qual abrange parte da área urbana do município de Ibiúna, atingindo valores de erosividade de 8.757 MJ.mm.ha.h.ano, e tende a diminuir em direção a Sul da bacia, até atingirem menores valores de erosividade (8.517 MJ.mm.ha.h.ano). Sendo assim, locais que não apresentam a cobertura vegetal do solo, a chuva terá maior potencial para desencadear a erosão do solo (LABRIÈRE *et al.*, 2015), requerendo práticas de manejo e conservação do solo e da água.

Figura 2. Parâmetros constituintes da EUPS para a BHRS.



Fonte: Elaboração própria.

No que diz respeito ao fator topográfico (LS) presente na Figura 2(C), o qual intensifica a força do escoamento superficial, tal apresentou um valor médio de 0,64 com variabilidade de 0,03 a 15,38. Os maiores valores de LS ocorrem predominantemente na porção Sul da BHRS, justamente onde ocorrem as áreas com maior declividade, consequentemente, maior será a velocidade do escoamento, logo, intensificando a perda de solos e um aumento da ocorrência de deslizamento de terra. Em contrapartida, os menores valores são observados nas áreas de declividade mais suave, como no rio principal e seus tributários, indicando que o fator topográfico exerce pouca influência nas áreas com menor potencial erosivo.



O mapa de erodibilidade (K) da bacia hidrográfica revela as características dos solos presentes, destacando a predominância do Latossolo - Vermelho-Amarelo (LVA), apresenta um valor de erodibilidade de 0,0163 t/ha MJ-1mm-1, sendo o de menor erodibilidade dentre os solos presentes na bacia.

Em contrapartida, os Cambissolos - Háplicos e Gleissolos - Melânicos apresentam valores de erodibilidade mais elevados, com 0,0240 t/ha MJ-1mm-1 e 0,0432 t/ha MJ-1mm-1, representando uma menor área da BHRS. Assim, embora apresentem maior suscetibilidade à erosão, sua baixa representatividade na área total não resulta em uma alta erodibilidade geral para a bacia, indicando que a maioria dos solos da região é menos propensa à erosão.

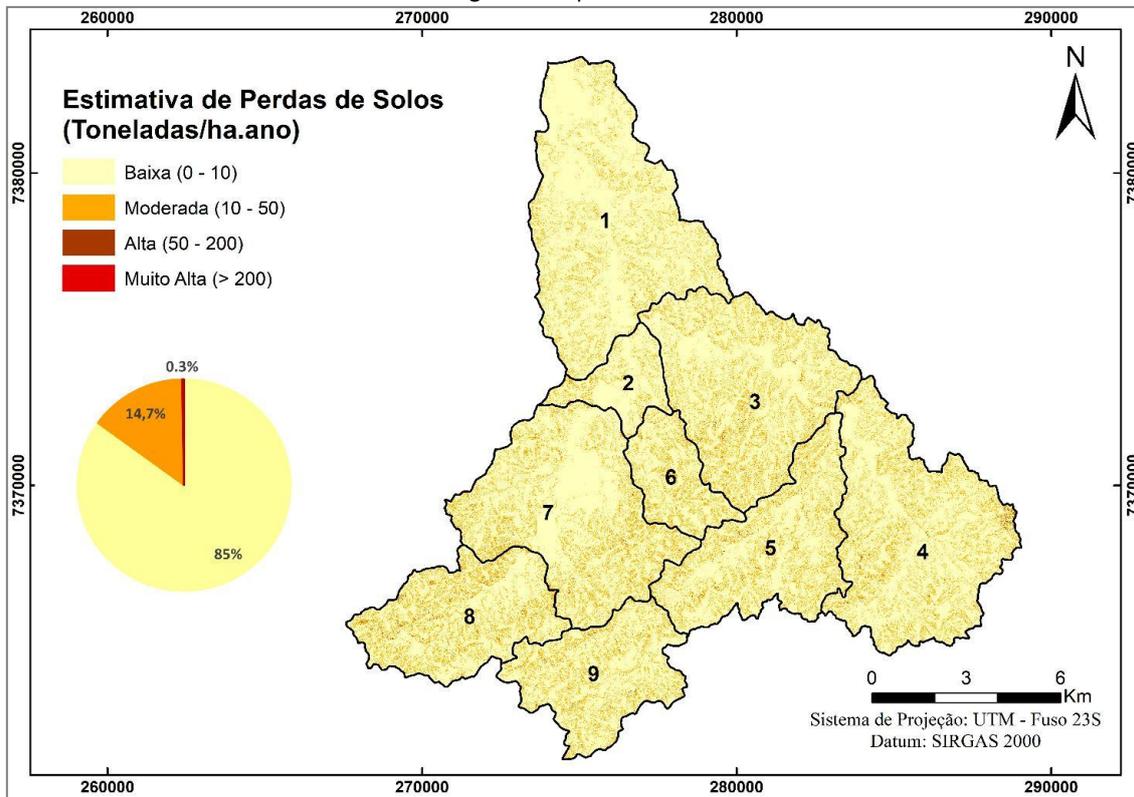
O fator de manejo e uso do solo e práticas de ações de conservação do solo (CP) apresentou uma variação que vai de 0 a 0,23, com um valor médio de 0,058. Os maiores valores de CP estão associados a áreas cultivadas com culturas temporárias e anuais, distribuída ao longo da bacia hidrográfica, com exceção da região norte, que, devido à sua natureza, oferecem uma proteção limitada ao solo contra a erosão. Essas práticas agrícolas, frequentemente intensivas, expõem o solo e aumentam sua vulnerabilidade a processos erosivos.

Mapa de perda de solos para a BHRS

A Figura 3 apresenta o Mapa de Perdas de Solos para a BHRS, obtida com base nos cinco parâmetros constituintes da EUPS, resultando em uma perda média anual de solos de 4,76 toneladas/ha.ano, classificando como de baixa susceptibilidade a perda de solo.

Conforme representado na Figura 3, existe a predominância de áreas ocupadas pela classe com “baixa” perdas de solos, correspondendo a 85% da área total da bacia hidrográfica, seguida da classe média com 14,7%, por fim, a classe alta (0,3%) com pouca representatividade na BHRS. A Tabela 4, exibe a frequência das classes de perda de solos em nível de sub-bacias hidrográficas, possibilitando identificar os níveis de perdas de solos em cada uma delas e, posteriormente, utilizar essas informações em conjunto com outros dados relevantes para a identificação das áreas com maiores restrições, contribuindo com a gestão territorial dessas áreas.

Figura 3. Mapa da EUPS.



Fonte: Elaboração própria.

Tabela 4. Perdas de solos para as sub-bacias hidrográficas para a área de estudo.

Perda de solos (Toneladas/ha. ano)	Sub-bacias (%)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Baixa (0 – 10)	90,69	89,67	83,83	84,52	84,28	82,18	84,71	80,08	82,55
Média (10-50)	9,29	10,22	15,84	15,05	15,33	17,60	14,94	19,11	17,08
Alta (50-200)	0,02	0,11	0,33	0,42	0,38	0,22	0,35	0,81	0,36
Muito Alta (>200)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Área Total (km ²)	37,40	6,58	29,03	32,70	22,70	8,40	30,99	19,05	16,86

Fonte: Elaboração própria.

Dentre as sub-bacias analisadas a 1 e 2 foram as que apresentaram maior proporção da classe “baixa” de perda de solos, caracterizadas por áreas com baixa ou nenhuma perda de solo, segundo as classificações da FAO (1980). Essas perdas podem ser justificadas pela maior parte da área ser constituída por áreas com baixas declividades, isto é, com declividade média inferior a 14%.

No que diz respeito a perda de solos classificadas como “média”, as sub-bacias 8, 9 e 6 foram as que apresentaram maior porcentagem de ocorrência dessa classe, caracterizadas por serem constituídas por maiores declividades médias, isto é, terrenos inclinados e fortemente inclinados, e maiores níveis da classe “floresta”. Nesse sentido, apesar das sub-bacias apresentarem parte expressiva da sua área destinada a vegetação nativa, sendo está desfavorável a perda de solos, os valores obtidos evidenciam que o fator



topográfico (LS) possui maior contribuição para as taxas de erosão resultantes nessas sub-bacias, uma vez que somente os tipos de uso da terra e cobertura vegetal não foram fatores determinantes na perda de solos. Ainda, observa-se que os maiores valores de perda de solos também estão associados as áreas sob ação antropogênica, como a presença de agricultura e campo.

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

A topografia da paisagem é um fator determinante na perda de solos, visto que normalmente quanto maior a inclinação e comprimento da rampa maior será a ocorrência de processos erosivos, já que pode resultar no aumento da velocidade do escoamento da superfície (PIMENTEL, 2006; HOLZ; WILLIARD; EDWARDS, 2015), situação essa verificada nesse trabalho, onde maiores valores de perda de solos são encontrados em áreas com maior fator topográfico.

Área de preservação permanente e tipos de uso

A distribuição espacial das áreas de conflito e perdas de solos segundo os diferentes usos da terra e cobertura vegetal inseridas nas APP podem ser visualizadas na Figura 4 e as respectivas áreas (%) de uso inadequado e adequado em APP na Figura 5.

Analisando as áreas de conflitos (Figura 4 – B) verifica-se que algumas sub-bacias exibem maiores níveis de alterações antrópicas, em consequência da substituição da mata ciliar por outros tipos de uso. Dentre as sub-bacias analisadas, conforme é apresentado na Figura 5 a sub-bacia 2 e 1 foram as que apresentaram tipos de uso predominantemente antrópico, com 51% e 46% da área ocupada por áreas conflituosas, principalmente, sendo a maior parte destinada a classe campo e cultura temporária (Figura 4 – B). Diante dos dados apresentados fica evidenciado a importância do gerenciamento das sub-bacias (1 e 2) com o intuito de preservar e recomposição vegetal das APP, posto que a supressão da mata ciliar pode intensificar ainda mais os processos de degradação ambiental.

Figura 4. Mapa de uso e cobertura da terra e APP das sub-bacias.

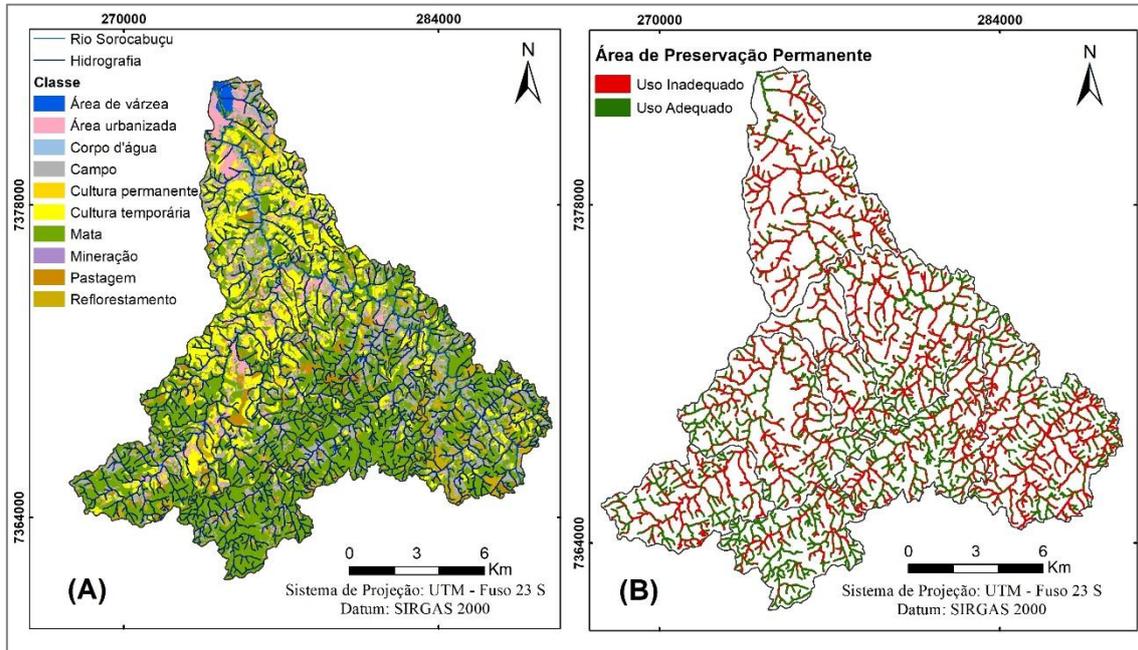
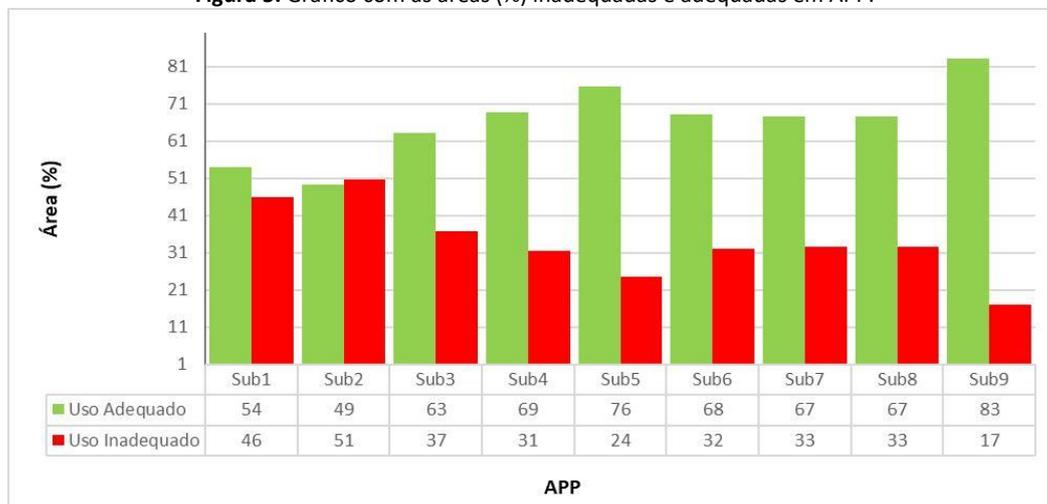


Figura 5. Gráfico com as áreas (%) inadequadas e adequadas em APP.



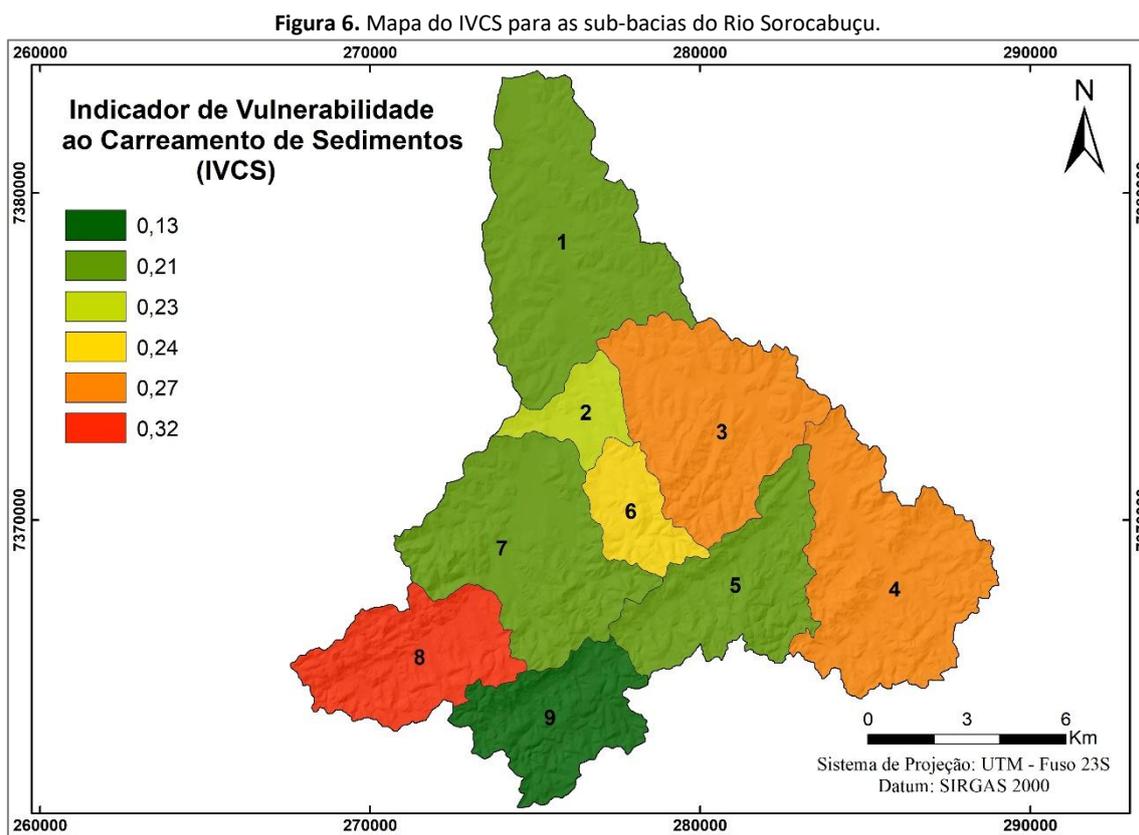
Em paralelo, a sub-bacia 9 foi a que apresentou a maior porcentagem da classe floresta, isto é, com maior uso das APP classificadas com uso adequado, refletindo diretamente em termos de qualidade e disponibilidade de água em bacias hidrográficas, dado que a presença de APP de cursos d'água garantem a estabilização das margens e controle dos processos erosivos (EUGENIO *et al.*, 2015; NERY *et al.*, 2024).



Por fim, as sub-bacias 3,4,5,6,7 resultaram em 24% a 37% (Figura 5) de suas áreas destinadas aos usos inadequados, sendo majoritariamente ocupadas pela classe campo e cultura temporária. Segundo Reis *et al.* (2018) o manejo incorreto em áreas agrícolas, principalmente, no cultivo de cultura temporária pode corroborar com o desencadeamento de processos erosivos ou até mesmo intensificar a perda de solo nessas áreas.

Indicador de vulnerabilidade ao carregamento de sedimentos

A Figura 6 apresenta a distribuição dos valores do Indicador de Vulnerabilidade ao Carreamento de Sedimentos (IVCS) em nível de sub-bacias, com valores variando de 0,13 a 0,32, onde menores valores diz respeito as sub-bacias que apresentam menor risco do transporte de sedimentos para os cursos hídricos e vice-versa.



Conforme apresentando no item anterior (Figura 5), a sub-bacia 9 possui a maior proporção da classe de mata em APP, sendo esse um fator favorável, visto que a presença da mata ciliar desempenha um papel fundamental na conservação dos recursos hídricos, atuando na proteção e estabilização das encostas, redução de processos erosivos e diminuição da deposição de sedimentos no canal (CÓDIGO FLORESTAL,



2010; ZAIMES; TUFEKCIOGLU; SCHULTZ, 2019; RIZZO *et al.*, 2024). Com valor do IVCS de 0,13, indicando menor risco ao carreamento de sedimentos para os cursos d'água, esse resultado se deve, principalmente, pela área em questão estar predominantemente constituída por vegetação nativa, e menor quantidade de áreas com incompatibilidade legal, logo, favorecendo a proteção dos recursos hídricos.

Em paralelo, a sub-bacia 8 apresentou o maior valor de IVCS, com um índice de 0,32, indicando um risco elevado de carreamento de sedimentos para os cursos d'água, justificado pelo fato de que essa sub-bacia também registrou o maior valor médio de perda de solo entre as sub-bacias analisadas. Além disso, a presença de áreas de conflitos nas APP agrava ainda mais essa situação, comprometendo a integridade ambiental da região.

A supressão da mata ciliar é um fator crítico que pode intensificar a erosão, resultando em uma perda de solo ainda maior e na ampliação da degradação dos recursos hídricos (TOLEDO *et al.*, 2024). Diante desse cenário, é fundamental que os órgãos gestores direcionem sua atenção para a sub-bacia 8, implementando ações que incluam a recuperação da vegetação nativa e a revitalização das áreas degradadas.

Além das medidas de recuperação, é crucial que os órgãos gestores adotem uma abordagem integrada para o manejo das bacias hidrográficas, considerando não apenas a sub-bacia 8, mas também suas interconexões com as demais áreas. Isso envolve a realização de estudos detalhados sobre a dinâmica hidrológica local e a implementação de práticas de manejo sustentável que priorizem a proteção das APP e a recuperação da cobertura vegetal.

Já as sub-bacias 1,2,3,4,5,6 e 7 tiveram valores de IVCS semelhantes, como um valor médio de 0,23, indicando que tais apresentam maiores níveis de alterações antrópicas, em função da supressão da mata ciliar para usos inadequados, com terras destinadas na maior parte para a classe campo, cultura permanente e cultura temporária, sendo fundamental que as APP sejam protegidas, uma vez que as sub-bacias podem se tornar mais vulneráveis ao desencadeamento de processos erosivos, por conseguinte, degradação nos cursos d'água.

Concomitante ao exposto, Faria (2014) descreve que na medida em que ocorre mudanças sem critérios no uso da terra e cobertura vegetal em bacias hidrográficas, geralmente acontece um aumento na transferência de cargas sedimentares para o fundo do vale, onde canais de primeira ordem podem desaparecer em um cenário onde a transferência de sedimentos das encostas derivado de processos erosivos for superior a capacidade de transporte de sedimentos dos canais.

Assim, os dados obtidos nesse estudo quando atrelado a outros dados equivalentes podem fornecer informações fundamentais para o estabelecimento de um instrumento de gestão do território, como o



zoneamento ecológico-econômico (ZEE) proposto pelo Decreto Federal nº 4.297/2002, uma vez que o estudo possibilitou identificar as sub-bacias prioritárias quanto a vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos para os cursos d'água.

CONCLUSÕES

A geração do IVSC possibilitou identificar quais sub-bacias hidrográficas apresentam maior risco no carreamento de sedimentos para os recursos hídricos, tendo como base os dados de perda de solos e uso da terra e cobertura vegetal em APP, sendo importantes zonas de transição de solo-água, fornecendo informações importantes que posteriormente podem ser utilizadas para o estabelecimento e desenvolvimento de políticas que visem a conservação do solo e dos recursos naturais nas sub-bacias prioritárias, contribuindo com o gerenciamento dessas áreas e redução da degradação ambiental.

Dentre as sub-bacias analisadas, a 8 apresenta o maior risco de transporte de sedimentos, uma vez que ela resultou no maior valor médio de perda de solos, somado a presença de APP com incompatibilidade legal. Isso requer maior atenção dos gestores em função dos inúmeros impactos negativos resultantes. Por outro lado, a sub-bacia 9 foi a que apresentou o menor valor de IVSC, indicando ser menos vulnerável ao carreamento de sedimentos, dado que ela apresenta boa parte da sua área com mata ciliar, logo, contribuindo para a redução da perda de solos e contribuindo para menor intensidade da degradação nos recursos naturais.

AGRADECIMENTOS

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

REFERÊNCIAS

- ABDULKAREEM, J. H. *et al.* Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed. *Geoscience Frontiers*, v. 10, n.2, p. 389-403, 2019.
- AHMAD, N. S. B.N. *et al.* A systematic review of soil erosion control practices on the agricultural land in Asia. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 8, n.2, p. 103-115, 2020.
- ALVES, W. S. *et al.* USLE modelling of soil loss in a Brazilian cerrado catchment. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 27, 2022.
- ARANTES, L. T. *et al.* Application of spatial environmental indicators in the assessment of degradation potential of water resources in water basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, n. 8, 2023.
- BAHADUR, K. K. C. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. *Environmental Geology*, v. 57, p. 695–705, 2009.



- BAPTISTA, G. M. M. Diagnóstico ambiental de erosão laminar: modelo geotecnológico e aplicação. Brasília: Universa, 2003. 140 p.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 10 ed. São Paulo: Ícone Editora, 2017. 392 p.
- BUENO, C. R. P.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas. Agronomy Maringá, v. 26, no. 1, p. 1-5, 2004.
- CHATTERJEE, S.; KRISHNA, A. P.; SHARMA, A. P. Geospatial assessment of soil erosion vulnerability at watershed level in some sections of the Upper Subarnarekha River basin, Jharkhand, India. Environmental Earth Sciences, v. 71, p. 357-374, 2014.
- CHEN, T. *et al.* Assessment of spatial distribution of soil loss over the upper basin of Miyun reservoir in China based on RS and GIS techniques. Environmental Monitoring and Assessment, v. 179, p. 605-617, 2011.
- DUARTE, M. L.; SILVA, D. C. C.; BARBOSA, R. L.; LOURENÇO, R. W. Modeling of soil organic matter using Sentinel-1 SAR and partial least squares (PLS) regression. Arabian Journal of Geosciences, v. 17, p. 1-11, 2024.
- EFTHIMIOU, N. Evaluating the performance of different empirical rainfall erosivity (R) factor formulas using sediment yield measurements. Catena, v. 169, p. 195-208, 2018.
- EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R.; LOUZADA, F. L. R. O.; MOULIN, J. M. Confronto do uso e cobertura da terra em áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do Rio Alegre no município de Alegre, Espírito Santo. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 2, p. 110-126, 2010.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999, 412 p.
- ESRI - Environmental Systems Research Institute. ArcGis 10.6. Redlands, 2017.
- FARIA, A. P. Transporte de sedimentos em canais fluviais de primeira ordem: respostas geomorfológicas. Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 15, n. 2, 192-202, 2014.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO (2020). State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities. Rome: FAO.
- 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) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.
- Fundação Florestal (2010). Plano de Manejo da APA de Itupararanga. Fundação Florestal.
- GRASS Development Team. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 8.0. Open-Source Geospatial Foundation, 2022.
- HOLZ, D. J. *et al.* Soil erosion in humid regions: A review. J. Journal of Contemporary Water Research & Education, v. 154, p. 48–59, 2022.
- HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). Remote Sensing of Environment, v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.
- KADAM, A. K. *et al.* Morphometric prioritization of semi-arid watershed for plant growth potential using GIS technique. Modeling Earth Systems and Environment, v. 3, p. 1663–1673, 2017.
- KUO K. T.; SEKIYAMA, A.; MIHARA M. Determining C factor of universal soil loss equation (USLE) based on remote sensing. International Journal of Environmental and Rural Development. p. 7–2, 2016.
- LABRIÈRE, N. *et al.* Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. Ecosystems and Environment, v. 203, 127-139, 2015.



- LAL, R. Managing soils for feeding a global population of 10 billion. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v. 86, n. 12, 2045-2053, 2006.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, v. 7, n. 5, 875-5895, 2015.
- LAZZARI, M. *et al.* Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): A comparison between different empirical methods. *Catena*, v. 127, p. 323-339, 2017.
- LEE, S.; CHU, M. L.; GUZMAN, J.A.; BOTERO-ACOSTA, A. A comprehensive modeling framework to evaluate soil erosion by water and tillage. *Journal of Environmental Management*, v. 279, e 111631, 2021.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI J. Tolerância de perdas de terra para solo do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1975. 667 p.
- LOURENÇO, R. W. *et al.* Reflexos Ambientais do Desenvolvimento e Expansão das Atividades Humanas sobre a Qualidade da Água. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 15(1), 175–198, 2022.
- 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.
- MACEDO, P. M. S. New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 9, n.2, p. 207-216, 2021.
- 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.
- NACHSHON, U. Soil Degradation Processes: It's Time to Take Our Head Out of the Sand. *Geosciences*, v. 11, v.1, p. 1- 5, 2021.
- NERY, L. M.; PERUCCELLO, J. L.; CUNHA-LIGNON, M.; MACHADO, L. P.; SILVA, D. C. C. Retrato ambiental do Complexo Estuarino Lagunar Cananeia-Iguape: a influência do canal Valo Grande. *Boletim Paranaense de Geociências*, v. 82, p. 1-20, 2024.
- OLIVEIRA, R. O.; NERY, L. M.; ANDRADE, E. L.; SIMONETTI, V. C.; ARANTES, L. T.; SANTOS, A. P.; MARTINS, A. C. G.; SILVA, D C. C. Methodological proposal for an ecological corridor and financial cost estimate: a way to help conserve biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, v. 79, p. 126606, 2024.
- 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.
- PEREIRA, P.; BARCELO, D.; PANAGOS, P. Soil and water threats in a changing environment. *Environnemental Research*, 2020.
- PIMENTEL, D. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, v. 8, p.119–137, 2008.
- REJANI, R. *et al.* Spatial and temporal estimation of soil loss for the sustainable management of a wet semi-arid watershed cluster. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 143, 2016.
- REIS, F. A. G. V. *et al.* Mapeamento geoambiental do município de Casa Branca (SP) como subsídio ao planejamento territorial. *Geologia USP*, v. 18, n. 2, p. 29-44, 2018.
- RIZZO, F. A.; SANTOS, A. P.; SILVA, D. C. C. Técnicas de geoprocessamento aplicadas para análise temporal do microclima na bacia hidrográfica do córrego do Pequiá, Maranhão. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 44, p. e78032, 2024.
- ROSSI, M. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal. 2017, v.1, 118p.
- SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. *Geociências*, v. 24, n. 1, 2005.
- SILVA, F. C. B. *et al.* Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 2, 2010.



SILVA, D. C. C. *et al.* Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise, v. 42, p. 72 - 85, 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. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SIMONETTI, V. C. *et al.* Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do parque natural municipal corredores de biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise, v. 44, p. 169-180, 2018.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F.; PONCANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. Anais. Simpósio Nacional de Controle de Erosão, v. 4, p. 105-135, 1987.

TANG Q. *et al.* Assessment of soil erosion using RUSLE and GIS: a case study of the Yangou watershed in the Loess Plateau, China. Environmental Earth Sciences, v. 73, p. 1715–1724, 2015.

THOMAS, J.; JOSÉ, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. Geoscience Frontiers, v. 9, n. 3, p. 893-906, 2018.

TOLEDO, M. V. L.; LOURENÇO, R. W.; SILVA, D. C. C. Estudio de los usos del suelo para evaluación de áreas elegibles en proyectos MDL. Cuadernos De Investigacion Geografica, v. 50, p. 1-20, 2024.

TONIOLO, B. P. *et al.* Análise espacial de perda de solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim – SP. Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável, v. 7, n. 2, p. 1- 28, 20W21.

TONIOLO, B. P.; NERY, L. M.; SILVA, D. C. C. Modelagem espacial para identificação de áreas potenciais à geração de poluição difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia - SP. Revista Brasileira De Gestão Urbana, v. 16, p. e20220207, 2024.

VATANDAŞLAR, C.; YAVUZ, M. Modeling cover management factor of RUSLE using very high-resolution satellite imagery in a semiarid watershed. *Environmental Earth Sciences*, v. 76, n. 65, 2017.

WISCHMEIER, W.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture, 1978. (Agriculture Handbook, 537).

YUE, T. *et al.* Rainfall erosivity mapping over mainland China based on high-density hourly rainfall records. Earth System Science Data, v. 14, p. 665–682, 2021

ZAIMES, G. N.; TUFEKCIOGLU, M.; SCHULTZ, R. C. Riparian Land-Use Impacts on Stream Bank and Gully Erosion in Agricultural Watersheds: What We Have Learned. Water, v. 11, n. 7, 2019.

ZEMENU, D.; MINALE, A. S. Adoption of soil conservation practices in North Achefer District, Northwest Ethiopia Chinese. Journal of Population Resources and Environment, v. 2, p. 261–268, 2014.