

Produção de sedimentos em bacias hidrográficas tropicais: uma integração da USLE com o Índice de Conectividade em Antonina, PR

Sediment Production in Tropical Catchments: An Integration of USLE and Index of Connectivity in Antonina, Southern Brazil

José Guilherme de Oliveira¹

Leonardo José Cordeiro Santos²

Rodrigo Marcos de Souza³

Inocencio de Oliveira Borges Neto⁴

Eduardo Vedor de Paula⁵

Jaqueline Dittrich⁶

Palavras-chave

Conectividade Hidrossedimentológica
Perda de Solo
Assoreamento

Resumo

Este estudo analisa a produção e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas que deságuam na baía de Antonina (PR), por meio da aplicação da Equação Universal de Perda de Solos (USLE), do Índice de Conectividade (IC) e da Taxa de Entrega de Sedimentos (SDR), com o objetivo de calcular um índice de exportação efetiva de sedimentos (Eefetivo). A área de estudo compreende as bacias dos rios Cachoeira (Alto e Baixo), Pequeno, Cacatu e Faisqueira, situadas em uma planície fluvio-marinha, onde o uso agrícola se concentra nos depósitos aluvionares. Os resultados mostram que a USLE estima perdas médias de sedimentos variando de 1,29 a 3,11 t ha⁻¹ ano⁻¹ entre as bacias. Em contrapartida, o Eefetivo reduz essas perdas em 70 a 72% (0,36–0,88 t ha⁻¹ ano⁻¹), ao considerar os efeitos de retenção dos sedimentos e desconectividade dos canais ao longo das bacias. As áreas de menor altitude, associadas ao uso agrícola, especialmente no Baixo Cachoeira, destacam-se como principais zonas de produção e exportação de sedimentos. Os mapas de USLE, IC e Eefetivo revelam que a maior parte dos sedimentos transportados não alcança o exutório. A integração de estimativas de erosão potencial com métricas de conectividade aprimora a representação espacial da exportação de sedimentos e subsidia ações de manejo e conservação (como plantio direto, sistemas agroflorestais e recuperação de matas ciliares), visando reduzir o assoreamento costeiro e orientar a definição de áreas prioritárias para recuperação ambiental.

Keywords

Hydrosedimentological Connectivity
Soil Loss
Sedimentation

Abstract

This study analyzes sediment production and export in basins draining into Antonina Bay (PR), using the Universal Soil Loss Equation (USLE), the Connectivity Index (CI), and the Sediment Delivery Rate (SDR) to calculate an effective sediment export index (Effective). The study region encompasses the Cachoeira, Pequeno, Cacatu, and Faisqueira river basins, located in a fluvio-marine dam area, where agricultural use is concentrated on alluvial deposits. The results indicate that the USLE predicts average losses ranging from 1.29 to 3.11 t ha⁻¹ yr⁻¹ per basin. In contrast, the Effective reduces losses by 70 to 72% (0.36 to 0.88 t ha⁻¹ yr⁻¹), considering retention and disconnectivity along the slopes. Low-elevation regions associated with agricultural use, particularly in the Lower Cachoeira River, are the main points of sediment production and export. The USLE, IC, and Eefetivo maps indicate that most of the transported sediment does not reach the outlet, highlighting the role of connectivity. Thus, combining estimates of potential erosion with connectivity metrics can improve the spatial representation of sediment export and guide conservation measures (no-till farming, agroforestry systems, and riparian forest restoration) to reduce coastal siltation and determine priority areas for restoration.

¹Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, Brasil. joseguilhermegeo@gmail.com

²Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, Brasil. santos@ufpr.br

³Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, Brasil. rmarcosdesouza@gmail.com

⁴Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, Brasil. iobngpb@gmail.com

⁵Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, Brasil. edugeo@ufpr.br

⁶Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina - APPA, Paranaguá, PR, Brasil. jaqueline.dittrich@appa.pr.gov.br

INTRODUÇÃO

A erosão laminar é um dos processos mais significativos de degradação do solo, caracterizado pela remoção contínua e relativamente uniforme de partículas da superfície devido à ação do escoamento superficial (Bertoni; Lombardi Neto, 2012; Kopittke *et al.*, 2025). Embora muitas vezes subestimada por sua baixa visibilidade em comparação com erosões em sulcos, ravinas ou voçorocas, sua ação cumulativa pode resultar em perdas expressivas de solo fértil, comprometendo a produtividade agrícola e a sustentabilidade ambiental (Morgan, 2005; Poesen, 2018). Estima-se que, globalmente, a erosão laminar seja responsável pela perda de bilhões de toneladas de solo anualmente, com consequências diretas na segurança alimentar e na qualidade dos ecossistemas (Pimentel *et al.*, 1995; Borrelli *et al.*, 2017; Quinton; Fiener, 2023; Xiong; Leng, 2024).

A erosão laminar é um problema crítico em regiões tropicais e subtropicais devido às chuvas intensas, resultando em perda dos horizontes superficiais mais férteis, redução da produtividade agrícola e impactos como assoreamento, degradação ambiental e aumento dos custos de recuperação (Labrière *et al.*, 2015). As taxas de perda de solo variam amplamente entre bacias: cerca de 15 t ha⁻¹ ano⁻¹ no rio Jacaré-Guaçu, em São Paulo (Souza, 2016), e mais de 48 t ha⁻¹ ano⁻¹ na bacia da Barragem do rio Juramento, em Minas Gerais (Oliveira; Leite, 2018). Em áreas agrícolas com cultivo temporário exposto, perdas ainda maiores podem ocorrer, chegando a aproximadamente 51,6 t ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto sob cobertura florestal reduzem-se para apenas 3–4 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Marinhascki, 2016). No Paraná, as estimativas variam entre 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Souza *et al.*, 2018) e 15–20 t ha⁻¹ ano⁻¹ em áreas intensivamente manejadas (Krug, 2020), com hotspots superiores a 50–100 t ha⁻¹ ano⁻¹ em trechos de solo exposto e vias de acesso, podendo atingir valores pontuais próximos de 355 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Souza *et al.*, 2018). Essa heterogeneidade espacial evidencia a necessidade de práticas de conservação do solo, recuperação vegetal e controle em estradas e áreas críticas (Krug, 2020; Demarchi *et al.*, 2019; Xiong; Leng, 2024).

A erosão laminar não causa apenas perda de fertilidade, mas também promove o assoreamento de rios, lagos e reservatórios, reduzindo a disponibilidade hídrica e elevando os custos de dragagem (ANA, 2020). As dragagens, além de financeiramente onerosas, geram impactos ambientais significativos em

ambientes estuarinos (Paula *et al.*, 2006), incluindo alterações hidráulicas e sedimentológicas, como mudanças na circulação, na mistura da coluna d'água e aumento da turbidez (Liu *et al.*, 2010). Frequentemente ocorre a remobilização de contaminantes — entre eles metais-traço e compostos orgânicos — com efeitos diretos sobre a qualidade da água e os organismos aquáticos (Monte *et al.*, 2019; Moreira *et al.*, 2021). O soterramento e a remoção de sedimentos também afetam habitats bentônicos, causando perda de áreas de alimentação e reprodução e intensificando conflitos socioambientais associados às operações de dragagem (Castro; Almeida, 2012).

Assim, os efeitos combinados do assoreamento e das sucessivas intervenções de dragagem evidenciam a magnitude dos desafios enfrentados em sistemas estuarinos. Nesse contexto, o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no litoral do Paraná (Brasil), destaca-se como um ambiente de grande complexidade hidrodinâmica, ecológica e geoquímica. Entre 2009 e 2015, foram dragados no CEP cerca de 23,5×10⁶ m³ de sedimentos, resultando em investimentos de 365,8 milhões de reais pela Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) (Neto *et al.*, 2017).

O assoreamento na área decorre do acúmulo de sedimentos provenientes de diferentes áreas-fonte das bacias adjacentes ao CEP, gerados por processos naturais frequentemente intensificados pelo uso inadequado do solo (Rutyna *et al.*, 2021). Essa dinâmica torna-se ainda mais relevante diante da crescente pressão operacional sobre o complexo portuário, que depende da manutenção das condições de navegabilidade. Em 2022, o CEP recebeu 2.540 embarcações, número que aumentou para 2.933 em 2023; nesse ano, movimentou 65,39 milhões de toneladas de cargas e registrou receita operacional líquida de R\$ 620,96 milhões (Portos do Paraná, 2023; 2024). Esse cenário reforça a importância de compreender tanto a origem dos sedimentos quanto os processos que controlam sua produção e entrada no sistema.

Compreender esses processos é essencial para orientar ações de gestão, especialmente em sistemas sujeitos a intensa pressão logística como o CEP. Nesse contexto, ferramentas de modelagem tornam-se fundamentais para avaliar a susceptibilidade das bacias à geração de sedimentos. Avanços em modelagens computacionais, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e suas variações (RUSLE, MUSLE), têm permitido prever áreas com maior risco de perda de solo e otimizar estratégias de manejo e recuperação de áreas degradadas

(Renard *et al.*, 1997; Borrelli *et al.*, 2021; Kumar *et al.*, 2022). Esses modelos estimam a produção potencial de sedimentos, embora não considerem os fatores que controlam sua transferência e retenção ao longo das bacias hidrográficas.

A movimentação de sedimentos em bacias hidrográficas ocorre ao longo das encostas e dos canais (Bracken *et al.*, 2015). Para superar limitações dos modelos tradicionais e representar melhor o fluxo sedimentar, métricas como o Índice de Conectividade (IC) (Borselli *et al.*, 2008) têm sido empregadas para avaliar a eficiência do transporte dos materiais erodidos até a rede de drenagem. O IC se relaciona diretamente à Taxa de Entrega de Sedimentos (SDR), que quantifica a fração efetivamente entregue aos cursos d'água (Ferro; Minacapilli, 1995), permitindo estimar a produção efetiva de sedimentos (Efetivo), isto é, a porção da erosão total que alcança os exutórios (Vigiak *et al.*, 2012).

Considerando que a produção total de sedimentos difere dos volumes realmente exportados, este artigo aplica a USLE, o IC, o

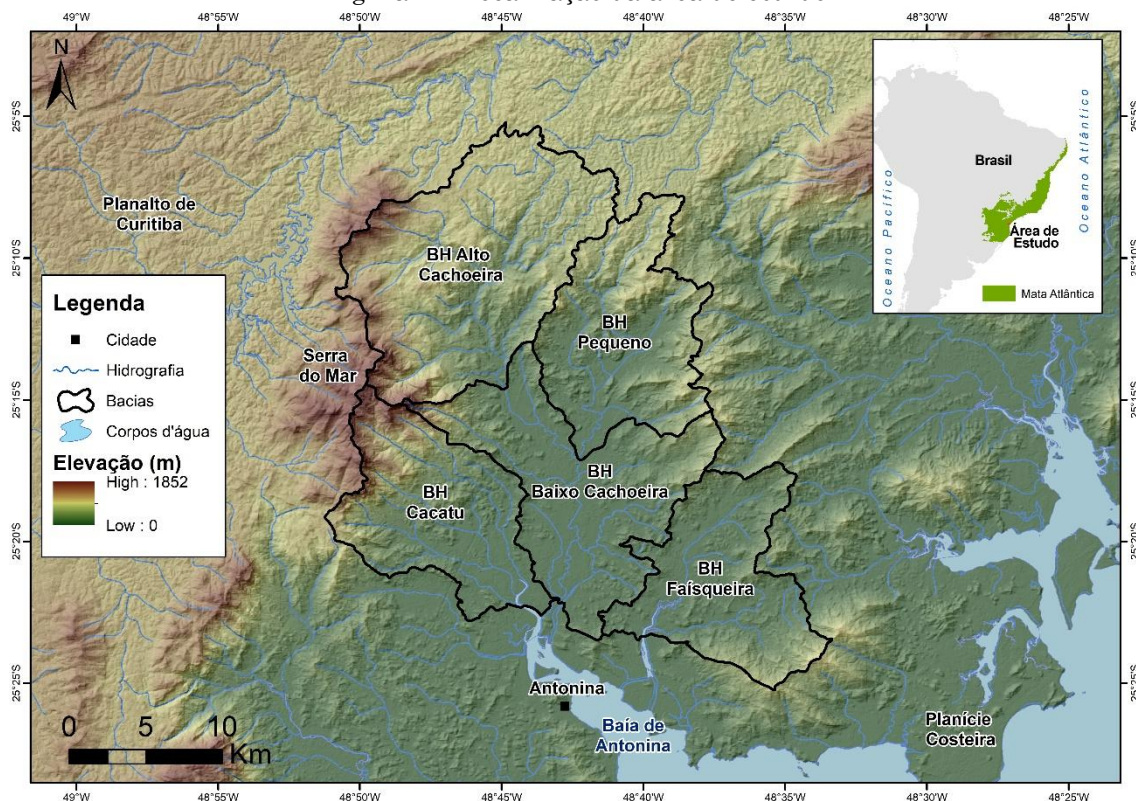
SDR e o Efetivo para identificar áreas de maior geração e exportação de sedimentos nas bacias que drenam para a baía de Antonina (PR) e discutir os fatores que intensificam esses processos na região.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo da presente pesquisa, é representada pelas bacias hidrográficas dos rios Cachoeira (alto e baixo), Pequeno, Cacatu e Faisqueira situadas no município de Antonina, estado do Paraná (Figura 1). Essas bacias são adjacentes ao CEP e fazem parte do programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. O programa foi implementado em Antonina pela empresa pública estadual Portos do Paraná, como condicionante das obras de dragagem de aprofundamento do canal de navegação, acesso e berços do porto de Paranaguá.

Figura 1 – Localização da área de estudo



Fonte: Os autores (2025).

Observa-se que as bacias hidrográficas estudadas possuem forte predominância de cobertura florestal, variando entre 88% e 95%, enquanto as áreas destinadas à agropecuária permanecem relativamente baixas, entre 4% e 11%. As áreas das bacias variam de 103 a 180 km². Em relação à declividade média, os valores

mostram variações expressivas entre as bacias: Alto Cachoeira e Cacatu apresentam as maiores declividades médias (34 e 31 %, respectivamente), enquanto Baixo Cachoeira e Faisqueira possuem os menores valores médios (18 e 20 %) (Tabela 1).

Tabela 1 – Características das bacias hidrográficas estudadas

Bacia Hidrográfica	Área (Km²)	Uso do Solo (%) *		Declividade Média (DP)
		Floresta	Agropecuária	
Alto Cachoeira	180	95	4	34,4 (23)
Baixo Cachoeira	137	88	11	18,3 (18)
Cacatu	106	95	4	31,9 (28,3)
Faisqueira	103	95	4	20,9 (17,6)
Pequeno	112	93	7	30,5 (22,2)

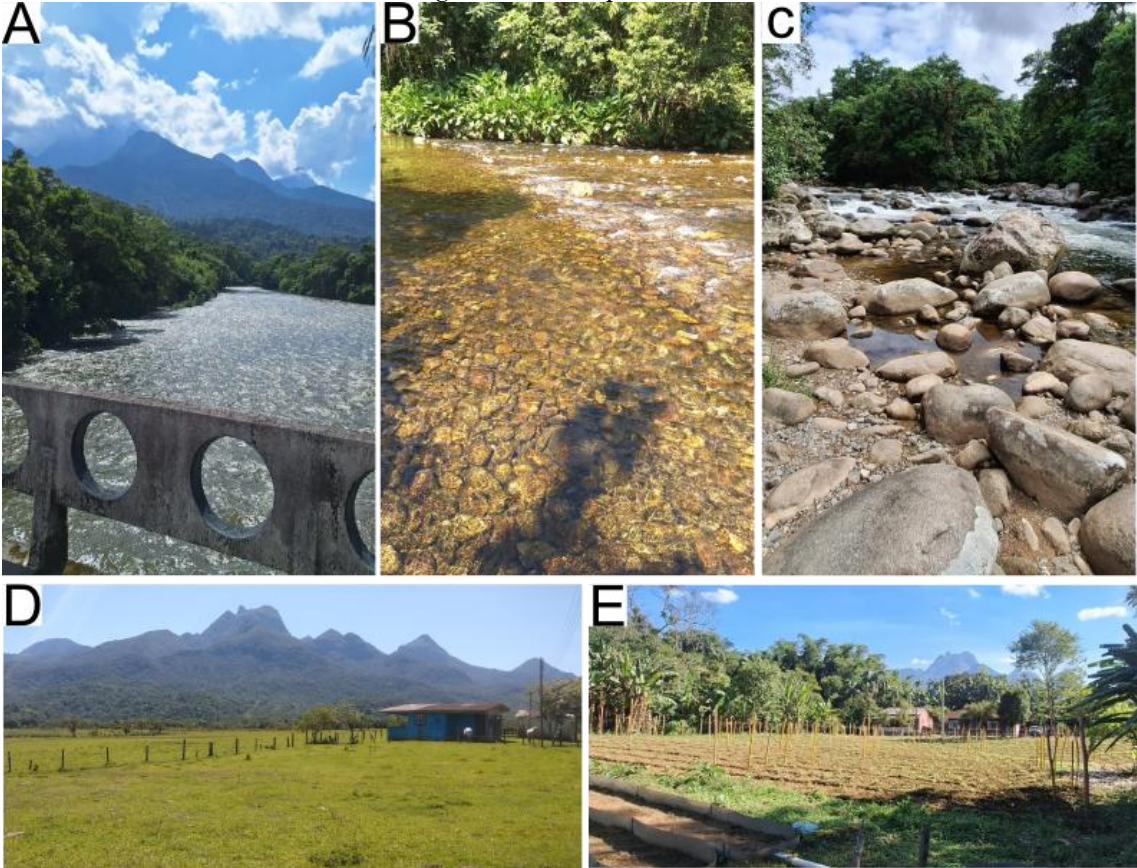
Fonte: [Souza et al., 2020](#).

A região é caracterizada pela presença de formações vegetais típicas da Floresta Atlântica, que variam desde florestas montanas e altomontanas na Serra do Mar até formações pioneiras fluviomarinhas e fluviolacustres associadas à planície costeira ([Roderjan et al., 2002](#); [LAGEAMB, 2023](#)). No município de Antonina, aproximadamente 87% do território

encontra-se recoberto por florestas ([Souza et al., 2020](#)).

Entre os usos antrópicos destaca-se a agricultura diversificada (arroz, mandioca, milho, banana, laranja, entre outros) (Figura 2), fortemente concentrada em áreas planas próximas aos rios, onde predominam solos associados a depósitos fluviais ([Ipardes, 2025](#)).

Figura 2 – Paisagens da área de estudo. A) Ponte sobre o Rio Cachoeira, baixo curso. B) Rio Pequeno; C) Rio Cachoeira, Alto Curso; D) Paisagem da planície litorânea, com a serra do Mar ao fundo. E) Área de agricultura na planície litorânea



Fonte: Os autores (2025).

A área de drenagem da baía de Antonina é dominada por rochas metamórficas de alto grau, especialmente migmatitos e gnaisses, além de complexos arqueanos e proterozóicos. Também ocorrem a Formação Guaratubinha, com diques básicos, depósitos terciários da Formação Alexandra e expressivos sedimentos holocênicos, com destaque para as aluviões (Salamuni; Rocha, 2002; Ângulo, 2004).

O clima é classificado como subtropical úmido (Cfa) nas planícies e subtropical úmido mesotérmico (Cfb) nas áreas serranas, com precipitação média anual de 2.273 mm. O verão é o período mais chuvoso, com totais mensais superiores a 300 mm, enquanto no inverno os índices não ultrapassam 150 mm (ClimateData, 2024; ITCG, 2008; Goudard; Paula, 2016).

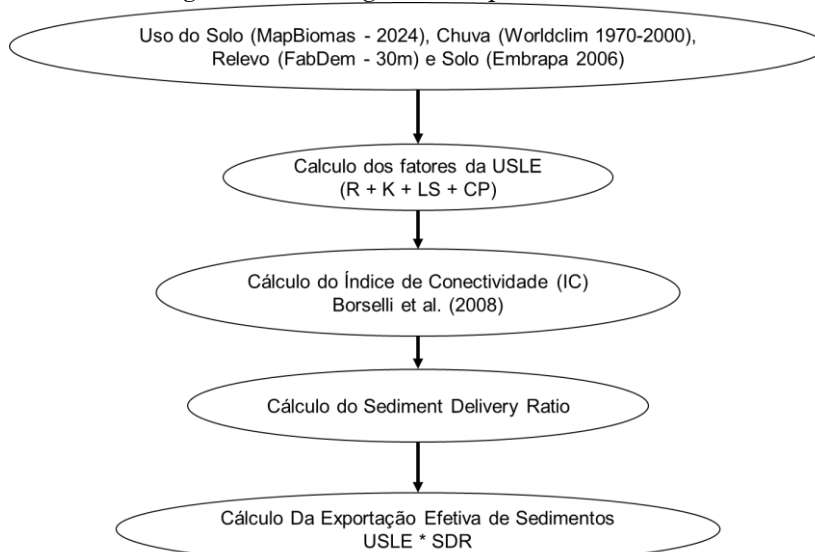
Os solos predominantes da região são Argissolos, Cambissolos Háplicos e Flúvicos, Gleissolos e Neossolos Litólicos e Flúvicos. Os Argissolos ocorrem principalmente nas porções menos acidentadas da Serra do Mar e em áreas de morros e colinas, geralmente associados a Cambissolos Háplicos. Estes, por sua vez, estão amplamente distribuídos na Serra do Mar, podendo ocorrer de forma isolada ou em associação com outras classes, sobretudo em

áreas coluviais, morros e colinas. Os Cambissolos Flúvicos (CY) concentram-se nos fundos de vale, onde podem ocorrer junto aos Gleissolos, que também predominam nesses ambientes, em geral de forma isolada. Já os Neossolos Litólicos são característicos das porções montanhosas da Serra do Mar, enquanto os Neossolos Flúvicos se desenvolvem em ambientes fluviais (Paula, 2010).

Estimativa da produção de sedimentos

A análise da produção e da conectividade de sedimentos na área de estudo foi conduzida por meio da aplicação de diferentes métodos. A perda direta de solos foi estimada com base na Equação Universal de Perda de Solos (USLE). A conectividade dos sedimentos foi avaliada a partir do Índice de Conectividade (IC). Posteriormente, buscou-se integrar esses dois aspectos por meio da Taxa de Entrega de Sedimentos (SDR), o que permitiu estimar o índice de produção efetiva de sedimentos (Efetivo) (Borselli *et al.*, 2008; Vigiak *et al.*, 2012; Cavalli *et al.*, 2013) (Figura 3).

Figura 3 – Fluxograma etapas de trabalho



Fonte: Os autores (2025).

Equação Universal de Perda de Solos

A Equação Universal de Perda de Solos (USLE) (Wischmeier; Smith, 1965; 1978) foi utilizada para estimar a erosão laminar potencial na área de estudo. A USLE permite calcular a perda média anual de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) com base em fatores climáticos, topográficos, pedológicos e de manejo (Equação 1):

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Onde A = Perda anual de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)

R = Fator erosividade da chuva ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$)

K = Fator erodibilidade do solo ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$)

L = Fator comprimento de encosta (adimensional)

S = Fator declividade (adimensional)

C = Fator cobertura e manejo do solo (adimensional)

P = Fator práticas conservacionistas (adimensional)

Erosividade da chuva - Fator R

O fator R representa o potencial erosivo das chuvas (Figura 4), integrando intensidade e duração. Foi calculado segundo a equação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), que utiliza dados mensais e anuais de precipitação (Equação 2):

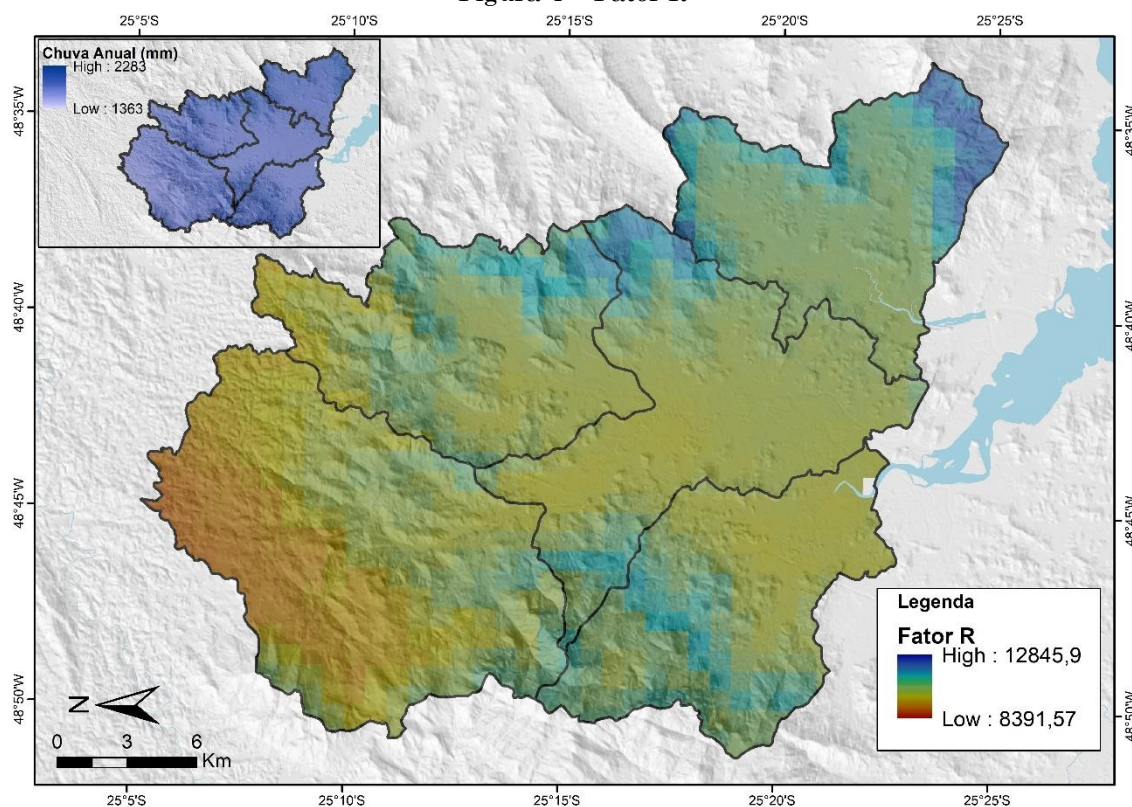
$$EI = 68,73 \left[\left(\frac{p^2}{P} \right)^{0,841} \right]$$

Onde p é a precipitação média mensal (mm)

P a precipitação média anual (mm).

Os dados foram obtidos do modelo climático WorldClim (Fick; Hijmans, 2017) com resolução espacial de 1 km (normal climatológica 1970–2000).

Figura 4 – Fator R



Fonte: Os autores (2025).

Erodibilidade do Solo - Fator K

O fator K reflete a suscetibilidade do solo à erosão (Figura 5). Esse fator pode ser determinado em laboratório ou por equações empíricas (ex.: nomograma de Wischmeier). Porém, para aplicação em áreas maiores, é comum a atribuição de valores de K para

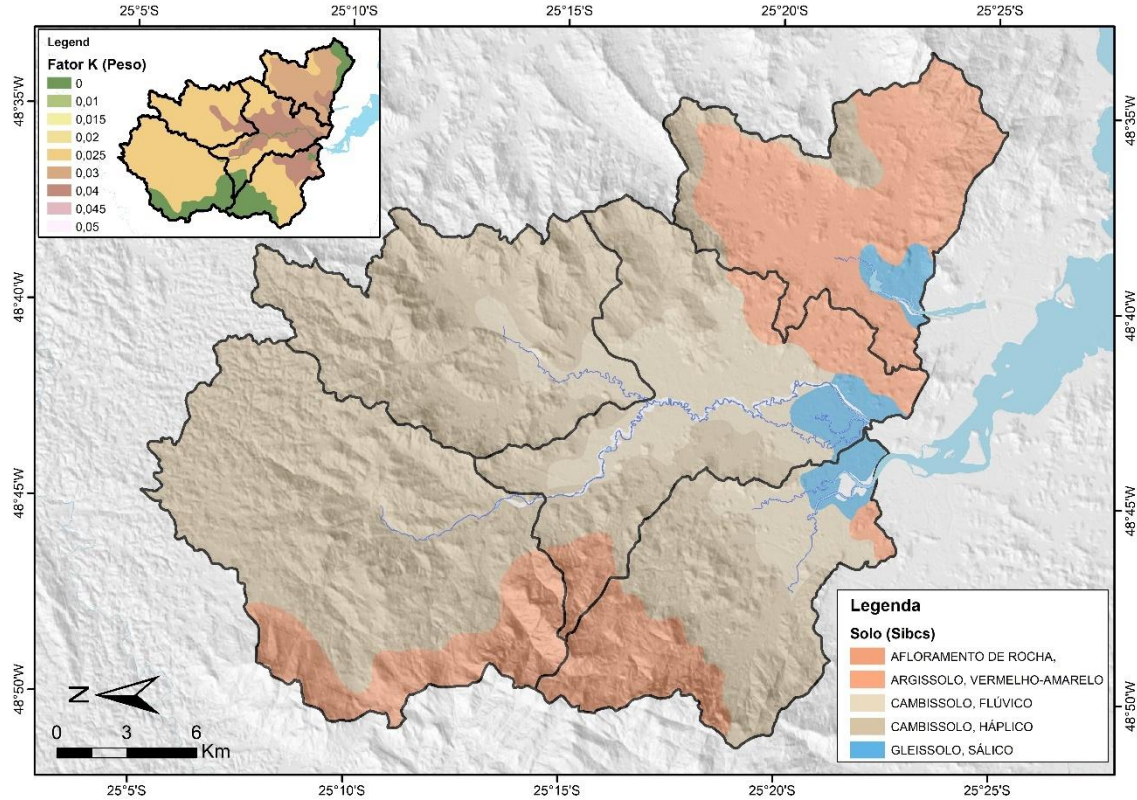
unidades mapeadas de solo, como as do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Para esse trabalho foram utilizados valores (Quadro 2) adaptados da literatura (Mello *et al.*, 2007; Coelho *et al.*, 2024). Os dados de solo utilizados foram obtidos por meio do trabalho de Bhering *et al.*, (2007) em escala 1:250.000.

Tabela 2 – Classes de solo encontrados na área e os valores de K

Classe de Solo (Santos et al., 2025)	Classe de Solo (WRB, 2022)	K estimado (t · ha · h) / (MJ · mm · ha)	Peso
Afloramento de Rocha	Rock outcrop	0,000	
Argissolo Vermelho-Amarelo	Acrisol	0,020 – 0,040	0,030
Cambissolo Háplico	Cambisol	0,020 – 0,035	0,025
Cambissolo Flúvico	Cambisol	0,030 – 0,050	0,040
Gleissolo Sáfico	Solonchaks	0,030 – 0,050	0,040

Fonte: Adaptado de Coelho *et al.*, (2024).

Figura 5 – Fator K



Fonte: Bhering *et al.*, (2007).

Comprimento x declividade das vertentes – Fator LS

O Fator LS (Figura 6), representa a influência combinada do comprimento e da inclinação da encosta nos processos erosivos. Este fator quantifica como a topografia do terreno afeta o potencial de erosão, sendo calculado através de uma relação matemática que integra características geomorfológicas ([Desmet; Govers, 1996](#)).

O modelo digital de elevação (MDE) de entrada foi disponibilizado a partir do projeto FABDEM (floresta e edifícios removidos do Copernicus DEM). O modelo foi elaborado tomando por base o MDT global Copernicus, com

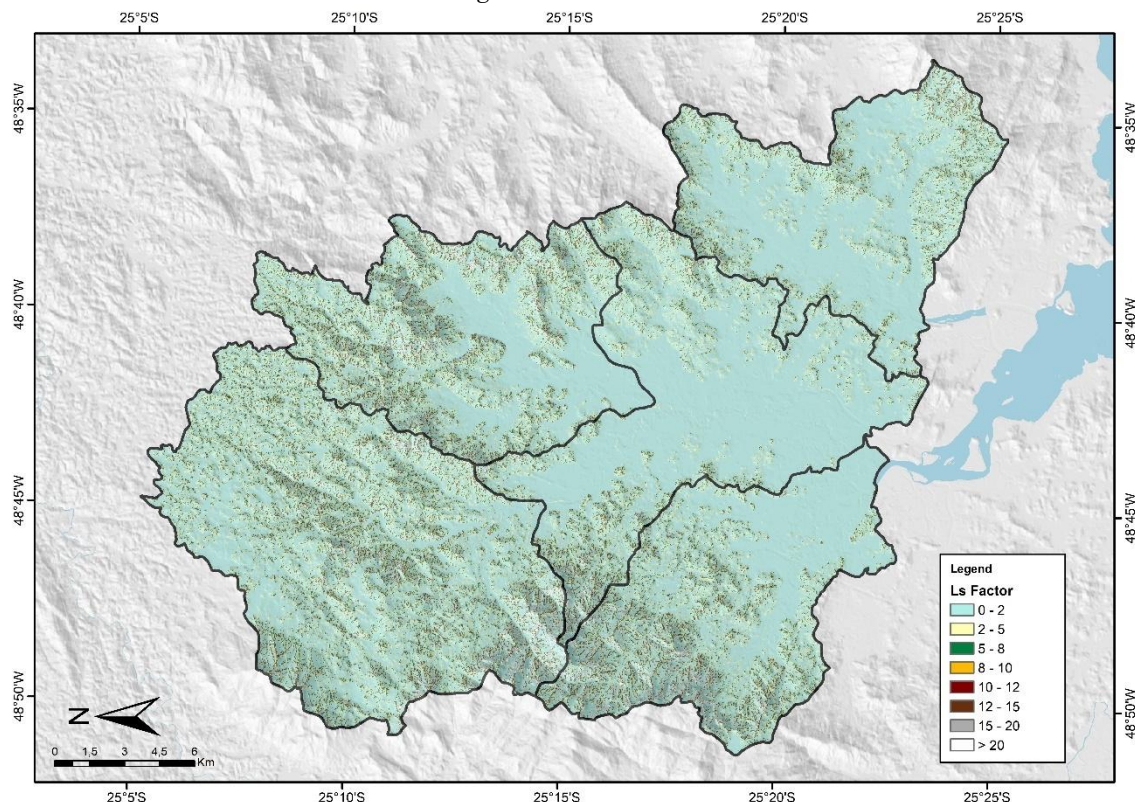
30 metros de resolução espacial. Os dados estão disponíveis com grade de 1 segundo de arco (aproximadamente 30 m no equador) para o globo ([Hawker et al., 2022](#)).

Foram utilizados os valores de referência 22.1 (metros) para comprimento e 0.09 (aproximadamente 9% de inclinação) (Equação 3).

$$LS = \left(\frac{AF * 30}{22.1} \right)^{0,6} * \left(\frac{\sin(S * 0,01745)}{0,09} \right)^{1,3}$$

Onde AF = Acumulação de fluxo
D = Declividade

Figura 6 – Fator LS



Fonte: Os autores (2025).

Uso e Prática conservacionista – Fator CP

O fator CP representa o efeito combinado do uso e manejo do solo (C) e das práticas conservacionistas (P). O fator C expressa a relação entre a perda de solo em determinada condição de cobertura e manejo agrícola e a perda em solo descoberto, funcionando como um indicador da proteção oferecida pela vegetação ou resíduos vegetais superficiais. Já o fator P está relacionado às práticas mecânicas de conservação, como plantio em contorno, terraceamento e faixas de retenção, que atuam reduzindo a velocidade do escoamento superficial da água e aumentando a sua infiltração no solo.

A multiplicação dos dois fatores resulta no valor CP, que varia de 0 a 1, sendo valores próximos a zero indicativos de maior eficiência das práticas de conservação e menor perda de solo, enquanto valores próximos a 1 refletem ausência de medidas conservacionistas.

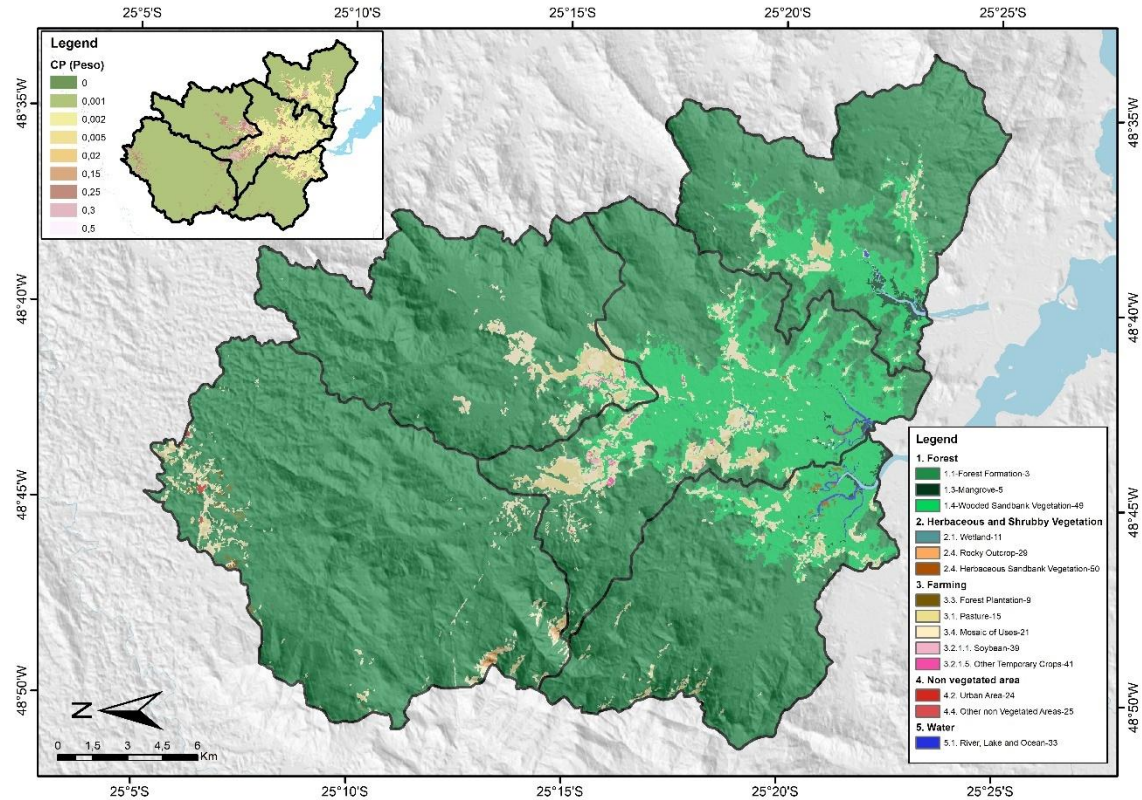
Neste estudo, o fator CP (Tabela 3 e Figura 7) foi atribuído de acordo com o uso e ocupação do solo mapeado na área de estudo para o ano de 2024 com resolução espacial de 30 metros (Souza *et al.*, 2020), considerando parâmetros recomendados na literatura para condições semelhantes (Miqueloni *et al.*, 2012; Souza; Gasparetto, 2012).

Tabela 3 – Classes de Uso e Cobertura da terra e os valores de CP

Código	Classe de Uso e Cobertura da Terra	C	P*	CP (C × P)	CP Final
1.1	Formação Florestal	0,001 – 0,01	1,0	0,001 – 0,01	0,001
1.3	Mangue	0,001	1,0	0,001	0,001
1.4	Floresta Alagável	0,002	1,0	0,002	0,002
2.1	Campo Alagado e Área Pantanosa	0,005	1,0	0,005	0,005
2.4	Afloramento Rochoso	0,000 – 0,001	1,0	~0,001	0
2.5	Restinga Herbácea	0,02	1,0	0,02	0,02
3.1	Pastagem	0,05 – 0,30	1,0	0,05 – 0,30	0,30
3.2.1.1	Soja (sem práticas conservacionistas)	0,20 – 0,30	1,0	0,20 – 0,30	0,30
3.2.1.5	Outras Lavouras Temporárias	0,25 – 0,35	1,0	0,25 – 0,35	0,30
3.3	Silvicultura	0,10 – 0,20	1,0	0,10 – 0,20	0,15
3.4	Mosaico de Usos	0,15 – 0,30	1,0	0,15 – 0,30	0,25
4.2	Área Urbanizada	0,00 – 0,05	1,0	0,00 – 0,05	0
4.4	Outras Áreas não vegetadas	0,30 – 1,00	1,0	0,30 – 1,00	0,5
5.1	Rio, Lago e Oceano	0,00	1,0	0,00	0

Fonte: Elaborado pelos autores (2025). *P não foi calculado.

Figura 7 – Fator CP



Fonte: Souza *et al.*, (2020).

Índice de conectividade (IC)

Como a USLE calcula a perda de solo em nível de célula nas matrizes utilizadas, fez-se necessária a adoção de índices complementares para caracterizar a dinâmica da conectividade dos sedimentos na área de estudo. Nesse sentido, aplicou-se o Índice de Conectividade (IC) (Borselli *et al.*, 2008; Cavalli *et al.*, 2013), com o objetivo de estimar a eficiência de transferência dos sedimentos das encostas para os canais de drenagem (Equação 4).

$$IC = \log_{10} [D_{up}/D_{dn}]$$

Onde D_{up} (potencial de aporte) é relacionado à área de contribuição e declividade média da encosta.

D_{dn} (resistência / distância ao canal) é caminho mais curto até a drenagem, ponderado pela declividade e uso/cobertura do solo.

Para o cálculo do potencial de aporte - D_{up} foi utilizada a equação 5:

$$D_{up} = \sum (A_i \tan(\theta_i))$$

Onde A_i = área de contribuição acumulada na célula.

θ_i = declividade da célula.

Para o cálculo da variável distância do canal - D_{dn} foi utilizada a equação 6:

$$D_{dn} = \sum \left(\frac{d_i}{\tan(\theta_i) C_i} \right)$$

Onde d_i = distância até o canal.

C_i = fator de cobertura do solo (derivado do mapa de uso e ocupação).

Taxa de Entrega de Sedimentos (SDR) e Índice Efetivo de Produção de Sedimentos (Eefetivo).

A exportação efetiva de sedimentos da bacia hidrográfica foi estimada pela integração da Equação Universal de Perda de Solo (USLE/RUSLE/EUPS) com a Taxa de Entrega de Sedimentos (SDR). O SDR representa a fração do solo erodido que efetivamente atinge a rede de drenagem, sendo condicionado pela conectividade existente entre as drenagens (Borselli *et al.*, 2008; Vigiak *et al.*, 2012).

Para estimar o SDR de forma espacialmente distribuída, adotou-se uma função logística em que o Índice de Conectividade (IC) atua como variável explicativa, conforme implementado em modelos recentes de conectividade hidrossedimentológica (Cavalli *et al.*, 2013; López-Vicente *et al.*, 2013; Sharp *et al.*, 2020) (Equação 7):

$$SDR = \frac{1}{1 + e^{(a+b \times ic)}}$$

Onde **a** corresponde ao intercepto da função logística

b ao coeficiente angular que controla a inclinação da curva. Valores de referência para **a** e **b** foram propostos por Vigiak *et al.* (2012) a partir de calibrações em bacias experimentais da Europa, sendo $a \approx -0,56$ e $b \approx 0,17$. No entanto, tais parâmetros podem ser ajustados de acordo com a realidade local de cada estudo.

A exportação efetiva de sedimentos (Eefetivo) corresponde ao volume de material que, é transferido da vertente para o sistema de drenagem. Para sua estimativa, considera-se o produto entre a perda potencial de solo, calculada pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE), e o fator de entrega de sedimentos (SDR) (Equação 8):

$$Eefetivo = USLE \times SDR$$

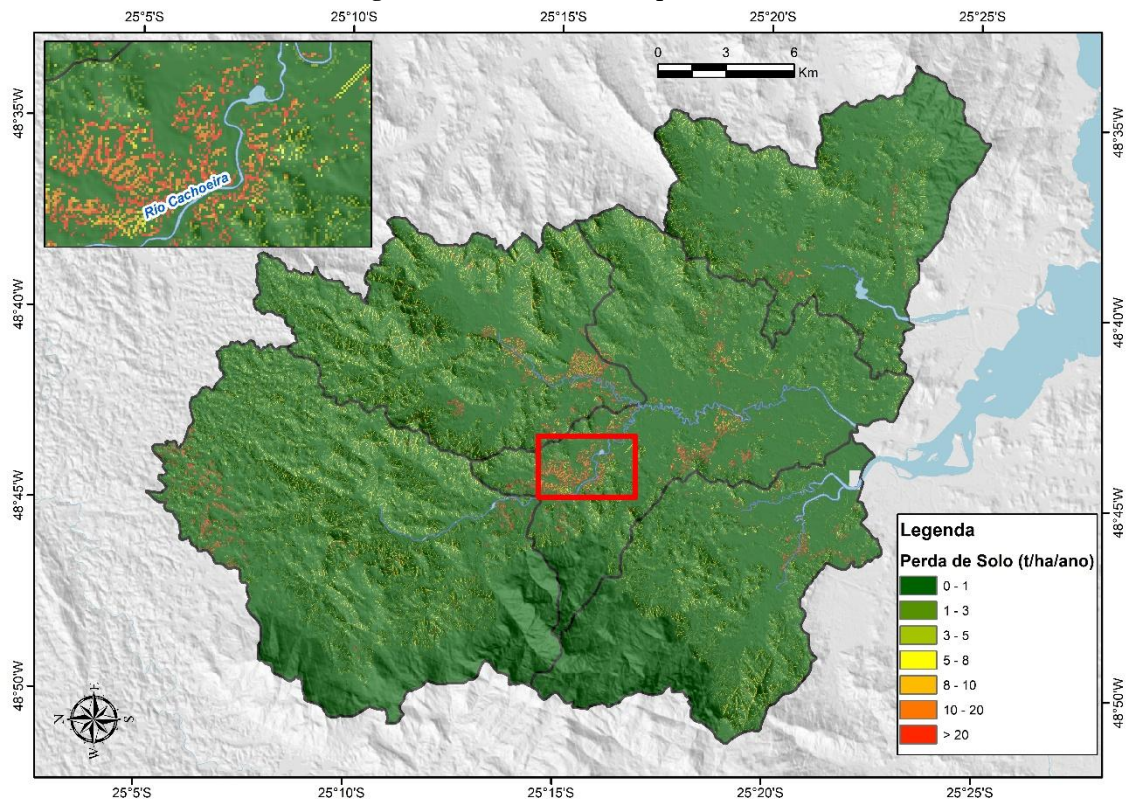
RESULTADOS

Perda de solo pela USLE

As áreas com maior predisposição a perda de solo estão localizadas nos ambientes com maior intervenção antrópica (Figura 8). Na distribuição por bacias hidrográficas, a maior concentração de valores altos para a região se dá na bacia do Baixo Cachoeira. Trechos com produção significativa de sedimentos também são encontrados nas bacias do rio Pequeno e do Alto Cachoeira.

A média de produção de sedimentos é de 1,44 t ha⁻¹ ano⁻¹ na bacia do rio Faisqueira, 2,32 t ha⁻¹ ano⁻¹ no rio Pequeno, 2,85 t ha⁻¹ ano⁻¹ no Alto Cachoeira, 1,29 t ha⁻¹ ano⁻¹ no Cacatu e 3,11 t ha⁻¹ ano⁻¹ no Baixo Cachoeira.

Figura 8 – Perda de Solo pela USLE



Fonte: Os autores (2025).

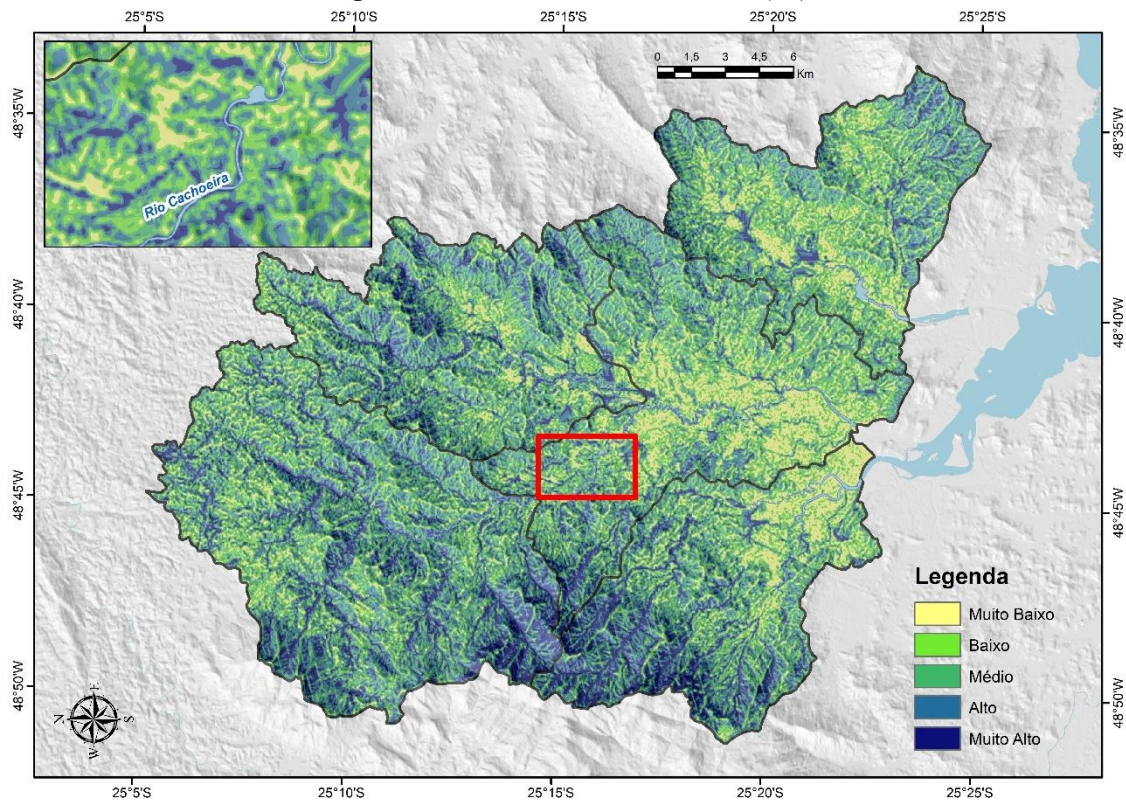
Índice de conectividade

Os valores do Índice de Conectividade (IC) refletem a capacidade de transferência de sedimentos das vertentes até a rede de drenagem, sendo controlados principalmente pela declividade, proximidade aos canais e densidade da cobertura de vegetação (Figura 9).

Observa-se que as áreas de interflúvio e setores mais suavizados do relevo apresentam,

em sua maioria, índices muito baixos a médios, o que indica maior potencial de retenção de sedimentos antes que estes alcancem a rede de drenagem. Em contrapartida, valores altos e muito altos de conectividade concentram-se nas vertentes mais declivosas (acima de 15%) e ao longo da rede hidrográfica principal e secundária, destacando-se como corredores preferenciais de transporte de material até os cursos d'água.

Figura 9 – Índice de Conectividade (IC)



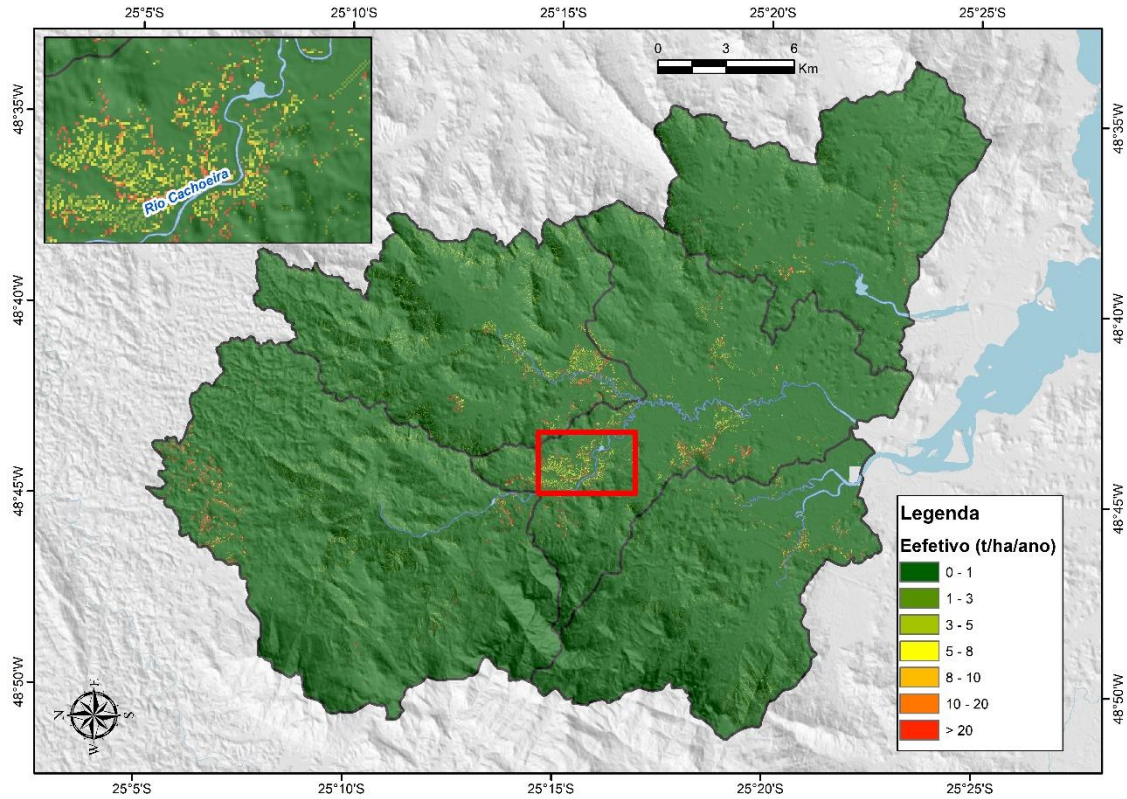
Fonte: Os autores (2025).

Índice de exportação efetiva de sedimentos (Efetivo)

O índice efetivo de exportação de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) da área de estudo (Figura 10), permite estimar a variabilidade espacial da perda de solo que efetivamente atinge a rede de drenagem. Observa-se que a maior parte da área é caracterizada por apresentar baixos valores de exportação de sedimentos ($<1\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), o que indica relativa estabilidade e menor risco de

aporte de sedimentos aos cursos d'água. Entretanto, existem setores, especialmente nas áreas adjacentes as zonas das áreas agrícolas e ao longo do rio Cachoeira (detalhado na figura), com exportação de sedimentos superior a $10\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Esses setores configuram áreas críticas, atuando como *hotspots* de degradação do solo e de elevada geração potencial de sedimentos.

Figura 10 – Perda de solo pelo Eefetivo



Fonte: Os autores (2025).

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam que a USLE tende a superestimar as taxas de solo (Benavidez *et al.*, 2018; Alewell *et al.*, 2019; Meinen; Robinson, 2021), ao passo que a sua integração com o IC e o SDR pode mitigar essa limitação (Tabela 4), proporcionando padrões espaciais mais próximos da realidade, em comparação com os dados disponíveis (Souza *et al.*, 2025).

Essa variação é consistente com estudos realizados em ambientes tropicais e temperados (Borselli *et al.*, 2008; Vigiak *et al.*, 2012). As áreas com maior produção de sedimentos em setores de alta conectividade reforça a influência do uso da terra na dinâmica hidrossedimentológica. Porém, a associação entre altitudes mais baixas, uso agrícola e maiores perdas de solo na região da baía de Antonina destaca a vulnerabilidade do ambiente.

Tabela 4 – Comparação das perdas de solo estimadas pela USLE e pelo Eefetivo nas bacias hidrográficas que drenam para a Baía de Antonina

Bacia Hidrográfica	Perda média USLE (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Perda média Eefetivo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Redução (%)
Rio Faisqueira	1,44	0,41	71,52
Rio Pequeno	2,32	0,66	71,55
Alto Cachoeira	2,85	0,83	70,87
Rio Cacatu	1,29	0,36	72,09
Baixo Cachoeira	3,11	0,88	71,70
Total	2,02	0,62	71,54

Fonte: Os autores (2025).

Os resultados obtidos apontam perdas médias anuais de solo variando entre 1,29 e 3,11 t há⁻¹ ano⁻¹ pela USLE, e entre 0,36 e 0,88 t há⁻¹ ano⁻¹ para o Eefetivo, correspondendo a reduções superiores a 70% quando se considera o efeito da conectividade de drenagem. Esses valores se situam dentro da faixa reportada em outras bacias hidrográficas inseridas na Mata Atlântica (Fernandes *et al.*, 2014) ainda que apresentem magnitude relativamente elevada quando comparados a áreas sob maior preservação florestal.

De modo semelhante, na bacia hidrográfica do ribeirão Posses (Extrema-MG), onde há intensa implementação de programas de restauração ambiental, a produção específica de sedimentos foi estimada por meio de parcelas experimentais, o resultado foi de entre 0,01 e 0,05 t há⁻¹ ano⁻¹, indicando baixa exportação de material (Gomes *et al.*, 2017). Em contraste, em bacias do município de Macaé (RJ), caracterizadas por distintos percentuais de cobertura de Mata Atlântica, a produção de sedimentos monitorada no exutório das bacias variou de 0,11 a 0,46 t há⁻¹ ano⁻¹, enquanto a USLE estimou valores de até 5,24 t há⁻¹ ano⁻¹, evidenciando a tendência do método de modelagem em superestimar as perdas potenciais quando comparados às cargas efetivamente monitoradas (Fernandes *et al.*, 2014).

Em escala continental na União Europeia, estimou-se que apenas cerca de 15% da erosão bruta prevista alcança os cursos d'água, enquanto o restante permanece retido ou depositado na paisagem (JRC, 2018). Esse padrão é recorrente internacionalmente: em bacias com conectividade limitada, a exportação efetiva tende a representar apenas uma fração da erosão potencial. No Rift Etíope, a aplicação da RUSLE indicou erosão entre 10 e 20 t há⁻¹ ano⁻¹, mas somente 21% desse material chegou à rede de drenagem (Alemayehu *et al.*, 2025). Em bacias montanhosas no Mediterrâneo, medições indicam elevada variabilidade hidrossedimentológica e forte influência da conectividade da bacia na entrega de sedimentos (Francke *et al.*, 2018). No sul da Itália, modelo estimou a erosão do solo com base na Erosividade das chuvas, o sedimento efetivamente transportado ao exutório apresentou valores substancialmente menores, mostrando que boa parte do material permanece retida ou depositada internamente na bacia (Diodato *et al.*, 2024).

Os valores obtidos aqui obtidos, especialmente pelo modelo Eefetivo (entre 0,4 e 0,8 t há⁻¹ ano⁻¹), aproximam-se mais dos patamares relatados em bacias hidrográficas

com cobertura parcial de vegetação (Fernandes *et al.*, 2014), mas permanecem superiores aos registrados em áreas sob cobertura florestal contínua (Gomes *et al.*, 2017).

Essa diferença evidencia a influência do uso e cobertura do solo sobre a exportação de sedimentos, ao mesmo tempo, ressalta a importância de incorporar a conectividade de rede de drenagem nas estimativas. A comparação entre USLE e Eefetivo demonstrou redução significativa das taxas de perda de solo quando o fator de conectividade foi considerado, resultando em valores mais condizentes com a realidade observada em outros estudos na Mata Atlântica.

Embora tenham sido empregados métodos distintos, a comparação entre os resultados obtidos neste estudo e as estimativas apresentadas por Rutyna *et al.*, (2021), baseadas no método proposto por Crepani *et al.*, (2001), evidencia correspondência na magnitude da produção de sedimentos nas bacias hidrográficas que drenam para a Baía de Antonina (PR).

Pela aplicação da USLE, as perdas médias de solo variaram entre 1,29 e 3,11 t há⁻¹ ano⁻¹, representando a erosão potencial, isto é, o solo efetivamente produzido nas encostas, independentemente de alcançar ou não a foz. Ao incorporar parâmetros de conectividade e a taxa de entrega de sedimentos (SDR), estimou-se a fração desse material que efetivamente é exportada ao longo do sistema. Com isso, o índice de exportação efetiva (Eefetivo) indicou reduções de cerca de 70 a 72% nos valores originalmente estimados, resultando em exportações médias entre 0,36 e 0,88 t há⁻¹ ano⁻¹, sem implicar diminuição da produção de sedimentos na origem, mas sim refletindo os processos de retenção e desconectividade ao longo da paisagem.

Esses valores aproximam-se das estimativas apresentadas por Rutyna *et al.*, (2021), que, ao avaliar as mesmas bacias hidrográficas por meio da integração de atributos morfoedológicos, uso da terra e índices morfométricos, obtiveram taxas médias de produção entre 0,42 e 0,88 t há⁻¹ ano⁻¹. A semelhança entre os resultados reforça a consistência do índice Eefetivo em representar a exportação real de sedimentos, atenuando a tendência de superestimação inerente à aplicação isolada da USLE (Benavidez *et al.*, 2018; Alewell *et al.*, 2019; Meinen; Robinson, 2021).

Na área da baía de Antonina, o uso do solo se mostrou como sendo o principal fator de produção de sedimentos, esses dados se assemelham com outros biomas brasileiros.

Embora não constitua foco deste estudo, é relevante mencionar que a Usina Hidrelétrica Governador Pedro Viriato Parigot de Souza, inaugurada em 1971, promoveu a transposição parcial das águas do rio Capivari para o rio Cachoeira, aumentando em cerca de 33% sua vazão média anual (Soares; Santos, 2009). Esse acréscimo de descarga modificou o balanço hidrogeomorfológico da bacia hidrográfica e potencializou a exportação de sedimentos ao sistema costeiro, contribuindo para o assoreamento da baía de Antonina.

Exemplos de diferentes biomas ajudam a ilustrar a influência do uso e ocupação da terra sobre a dinâmica sedimentar. No Cerrado, o uso agrícola intensivo aumenta a exportação de sedimentos (Oliveira; Leite, 2018; Magalhães *et al.*, 2023), padrão semelhante ao observado nas bacias hidrográficas do baixo Cachoeira e Pequeno (Tabela 4 e Figura 9). Na Amazônia, o desmatamento para pastagens eleva a conectividade hidrossedimentológica (Barbosa; Fearnside, 2000), enquanto na Mata Atlântica o manejo inadequado em relevo declivoso intensifica a erosão (Panachuki *et al.*, 2011). Assim, apesar das particularidades regionais, os padrões de interação entre relevo, uso da terra e conectividade se repetem, reforçando a relevância de metodologias integradas como a proposta.

Do ponto de vista geomorfológico, áreas de maior declividade tendem a ser mais suscetíveis à produção de sedimentos. No entanto, na área de estudo esses setores encontram-se predominantemente recobertos por vegetação densa, que atua como barreira ao desenvolvimento dos processos erosivos. Além disso, sua maior distância em relação às planícies dos principais cursos d'água limita a

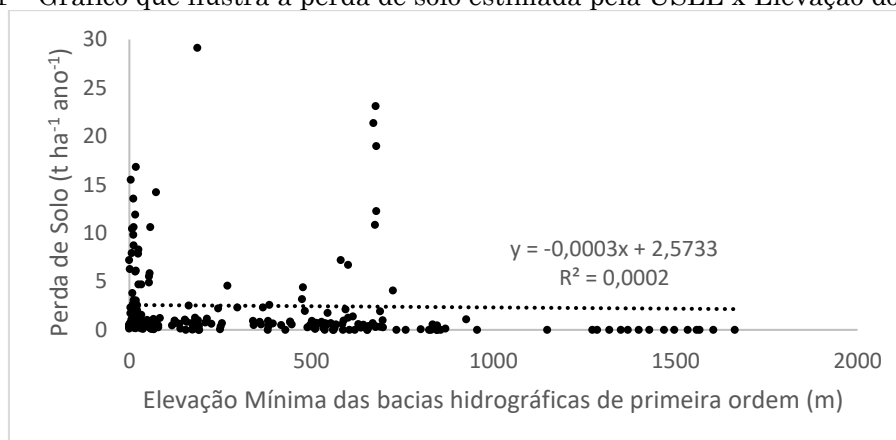
efetiva transferência de material (Paula *et al.*, 2010). A aplicação do índice de produção efetiva de sedimentos (Efetivo) confirma esse padrão, indicando que os sedimentos potencialmente gerados nesses ambientes não alcançam, em grande parte, os canais principais.

Para ilustrar essa tendência, a Figura 11 apresenta a relação entre a elevação mínima das bacias hidrográficas de primeira ordem (m) e a perda de solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$). A distribuição dos pontos revela que a altitude das bacias de primeira ordem não explica de forma relevante a variação das taxas de erosão estimadas, o baixo valor de R^2 evidencia ausência de correlação significativa entre a elevação mínima e a perda de solo.

Observa-se que a maioria das bacias hidrográficas com perdas significativas ($> 10\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) está associada a elevações inferiores a 400 m. Em contrapartida, em altitudes superiores a 600 m, os valores de perda de solo tornam-se esparsos e tendem a concentrar-se em níveis muito baixos, próximos de zero. Esse padrão indica que as áreas mais baixas, situadas nas proximidades das planícies fluviais e da Baía de Antonina, onde se concentram as atividades agrícolas, são mais suscetíveis à ocorrência de elevadas taxas de perda de solo.

Por outro lado, as bacias localizadas em regiões de maior altitude, geralmente associadas a cobertura florestal mais preservada e a menor pressão antrópica, apresentam valores mínimos de perda de solo, independentemente das condições topográficas locais. Esse contraste reforça o papel determinante do uso e cobertura da terra no controle da erosão, em detrimento da influência altimétrica isolada.

Figura 11 – Gráfico que ilustra a perda de solo estimada pela USLE x Elevação dos exutórios



Fonte: Os autores (2025).

Quando os dados estimados são comparados com valores mensurados em campo (Souza *et al.*, 2025) verifica-se a forte relação entre o uso do solo e a produção de sedimentos, mostrando que áreas de solo exposto apresentam as maiores perdas (0,035 t ha⁻¹ ano⁻¹), valor cerca de 25 vezes superior ao registrado em áreas de floresta nativa (0,0014 t ha⁻¹ ano⁻¹).

Os sistemas de agricultura convencional (0,0064 t ha⁻¹ ano⁻¹) e agroflorestal (0,0065 t ha⁻¹

ano⁻¹) apresentam valores intermediários, significativamente mais baixos que o solo exposto, mas ainda acima da condição de floresta nativa. Esses resultados indicam que, a cobertura florestal atua como a forma mais eficiente de proteção contra a erosão, e reforçam que mesmo os valores mais altos medidos em campo (0,035 t ha⁻¹ ano⁻¹ para o solo exposto) ainda são inferiores aos valores estimados, seja por meio da USLE e até mesmo do Eefetivo (Tabela 5).

Tabela 5 – Comparação das perdas de solo estimadas pela USLE e pelo Eefetivo nas bacias hidrográficas que drenam para a Baía de Antonina

Uso	Sedimento (g/parcela/ano) 2024*	Sedimento (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Sistema	6,49	0,00649
Agroflorestal		
Floresta Nativa	1,41	0,00141
Agricultura	6,41	0,00641
Solo exposto	35,03	0,03503

*parcelas com 10 m²
Fonte: Souza *et al.*, (2025).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados mostram que a aplicação isolada da USLE superestima substancialmente a perda de solo quando comparada às estimativas obtidas pela integração com o Índice de Conectividade (IC) e o Sediment Delivery Ratio (SDR). A inclusão desses parâmetros reduziu em cerca de 70% os valores de erosão potencial, indicando que a maior parte do material mobilizado é retida nas vertentes antes de alcançar os cursos d’água. Essa evidência demonstra, de forma direta, a importância de considerar a conectividade hidrossedimentológica para representar com maior precisão a exportação real de sedimentos.

A análise espacial identificou que as maiores taxas de perda de solo se concentram em áreas de baixa altitude e uso agrícola intensivo, especialmente em planícies aluviais, enquanto regiões de maior altitude e cobertas por floresta nativa apresentam perdas mínimas. Assim, o estudo fornece uma leitura espacial detalhada dos setores mais vulneráveis, contribuindo para o entendimento dos controles geomorfológicos e antrópicos sobre a dinâmica erosiva.

Os produtos gerados, especialmente os mapas de IC e de Eefetivo, configuram ferramentas aplicáveis ao planejamento ambiental, permitindo a identificação de áreas críticas e orientando a alocação de ações prioritárias de manejo. A partir desses resultados, recomenda-se a adoção de práticas

como plantio direto, sistemas agroflorestais, manutenção de matas ciliares e o ordenamento do uso agrícola em setores de alta conectividade, medidas que podem reduzir significativamente o aporte de sedimentos aos corpos hídricos.

Por fim, a metodologia demonstrou ser robusta, integrável a dados de fácil acesso e replicável em bacias tropicais úmidas. O trabalho contribui diretamente para o avanço das análises de erosão e conectividade sedimentar, oferecendo subsídios técnicos para políticas públicas de gestão hídrica, conservação de solos e mitigação do assoreamento em ambientes sensíveis.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) pelo financiamento do projeto Avaliação de perdas de solo e produção de sedimentos por erosão hídrica em parcelas experimentais.

FINACIAMENTO

O artigo deriva do projeto: Avaliação de perdas de solo e produção de sedimentos por erosão hídrica em parcelas experimentais, financiado pela Administração dos Portos de Paranaguá e

Antonina (APPA), processo SEI N: 23075.062530/2021-14.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2020**. Brasília: ANA, 2020. 118 p., il. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acerv/o/detalhe/87742. Acesso em: 20 nov. 2025.
- ALEMAYEHU, S.; GETAHUN, E.; JOTHIMANI, M. Spatial and temporal analysis of soil erosion and sediment yield in the shafe watershed, main ethiopian rift region: integrating RUSLE model, GIS, and remote sensing techniques. **Discover Sustainability**, v. 6, n. 584, 2025. <https://doi.org/10.1007/s43621-025-01427-y>
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- ANGULO, R. J. Mapa do Cenozóico do litoral do Estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**. Curitiba, v. 55, p. 25-42, 2004. <https://doi.org/10.5380/geo.v55i0.4281>
- BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6059-6086, 2018. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>
- BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Erosão do solo na Amazônia: Estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 30, n. 4, p. 601-601, 2000. <https://doi.org/10.1590/1809-43922000304613>
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012.
- BHERING, S. B.; DOS SANTOS, H. G.; MANZATTO, C. V.; BOGNOLA, I. A.; FASOLO, P. J., DE CARVALHO, A. P.; CURCIO, G. R. Mapa de solos do estado do Paraná. 2007.
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- BORRELLI, P.; ALEWELL, C.; ALVAREZ, P.; ANACHE, J. A. A.; BAARTMAN, J.; BALLABIO, C.; PANAGOS, P. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. **Science of the Total Environment**, v. 780, n. 146494, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>
- BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 268-277, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
- BRACKEN, L. J.; TURNBULL, L.; WAINWRIGHT, J.; BOGAART, P. Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, p. 177-188, 2015. <https://doi.org/10.1002/esp.3635>
- BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of geographical information systems**. Oxford: Oxford University Press, 1998.
- CASTRO, S. M.; ALMEIDA, J. R. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. **Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 3, p. 519-534, 2012. <https://doi.org/10.1590/S19824513201200030011>
- CAVALLI, M.; TREVISANI, S.; COMITI, F.; MARCHI, L. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. **Geomorphology**, v. 188, p. 31-41, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.05.007>
- CLIMATE-DATA. Antonina Climate (Brazil). 2024. Disponível em: <https://en.climate-data.org/southamerica/brazil/parana/antonina-28608/>. Acesso em: 20 nov. 2025.
- COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; AMARAL, A. J. do; VASQUES, G. M.; BACA, J. F. M.; DART, R. de O.; PEDREIRA, J. P. das N. C. **Erodibilidade dos solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 38, 2024.
- COLMAN, C. B.; GARCIA, K. M. P.; PEREIRA, R. B.; SHINMA, E. A.; LIMA, F. E.; GOMES, A. O.; OLIVEIRA, P. T. S. Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, 2018. <https://doi.org/10.1590/23180331.231820170178>
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S.; AZEVEDO, L.C.; DUARTE, V.; HERNANDEZ, P.;

- FLORENZANO, T.; BARBOSA, C. Sensoriamento Remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento Ecológico-Econômico e ao ordenamento territorial. INPE, São José dos Campos, São Paulo, 2001. Disponível em: <http://sap.ccst.inpe.br/artigos/CrepaneEtAl.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2025.
- DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L.) Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. **RAEGA - O Espaço Geográfico Em Análise**, v. 46, n. 1, p. 110–131, 2019. <https://doi.org/10.5380/raega.v46i1.56746>
- DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A.; LI, H. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 3, n. 1, p. 1-25, 2010. [10.3965/j.issn.1934-6344.2010.01.0-0](https://doi.org/10.3965/j.issn.1934-6344.2010.01.0-0)
- DESMET, P. J.; GOVERS, G.A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n.5, p. 427-433, 1996. <https://doi.org/10.1080/00224561.1996.12457102>
- DIODATO, N.; BORRELLI, P.; GÓMARA, I. Sediment loss modelling framework for the Bradano River Basin, southern Italy, 1950–2020. **Theoretical and Applied Climatology** v. 155, p. 829–843, 2024. <https://doi.org/10.1007/s00704-023-04662-3>
- EUROPEAN COMMISSION. Joint Research Centre (JRC). **Net erosion and sediment transport using WaTEM/SEDEM (for EU)**. 2018. Dataset. Disponível em: <http://data.europa.eu/89h/jrc-esdac-111>. Acesso em: 25 nov. 2025.
- FERNANDES, M.M.; CEDDIA, M. B.; RAMOS, G. M.; GASPAR, A.; MOURA, M. R. Influence of land use on water quality of watershed Glória Ma-aé - RJ. **Engenharia Ambiental** (UNIPINHAL. Impresso), v. 8, p. 105, 2011.
- FERNANDES, M. M.; CARVALHO, D. F.; CEDDIA, M. B.; FRANCELINO, M. R. Valoração ambiental do efeito externo da erosão em duas sub-bacias com diferentes percentuais de mata atlântica. **Bioscience Journal**, (Online), v. 30, n. 2, p. 411-420, 2014. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/17989>. Acesso em: 25 nov. 2025.
- FERRO, V.; MINACAPILLI, M. Sediment delivery processes at basin scale. **Hydrological Sciences Journal**, v. 40, n. 6, p. 703-717, 1995. <https://doi.org/10.1080/02626669509491460>
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n.12, p. 4302-4315, 2017. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- FRANCKE, T.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; SOMMERER, E.; LOPEZ-TARAZON, J. A.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Water and sediment fluxes in Mediterranean mountainous regions: Comprehensive dataset for hydro-sedimentological analyses and modelling in a mesoscale catchment (River Isábena, NE Spain). **Earth System Science Data**, v. 10, n. 2, p. 1063-1075, 2018. <https://doi.org/10.5194/essd-10-1063-2018>
- GARCÍA-RUIZ, J. M.; BEGUERÍA, S.; NADAL-ROMERO, E.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C.; LANA-RENAULT, N.; SANJUÁN, Y. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. **Geomorphology**, v. 239, p. 160-173, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>
- GOUDARD, G.; PAULA, E.V. O clima do litoral do Paraná: variabilidades, mudanças climáticas, tendências e desafios. In: BOAS PRÁTICAS DE ADAPTAÇÃO: Antonina – Paraná. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2016. p. 13–27.
- GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C.; FIGUEIREDO, R. de O.; TOSTO, S. G. **Perdas de água e de sedimentos em uma topossequência sob as coberturas de pastagem e de mata nativa na sub-bacia do ribeirão das posses, município de Extrema/MG**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2017. Embrapa Monitoramento por Satélite. Comunicado Técnico, 41. ISSN 1415-2118. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1085465>. Acesso em: 25 nov. 2025.
- HAWKER, L.; UHE, P.; PAULO, L.; SOSA, J.; SAVAGE, J.; SAMPSON, C.; NEAL, JFA 30 m global map of elevation with forests and buildings removed. **Environmental Research Letters**, v. 17, n.2, 2022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4d4f>
- IPARDES. Paraná Institute for Economic and Social Development. **Paraná Agriculture**, 2025, Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Agropecuaria-Paranaense>. Acesso em: 20 nov. 2025.
- INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOLOGIA – ITCG. **Mapa de Climas do Estado do Paraná: clima segundo classificação de Köppen**. Curitiba: ITCG, 2008. PDF. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-

- 07/mapa_climas_a3.pdf. Acesso em: 20 nov. 2025.
- KOPITTKKE, P. M.; HARPER, S. M.; ASIO, L. G.; ASIO, V. B.; BATALON, J. T.; BATUIGAS, A. M. T.; GONAZAGA, J. R. A. B.; GONZAGA, N. R.; GUZMÁN, M. T. L. de; LUMANAO, D. J. M.; MCKENNA, B. A.; SOYON, G. B.; VERGARA, J. R. M.; SANCHEZ, P. B. Soil degradation: An integrated model of the causes and drivers. **International Soil and Water Conservation Research**, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2025.07.010>
- KRUG, E. T. S. (2020). **Estimativa de perda de solo por erosão laminar em função de suas características e diferentes níveis de precipitação**. 2020. Dissertação (Mestrado em tecnologias computacionais para o Agronegócio) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2020.
- KUMAR, M.; SAHU, A. P.; SAHOO, N.; DASH, S. S.; RAUL, S. K.; PANIGRAHI, B. Global-scale application of the RUSLE model: a comprehensive review. **Hydrological Sciences Journal**, v. 67, n. 5, 2022. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.2020277>
- LABRIÈRE, N.; LOCATELLI, B.; LAUMONIER, Y.; FREYCON, V.; BERNOUX, M. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 203, p. 127-139, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.027>
- LAGEAMB – LABORATÓRIO DE GEOPROCESSAMENTO E ESTUDOS AMBIENTAIS. **Mapeamento da cobertura vegetal e uso da terra no litoral do Paraná**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2023.
- LIU, G.-F.; ZHANG, Z.-Y.; LIU, H.-Q.; ZHONG, J.-C.; YAN, S.-H.; FAN, C.-X. Effects of sediment dredging on benthos community structure and water quality in Zhushan Bay. **Huan Jing Ke Xue**, v. 31, n. 11, p. 2645–2651, nov. 2010.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Rainfall erosivity: Its distribution and relationship with soil loss at Campinas, state of São Paulo, Brazil. **Bragantia**, v. 51, p. 189-196, 1992. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>
- LÓPEZ-VICENTE, M.; POESEN, J.; NAVAS, A.; GASPAS, L. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. **Catena**, v. 102, p. 62-73, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.001>
- MAGALHÃES, W. D. A.; AMORIM, R. S. S.; HUNTER, M. O. H.; BOCUTI, E. D.; DI LORETO DI RAIMO, L. A.; DA SILVA, W. M.; DE ABREU, D. C. Using the GeoWEPP Model to Predict Water Erosion in Micro-Watersheds in the Brazilian Cerrado. **Sustainability**, v. 15, n. 6, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15064711>.
- MARINHESKI, V. Aspectos sobre a erosão pluvial em usos agropecuários. **Revista ESPACIOS**, v. 37, n. 5, 2016.
- MEINEN, B. U.; ROBINSON, D. T. Agricultural erosion modelling: Evaluating USLE and WEPP field-scale erosion estimates using UAV time-series data. **Environmental Modelling & Software**, v. 137, n. 104962, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104962>.
- MELLO, C. R. D.; SÁ, M. A. C. D.; CURI, N.; MELLO, J. M. D.; VIOLA, M. R.; SILVA, A. M. D. Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 537-545, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000400012>
- MIQUELONI, D. P.; BUENO, C. R. P.; FERRAUDO, A. S. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1358-1367, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900021>
- MONTE, C. N. do N.; RODRIGUES, A. P. C.; FREITAS, A. R.; FREIRE, A. S.; SANTELLI, R. E.; BRAZ, B. F.; MACHADO, W. Dredging impact on trace metal behavior in a polluted estuary: a discussion about sampling design. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 67, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592019022706701>
- MOREIRA, L. B.; CASTRO, Í. B.; FILLMANN, G.; PERES, T. F.; BELMINO, I. K. C.; SASAKI, S. T.; TANIGUCHI, S.; BÍGECO, M. C.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; COSTA-LOTUFO, L. V.; ABESSA, D. M. S. Dredging impacts on the toxicity and development of sediment quality values in a semi-arid region (Ceará state, NE Brazil). **Environmental Research**, v. 193, p. 110525, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110525>
- MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. Oxford: Blackwell, 2005.
- NETO, J. A. S.; DE SOUZA, M. C.; TRZASKOS, B.; JOSÉ, R. Possibilidade de aproveitamento dos sedimentos de dragagem do porto de Paranaguá. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v.8, n. 2, p. 55-61, 2017. <https://doi.org/10.5380/abequa.v8i2.54333>
- OLIVEIRA, W. F.; LEITE, M. E. Perda de solo por erosão hídrica em bacia hidrográfica: o caso

- da área de drenagem da barragem do rio Juramento, no norte do estado de Minas Gerais. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 19, n.67, p. 16-37, 2018. <https://doi.org/10.14393/RCG196702>
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S. D.; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1777-1786, 2011. <https://doi.org/10.1590/S010006832011000500032>
- PAULA, E. V. D.; CUNICO, C.; BOLDRINI, E. B. Controle do assoreamento e dos contaminantes por meio da gestão de bacias hidrográficas para o planejamento das dragagens portuárias na Baía de Antonina/Paraná/Brasil. **RA'EGA: O espaço geográfico em análise**. Curitiba, v. 12, p. 195-210, 2006. <https://doi.org/10.5380/raega.v12i0.4545>
- PAULA, E. V.; SANTOS, L. J. C.; UBER, J. A. Análise da suscetibilidade geopedológica à produção de sedimentos na área de drenagem da Baía de Antonina/PR. **Revista de Geografia**, v. 2, p. 134-147, 2010.
- PIERZYNSKI, G. M.; VANCE, G. F.; SIMS, J. T. **Soils and environmental quality**. CRC press, 2005. <https://doi.org/10.1201/b12786>
- PIMENTEL, D.; HARVEY, C., RESOSUDARMO, P., SINCLAIR, K., KURZ, D., MCNAIR, M., BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995. [10.1126/science.267.5201.1117](https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117)
- POESEN, J. Soil erosion in the anthropocene: research needs. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, n. 1, p. 64-84, 2018. <https://doi.org/10.1002/esp.4250>
- PORTOS DO PARANÁ. **Relatório Anual de Administração e Demonstrações Financeiras 2023**. Paranaguá: Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina, 2024. Disponível em: <https://www.portosdoparana.pr.gov.br/>. Acesso em: 20 nov. 2025.
- PROSDOCIMI, M.; JORDÁN, A.; TAROLLI, P.; KEESSTRA, S.; NOVARA, A.; CERDÀ, A. The immediate effectiveness of barley straw mulch in reducing soil erodibility and surface runoff generation in Mediterranean vineyards. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 323-330, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.076>
- QUINTON, J. N.; FIENER, P. Soil erosion on arable land: An unresolved global environmental threat. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 48, n. 1, p.136-161, 2023. <https://doi.org/10.1177/03091333231216595>
- RENARD, K. G. **Predicting soil erosion by water**: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Agricultural Research Service. 1997.
- RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente**. Santa Maria, n. 24. p. 75-92, 2002.
- RUTYNA, B. B.; SOARES, C. R.; WROBLEWSKI, C. A.; PAULA, E.V. Assoreamento nas baías de Antonina e de Paranaguá – PR: análise integrada das áreas fontes de sedimentação e obras de dragagem. **Revista Brasileira De Geografia Física**, n. 14, v. 2, p. 676–693, 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p676-693>
- SALAMUNI, R.; ROCHA, A. L. **Geologia da região do rio Cachoeira**. Antonina/PR. Relatório inédito. Curitiba, 2002.
- SANTOS, H. G. DOS; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. DOS; OLIVEIRA, V. A. DE; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. DE; ARAUJO FILHO, J. C. DE; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B. DE; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa,393p, 2025.
- SHARP, R.; DOUGLASS, J.; WOLNY, S.; ARKEMA, K.; BERNHARDT, J.; BIERBOWER, W. I. InVEST 3.12.0. User's guide. The natural capital project.2020. Disponível em: storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html. Acesso em: 20 nov. 2025.
- SOARES, A.Q.; SANTOS, L. J. C. Análise hidrogeomorfológica da bacia do rio Cachoeira: subsídio para avaliação do impacto da usina governador Parigot de Souza – Antonina, PR. **Revista Geografar**, 2009. <https://doi.org/10.5380/geografar.v0i0.14330>
- SOUZA, V.; GASPARETTO, N. V. L. Aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) na bacia do córrego Pinhalzinho Segundo, noroeste do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n .3, 2012. <https://doi.org/10.20502/rbg.v13i3.191>
- SOUZA, V. **Análise multitemporal das perdas de solo por erosão laminar e do regime de vazão fluvial na bacia do rio Jacaré-Guaçu (SP)**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia,

- Letras e Ciências Humanas, University of São Paulo, São Paulo, 2016. <https://doi.org/10.11606/T.8.2016.tde-20122016-142409>.
- SOUZA, F. A.; SILVA, L. A.; LIMA, R. R. **Estimativa da perda de solo na bacia hidrográfica do Paraná III**. Repositório UTFPR, Ponta Grossa, 2018. Disponível em: <https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/35625/1/perdasolobaciahidrografica.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2025.
- SOUZA JR, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, n. 12, v. 17, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- SOUZA, R. M.; OLIVEIRA, T.; OLIVEIRA, J. G.; DE; BORGES NETO, I. O.; SANTOS, L. J. C. **Avaliação da produção de sedimentos por erosão hídrica em parcelas de erosão localizadas no município de Antonina/PR**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA – SINAGEO, 2025, Natal. **Anais [...]**. Natal: UFRN, 2025.
- VIGIAK, O.; BORSELLI, L.; NEWHAM, L. T. H., MCINNES, J.; ROBERTS, A. M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, n. 138, v. 1, p. 74-88, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation** (No. 282). Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 1965.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning** (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.
- IUSS WORKING GROUP WRB. World Reference Base for Soil Resources: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4. ed. Vienna: International Union of Soil Sciences (IUSS), 2022.XIONG, M., LENG, G). Global soil water erosion responses to climate and land use changes. **Catena**, v. 241, n. 108043, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108043>
- ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. **Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review**. In: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (eds) Sustainable Agriculture. Springer, Dordrecht. 2009. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_48

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

José Guilherme de Oliveira: Conceitualização, curadoria de dados, análise de dados, pesquisa, metodologia, desenvolvimento, implementação e teste de software, validação de dados e experimentos, design da apresentação de dados, redação do manuscrito original, Redação - revisão e edição.

Leonardo José Cordeiro Santos: Conceitualização, recebimento de financiamento, supervisão, administração do projeto, redação - revisão e edição.

Rodrigo Marcos de Souza: Administração do projeto, redação - revisão e edição.

Inocencio de Oliveira Borges Neto: análise de dados, pesquisa, redação - revisão e edição.

Eduardo Vedor de Paula: redação - revisão e edição.

Jaqueline Dittrich: recebimento de financiamento, Administração do projeto, redação - revisão e edição.

EDITOR ASSOCIADO: Silvio Carlos Rodrigues. 

DISPONIBILIDADE DE DADOS: Os dados que fundamentam os resultados deste estudo poderão ser disponibilizados pelo autor correspondente, mediante solicitação devidamente justificada. [José Guilherme de Oliveira].



Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons, que permite o uso irrestrito, distribuição e reprodução em qualquer meio, desde que o trabalho original seja devidamente citado.