

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE (CCTS)
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS (PPGPUR)

**Impactos das Mudanças no Uso e Cobertura do Solo na Produção e Exportação de
Sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**

VINÍCIUS RAINER BONIOLO

Sorocaba - São Paulo

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE (CCTS)

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS (PPGPUR)

**Impactos das Mudanças no Uso e Cobertura do Solo na Produção e Exportação de
Sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**

VINÍCIUS RAINER BONIOLO

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e
Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR).

Orientação: Profa. Dra. Kaline de Mello
Coorientação: Prof. Dr. Alexandre Camargo
Martensen

Sorocaba - São Paulo

2025

Boniolo, Vinícius Rainer

Impactos das mudanças no uso e cobertura do solo na
produção e exportação de sedimentos na Bacia
Hidrográfica do Alto Paranapanema / Vinícius Rainer
Boniolo -- 2025.
128f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São
Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Kaline de Mello
Banca Examinadora: Alexandre Uezu, Roberta Aversa
Valente Botezelli Tolini
Bibliografia

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Processos erosivos. 3.
Bacia hidrográfica . I. Boniolo, Vinícius Rainer. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Vinicius Rainer Boniolo, realizada em 24/04/2025.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Kaline de Mello (UFSCar)

Prof. Dr. Alexandre Uezu (IPE)

Profa. Dra. Roberta Averno Valente Botezelli Tolini (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Dedicatória

*À memória de Antonia dos Santos
Boniolo, Antonio Mauro Boniolo e Rosani de
Fátima Mafeis de Jesus.*

Agradecimentos

Gostaria de agradecer aos meus orientadores, Kaline de Mello e Alexandre Camargo Martensen, pela paciência, dedicação e presença durante todo o desenvolvimento deste trabalho. Ter contado com o apoio de vocês foi fundamental para que tudo isso se tornasse possível.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), projeto jovem pesquisador “Governing the Atlantic Forest transition: Improving our knowledge on forest recovery for ecosystem services” – Código de Financiamento 18/20501-8.

Em especial, quero agradecer aos companheiros de laboratório, Alexandre Peressin, Danielle Melo, Julio Cesar, Thiago Timo e Victoria Ferrari, pelas longas conversas, pelas risadas, pelas noites viradas de trabalho e pelos churrascos e confraternizações que marcaram a vida diurna, e também noturna, dessa trajetória. Foram nesses momentos de parceria e amizade que a pesquisa também ganhou afeto e pertencimento.

Ao Mario Gabriel, por ter estado comigo nas estradas do Alto Paranapanema (mesmo dormindo boa parte do tempo), somando mais de 16 mil quilômetros percorridos para encontrar locais adequados para a instalação dos equipamentos e coletar os dados. Sem dúvida, um parceiro indispensável nessa jornada de campo.

Ao Emanuel, por ter emprestado o jeep e se jogado comigo na missão de instalar equipamentos em plena floresta.

Ao Leonardo Miguel, pelos toques e aprendizados em modelagem, que fizeram toda a diferença nesse processo.

Ao camarada Jorge Pantoja (mesmo sendo flamenguista), por ser um parceiro de reflexões e troca de ideias ao longo do caminho, sempre com disposição para o debate e o incentivo.

A todos os trabalhadores e trabalhadoras da Universidade Federal de São Carlos, em especial do Campus Lagoa do Sino, onde comecei minha caminhada acadêmica e vivi grande parte dessa jornada, meu agradecimento pelo compromisso de todos os dias com o

funcionamento da universidade. Às companheiras dos cafés, das conversas e das risadas nos intervalos, e a todos os colaboradores do campus, minha gratidão por tornarem esse ambiente mais leve, acolhedor e humano.

Aos meus familiares e amigos, que estiveram comigo em cada passo, meu agradecimento do fundo do coração pela presença, pelo carinho e pelo companheirismo em todos os momentos.

E à minha companheira, Sarah Mafeis de Jesus, por todo o amor, paciência e apoio incondicional ao longo dessa jornada. Obrigado por estar ao meu lado nos momentos difíceis, e por tornar tudo mais leve com tua escuta, tua calma e teu cuidado.

RESUMO

As alterações no uso e cobertura do solo configuraram-se como importantes vetores de degradação ambiental em bacias hidrográficas, intensificando os processos erosivos e comprometendo a provisão de serviços ecossistêmicos reguladores da quantidade e qualidade da água. Esta dissertação teve como objetivo avaliar os impactos dessas mudanças na produção e exportação de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA), no estado de São Paulo, por meio da modelagem multitemporal com base em quatro décadas (1987, 1997, 2007 e 2017), da análise dos padrões espaciais associados aos diferentes usos do solo, da simulação de cenários de restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e práticas conservacionistas, e da validação dos dados modelados com medições diretas em campo. O trabalho foi estruturado em três capítulos integrados: uma revisão teórica, uma modelagem multitemporal e uma avaliação aplicada em microbacias com diferentes matrizes de uso do solo. O Capítulo 1 consistiu em uma revisão de literatura voltada à compreensão das relações entre uso do solo, processos erosivos e estratégias de gestão ambiental em bacias hidrográficas. Nesta revisão foram discutidos os principais fatores naturais e antrópicos que impulsionam a degradação do solo, com destaque para o papel da vegetação na contenção da erosão. O capítulo também apresenta uma análise crítica dos principais modelos de estimativa de erosão e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas, incluindo modelos empíricos (como RUSLE) e modelos semi-empíricos/semi-distribuídos (como MUSLE, SWAT, AnnAGNPS e SDR-InVEST), justificando a adoção do modelo SDR-InVEST nesta pesquisa. No Capítulo 2, o modelo foi aplicado para estimar a produção e exportação de sedimentos na BH-ALPA em 1987, 1997, 2007 e 2017, com base em dados de uso do solo da plataforma MapBiomass. Os resultados indicaram aumento expressivo da exportação de sedimentos nas últimas décadas, associado à intensificação e conversão de paisagens para a agricultura. A modelagem também permitiu testar cenários de restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e adoção de práticas conservacionistas. O Capítulo 3 aprofundou a análise da influência do uso e cobertura do solo sobre a qualidade da água em quatro sub-bacias com diferentes matrizes de paisagem: agrícola, pastagem e floresta. Foram coletados dados de vazão e parâmetros físico-químicos da água ao longo de sete campanhas, complementados por análises estatísticas descritivas, correlacionais e multivariadas. Os resultados evidenciaram padrões distintos entre os tipos de uso e cobertura do solo, com maior estabilidade nas áreas florestais e maior variabilidade nas áreas de uso agropecuário intensivo. De forma geral, a pesquisa reforça a importância de integrar estratégias de conservação do solo ao planejamento territorial em bacias hidrográficas. Práticas conservacionistas, restauração de áreas degradadas e proteção de APPs se mostram fundamentais para conter a exportação de sedimentos e garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; erosão; modelagem espacial; qualidade da água; práticas conservacionistas.

ABSTRACT

Changes in land use and land cover are important drivers of environmental degradation in watershed areas, intensifying erosive processes and compromising the provision of ecosystem services that regulate water quantity and quality. This dissertation aimed to assess the impacts of such changes on sediment production and export in the Upper Paranapanema River Basin (BH-ALPA), located in the state of São Paulo, through multitemporal modeling based on four decades (1987, 1997, 2007, and 2017), spatial pattern analysis associated with different land use types, simulation of scenarios involving the restoration of Permanent Preservation Areas (APPs) and soil conservation practices, and validation of the modeled data with direct field measurements. The work was structured into three integrated chapters: a theoretical review, multitemporal modeling, and an applied evaluation in micro-watersheds with different land use matrices. Chapter 1 consisted of a literature review aimed at understanding the relationships between land use, erosive processes, and environmental management strategies in watersheds. This review discussed the main natural and anthropogenic factors driving soil degradation, with emphasis on the role of vegetation in controlling erosion. It also presented a critical analysis of the main models used to estimate erosion and sediment transport in watersheds, including empirical models (such as RUSLE) and semi-empirical/semi-distributed models (such as MUSLE, SWAT, AnnAGNPS, and SDR-InVEST), justifying the adoption of the SDR-InVEST model in this research. In Chapter 2, the model was applied to estimate sediment production and export in BH-ALPA for the years 1987, 1997, 2007, and 2017, based on land use data from the MapBiomass platform. The results indicated a significant increase in sediment export over recent decades, associated with the intensification and conversion of landscapes for agriculture. The modeling also made it possible to test scenarios of APP restoration and the implementation of conservation practices. Chapter 3 deepened the analysis of the influence of land use and land cover on water quality in four sub-watersheds with different landscape matrices: agriculture, pasture, and forest. Flow and physicochemical parameters of the water were collected over seven sampling campaigns and analyzed through descriptive, correlational, and multivariate statistical methods. The results revealed distinct patterns among land use types, with greater stability in forested areas and higher variability in intensively managed agricultural landscapes. Overall, the research highlights the importance of integrating soil conservation strategies into territorial planning in watersheds. Conservation practices, restoration of degraded areas, and the protection of APPs are shown to be essential for reducing sediment export and ensuring the maintenance of ecosystem services.

Keywords: ecosystem services; erosion; spatial modeling; water quality; conservation practices.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	9
Referências Bibliográficas	12
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. Mudanças no uso e cobertura do solo e impactos nos processos erosivos	15
2.2. Processos erosivos e modelagem de produção e transporte de sedimentos.....	17
2.3. Gestão de bacias hidrográficas para a regulação dos processos erosivos.....	21
3. IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA NA PRODUÇÃO E EXPORTAÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA DO ALTO PARANAPANEMA	29
RESUMO	29
ABSTRACT	30
3.1. Introdução	31
3.2. Material e Métodos	33
3.2.1. Área de Estudo	33
3.2.2. Modelagem de produção e exportação de sedimentos.....	36
3.2.3. Modelo de perdas anuais do solo	37
3.2.4. Modelo de exportação de sedimentos	38
3.2.5. Dados de entrada do modelo.....	39
3.2.5.1. Mapas de uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema: 1987, 1997, 2007 e 2017.....	39
3.2.5.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)	41
3.2.5.3. Limites da bacia hidrográfica.....	42
3.2.5.4. Fator de manejo de cobertura do solo (fator_c) e Fator de prática de suporte (fator_p) -Tabela Biofísica.....	42
3.2.5.5. Dados pluviométricos	43
3.2.5.6. Índice de erosividade da chuva (R).....	44
3.2.5.7. Erodibilidade do solo (K).....	46
3.2.5.8. Parâmetros de Calibração	46
3.2.5.9. Modelagem de cenários de restauração de APPs e de práticas conservacionistas	48
3.3. Resultados.....	50
3.3.1. Dinâmica da Produção de Sedimentos.....	50
3.3.2. Dinâmica de exportação de Sedimentos	52
3.3.3. Evolução da Produção de Sedimentos por cenário	53
3.3.4. Variação nas Taxas dos Processos Erosivos em Diferentes Cenários	54
3.3.5. Exportação de sedimentos por cenário	55
3.4. Discussão.....	56
3.5. Conclusão.....	62
Referências Bibliográficas	62
4. INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA EM SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS	87

RESUMO	87
ABSTRACT	88
4.1. Introdução	89
4.2. Material e Métodos	90
4.2.1. Área de Estudo	90
4.2.2. Delimitação das microbacias	92
4.2.3. Nível de água	93
4.2.4. Vazão	93
4.2.5. Qualidade da Água.....	93
4.2.6. Análises estatísticas	94
4.3. Resultados	95
4.4. Discussão	101
4.5. Conclusão.....	104
Referências Bibliográficas.....	105
ANEXOS.....	110

1. INTRODUÇÃO GERAL

A conversão de habitats naturais em antrópicos e a intensificação da agropecuária são amplamente reconhecidas como as principais causas da simplificação de paisagens (Foley *et al.*, 2005; Potapov *et al.* 2021). Essas transformações provocam impactos como a perda de habitat essencial para a biodiversidade (Diaz *et al.*, 2019), e o comprometimento da provisão de serviços ecossistêmicos (SE), como por exemplo, os relacionados à regulação da qualidade e quantidade de água (Brauman, 2015), e ao controle dos processos erosivos (Zhang *et al.*, 2025), serviços indispensáveis à saúde ambiental e humana (Pereira *et al.*, 2018; Van de Bosch; Sang, 2017). O aumento da produção de sedimentos, causado pela mobilização de partículas do solo, está diretamente ligado à redução da cobertura arbórea resultante do desmatamento (Bendito; Chaves; Scariot, 2023; Branco *et al.*, 2024), somada ao manejo inadequado das áreas ocupadas, e a falta de práticas conservacionistas do uso solo (Abebe; Sewart, 2014). Essa mobilização, além de contribuir para a perda de nutrientes e de áreas agricultáveis (Weslati; Serbaji, 2024), permite o deslocamento dessas partículas até corpos hídricos (Borrelli *et al.*, 2017, Romshoo *et al.*, 2021). o que compromete a funcionalidade ecológica e a capacidade de suporte dos ecossistemas aquáticos, uma vez que provoca o assoreamento e a redução da qualidade dos recursos hídricos (Wu *et al.*, 2008; Issaka; Ashraf, 2017), impactando também a capacidade de armazenamento de reservatórios (Aga; Melesse; Chane, 2018) e a geração de energia (Aneseyee *et al.*, 2020).

Além disso, esses impactos são exacerbados pelas mudanças climáticas, que têm alterado a intensidade e a distribuição espacial e temporal das chuvas, resultando em eventos de precipitação extrema mais frequentes e intensos (IPCC, 2022). Esses eventos amplificam os processos erosivos (Belay; Mengistu, 2021) e aceleram a exportação de sedimentos para os corpos hídricos (Van Metre; Horowitz, 2013; Borrelli *et al.*, 2020). Chuvas intensas e períodos prolongados de seca aumentam a vulnerabilidade dos solos, comprometendo sua estabilidade e reduzindo a disponibilidade hídrica (Riquetti *et al.*, 2023). Xiong e Leng (2024) projetam que a erosão hídrica continuará a se intensificar ao longo das próximas décadas, com as mudanças no uso e cobertura do solo sendo o principal fator de degradação até 2050, quando as mudanças climáticas passarão a desempenhar um papel ainda mais determinante nesse processo. Sendo assim, a combinação entre extremos climáticos e alterações antrópicas no uso e cobertura do solo agrava ainda mais a produção de sedimentos, ampliando os impactos sobre os sistemas

aquáticos e desafiando a gestão sustentável dos recursos hídricos (Panagos *et al.*, 2015; Hipt *et al.*, 2019).

Diante desse cenário, as mudanças no uso e cobertura do solo comprometem a oferta de SE ligados à conservação de solos e da água, serviços essenciais para o equilíbrio ecológico, a segurança hídrica e o desenvolvimento econômico sustentável (Araújo; Güntner, 2006; Zhang *et al.*, 2022). Cerca de 75 bilhões de toneladas de solo são perdidas anualmente em áreas agrícolas ao redor do mundo, acarretando prejuízos significativos na ordem de US\$ 400 bilhões por ano (Borrelli *et al.*, 2017; FAO, 2017). Estima-se que as perdas de solo resultantes de processos erosivos em áreas ocupadas por culturas agrícolas e pastagens no Brasil totalizam aproximadamente 822,7 milhões de toneladas anuais, gerando prejuízos significativos, incluindo redução da produtividade agrícola, custos com reposição de nutrientes e perdas nas safras, representando um impacto econômico expressivo (Batista *et al.*, 2019).

Nesse contexto, a Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA, UGRHI-14 do Estado de São Paulo) se destaca como um exemplo emblemático, do que ocorre no restante dos trópicos. Desde a década de 80, a BH-ALPA passou por mudanças significativas no uso do solo, associadas à redução da vegetação nativa, e a conversão de áreas de pastagem e agrícolas de baixa intensificação em agricultura e silvicultura bastante intensificadas (Melo, 2019). Os recursos hídricos foram amplamente impactados em função da forte expansão da agricultura, especialmente da agricultura irrigada (Santos *et al.*, 2023). Com o aumento dos sistemas de irrigação, especialmente os pivôs centrais, também cresceu o número de reservatórios e barramentos na bacia, visando garantir o armazenamento e a disponibilidade hídrica para as atividades agrícolas (Bertoli, 2021). No entanto, em diversas partes do mundo, a expansão desses sistemas de irrigação, aliada à intensificação do uso do solo e à redução da cobertura vegetal, tem ampliado as taxas dos processos sedimentares (Gurmu *et al.*, 2024). Esses sedimentos são produzidos e exportados para os corpos hídricos, contribuindo para o assoreamento de reservatórios e comprometendo a qualidade da água e a eficiência dos sistemas de irrigação (Schleiss *et al.*, 2016). Diante do exposto, esse estudo teve como objetivo central avaliar os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo na produção e na exportação de sedimentos na BH-ALPA.

Especificamente, este estudo buscou:

(1) modelar a produção e exportação de sedimentos considerando o uso e cobertura do solo em quatro décadas: 1987, 1997, 2007 e 2017;

(2) avaliar os padrões espaciais de produção e exportação de sedimentos no mesmo período e sua ligação com os diferentes usos do solo na bacia;

(3) simular cenários de recuperação das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) de acordo com as larguras estabelecidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), e de práticas conservacionistas de uso do solo, com o objetivo de avaliar, a partir de cenários de alterações no uso e cobertura do solo, os potenciais benefícios na redução da produção e exportação de sedimentos;

(4) realizar medições diretas em campo para validar espacial e temporalmente os dados gerados.

A dissertação está organizada em capítulos que seguem uma abordagem sequencial e integrada. O capítulo 1 apresenta uma revisão da literatura sobre as mudanças no uso e cobertura do solo e impactos nos processos erosivos, os modelos utilizados para estimar os processos erosivos e transporte de sedimentos, e a gestão de bacias hidrográficas, apresentando ações para minimizar os impactos do uso do solo na degradação dos solos e da água. O capítulo 2 avalia os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo na produção e exportação de sedimentos na BH-ALPA. Especificamente, avalia-se como a conversão de pastagens para agricultura de grãos e silvicultura influencia a dinâmica de produção e exportação de sedimentos, utilizando como base o modelo *InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR)*. Este modelo foi aplicado para estimar os potenciais de produção e exportação de sedimentos em quatro períodos históricos (1987, 1997, 2007 e 2017), abrangendo quatro décadas de transformações. Adicionalmente, o capítulo propõe e avalia quatro cenários futuros que integram práticas conservacionistas (como terraceamento e plantio direto) com a restauração de APPs, conforme diretrizes do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) e suas normas complementares. Esses cenários visam identificar estratégias eficazes para mitigar processos erosivos e reduzir a carga sedimentar nos cursos d'água da bacia. O capítulo 3 tem como objetivo discutir os resultados obtidos nas análises de qualidade da água e seu relacionamento com os diferentes usos e cobertura do solo em quatro sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA). A partir da comparação entre as sub-bacias com diferentes coberturas vegetais; agricultura, pastagem e floresta, serão identificadas as variações nos parâmetros físico-químicos de corpos hídricos de riachos de pequena ordem. O capítulo 4 apresenta as considerações finais da dissertação, integrando os resultados e informações dos capítulos anteriores.

Referências Bibliográficas

- ABEBE, Z. D.; SEWNET, M. A. Adoption of soil conservation practices in North Achefer district, Northwest Ethiopia. **Chinese Journal of Population Resources and Environment**, v. 12, n. 3, p. 261-268, 2014.
- AGA, Alemu O.; MELESSE, Assefa M.; CHANE, Bayou. Estimating the sediment flux and budget for a data limited rift valley lake in Ethiopia. **Hydrology**, v. 6, n. 1, p. 1, 2018.
- ANESEYEE, A. B.; ELIAS, E.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138776, 2020.
- BATISTA, P. V. G. et al. Modeling soil erosion in tropical environments: An evaluation of RUSLE and USPED models. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 1384–1396, 2019.
- BELAY, T.; MENGISTU, D. A. Impacts of land use/land cover and climate changes on soil erosion in Muga watershed, Upper Blue Nile basin (Abay), Ethiopia. **Ecological Processes**, v. 10, p. 1-23, 2021.
- BENDITO, B. P. C.; CHAVES, H. M. L.; SCARIOT, A. Erosion and sedimentation processes in a semi-arid basin of the Brazilian Savanna under different land use, climate change, and conservation scenarios. **Water**, v. 15, n. 3, p. 563, 2023.
- BERTOLI, João Gabriel da Costa. Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais e a gestão de recursos hídricos na unidade de gerenciamento de recursos hídricos do médio Paranapanema (UGRHI 17). 2021.
- BLANCO-CANQUI, H. et al. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 6, p. 2449-2474, 2015.
- BORRELLI, Pasquale et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 2013, 2017.
- BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 2, n. 4, p. 345-358, 2015.
- DE HIPT, F. O. et al. Modeling the effect of land use and climate change on water resources and soil erosion in a tropical West African catchment (Dano, Burkina Faso) using SHETRAN. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 431-445, 2019.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

GLOBAL SOIL PARTNERSHIP (GSP). A Global Soil Partnership endossa diretrizes para gestão sustentável do solo. 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/global-soil-partnership/resources/highlights/detail/en/c/416516/>. Acesso em: 10 dezembro. 2025.

GURMU, Zerihun Anbesa et al. Hydrodynamic modelling to develop design and operational options for sedimentation reduction in irrigation schemes, Ethiopia. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 53, p. 101816, 2024.

IPCC. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. In: Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, 2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>. Acesso em: 10 ago. 2024.

ISSAKA, S.; ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2017.

MELO, D. P. Dinâmica espaço-temporal na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: implicações para a conservação da biodiversidade. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Buri, 2015. 75 p.

PANAGOS, Panos et al. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. **Environmental Science & Policy**, v. 51, p. 23-34, 2015.

PEREIRA, Paulo; BOGUNOVIC, Igor; MUÑOZ-ROJAS, Miriam; et al. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 7–13, 2018.

POTAPOV, P. et al. Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. **Nature Food**, v. 3, n. 1, p. 19–28, 2021.

RIQUETTI, N. B.; BESKOW, A.; GUO, L.; MELLO, C. R. Soil erosion assessment in the Amazon basin in the last 60 years of deforestation. **Environmental Research**, v. 236, p. 116846, 2023.

ROMSHOO, S. A. et al. Evaluation of various DEMs for quantifying soil erosion under changing land use and land cover in the Himalaya. **Frontiers in Earth Science**, v. 9, p. 782128, 2021.

SANTOS, Leandro de Lima et al. Agronegócio e a busca por terra e água: uso do solo, irrigação e estrutura fundiária na região do Alto Paranapanema – São Paulo. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 21, n. 3, p. 248-267, 2023.

SCHLEISS, Anton J. et al. Reservoir sedimentation. **Journal of Hydraulic Research**, v. 54, n. 6, p. 595-614, 2016.

VAN DEN BOSCH, Matilda; SANG, Å. Ode. Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health—A systematic review of reviews. **Environmental**

Research, v. 158, p. 373-384, 2017.

VAN METRE, P. C.; HOROWITZ, A. J. An 80-year record of sediment quality in the lower Mississippi River. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 17, p. 2438-2448, 2013.

WESLATI, O.; SERBAJI, M. M. Spatial assessment of soil erosion by water using RUSLE model, remote sensing and GIS: a case study of Mellegue Watershed, Algeria–Tunisia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 1, p. 14, 2024.

WU, J. Landscape ecology. In: JØRGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (eds.). **Encyclopedia of Ecology**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2008. p. 2143-2150.

XIONG, M.; LENG, G. Global soil water erosion responses to climate and land use changes. **Catena**, v. 241, p. 108043, 2024.

ZHANG, Jiawang et al. Dynamic changes in soil erosion and challenges to grain productivity in the black soil region of Northeast China. **Ecological Indicators**, v. 171, p. 113145, 2025.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mudanças no uso e cobertura do solo e impactos nos processos erosivos

As mudanças no uso e cobertura do solo emergem como uma das principais forças motrizes das mudanças ambientais globais, com o desmatamento sendo uma de suas consequências mais críticas, especialmente nas regiões tropicais (Gibbs *et al.*, 2010; Jiang *et al.*, 2024). Essa dinâmica está intrinsecamente ligada a pressões históricas e contemporâneas: demandas econômicas e padrões tradicionais de ocupação do território impulsionaram, ao longo do tempo, a conversão de florestas para expansão agrícola e urbana (Zabel *et al.*, 2019). A partir da década de 1980, as regiões tropicais tornaram-se o epicentro global da expansão agrícola, com florestas sendo aceleradamente substituídas por pastagens e cultivos (Gibbs *et al.*, 2010).

Entre 1990 e 2020, o mundo perdeu 1,78 milhão de km² de florestas, sendo que 90% dessa perda aconteceu em regiões tropicais (Hansen *et al.*, 2013; FAO, 2020). Esses ecossistemas são insubstituíveis não apenas por sua biodiversidade única, mas também pelo papel crítico que desempenham na regulação do clima global, atuando como sumidouros de carbono (Barlow *et al.*, 2016). Sua destruição desencadeia um duplo impacto: acelera a extinção de espécies e reduz drasticamente o armazenamento de carbono no solo, intensificando as mudanças climáticas (Baccini *et al.*, 2021). A expansão agrícola, o crescimento urbano, a exploração madeireira e a mineração são os principais vetores dessa transformação (Foley *et al.*, 2005; Lambin *et al.*, 2001).

A demanda global por alimentos, biocombustíveis e fibras, por exemplo, impulsiona a conversão de florestas e savanas em áreas agrícolas, como observado na Amazônia e no Sudeste Asiático (Gibbs *et al.*, 2010). Paralelamente, a substituição de vegetação nativa por monoculturas reduz a resiliência do solo, tornando-o mais suscetível à compactação e à perda de fertilidade, o que representa um risco direto à segurança alimentar em regiões altamente dependentes da agricultura (Calegario *et al.*, 2023; Anley e Minale, 2024).

Dentre os impactos ambientais gerados pelas mudanças no uso e cobertura do solo, os processos erosivos se destacam como uma das consequências mais graves (Borrelli *et al.*, 2017). A remoção da cobertura vegetal e a compactação do solo pelo uso intensivo de maquinário agrícola elevam a produção e a exportação de sedimentos para corpos hídricos, comprometendo a qualidade da água e a estabilidade de ecossistemas aquáticos e terrestres

(Arega *et al.*, 2024; Qiao *et al.*, 2024). A relação entre o desmatamento e a erosão tem sido amplamente documentada, evidenciando como a conversão de florestas e pastagens em áreas agrícolas intensivas altera significativamente a estabilidade do solo, aumentando sua vulnerabilidade à erosão hídrica e eólica (Xiong; Leng, 2024).

De acordo com Anley e Minale (2024), esse impacto é ainda mais severo em regiões de topografia acidentada, onde a conversão do solo para usos mais intensivos potencializa a perda de sedimentos, especialmente em encostas. A remoção da cobertura vegetal reduz a resistência à erosão e favorece a formação de ravinas e voçorocas, agravando a degradação do solo (Wang *et al.*, 2022). Além disso, a ausência de práticas conservacionistas adequadas intensifica a compactação do solo e reduz sua capacidade de retenção de água, dificultando sua recuperação e comprometendo sua produtividade agrícola (Guidotti *et al.*, 2020; Anley; Minale, 2024).

A conversão de ecossistemas naturais para agricultura e urbanização não apenas acelera a degradação do solo, mas também compromete a retenção de sedimentos pelas paisagens (Chauhan; Roy; Kundu, 2024; Souza *et al.*, 2024). Regiões florestais desempenham um papel essencial na mitigação da erosão, atuando como barreiras naturais contra a remoção de partículas do solo e promovendo a estabilidade dos sistemas hidrossedimentológicos (Guidotti *et al.*, 2020; Kumarasiri *et al.*, 2022).

A *Global Soil Partnership* (GSP) e a FAO (2016) alertam que 75 bilhões de toneladas de solo são perdidas anualmente por erosão e práticas inadequadas de manejo (Borrelli *et al.*, 2017), com impactos diretos na segurança alimentar e na qualidade dos ecossistemas. Estudos recentes ilustram essa aceleração em diferentes regiões do globo: na China, a remoção da vegetação nativa para cultivos em encostas elevou a erosão hídrica em até 40%, enquanto solos expostos em pastagens degradadas registraram erosão eólica de até $3,99 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Wang, Xu e Huang, 2022). Na Etiópia, a conversão de florestas para agricultura entre 2000 e 2020 aumentou a perda média de solo de 22,37 para $33,38 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, com picos de $53,90 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em áreas de monocultura (Anley; Minale, 2024). No Canadá, pesquisas revelaram que 57% dos sedimentos mobilizados em Manitoba e 35% em Alberta são transportados para áreas úmidas a partir de campos agrícolas, evidenciando a vulnerabilidade desses ecossistemas ao assoreamento e a necessidade urgente de práticas de controle de erosão para garantir a sustentabilidade das paisagens agrícolas (Zarrinabadi *et al.*, 2023). Na bacia amazônica, a expansão agropecuária foi responsável pelo aumento das taxas de erosão do solo em mais de

600% entre 1960 e 2019, passando de 0,015 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para 0,117 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Riquetti *et al.*, 2023). Durante esse período, aproximadamente 7% da floresta amazônica foi desmatada (411.857 km²), sendo o principal fator responsável pelo aumento da erosão, especialmente entre 1990 e 2019 (Riquetti *et al.*, 2023).

Diante da complexidade desses desafios, estratégias integradas tornam-se urgentes para mitigar a degradação do solo e assegurar a integridade funcional dos ecossistemas hídricos com a conservação do solo e regulação dos processos erosivos em bacias hidrográficas (Kassam *et al.*, 2021; Caparros-Santiago *et al.*, 2020).

2.2. Processos erosivos e modelagem de produção e transporte de sedimentos

A erosão do solo é um mecanismo geológico fundamental para a evolução da superfície terrestre (Pimentel, 2006). Trata-se de um mecanismo complexo que envolve três processos principais: desprendimento, transporte e deposição (Jain *et al.*, 2001). Esse processo remove a camada superficial do solo por forças físicas naturais, como a água e o vento, ou por atividades antrópicas, como o revolvimento do solo (Sahu *et al.*, 2017).

A dinâmica natural dos processos erosivos é regulada por fatores intrínsecos como clima (intensidade de precipitação e padrões de vento), tipo de solo (textura, estrutura e capacidade de infiltração), geologia (resistência das rochas à decomposição) e declividade do terreno (Zhou *et al.*, 2008; Olike *et al.*, 2023). Alguns solos estão mais susceptíveis à erosão, e sofrem erosão mais prontamente do que outros, mesmo quando a erosão pluvial e outros fatores de manejo são iguais. Essa diferença, causada pelas propriedades do próprio solo, é chamada de erodibilidade do solo (Wischmeier; Smith, 1978).

Atividades antrópicas como mudanças no uso e cobertura do solo, envolvendo agricultura intensiva, sobrepastoreio, mineração, desmatamento e expansão urbana; aceleraram a degradação do solo, tornando-a uma das maiores causas de degradação ambiental em bacias hidrográficas (Thakuriah, 2023; Poesen, 2018; Daneshi *et al.*, 2024). Diante dos cenários dos processos erosivos e da necessidade urgente de compreendê-los em profundidade, o desenvolvimento de ferramentas capazes de quantificar e prever a dinâmica da erosão torna-se fundamental para a gestão sustentável dos recursos naturais (Diaz *et al.*, 2015).

A modelagem da erosão e do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é fundamental para compreender os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo sobre os

processos hidrossedimentológicos. Os modelos utilizados para esse fim podem ser classificados em três categorias principais: empíricos, semiempíricos/semi-distribuídos e físico-baseados. Os modelos empíricos, como a Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation* - USLE) e sua versão revisada (RUSLE) (Wischmeir;Smith 1978), são amplamente empregados para estimar a perda de solo por erosão, avaliar o risco de erosão e subsidiar planos de conservação e desenvolvimento (Pandey;Gurung, 2022).

A USLE foi originalmente testada e calibrada com dados de parcelas experimentais nos Estados Unidos (Wischmeir; Smith 1978), mas tem sido amplamente utilizada em diversos países para prever perdas por erosão hídrica sob diferentes culturas e práticas de manejo, e vem sendo incorporada em vários modelos computacionais para estimativas de erosão (Sepaskhah; Molodi, 2011). Esses modelos utilizam fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, declividade, cobertura vegetal e práticas de manejo. Riquetti *et al.* (2023) utilizou a RUSLE para avaliar a erosão do solo ligada ao desmatamento na bacia Amazônica, utilizando três mapas temporais de uso do solo (1960, 1990 e 2019). Pandey e Gurung (2022) também utilizaram a RUSLE integrada a Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para estimar a perda de solo na bacia hidrográfica de Jhimruk, Nepal. O objetivo do estudo foi avaliar o status da erosão do solo nas áreas administradas pelos governos locais dentro da bacia.

Embora sejam de fácil aplicação, esses modelos possuem limitações, pois não consideram a conectividade hidrossedimentológica da paisagem, ou seja, a real entrega de sedimentos aos corpos d'água. Algumas versões modificadas, como a MUSLE ou USLE-M (*Modified USLE*) e USLE-MM incorporam o volume e a taxa de escoamento superficial para melhorar a estimativa da perda de solo em eventos específicos. Ao substituir o fator de erosividade da chuva da USLE pelo fator de escoamento superficial, a MUSLE pode estimar a perda de solo em um único evento de chuva, considerando o impacto do escoamento superficial (Wischmeier; Smith, 1978; Chiang e Lu, 2024). Bagarello *et al.* (2017) avaliaram a aplicabilidade de modelos derivados da USLE na previsão da perda de solo em escala de evento, utilizando dados de parcelas experimentais na Itália. Os resultados mostraram que um único evento anual foi responsável por cerca de 75% da erosão total no ano. A análise comparativa entre os modelos indicou que o USLE-MM apresentou melhor desempenho na previsão das perdas máximas anuais de solo, superando a parametrização clássica da USLE. O modelo Morgan-Morgan-Finney (MMF) introduz uma abordagem mais física ao dividir a erosão em processos de desagregação de partículas e transporte por escoamento superficial,

embora também possa ser considerado semi-empírico (Morgan *et al.*, 1984; Pandey e Gurung, 2022). Modelos empíricos porém apresentam limitações para investigar a variabilidade espacial e temporal dos processos erosivos, e prever os impactos futuros da mudança do uso e cobertura do solo nos processos erosivos em bacias hidrográficas. Ambas USLE e MUSLE são comumente utilizadas em modelos hidrológicos para simular a erosão do solo em bacias hidrográficas.

Os modelos semiempíricos e semi-distribuídos, incluindo modelos hidrológicos e hidrodinâmicos, foram desenvolvidos combinando abordagens estatísticas e SIG. O modelo *Sediment Delivery Ratio* (SDR) do InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) é um exemplo amplamente utilizado, pois combina a USLE com um índice de conectividade hidrossedimentológica, permitindo estimar tanto a produção quanto a entrega de sedimentos aos corpos d'água de forma espacialmente explícita.

O InVEST foi desenvolvido como uma importante ferramenta para subsidiar a tomada de decisões a respeito da gestão dos recursos naturais, a partir do provimento de informações qualificadas sobre o *tradeoff* entre mudanças no uso do solo e os SE (Sharp *et al.*, 2017; Garcia; Romeiro, 2019). O modelo SDR combina variáveis como topografia, tipo de solo e uso do solo para estimar a produção e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas, utilizando como base metodológica a USLE (Sharp *et al.*, 2018). Bhattacharya *et al.* (2024) identificaram áreas críticas de erosão na bacia do Rio Kangsabati, na Índia, enquanto Andualem *et al.* (2024) projetaram os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo na qualidade da água em bacias montanhosas da Etiópia, vinculando diretamente o aumento da erosão à degradação hídrica. Ao integrar dados de SIG, o SDR-InVEST gera mapas de vulnerabilidade que orientam ações prioritárias, como o reflorestamento de encostas e a restauração de áreas degradadas (Zhang *et al.*, 2019). Essa capacidade preditiva é fundamental para planejar cenários sustentáveis, como demonstrado por Qiao *et al.* (2024), que projetaram uma redução de 30% na exportação de sedimentos até 2050 em cenários de priorização ecológica. Dessa forma, a modelagem com o SDR-InVEST não apenas contribui para a gestão integrada de recursos hídricos, mas também fornece subsídios para estratégias de mitigação de impactos ambientais, como a implementação de práticas conservacionistas e a recuperação de áreas degradadas (Guidotti *et al.*, 2020).

Outros modelos semi-empíricos, como o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), incorporam processos hidrológicos detalhados e permitem simular a dinâmica da erosão

relacionada ao uso do solo. O SWAT é um modelo de poluição difusa desenvolvido para prever impactos de longo prazo na qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes tipos de solo, uso do solo e manejo (Neitsch *et al.*, 2011). Trata-se de um modelo de bacia hidrográfica baseado em processos, semi-distribuído e de tempo contínuo (Arnold *et al.*, 2012). O modelo subdivide a bacia hidrográfica em sub-bacias conectadas por uma rede de drenagem e, posteriormente, em unidades de resposta hidrológica (HRUs), que correspondem a combinações únicas de uso e cobertura do solo, tipo de solo e declividade. Dentro de cada sub-bacia, áreas com características semelhantes são agrupadas em uma única HRU. O modelo SWAT adota a MUSLE para calcular a produção de sedimentos no nível HRU em uma sub-bacia.

Para sua calibração e validação, o SWAT requer diversos conjuntos de dados, incluindo mapas de uso do solo, solos e elevação, além de informações meteorológicas como precipitação, temperatura e umidade, além de dados de vazão e qualidade da água. Essas informações são essenciais para a construção e ajuste do modelo hidrológico. Ele tem sido amplamente aplicado para compreender perdas de sedimentos e cargas de nutrientes em bacias ao redor do mundo (Marshall; Randhir, 2008; Wilson; Weng, 2011; Poudel *et al.*, 2013; Lin *et al.*, 2015; Mello *et al.*, 2017), além de ser utilizado para simular processos ripários (Cho *et al.*, 2010; Moriasi *et al.*, 2011; Sun *et al.*, 2016). Mello *et al.* (2017) utilizaram o modelo SWAT para avaliar o impacto da restauração de vegetação ripária na qualidade da água no rio Sarapuí, no estado de São Paulo. Os resultados revelaram uma redução em 9.26% de sólidos suspensos com a recuperação de 30m de Áreas de Preservação Permanente (APP).

Modelos como o AGNPS (*Agricultural Non-Point Source Pollution Model*) e o LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*) também adotam essa abordagem integrada, considerando tanto a geração quanto o transporte de sedimentos. O AnnAGNPS é um modelo contínuo utilizado para prever o escoamento superficial, a carga de sedimentos em suspensão e os nutrientes em bacias hidrográficas de médio porte, com resolução diária (Kliment *et al.*, 2008). Ele foi desenvolvido a partir do modelo de eventos AGNPS (Young *et al.*, 1989) e simula processos como escoamento direto, infiltração, evapotranspiração, erosão do solo, transporte de sedimentos, atividades agrícolas e crescimento vegetal. O escoamento superficial é estimado pelo método modificado do Número da Curva do SCS (CN), enquanto a perda de solo é calculada pela equação RUSLE, acompanhada de um fator de entrega de sedimentos baseado no tempo de concentração do fluxo (Binger; Theurer, 2003). Kliment *et al.* (2008) utilizaram

os modelos AnnAGNPS e SWAT para simular a carga de sedimentos em suspensão na bacia do rio Blšanka (374 km²), na República Tcheca, entre 1995 e 2004. O SWAT apresentou melhor desempenho na simulação de longo prazo, enquanto o AnnAGNPS foi mais preciso para eventos intensos de curta duração.

Os modelos físico-baseados, como o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), MIKE-SHE e SHETRAN, utilizam equações diferenciais para descrever processos hidrológicos e sedimentares de forma detalhada, exigindo grande quantidade de dados de entrada e alto poder computacional. O modelo WEPP é um modelo contínuo baseado em processos que estima a perda de solo e a deposição de sedimentos ao longo de encostas (Lee *et al.*, 2021). No entanto, o modelo não simula explicitamente o transporte de sedimentos pelo escoamento superficial ou em cursos d'água perenes e portanto pode ser combinado com modelos MIKE (Lee *et al.*, 2021).

A escolha do modelo depende da escala do estudo, da disponibilidade de dados e do nível de detalhamento necessário, sendo essencial considerar as limitações e capacidades de cada abordagem ao avaliar os impactos do uso do solo sobre a erosão e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas.

2.3. Gestão de bacias hidrográficas para a regulação dos processos erosivos

As mudanças no uso e cobertura do solo são uma das principais forças motrizes das alterações ambientais em bacias hidrográficas (Belward; Skoien, 2015). Essas mudanças impactam diretamente os ecossistemas e os SE como a regulação hídrica e a conservação da biodiversidade (Jiang *et al.*, 2024). O uso inadequado do solo, aliado à ausência de práticas de conservação, intensifica a degradação ambiental, promovendo erosão acelerada e comprometimento dos SE hídricos (Lollo *et al.*, 2018).

As bacias hidrográficas são unidades naturais de captação, transporte e armazenamento de água, fundamentais para a manutenção dos ecossistemas, o abastecimento humano e as atividades produtivas (Tucci, 1997). No entanto, décadas de desmatamento, urbanização desordenada e expansão agrícola resultaram na degradação dos recursos hídricos e na redução da qualidade ambiental (Tucci, 1997; Gibbs *et al.*, 2010). Essas mudanças agravam a escassez hídrica e geram conflitos entre diferentes usuários, especialmente o setor agrícola – responsável por 70% do consumo global de água (FAO, 2018) – e a necessidade de preservação dos ecossistemas. Estudos recentes avançaram na compreensão dessas dinâmicas. Pesquisas como

as de Arega *et al.* (2024) e Liu *et al.* (2020) demonstram que a conversão de florestas para agricultura em encostas pode aumentar a erosão em até 40%, resultando no assoreamento de rios e na perda de fertilidade do solo. Esses estudos são fundamentais para políticas de gestão adaptativa, que exigem abordagens multidimensionais (social, econômica e ecológica) e multiescalares (local e global) para conciliar conflitos entre irrigação e preservação ambiental (Pahl-Wostl, 2015; Cosgrove e Loucks, 2015).

Como destacam Silva-Sánchez e Jacobi (2012), a degradação dos recursos hídricos evidencia tensões socioambientais, exigindo planejamento e estratégias inovadoras comprometidas com a sustentabilidade. Estudos que subsidiam o planejamento ambiental e a gestão das bacias hidrográficas – por meio da elaboração de diagnósticos, construção de cenários e definição de ações para manejo, zoneamento e conservação – são essenciais para mitigar conflitos e garantir uma gestão eficiente. Essa abordagem deve equilibrar demandas concorrentes, assegurando não apenas o acesso universal à água, mas também sua sustentabilidade a longo prazo (Cosgrove; Loucks, 2015; Benini, 2019). A gestão sustentável dos recursos hídricos é um dos desafios ambientais mais urgentes do século XXI (Pahl-Wostl, 2015). Para enfrentá-lo, Souza *et al.* (2024) propõem estratégias que envolvem inovação técnica (modelos preditivos e sistemas de monitoramento), governança participativa – com envolvimento de comunidades locais, setor privado e governos – e mecanismos de financiamento, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Soluções baseadas na natureza, como a conservação e restauração da vegetação nativa, que muitas vezes são incentivadas nos PSAs, têm sido adotadas como estratégias de gestão de bacias hidrográficas para fornecer SE relacionados à água (Rigonato *et al.*, 2023).

Além de restauração e conservação de vegetação nativa, práticas de manejo ecológico do solo desempenham um papel essencial na redução da degradação. Dentre elas, destacam-se as boas práticas de manejo do solo, como plantio direto, rotação de culturas e terraceamento, que podem reduzir a erosão em até 60% e aumentar a matéria orgânica do solo, melhorando sua capacidade produtiva (Guidotti *et al.*, 2020; Kassam *et al.*, 2022). A adoção de adubação verde e cobertura vegetal permanente também minimiza a compactação do solo, amplia sua capacidade de infiltração de água e contribui para a recarga de aquíferos, reduzindo enchentes (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Quando associadas a políticas de incentivo fiscal e certificação agrícola sustentável, essas estratégias promovem uma transição para modelos produtivos mais resilientes às mudanças climáticas (Lal, 2015).

Instrumentos de comando e controle também são essenciais para garantir que proprietários de terra protejam ou restaurem áreas de vegetação nativa essenciais para proteção dos recursos hídricos e minimização dos processos erosivos nas bacias hidrográficas (Rigonato *et al.*, 2023). A restauração de Áreas de Proteção Permanente (APPs) é fundamental para a conservação dos recursos hídricos e a mitigação da degradação ambiental (Li *et al.*, 2023). Essas áreas protegem cursos d'água, encostas íngremes e topos de morros, desempenhando um papel essencial na retenção de sedimentos, manutenção da biodiversidade e regulação do microclima (Mello *et al.*, 2018; Guidotti *et al.*, 2022). No Brasil, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN - Lei nº 12.651/2012) estabelece diretrizes para a proteção e recuperação dessas áreas, visando conciliar conservação ambiental com atividades produtivas sustentáveis (Sparovek *et al.*, 2012; Soares-Filho *et al.*, 2014). A implementação efetiva da LPVN e o fortalecimento das políticas de conservação são estratégias indispensáveis para a sustentabilidade ambiental no país. Estudos demonstram que áreas com vegetação florestal bem preservada apresentam menor erosão e melhor qualidade da água (Kumarasiri *et al.*, 2022). Além disso, a estrutura da floresta influencia diretamente a retenção de sedimentos e a estabilidade do solo (Istanbuly *et al.*, 2024). A restauração de APPs desempenha um papel essencial na estabilização de margens de rios, na contenção da erosão e na redução do assoreamento, promovendo a infiltração de água e a manutenção da fertilidade do solo (Guidotti *et al.*, 2020). Essas estratégias, aliadas à gestão dos recursos hídricos e ao manejo ecológico do solo, representam um caminho viável para conciliar produção agrícola e conservação ambiental.

Entretanto, a implementação das APPs ainda enfrenta desafios significativos, incluindo conflitos entre conservação ambiental e exploração econômica e a falta de regulamentação da LPVN (Mello *et al.*, 2021). A ocupação irregular dessas áreas para agricultura e urbanização gera pressões sobre sua preservação (Schussel *et al.*, 2015). A sua efetiva implementação, monitoramento e a fiscalização são essenciais para garantir suas funções ecológicas. Segundo Soares-Filho *et al.* (2014), a aplicação rigorosa da LPVN pode preservar vastas áreas de vegetação nativa, mas ainda existem lacunas na implementação e fiscalização.

A gestão das bacias hidrográficas exige uma abordagem integrada que engloba práticas sustentáveis de manejo do solo, restauração de APPs, e incentivos à restauração e conservação de vegetação nativa por meio de políticas públicas eficazes (Pinheiro *et al.*, 2018). O equilíbrio entre conservação ambiental e produção agrícola é um desafio complexo, que demanda

inovação tecnológica, governança participativa e incentivos econômicos para promover um uso racional dos recursos naturais. Diante dos impactos crescentes das mudanças climáticas e da pressão sobre os recursos hídricos, investir na gestão e manejo sustentável do solo em bacias hidrográficas é uma estratégia fundamental para garantir a segurança hídrica e a resiliência dos ecossistemas.

Referências Bibliográficas

ANDUALEM, Z. A.; MESHESHA, D. T.; HASSEN, E. E. Analyzing the impacts of watershed management interventions and scenarios on sediment export reduction in yezat watershed, north west Ethiopia using InVEST model. *International Journal of River Basin Management*, p. 1-19, 2024.

AREGA, E.; DERIBEW, K. T.; MOISA, M. B.; GEMEDA, D. O. Assessment of soil erosion and prioritization of conservation and restoration measures using RUSLE and Geospatial techniques: the case of upper Bilate watershed. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, v. 15, n. 1, p. 2336016, 2024.

ARNOLD, J. G. et al. SWAT: Model use, calibration, and validation. *ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017.

BAGARELLO, V.; DI STEFANO, C.; FERRO, V.; PAMPALONE, V. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models. *CATENA*, v. 155, p. 10-19, 2017.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.

BATISTA, P. V. G. et al. Modeling soil erosion in tropical environments: An evaluation of RUSLE and USPED models. *Science of the Total Environment*, v. 648, p. 1384–1396, 2019.

BELAY, T.; MENGISTU, D. A. Impacts of land use/land cover and climate changes on soil erosion in Muga watershed, Upper Blue Nile basin (Abay), Ethiopia. *Ecological Processes*, v. 10, p. 1-23, 2021.

BENINI, S. *Bacias hidrográficas: fundamentos e aplicações*. Tupã: ANAP, 2019.

BINGER, R. L.; THEURER, F. D. AnnAGNPS technical processes: documentation version 3. 2003.

BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human

well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 2, n. 4, p. 345-358, 2015.

CALEGARIO, A. T. et al. Characterizing and mapping intensity of land use in large basins through the concept of land use capability. *Environmental Earth Sciences*, v. 82, n. 6, p. 151, 2023.

CAPARROS-SANTIAGO, J. A.; RODRIGUEZ-GALIANO, V.; DASH, J. Land surface phenology as indicator of global terrestrial ecosystem dynamics: A systematic review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 171, p. 330–347, 2021.

CHAUHAN, A.; ROY, S.; KUNDU, A. Assessing sediment dynamics and retention services in the vulnerable mountain ecosystem of the Indian Himalayas. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 10, 2024.

CHIANG, L.; LU, C. Improvement of sediment simulation in landslide areas using SWAT model with various landslide triggering factors and multiple thresholds. *CATENA*, v. 240, p. 107948, 2024.

COSGROVE, W. J.; LOUCKS, D. P. Water management: Current and future challenges and research directions. *Water Resources Research*, v. 51, n. 6, p. 4823-4839, 2015.

DE MELLO, K. et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, v. 167, p. 130-138, 2018.

DÍAZ, S. et al. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 14, p. 1-16, 2015.

FAO. *Global Forest Resources Assessment 2020: Main Report*. 2020.

FAO; OCDE. *Perspectivas Agrícolas 2019-2028*. Roma: FAO; Paris: OCDE, 2019.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

GARCIA, J.; ROMEIRO, A. R. Modelagem Econômico-ecológica como apoio para a Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos em bacias hidrográficas. *Revibec - Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, p. 33–52, 2019.

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

THAKURIAH, G. GIS-based revised universal soil loss equation for estimating annual soil erosion: a case of lower Kuls basin, India. *SN Applied Sciences*, v. 5, n. 3, 2023.

GUIDOTTI, V. et al. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers

- to supply watershed services. *Land Use Policy*, v. 94, p. 104511, 2020.
- ISSAKA, S.; ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2017.
- KRONKA, F. J. N. et al. *Inventário Florestal da Vegetação Nativa do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto Florestal, 2005.
- ISTANBULY, M. N. et al. Unveiling the threshold in forest patch shapes to soil retention ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, v. 368, p. 122188, 2024.
- JIANG, K. et al. Analysis on the relationship between runoff erosion power and sediment transport in the Fujiang River basin and its response to land use change. *Ecological Indicators*, v. 159, p. 111690, 2024.
- KASSAM, A.; SAHARAWAT, Y. S.; ABROL, I. P. *Conservation Agriculture for Sustainable Intensification*. Routledge EBooks, 2022.
- KLIMENT, Z.; KADLEC, J.; LANGHAMMER, J. Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical erosion models. *Catena*, v. 73, n. 3, p. 286-299, 2008.
- KUMARASIRI, A. D. T. N.; UDAYAKUMARA, E. P. N.; JAYAWARDANA, J. M. C. K. Impacts of soil erosion and forest quality on water quality in Samanalawewa watershed, Sri Lanka. *Modeling Earth Systems and Environment*, v. 8, n. 1, p. 529-544, 2021.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.
- LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 9, p. 3465-3472, 2011.
- 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, p. 111631, 2021.
- LINS, C. M. T. et al. Influence of vegetation cover and rainfall intensity on soil attributes in an area undergoing desertification in Brazil. *Catena*, v. 221, p. 106751, 2023.
- MELLO, K. et al. Achieving private conservation targets in Brazil through restoration and compensation schemes without impairing productive lands. *Environmental Science and Policy*, v. 120, p. 1–10, 2021.
- POESEN, J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 43, n. 1, p. 64-84, 2018.

- POUDEL, D. D.; LEE, T.; SRINIVASAN, R.; ABBASPOUR, K.; JEONG, C. Y. Assessment of seasonal and spatial variation of surface water quality, identification of factors associated with water quality variability, and the modeling of critical nonpoint source pollution areas in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 68, n. 3, p. 155-171, 2013.
- QIAO, X. et al. Assessing current and future soil erosion under changing land use based on InVEST and FLUS models in the Yihe River Basin, North China. *International Soil and Water Conservation Research*, 2023.
- RIGONATO, M.; DE MELLO, K.; VALENTE, R.; FARIA, L. Payment for Water-Related Ecosystem Services as a Strategic Watershed Management Approach. *Journal of Environmental Protection*, v. 14, p. 660-684, 2023.
- RIQUETTI, N. B.; BESKOW, A.; GUO, L.; MELLO, C. R. Soil erosion assessment in the Amazon basin in the last 60 years of deforestation. *Environmental Research*, v. 236, p. 116846, 2023.
- RIQUETTI, N. B. et al. Climate change projections of soil erosion in South America in the XXI century. *Geoderma Regional*, v. 33, p. e00657, 2023.
- SAHU, A. et al. Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on Dudhawa catchment. *International Journal of Applied Environmental Science*, v. 12, p. 1147–1158, 2017.
- SCHUSSEL, Z.; NASCIMENTO NETO, P. Gestão por bacias hidrográficas: do debate teórico à gestão municipal. *Ambiente & Sociedade*, v. 18, p. 137-152, 2015.
- SEPASKHAH, A. R.; MOLODI, Z. Comparison between USLE and USLE-M for estimation of erodibility for six soil series with variable rock fragments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 34, n. 9–10, p. 1233–1244, 2003.
- SHARP, R. et al. *InVEST 3.6.0 User's Guide*. Collaborative Publication by The Natural Capital Project, Stanford University, the University of Minnesota, The Nature Conservancy, and the World Wildlife Fund. Stanford University, Stanford, CA, 2018.
- SILVA-SÁNCHEZ, S.; JACOBI, P. R. Políticas de recuperação de rios urbanos na cidade de São Paulo: possibilidades e desafios. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais (RBEUR)*, v. 14, n. 2, p. 119-132, 2012.
- SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.
- SUN, X. et al. Improved simulation of river water and groundwater exchange in an alluvial plain using the SWAT model. *Hydrological Processes*, v. 30, n. 2, p. 187-202, 2016.
- THALER, E. A. et al. Rates of historical anthropogenic soil erosion in the Midwestern United States. *Earth's Future*, v. 10, n. 3, 2022.

VAN METRE, P. C.; HOROWITZ, A. J. An 80-year record of sediment quality in the lower Mississippi River. *Hydrological Processes*, v. 27, n. 17, p. 2438-2448, 2013.

WANG, S.; XU, X.; HUANG, L. Spatial and temporal variability of soil erosion in Northeast China from 2000 to 2020. *Remote Sensing*, v. 15, n. 1, p. 225, 2022.

WESLATI, O.; SERBAJI, M. M. Spatial assessment of soil erosion by water using RUSLE model, remote sensing and GIS: a case study of Mellegue Watershed, Algeria–Tunisia. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 1, p. 14, 2024.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (No. 537). *Science and Education Administration, US Department of Agriculture (USDA)*, 1978.

WILSON, C. O.; WENG, Q. Simulating the impacts of future land use and climate changes on surface water quality in the Des Plaines River watershed, Chicago Metropolitan Statistical Area, Illinois. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 4387-4405, 2011.

WU, J. Landscape ecology. In: JØRGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (eds.). *Encyclopedia of Ecology*. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2008. p. 2143-2150.

XIONG, M.; LENG, G. Global soil water erosion responses to climate and land use changes. *Catena*, v. 241, p. 108043, 2024.

ZABEL, F. et al. Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 2844, 2019.

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D. D.; ANDERSON, W. P. AGNPS: a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 44, p. 168-173, 1989.

ZARRINABADI, E. et al. Agricultural activities lead to sediment infilling of wetlandscapes in the Canadian Prairies: Assessment of soil erosion and sedimentation fluxes. *Geoderma*, v. 436, p. 116525, 2023.

ZHANG, Y. et al. Spatial-temporal trends of rainfall erosivity and its implication for sustainable agriculture in the Wei River Basin of China. *Agricultural Water Management*, v. 245, p. 106557, 2021.

ZHOU, P. et al. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*, v. 75, n. 3, p. 319-325, 2008.

3. IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA NA PRODUÇÃO E EXPORTAÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA DO ALTO PARANAPANEMA

RESUMO

A erosão do solo, a produção e a exportação de sedimentos são questões ambientais críticas, influenciadas por fatores naturais, como precipitação e topografia, e por atividades antrópicas, especialmente as mudanças no uso e cobertura do solo. A substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas e pastagens tem acelerado a erosão em bacias hidrográficas, comprometendo a qualidade da água e a integridade dos ecossistemas aquáticos. A substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas e pastagens tem acelerado a erosão em bacias hidrográficas, comprometendo a qualidade da água e a integridade dos ecossistemas aquáticos. Neste estudo, utilizou-se o modelo *Sediment Delivery Ratio - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (SDR-InVEST) para avaliar a produção e exportação de sedimentos na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema ao longo de quatro décadas (1987, 1997, 2007 e 2017), analisando sua variação temporal e espacial em função do uso e cobertura do solo, bem como os efeitos da adoção de práticas conservacionistas e da restauração das Áreas de Preservação Permanente (APPs) na redução dos processos erosivos e da exportação de sedimentos. Os resultados mostraram um aumento significativo na produção média de sedimentos de 38,86 t·ha⁻¹·ano⁻¹ em 1987 para 91,80 t·ha⁻¹·ano⁻¹ em 2017 (crescimento de 136,2%), impulsionado principalmente pela expansão agrícola sobre áreas anteriormente destinadas à pastagem. A exportação média de sedimentos para corpos hídricos também aumentou de forma expressiva, crescendo 199% ao longo do período estudado, atingindo 4,1 t·ha⁻¹·ano⁻¹ em 2017. A simulação de cenários futuros revelou que a restauração das APPs isoladamente (Cenário B) reduziria em mais de 50% a produção de sedimentos, enquanto a adoção exclusiva de práticas conservacionistas (Cenário C) diminuiria em aproximadamente 87,6% em relação ao cenário de 2017. A combinação das duas estratégias (Cenário D) apresentou resultados ainda mais expressivos, com redução de aproximadamente 88,2% na produção e 90,8% na exportação de sedimentos. Portanto, o avanço da agricultura sobre áreas suscetíveis sem estratégias de conservação, compromete a sustentabilidade ecológica e agrícola da bacia hidrográfica do alto Paranapanema. Os resultados deste estudo fornecem importantes subsídios para orientar ações de gestão territorial sustentável voltadas à proteção do solo em bacias inseridas em paisagens agrícolas.

Palavras-chave: conservação do solo; práticas conservacionistas; gestão territorial; InVEST

ABSTRACT

Soil erosion, sediment production, and sediment export are critical environmental issues influenced by natural factors such as precipitation and topography, as well as anthropogenic activities, especially changes in land use and land cover. The replacement of native vegetation with agricultural crops and pastures has accelerated erosion in watersheds, compromising water quality and the integrity of aquatic ecosystems. In this study, the Sediment Delivery Ratio – Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (SDR-InVEST) model was used to evaluate sediment production and export in the Upper Paranapanema River Basin over four decades (1987, 1997, 2007, and 2017), analyzing its temporal and spatial variation in relation to land use and land cover, as well as the effects of adopting conservation practices and restoring Permanent Preservation Areas (APPs) on reducing erosion and sediment export processes. The results showed a significant increase in the average sediment production, from $38.86 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in 1987 to $91.80 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in 2017 (a 136.2% increase), driven mainly by the expansion of agriculture into areas previously occupied by pasture. The average sediment export to water bodies also rose sharply, increasing by 199% over the study period, reaching $4.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ in 2017. The simulation of future scenarios revealed that restoring APPs alone (Scenario B) would reduce sediment production by more than 50%, while the exclusive adoption of conservation practices (Scenario C) would result in an approximate 87.6% reduction compared to the 2017 scenario. The combination of both strategies (Scenario D) yielded even more significant outcomes, with reductions of approximately 88.2% in sediment production and 90.8% in sediment export. Therefore, the expansion of agriculture into vulnerable areas without conservation strategies compromises the ecological and agricultural sustainability of the Upper Paranapanema watershed. The results of this study provide important guidance for informing sustainable land management actions aimed at protecting soil in watersheds embedded within agricultural landscapes.

Keywords: soil conservation; conservation practices; land management; InVEST

3.1. Introdução

A conversão de ecossistemas naturais em ambientes antrópicos tem desencadeado perdas irreparáveis de biodiversidade e a degradação progressiva das condições ecológicas, comprometendo a capacidade dos ecossistemas em fornecer Serviços Ecossistêmicos (SE) (Pereira *et al.*, 2020). O solo é um recurso essencial para a produção de alimentos, para a regulação climática e para a manutenção da qualidade da água (Lal *et al.*, 2015). A degradação do solo, associada à produção e exportação de sedimentos, constitui uma questão ambiental crítica em escala global (Najafi *et al.*, 2021). Além disso, a perda de nutrientes e a redução da produtividade agrícola representam desafios adicionais para a segurança alimentar (Montgomery *et al.*, 2007; Lambin; Meyfroidt, 2011). Neste contexto, as mudanças climáticas tendem a agravar esse cenário, particularmente devido a intensificação dos eventos extremos (Borrelli *et al.*, 2020). No entanto, atividades humanas como a agricultura intensiva, o desmatamento e práticas inadequadas de manejo têm acelerado sua degradação, superando a capacidade de regeneração natural (Amundson *et al.*, 2015; An *et al.*, 2022).

A ampliação e a intensificação da agricultura é uma das principais razões para a intensificação dos processos erosivos, comprometendo a integridade dos solos e ampliando o transporte de sedimentos para corpos hídricos (Lal *et al.*, 2001; Scanlon *et al.*, 2023). A substituição da vegetação nativa por sistemas agrícolas simplificados, dominados por monoculturas e espécies anuais, reduz a capacidade do solo em reter água e nutrientes, tornando-o mais vulnerável à erosão (Tscharntke *et al.*, 2012). Esse processo impacta diretamente os SE associados aos recursos hídricos, como a regulação de fluxos, a purificação da água e a manutenção de habitats aquáticos, colocando em risco a funcionalidade dos ecossistemas e sua biodiversidade (Zhang *et al.*, 2016; Tiecher *et al.*, 2017; de Mello *et al.*, 2018).

A implementação de práticas conservacionistas, como o manejo ecológico de pastagens, o plantio direto e em curva de nível (Silva *et al.*, 2010), têm se mostrado eficaz na redução da erosão do solo e da exportação de sedimentos, promovendo a sustentabilidade das atividades agrícolas e contribuindo para a manutenção dos SE (Zhang *et al.*, 2021). Nesse cenário, a restauração das áreas ripárias tem sido apontada como fundamental, tanto do ponto de vista ecológico quanto socioeconômico (Davis *et al.*, 2025). No contexto brasileiro, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN - Lei nº 12.651/2012) estabelece diretrizes para a proteção e recuperação das áreas ripárias, chamadas de Áreas de Preservação Permanentes

(APPs), visando preservar áreas sensíveis, como margens de rios, encostas íngremes e topos de morros (Soares-Filho *et al.*, 2014). As APPs desempenham um papel importante na manutenção dos processos ecológicos, contribuindo para a conservação dos recursos hídricos e a redução dos processos erosivos (Mello *et al.*, 2018; Guidotti *et al.*, 2022). Além disso, essas áreas são essenciais para a preservação da biodiversidade e para a promoção de SE, como a regulação do microclima e a melhoria da qualidade do solo (Bustamante *et al.*, 2019; Naz *et al.*, 2024). Dessa forma, a efetiva implementação da LPVN e o aprimoramento das políticas de conservação são estratégias indispensáveis para a sustentabilidade ambiental no Brasil.

Diante desse cenário, compreender como as mudanças no uso e cobertura do solo afetam a produção e a exportação de sedimentos em bacias hidrográficas ganha particular importância. O emprego de modelos de simulação tem se mostrado essencial para avaliar os impactos dessas mudanças e propor medidas de mitigação (Hamel *et al.*, 2015; Sharp *et al.*, 2018). Ferramentas como o *Sediment Delivery Ratio - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (SDR-InVEST)* permitem quantificar a produção e exportação de sedimentos em diferentes cenários, fornecendo subsídios para o planejamento territorial e a gestão de bacias hidrográficas (Sharp *et al.*, 2018; Borrelli *et al.*, 2021; Gashaw *et al.*, 2021). Neste contexto, este estudo tem como objetivo avaliar os impactos das mudanças do uso e cobertura do solo na produção e exportação de sedimentos na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema. Os objetivos específicos incluem:

- a) Modelar a variação da produção e exportação de sedimentos ao longo de quatro décadas (1987, 1997, 2007 e 2017) em função das mudanças no uso e cobertura do solo;
- b) avaliar os padrões espaciais de produção e exportação de sedimentos no mesmo período e sua ligação com os diferentes usos do solo na bacia;
- c) Avaliar o impacto da adoção de práticas conservacionistas e de restauração das APPs na redução dos processos erosivos e de exportação de sedimentos na bacia.

Para tanto, o trabalho comparou quatro décadas (1987, 1997, 2007 e 2017) e três cenários futuros hipotéticos: (1) recuperação das APP; (2) adoção de práticas conservacionistas; e (3) a combinação de recuperação de APP e práticas conservacionistas. O estudo pretende contribuir para a compreensão dos impactos da conversão de vegetação nativa em áreas agrícolas, alterações de usos do solo, e recuperação de APP e adoção de práticas

conservacionistas na dinâmica dos sedimentos em bacias hidrográficas, para auxiliar na gestão e tomada de decisão.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Área de Estudo

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA, Figura 1), localizada no sudoeste paulista, correspondente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 14 (UGRHI-14). Considerada a maior do estado de São Paulo, com 22.550 km². A BH-ALPA representa 21,3% da Bacia do Rio Paranapanema e aproximadamente 14% do estado de São Paulo. A BH-ALPA compreende 34 municípios, que estão total ou parcialmente inseridos nela (SEADE, 2019; São Paulo, 2020).

O clima da região é classificado como temperado úmido (Cwa), caracterizado por inverno seco e por chuvas abundantes durante o verão, com temperatura média mensal variando entre 18°C e 22°C (Köppen, 1931). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.200 mm, com exceção das proximidades da Serra de Paranapiacaba, onde os índices pluviométricos atingem cerca de 1.800 mm/ano (CBH-ALPA, 2018). A agricultura, com culturas irrigadas principalmente por pivôs centrais, é a atividade predominante na região (Santos *et al*, 2023), juntamente com a silvicultura, as pastagens e a mineração (CBH-ALPA, 2018).

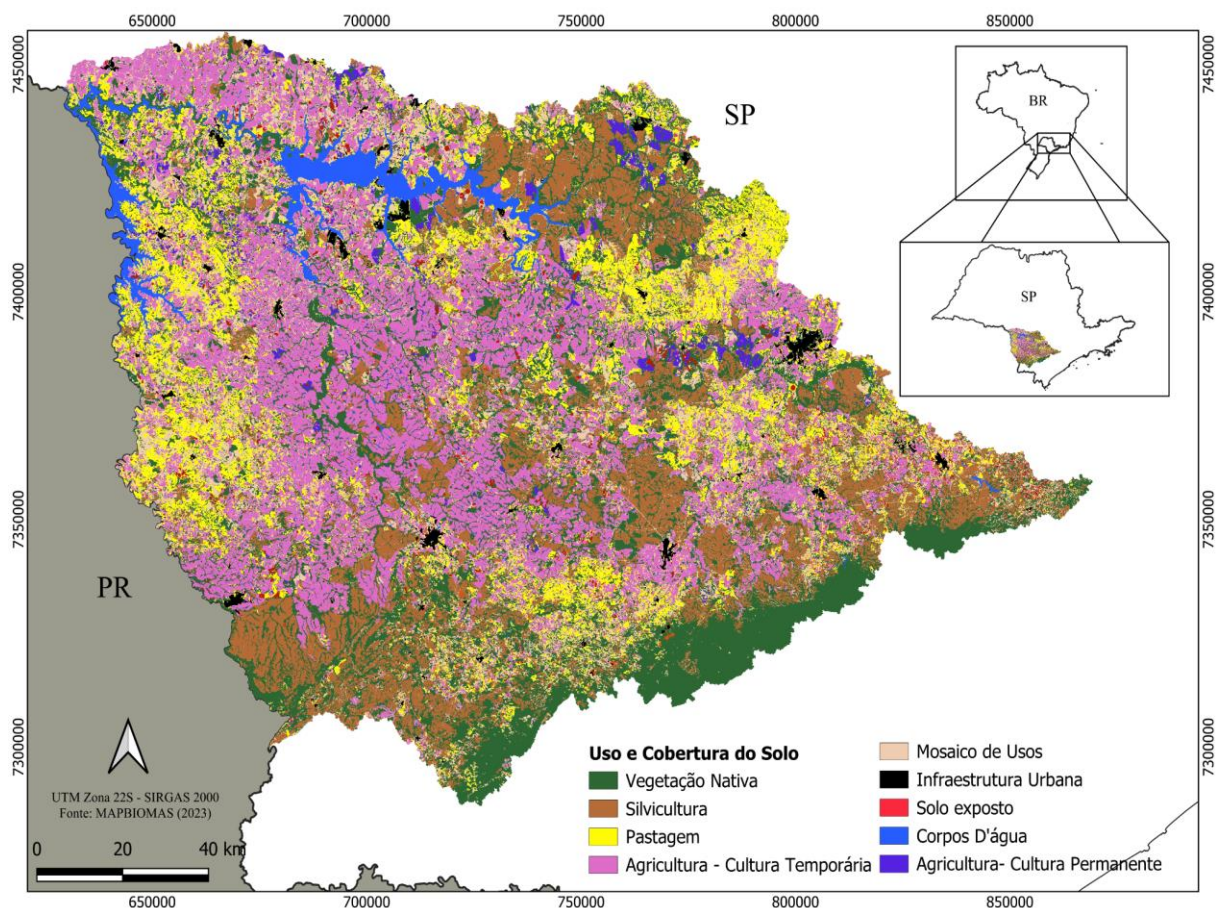


Figura 1. Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA), Sudoeste do Estado de São Paulo (SP), divisa com o estado do Paraná (PR). O mapa mostra os principais corpos d'água e o uso e cobertura do solo de 2023 (MapBiomias, 2023).

Os principais tipos de solos na BH-ALPA incluem Nitossolos, Argissolos, Cambissolos, Latossolos, Neossolos e Organossolos (figura 3). Essa variabilidade pedológica reflete a diversidade de condições edáficas que influenciam diretamente o uso e o manejo dos recursos naturais da região (Santos, *et al.*, 2018). De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS, 2018), os latossolos, amplamente distribuídos na bacia, predominam em áreas com relevo mais plano e são amplamente utilizados para a agricultura devido à sua textura argilosa e boa capacidade de drenagem. Os nitossolos, localizados principalmente em áreas onduladas, destacam-se por sua fertilidade e estrutura granular, características que também favorecem cultivos agrícolas intensivos (CBH-ALPA, 2021). Os argissolos estão concentrados em extensas áreas das porções norte e leste da bacia, sendo conhecidos pela acumulação de argila no horizonte subsuperficial, o que os torna suscetíveis à erosão em relevo acidentado (Santos *et al.*, 2018). Já os cambissolos, que possuem um horizonte B incipiente, são encontrados em áreas de transição e possuem uso moderado para

atividades agrícolas e pastagens (Embrapa, 2017) (Figura 2).

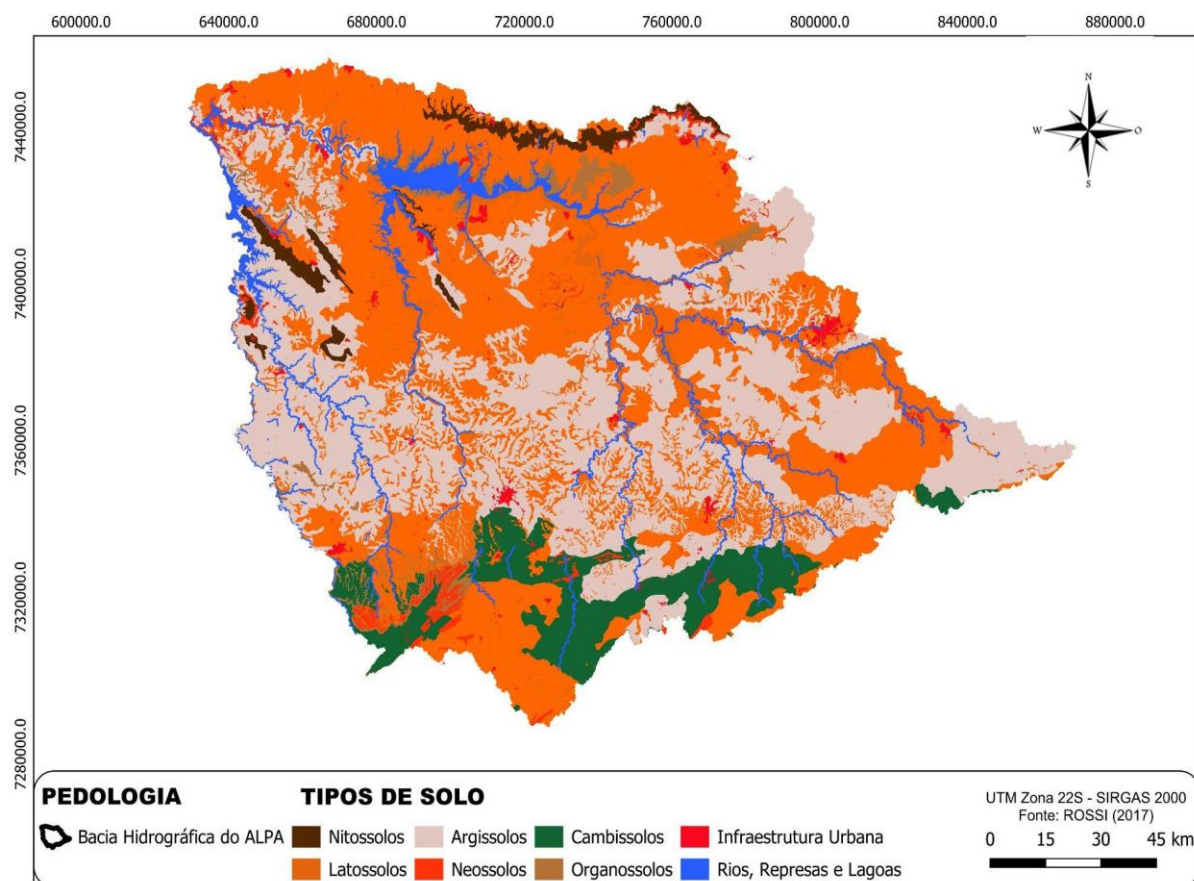


Figura 2. Classes de solos da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema, adaptado de Rossi (2017).

Os neossolos, localizados em áreas de relevo montanhoso e declividades acentuadas, apresentam perfis rasos, limitando sua utilização devido à baixa fertilidade e alta vulnerabilidade à erosão. Por outro lado, os organossolos, restritos às regiões de várzeas e áreas alagadiças, possuem alto teor de matéria orgânica (SiBCS, 2018) e baixa capacidade de utilização agrícola.

A região é caracterizada por formações rochosas, morros ondulados e cursos d'água adaptados a este relevo, com predominância de terrenos planos a suavemente ondulados, com declividades que variam entre 0% e 8% (Antunes Júnior *et al*, 2021). Essas características são mais comuns nas regiões centrais e ao longo dos cursos d'água principais. Contudo, nas regiões oeste e sudoeste da bacia, as inclinações aumentam, passando para ondulados a montanhosos, com declividades que variam entre 8% e 45%, e em alguns trechos, atingem até 75%, caracterizando um relevo montanhoso a escarpado (Figura 3), (Gouveia, 2017; CBH- ALPA, 2020).

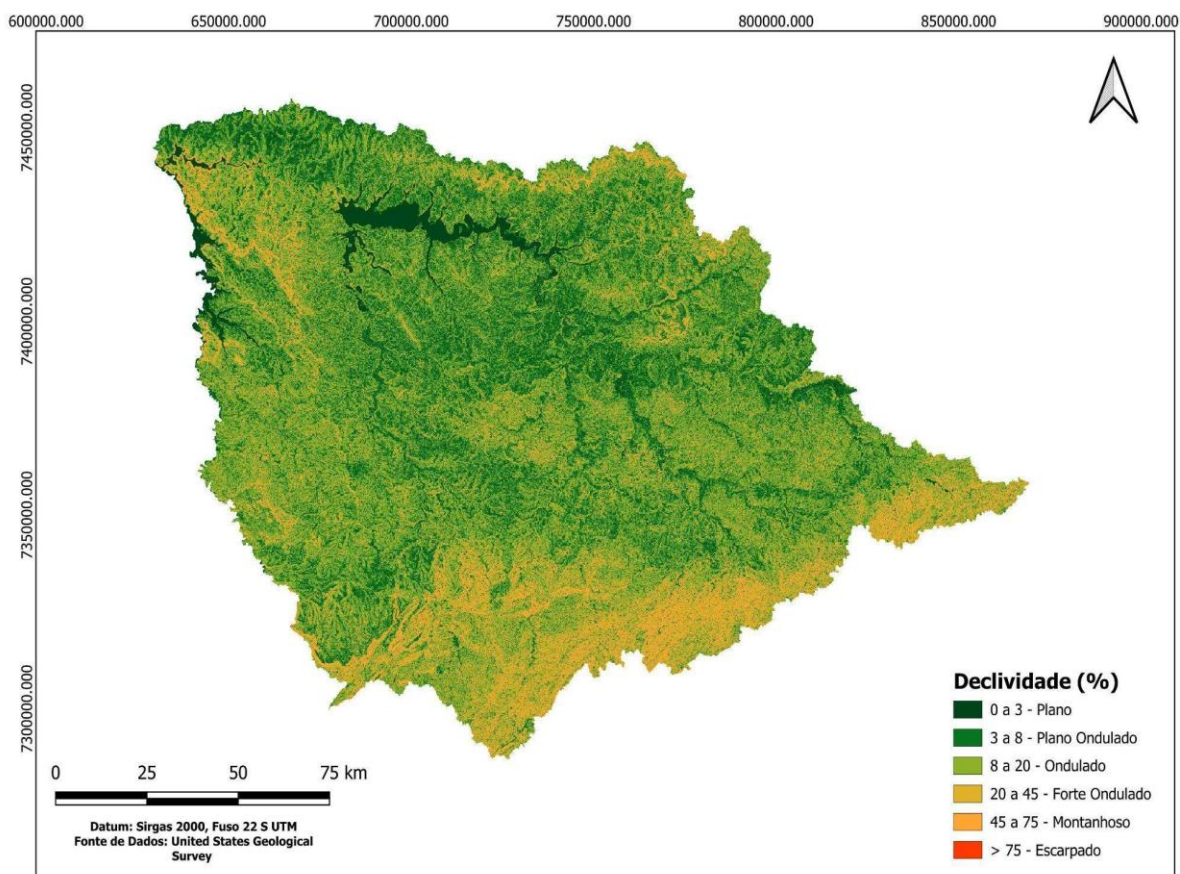


Figura 3. Declividade da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema, (Adaptado da Embrapa, 2006).

A BH-ALPA abriga os biomas Mata Atlântica e Cerrado, conhecidos por sua biodiversidade e alto grau de endemismo e ameaça, considerados dois hotspots mundiais de biodiversidade (Myers *et al.* 2000). O Cerrado originalmente cobria 44,3% da bacia (10.057 km²), com 7,5% de vegetação nativa remanescente, enquanto a Mata Atlântica ocupava 55,7% (12.641 km²), e atualmente conta com 16,4% de vegetação nativa (IPA, 2020; Coutinho Neto, 2022). No total, a vegetação nativa remanescente da bacia soma 5.457 km² (23,9% da bacia) e inclui Floresta Ombrófila Densa, Mista e Estacional Semidecidual, além de remanescentes de fitofisionomia de cerrado (IPA, 2020).

3.2.2. Modelagem de produção e exportação de sedimentos

Para estimar as perdas anuais de solo e a exportação de sedimentos na BH-ALPA foi utilizado o módulo *Sediment Delivery Ratio* (SDR) do software InVEST (versão 3.14.0, Hamel *et al.*, 2015). O SDR é um modelo espacialmente explícito que opera na resolução espacial do modelo digital de elevação (MDE) de entrada. Para cada pixel, o modelo calcula inicialmente a perda anual de solo e, em seguida, determina a taxa de entrega de sedimentos (SDR), que

representa a proporção da perda de solo que realmente alcança o curso d'água. Uma vez que os sedimentos chegam ao rio, assume-se que serão transportados até a saída da bacia, sem considerar processos internos ao rio que possam alterar a carga sedimentar (por ex. barramentos). Essa abordagem, proposta por Borselli *et al.* (2008), tem recebido crescente interesse na literatura (e.g., Cavalli *et al.*, 2013; López-Vicente *et al.*, 2013; Sougnez *et al.*, 2011).

3.2.3. Modelo de perdas anuais do solo

Para estimar as perdas anuais de solo por pixel foi utilizada a equação universal de perda de solo revisada (RUSLE - Renard *et al.* 1997) no *software* InVEST (versão 3.14.0, Hamel *et al.*, 2015). O modelo divide a bacia hidrográfica em *pixels* e estima a erosão bruta utilizando a equação. Os resultados por pixel são então integrados para avaliar a erosão em toda a bacia. A RUSLE requer informações sobre precipitação, características do solo, topografia, uso e cobertura do solo, além da cobertura vegetal (ver item 2.3 Dados de entrada). A equação é expressa por $\text{ton. ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e apresentada na Equação 1:

$$RUSLE = R_i * K_i * LSi * C_i * P_i \quad (1)$$

Onde:

R_i = Erosividade da chuva ($MJ. mm. (ha. hr)^{-1}$);

K_i = Erodibilidade do solo ($tons. ha^{-1}. ano^{-1}$);

LS_i = Fator do Gradiente Distância-Relevo de Rampa (adimensional);

C_i = Fator do Manejo da Cultura (adimensional);

P_i = Fator de Práticas Conservacionistas do Solo (adimensional).

A erosão hídrica é fortemente influenciada pelo comprimento do declive do terreno (L, função do comprimento da rampa) e pela inclinação do relevo (S, função da declividade média), sendo que ambos são combinados no chamado fator topográfico LS (LS_i). Esse fator representa a relação esperada entre a perda de solo por unidade de área em um determinado declive e a perda de solo em uma parcela-padrão de 25 metros de comprimento com 9% de inclinação (Wischmeier; Smith, 1978; Bertoni; Lombardi Neto, 2014). Este cálculo é baseado no método desenvolvido por Desmet e Govers (1996) e é apresentado na equação 2:

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} * X_i^m * (22.13)^m} \quad (2)$$

Onde:

S_i = Fator de inclinação para cada pixel i .

A_{i-in} = Área de contribuição (m^2) a montante do pixel calculada a partir do método de Direção de Fluxo Múltiplo.

D = Dimensão linear da célula (m).

X_i = Aspecto médio da inclinação ponderado pela vazão proporcional da célula i da grade.

m = Fator expoente do comprimento da inclinação RUSLE.

3.2.4. Modelo de exportação de sedimentos

Para se avaliar a quantidade de sedimento exportado foi utilizada a resolução espacial do MDE e calculado a proporção de sedimento que chega ao exutório da bacia em relação ao total de sedimento erodido na mesma área (Natural Capital Project, 2019). Com base no que é produzido de sedimento na bacia foi calculado o Índice de Conectividade (IC_i), desenvolvido por Borselli, Cassi e Torri (2008, Equação 3). Este índice modela a exportação ou retenção de sedimentos no escoamento superficial pixel a pixel. A conectividade a montante (D_{up}) é dada pela equação 4, enquanto a conectividade a jusante (D_{dn}) é descrita pela equação 5, conforme apresentado abaixo:

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{np}} \right) \quad (3)$$

$$D_{up} = \underline{C} * \underline{S} \sqrt{A} \quad (4)$$

$$D_{dn} = \left(\frac{D_i}{C_i * S_i} \right) \quad (5)$$

O índice IC é baseado na relação entre as declividades (D_{up} para o pixel a montante e D_{dn} para o pixel a jusante) e a cobertura vegetal dos pixels vizinhos.

Onde:

D_{up} é a conectividade a montante;

D_{dn} é a conectividade a jusante;

\underline{C} é o fator C médio da área contribuinte a montante;

\underline{S} é o gradiente de inclinação médio da área de contribuição a montante ($m \cdot m^{-1}$);
 A é a área de contribuição a montante (m^2);
 D_i é o comprimento do caminho de fluxo na direção descendente mais íngreme (m);
 C_i e S_i são o fator C e S do pixel focal, respectivamente

O modelo SDR estima a exportação de sedimentos com base na conectividade hidrológica da bacia, combinando a RUSLE (Equação 3) com a taxa de entrega de sedimentos (SDR), (Equação 6), conforme descrito por Vigiak *et al.* (2012). Inicialmente, é calculado o Índice de Conectividade (IC), que leva em consideração a área a montante e o caminho de fluxo a jusante até o curso d'água, conforme proposto por Borselli *et al.* (2008). A partir desse índice, estima-se o SDR, que representa a proporção da perda de solo de um pixel que efetivamente alcança a rede de drenagem.

$$SDR_I = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_I}{k}\right)} \quad (6)$$

De acordo com Renard *et al.*, (1997), o parâmetro de comprimento do declive (L) no fator LS pode variar entre 122 m e 333 m. Nesta simulação, optou-se por utilizar o valor máximo (333 m), uma vez que o fator LS é calculado pelo InVEST. Essa escolha visa evitar a superestimação do parâmetro em paisagens heterogêneas .

As taxas de produção e exportação de sedimentos foram classificadas em seis escalas de prioridade, adaptadas de Gashaw *et al.* (2019; 2021), Tamene *et al.* (2017) e Negesse *et al.* (2021), com ajustes para melhor representar a dinâmica da área estudada. As categorias utilizadas foram: muito baixa ($0-10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), baixa ($10,01-20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), moderada ($20,01-50 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), média ($50,01-80 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), alta ($80,01-120 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) muito alta ($120,01-160 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e severa ($>160 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$).

3.2.5. Dados de entrada do modelo

3.2.5.1. Mapas de uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema: 1987, 1997, 2007 e 2017

Os mapas de uso e cobertura do solo utilizados foram baseados na coleção do

MapBiomass 3 (2019) por sua compatibilidade com a série histórica analisada (1987, 1997, 2007 e 2017) e pela consistência metodológica entre os anos, o que garante comparabilidade temporal. Apesar de versões mais recentes, essa coleção já foi amplamente validada com base em imagens Landsat 8 (Melo, 2024).

O ano de 1987 foi utilizado como base inicial para realizar comparações com as décadas subsequentes, com o objetivo de identificar as transformações ocorridas ao longo do período estudado. Essa abordagem permitiu verificar as variações na distribuição das principais classes de uso e cobertura do solo, como agricultura, pastagem, silvicultura e vegetação nativa, estabelecendo uma linha temporal para avaliar o impacto dessas alterações nas dinâmicas ambientais da bacia (Figura 5). A distribuição dos principais usos e cobertura do solo na BH-ALPA em 1987 apresentava um cenário bastante distinto em relação às décadas subsequentes, padrão similar ao que vem ocorrendo em outras regiões do globo (Amadisun *et al.*, 2015; Melo, 2019), especialmente nas regiões tropicais (Zalles *et al.*, 2021), onde tem-se visto uma forte intensificação do uso do solo, com substituição de áreas de pastagens e de agricultura de baixa intensificação, por uma agricultura baseada em monoculturas e intensiva (Carmona *et al.*, 2020; Boetzl *et al.*, 2020).

De acordo com Melo (2019), no período de 1987 a 2017, a principal tendência de mudança no uso e cobertura do solo foi a transformação de áreas de pastagens em terras agrícolas e de silvicultura (Figura 4). O incremento das áreas de agricultura foi de aproximadamente 130%, a de silvicultura superior a 50%, enquanto as pastagens caíram para menos da metade das áreas que cobriam em 1987 (Figura 4).

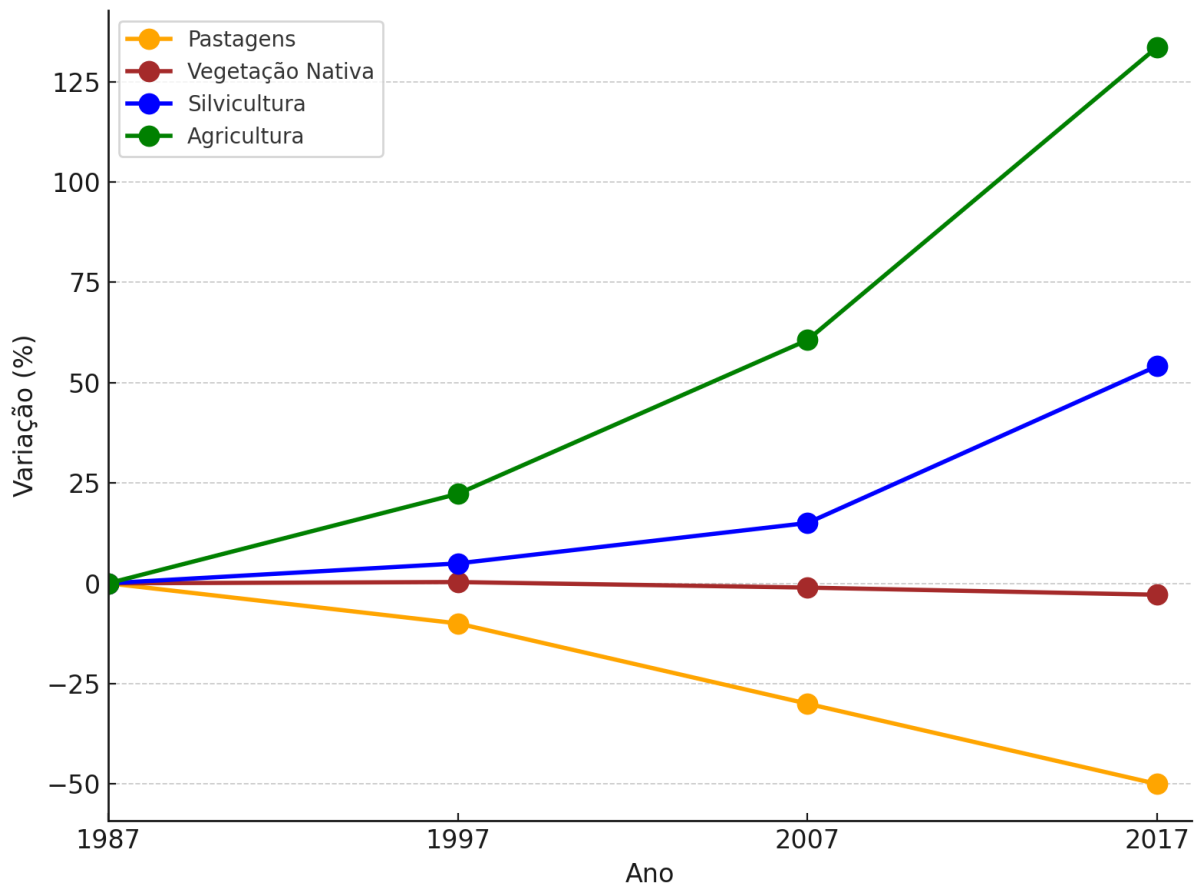


Figura 4. Dinâmica do uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica entre os anos de 1987 a 2017.

Fonte: Adaptado de Melo (2019).

3.2.5.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)

O MDE foi obtido a partir dos dados do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), fornecidos pela agência *United States Geological Survey* (USGS, 2019), com uma resolução espacial de 30 metros, permitindo uma representação detalhada do relevo da área de estudo. O recorte do MDE foi realizado utilizando o software QGIS 3.30.1. (Figura 5).

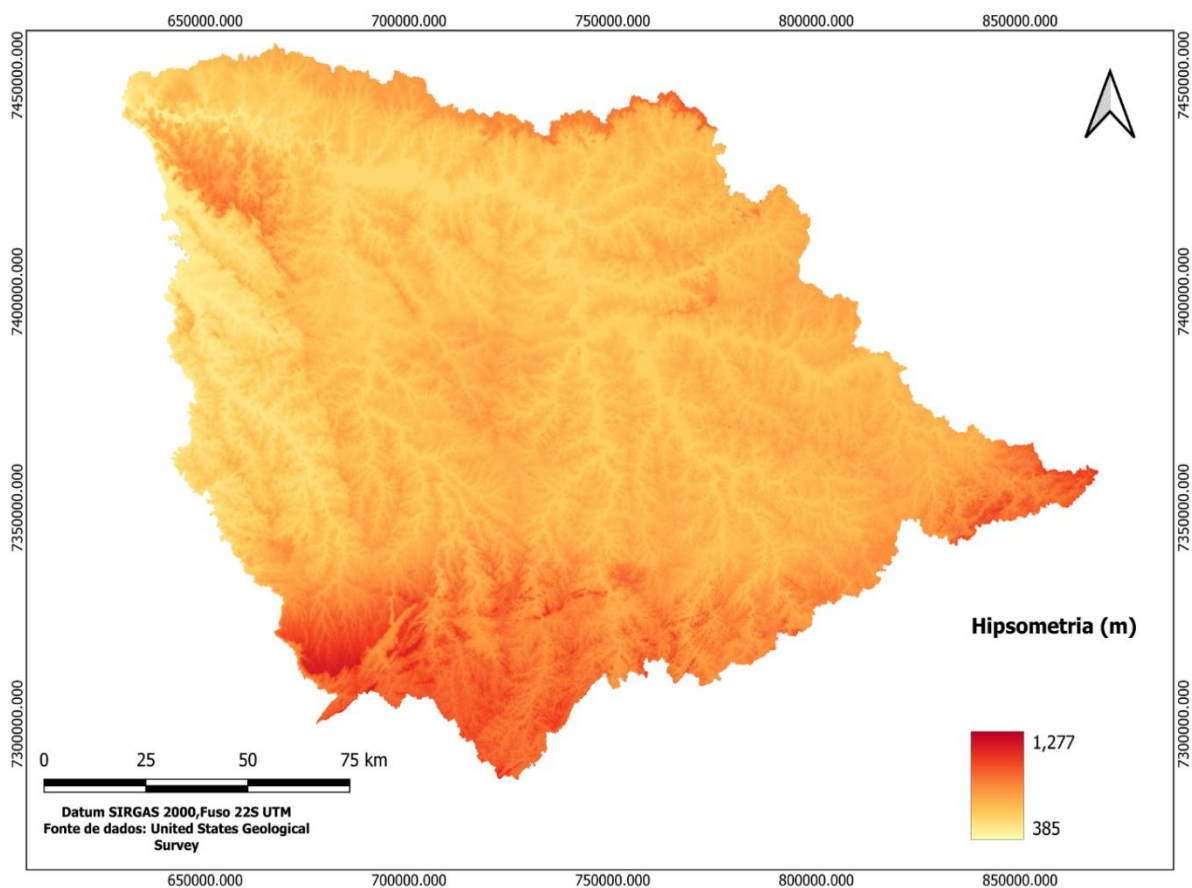


Figura 5. Modelo Digital de Elevação da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema

3.2.5.3. Limites da bacia hidrográfica

Os limites da BH-ALPA foram obtidos diretamente dos dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2016), no formato SHP (shapefile).

3.2.5.4. Fator de manejo de cobertura do solo (fator_c) e Fator de prática de suporte (fator_p) -Tabela Biofísica

Para a modelagem da produção e retenção de sedimentos no SDR do InVEST, foi elaborada uma tabela biofísica (Tabela 2), que integra os fatores de manejo da cobertura do solo (C) e das práticas conservacionistas (P), parâmetros amplamente validados em estudos sobre erosão (Hamel *et al.*, 2015; Duarte *et al.*, 2016). Esses fatores quantificam a influência da vegetação e das intervenções antrópicas nos processos erosivos, servindo de base para estimar a perda de solo em diferentes classes de uso e cobertura.

O fator de cobertura vegetal e manejo (C) é definido como a razão entre a perda de solo

em áreas com cobertura vegetal ou práticas de manejo específicas e a perda em solo descoberto sob cultivo convencional contínuo (Dong *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2010). Esse parâmetro incorpora os efeitos de rotação de culturas, manejo de resíduos pós-colheita, preparo do solo e variações sazonais, com valores entre 0 (alta proteção, como florestas ou cobertura permanente) e 1 (solo exposto e vulnerável) (Bertoni; Lombardi Neto, 2014). Já o fator de práticas conservacionistas (P) representa a eficácia relativa de técnicas como terraceamento e plantio em curvas de nível, calculado pela razão entre a erosão observada com essas medidas e a erosão em áreas sem intervenção, especialmente em terras aráveis íngremes (Xu *et al.*, 2012; Sharp *et al.*, 2018). Valores próximos de 0 indicam práticas altamente eficazes (ex.: terraços bem projetados), enquanto valores próximos de 1 refletem a ausência ou falha nas medidas (Bertoni; Lombardi Neto, 2014). Ambos os fatores são críticos para modelar a erosão e orientar estratégias de conservação do solo.

Classes de Uso do Solo	Fator C	Fator P	Fonte
Vegetação Nativa	0,0004	0,02	(Bertoni Lombardi, 2014)
Silvicultura	0,047	0,25	(Silva <i>et al.</i> , 2010)
Pastagem	0,01	0,5	(Bertoni Lombardi, 2014; Fistarol; Santos, 2020)
Cultura temporária	0,135	0,045	(Silva <i>et al.</i> , 2004; Eduardo <i>et al.</i> , 2013)
Cultura permanente	0,1124	0,5	(Bertoni Lombardi, 2014)
Mosaico de usos	0,01	0,5	(Santos <i>et al.</i> , 2014)
Infraestrutura urbana	0,03	0,5	(Bertoni Lombardi, 2014)
Solo exposto	0,03	1	(Stein <i>et al.</i> 1987; Duarte <i>et al.</i> , 2016)
Corpos D'água	0	0	(Bertoni Lombardi, 2014)

Tabela 1. Fator de gerenciamento de cobertura do solo (fator c) e Fator de prática de suporte (fator p) e suas respectivas fontes.

3.2.5.5. Dados pluviométricos

Os dados pluviométricos foram obtidos através da plataforma Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA) com base em dados de precipitação mensal provenientes de 60 estações pluviométricas georreferenciadas dentro da BH-ALPA (Figura 6) compreendendo os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Em seguida, os dados foram agrupados para a escala temporal anual. Entretanto, é comum que os dados pluviométricos apresentem falhas ou lacunas ao longo do tempo, resultantes de problemas técnicos, interrupções nas estações de monitoramento ou erros no registro ou no processamento das informações, o que pode

comprometer a qualidade das análises e a interpretação dos resultados obtidos (Tucci, 2000; Junior, 2018).

Desse modo, para a correção de falhas nos dados de precipitação desse estudo utilizou-se a técnica de Ponderação por Distância Inversa (IDW), conforme descrito por Junior (2018). A técnica IDW baseia-se na premissa de que valores mais próximos têm maior influência sobre a estimativa de um valor desconhecido, ponderando-os de acordo com a distância em relação ao ponto de interesse. Este método é eficaz para preencher falhas em séries mensais ou anuais de precipitações (Junior 2018). Para esse estudo utilizou-se 60 estações pluviométricas em uma série histórica de 40 anos, conforme recomendado por Tucci *et al.* (2001).

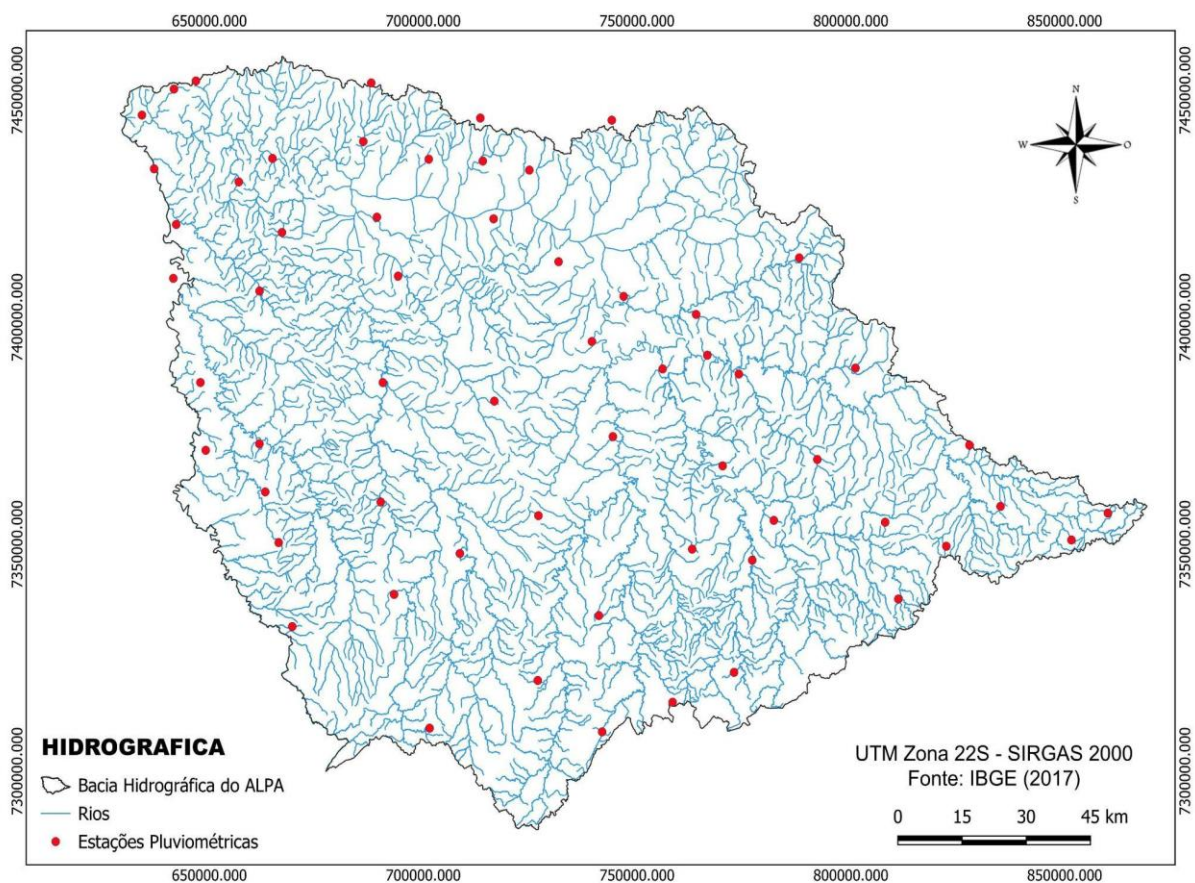


Figura 6. Distribuição das Estações Pluviométricas na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema.

3.2.5.6. Índice de erosividade da chuva (R)

Para calcular o índice de erosividade da chuva (R) foi utilizada uma abordagem empírica baseada no trabalho de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992, equação 9). Os dados foram posteriormente convertidos em médias anuais, considerando uma série histórica de 10 anos para cada estação, e foi calculada a pluviosidade média para cada mês do ano. Os valores

médios mensais foram então aplicados na equação para determinar o índice médio mensal de erosividade. A equação geral é expressa da seguinte forma:

$$EI = 68,730 \left(\frac{p^2}{P} \right)^{0,841} \quad (9)$$

Onde:

EI = média mensal do índice de erosão em $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$;

p = precipitação média mensal em mm;

P = precipitação média anual em mm.

Na sequência, utilizou-se as coordenadas de cada estação pluviométrica e a ferramenta de Interpolação IDW (*Inverse Distance Weighting*) resultando em um raster que representa a variação espacial do Índice de erosividade da chuva na bacia, expressos em $MJ \cdot mm/ha \cdot h \cdot ano$ no ANEXO A. (Figura 7).

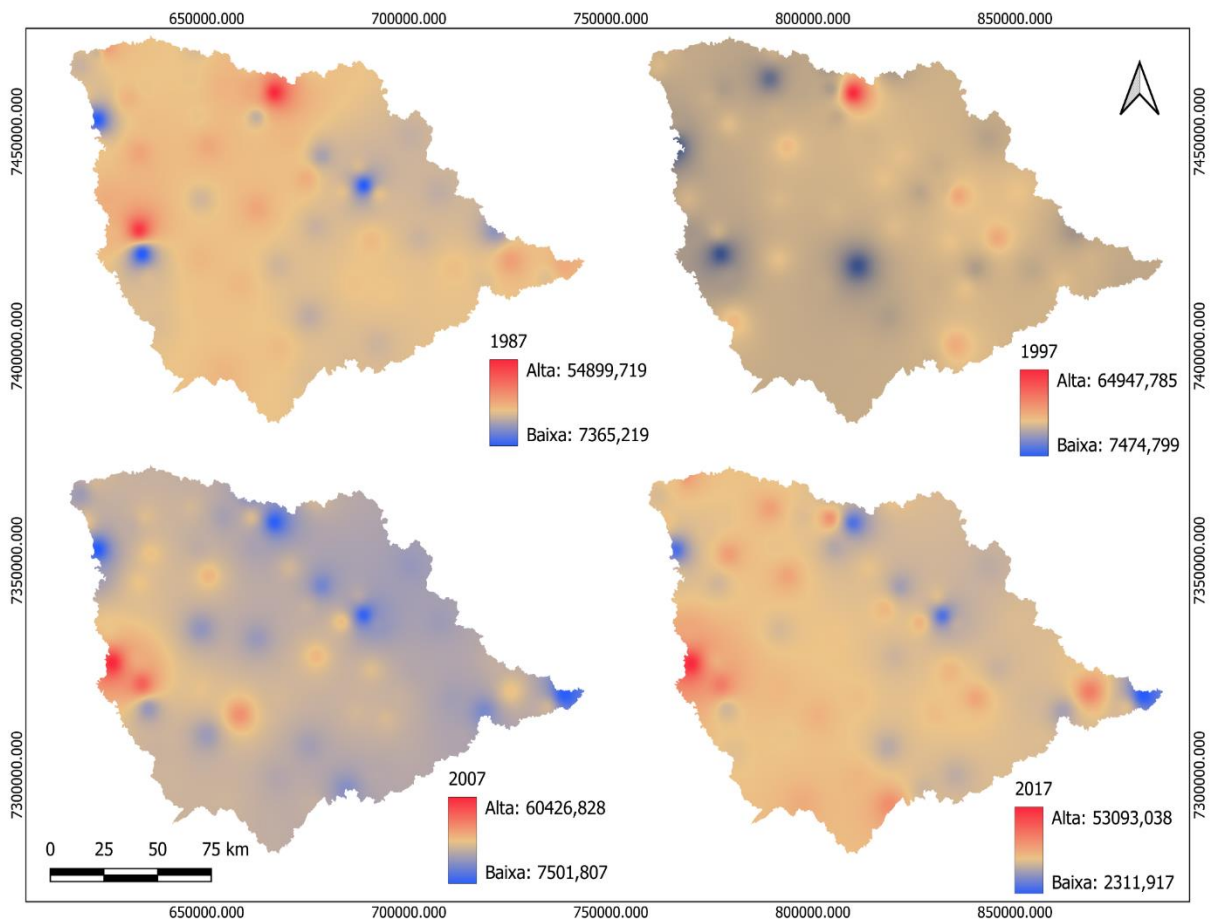


Figura 7. Interpolação do Índice de Erosividade da Chuva (R) na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema.

Ademais, foram então calculados os valores de R^2 (coeficiente de determinação) para o

índice R, correspondentes aos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Esses cálculos foram realizados para avaliar a relação entre a variável independente (precipitação média anual, mm) e a variável dependente (índice de R). O coeficiente de determinação (R^2) foi utilizado para verificar o ajuste das equações de regressão e a consistência dos modelos analisados, e variaram entre 0,895 (2007) e 0,9573 (2017). Todos esses valores indicam uma correlação muito forte entre as duas variáveis (Person, 1935; Moriasi *et al.*, 2007), demonstrando a consistência e a confiabilidade dos modelos ajustados.

3.2.5.7. Erodibilidade do solo (K)

Alguns solos apresentam maior suscetibilidade à erosão em comparação a outros, mesmo sob condições idênticas de declividade, precipitação, cobertura vegetal e práticas de controle. Essa variação, conhecida como erodibilidade do solo, está diretamente relacionada às propriedades intrínsecas do solo (Bertoni, 2014). A erodibilidade é determinada pelo potencial de desagregação das partículas constituintes do solo, sendo que essas características influenciam a erodibilidade e afetam a velocidade de infiltração, a permeabilidade e a capacidade de armazenamento de água no solo. (Araújo; Salviano; Neto, 2011).

Para a BH-ALPA, o fator K foi atribuído a cada classe de solo com base no mapeamento pedológico do estado de São Paulo (Rossi, 2017). Os valores foram obtidos a partir de referências na literatura (Tabela 2).

Tipo de solo	Fator k	Referências
Argissolos	0,0425	Carvalho <i>et al.</i> (1989)
Latossolos	0,0162	Moretti (2001)
Neossolos	0,0351	Moretti (2001)
Nitossolos	0,011	González (2007)
Cambissolos	0,0182	Silva e Alvarez (2005)
Organossolos	0.0124	Silva e Alvarez (2005)

Tabela 2. Valores de erodibilidade do solo (fator K) na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema

3.2.5.8. Parâmetros de Calibração

O limite de acumulação de fluxo é um parâmetro crítico na modelagem hidrológica, influenciando diretamente a extração de redes de drenagem e a conectividade da paisagem. Ele representa o número de células a montante que devem contribuir para um determinado ponto antes que ele seja classificado como parte da rede de drenagem. Esse parâmetro é crucial para definir a conectividade hidrológica e a exportação de sedimentos na paisagem, influenciando a

forma como a água e os sedimentos são direcionados dentro do MDE e, conseqüentemente, afetando as previsões de exportação de sedimentos. Quando os sedimentos atingem a rede fluvial, eles deixam de se depositar e passam a ser exportados até a saída da bacia (INR, 2020).

De acordo com Maidment (2012), não há um valor universal para o limite de acumulação de fluxo que deve ser ajustado para se aproximar dos padrões hidrológicos reais. No entanto, para conjuntos de dados com resolução espacial de 30 metros, um valor típico de limiar é 5000. Esse valor é amplamente adotado e é frequentemente utilizado como referência inicial em modelagens hidrológicas, especialmente quando dados locais específicos não estão disponíveis. Estudos recentes têm proposto métodos avançados para determinar esse limite de forma otimizada, como a abordagem baseada em similaridade hidrológica (Zhang *et al.*, 2019). Além disso, a determinação do limite de acumulação de fluxo pode ser aprimorada com técnicas que consideram as características topográficas locais (Li *et al.*, 2020).

Além do limite de acumulação de fluxo, a modelagem de sedimentos com o software InVEST incorpora outros parâmetros de calibração fundamentais, como a taxa máxima de entrega de sedimentos (SDRmax) e os fatores de calibração K_b e IC_0 . Os fatores K_b e IC_0 definem a relação entre a conectividade da paisagem e a eficiência de entrega de sedimentos. Embora a ciência sobre a conectividade hidrológica na exportação de sedimentos ainda não esteja tão desenvolvida, diretrizes como as do Stanford Natural Capital Project (2021) recomendam os valores padrão de $IC_0 = 0,5$ e $K_b = 2$, na ausência de dados empíricos específicos para a região.

A taxa máxima de entrega de sedimentos (SDRmax) estabelece um limite superior para a potencial exportação de sedimentos com base nas propriedades do solo. Segundo Zhang *et al* (2018), o SDRmax pode ser refinado por meio de calibração com base em estudos regionais. No entanto, em regiões onde não há dados específicos disponíveis, um valor padrão de 0,8 é normalmente aplicado. Esse valor foi derivado de análises empíricas em diversas bacias hidrográficas e tem sido amplamente utilizado como referência em estudos que carecem de dados locais detalhados.

É importante destacar que a adoção de valores padrão, como o limite de acumulação de fluxo de 5000 e o SDRmax de 0,8, pode ser uma solução prática em cenários onde dados regionais são escassos ou inexistentes. No entanto, essa abordagem pode introduzir incertezas significativas nos resultados da modelagem, uma vez que esses valores não refletem necessariamente as condições hidrológicas e edafoclimáticas específicas da área de estudo. Portanto, a coleta de dados locais, como medições de vazão, sedimentos em suspensão e características do solo, é essencial para calibrar e validar os parâmetros do modelo, aumentando

a precisão e a confiabilidade das previsões de exportação de sedimentos. A falta de dados regionais representa uma limitação importante que pode ser superada com investimentos em monitoramento e pesquisa local, garantindo que as modelagens reflitam de forma mais fiel a realidade da bacia hidrográfica em estudo.

3.2.5.9. Modelagem de cenários de restauração de APPs e de práticas conservacionistas

Para avaliar o efeito da mudança do uso e cobertura do solo sobre a produção e exportação de sedimentos da bacia foram considerados quatro cenários (A, B, C e D):

- A) Uso e cobertura do solo sem a recuperação das APPs e sem adoção de práticas conservacionistas nos anos 1987, 1997, 2007 e 2017;
- B) Uso e cobertura do solo com a recuperação das APPs e sem adoção práticas conservacionistas com cenário de uso e cobertura do solo base de 2017;
- C) Uso e cobertura do solo sem recuperação das APPs e com adoção de práticas conservacionistas com cenário de uso e cobertura do solo base de 2017;
- D) Uso e cobertura do solo com recuperação das APPs e com adoção de práticas conservacionistas com cenário de uso e cobertura do solo base de 2017.

Para a delimitação das APPs, foram utilizados os dados cartográficos das delimitações dos imóveis rurais dos 34 municípios pertencentes à BH-ALPA. Esses dados foram obtidos em formato vetorial por meio do portal do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), que disponibiliza publicamente os registros de imóveis rurais cadastrados desde 2012. Os dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) considerados neste estudo foram obtidos em dezembro de 2024. As informações vetoriais incluem polígonos georreferenciados das áreas declaradas pelos proprietários, contendo dados sobre o tamanho do imóvel, número de Módulos Fiscais (MF) e outras características relevantes. Imóveis classificados como “cancelados por decisão administrativa” foram excluídos da análise.

A classificação dos imóveis rurais foi realizada com base no número de MF, cujo tamanho varia conforme o município, seguindo as categorias definidas pelas disposições transitórias da seção 1 da LPVN de 2012: micro (até 1 MF), pequeno (de 1 a 2 MF), médio (de 2 a 4 MF) e grande (acima de 4 MF). Para cada categoria de propriedade, foram aplicados diferentes tamanhos de buffer ao redor dos corpos hídricos: 5 metros para imóveis micro, 8 metros para imóveis pequenos, 15 metros para imóveis médios e 30 metros para grandes

propriedades, utilizando o pacote *restauraRapp*, versão 1.01, no ambiente de programação R, versão 4.0. (Araújo; Martensen 2025).

Os mapas de hidrografia utilizados foram obtidos no site da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS, 2020). O conjunto de dados espaciais da hidrografia foi organizado em quatro categorias, considerando a largura e o tipo de corpo hídrico: rios com menos de 10 metros de largura, rios com mais de 10 metros de largura, lagos e nascentes. Esse conjunto de dados foi desenvolvido e aprimorado por meio da integração de fontes cartográficas oficiais nas melhores escalas disponíveis, sendo posteriormente ajustado com o uso de imagens RapidEye na escala de 1:10.000. Como base de referência secundária, foram utilizados os contornos gerados a partir do MDE (Rezende *et al.*, 2018). Esse conjunto de dados representa, atualmente, a informação hidrológica mais detalhada disponível para a região. Para a criação do cenário de recuperação de APPs da BH-ALPA. Neste estudo, foram consideradas 100% das áreas com Cadastro Ambiental Rural (CAR) declarado para a identificação e delimitação das áreas que demandam restauração (Araújo; Martensen 2025).

É importante ressaltar que a resolução espacial utilizada na cenarização no InVEST é de 30m, o que compromete a apreciação da restauração completa das APPs. A restauração das APPs degradadas na BH-ALPA consideradas neste trabalho correspondem a uma parte das áreas que devem ser restauradas na bacia, totalizando 2,59% da área total da bacia, aumentando a cobertura de vegetação nativa de 23,56% para 26,15%. Em termos absolutos, isso representa um incremento de 535.409 ha para 594.264 ha de vegetação nativa (incremento de 11% no total da vegetação nativa). No entanto é importante destacar que, devido à resolução espacial de 30 metros utilizada no modelo InVEST, baseada no MDE, APPs com largura inferior a 30 metros nas pequenas e médias propriedades, não foram capturadas pela modelagem. Essa limitação técnica subestima a extensão real das APPs restauradas, especialmente em áreas onde a largura das faixas de vegetação ripária é menor que a resolução do modelo.

Para a simulação de práticas conservacionistas, os valores da tabela biofísica (Tabela 3) foram ajustados de modo a representar diferentes configurações de uso e cobertura do solo, possibilitando a avaliação dos impactos sobre a produção e exportação de sedimentos. Esses ajustes corresponderam, em média, a uma redução de aproximadamente 10% no fator C e 50% no fator P em relação ao cenário inicial, em linha com evidências observadas por Vásquez-Méndez *et al.* (2010) e Bendito *et al.* (2023), que destacam a relevância dessas variáveis no controle da perda de solo.

Classes de Uso do Solo	Cenários A e B		Cenários C e D	
	Fator C	Fator P	Fator C	Fator P
Floresta	0,0004	0,02	0,00036	0,01
Silvicultura	0,047	0,25	0,0423	0,125
Pastagem	0,01	0,5	0,009	0,25
Cultura temporária	0,135	0,045	0,01215	0,0225
Cultura permanente	0,1124	0,5	0,10116	0,25
Mosaico de usos	0,01	0,5	0,009	0,25
Infraestrutura urbana	0,03	0,5	0,0270	0,25
Solo exposto	0,03	1	0,0270	0,5
Corpo d'água	0	0	0	0

Tabela 3. Fator de gerenciamento de cobertura do solo (fator c) e Fator de prática de suporte (fator p) para os diferentes cenários simulados.

3.3. Resultados

3.3.1. Dinâmica da Produção de Sedimentos

A produção de sedimentos na bacia do Alto Paranapanema apresentou um aumento significativo ao longo das décadas analisadas. No ano de 1987, a produção média de sedimentos foi estimada em aproximadamente $38,86 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$; na década seguinte, esse valor aumentou para cerca de $52,81 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, representando um crescimento de aproximadamente 35,9%. Em 2007, a produção média alcançou $68,43 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, e na década seguinte atingiu $91,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, o que corresponde a um aumento de cerca de 29,7% entre 1997 e 2007 e de aproximadamente 34,0% entre 2007 e 2017. Assim, o crescimento acumulado em relação a 1987 foi de aproximadamente 136,2% (Tabela 4).

Ano	Produção Média ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Produção Total (BH-ALPA)(ton)
1987	38,86	107.210.699,95
1997	52,81	145.710.473,99
2007	68,43	188.800.935,66
2017	91,80	253.410.795,03

Tabela 4. Produção de sedimentos para os anos de 1987,1997,2007 e 2017.

Entre 1987 e 1997, a bacia sofreu uma significativa redução das áreas de baixa produção de sedimentos, acompanhada por um aumento de 32,37% nas áreas de erosão muito alta, devido à expansão agrícola sobre antigas pastagens (Figura 6). De 1997 a 2007, observou-se um leve aumento das áreas de baixa erosão, mas a tendência de expansão das áreas de produção moderada e muito alta continuou, resultando em um crescimento de 30,27% das áreas de erosão severa, que avançaram para a região central da bacia (Figura 6). Em 2017, a erosão se intensificou ainda mais, com redução das áreas de baixa produção de sedimentos e expansão das classes de erosão moderada a severa. As áreas de erosão severa cresceram 38,15% (Figura 8), evidenciando o agravamento dos processos erosivos.

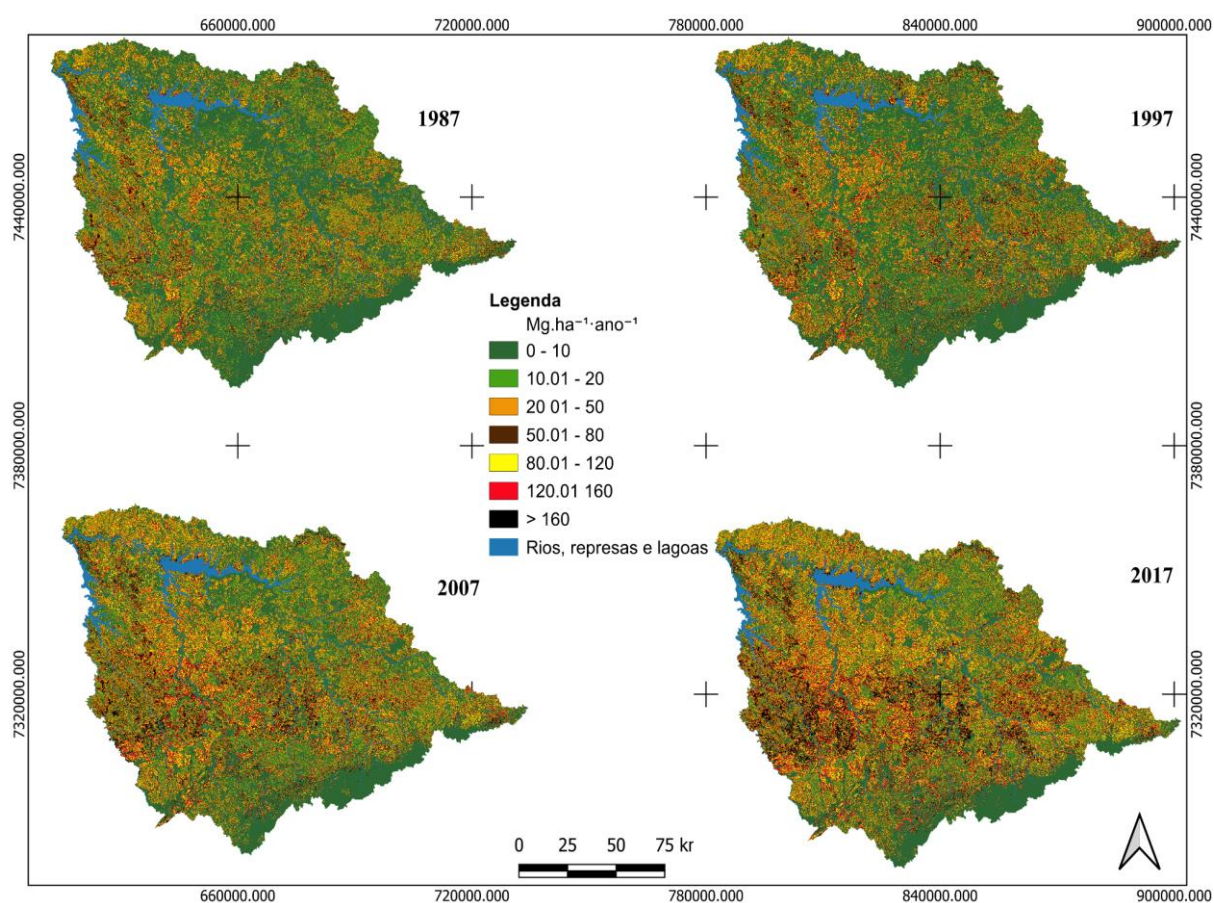


Figura 8. Evolução Espacial da Erosão na BH-ALPA: Comparação entre os Anos de 1987, 1997, 2007 e 2017.

A análise histórica revela um aumento contínuo da erosão na bacia, impulsionado predominantemente pela substituição de áreas de pastagem por campos agrícolas (Figura 7). Em 1987, as florestas e as pastagens, cobertura e uso do solo menos suscetíveis à erosão se comparado a áreas de cultivo, cobriam 51,45% da bacia e foram sendo substituídas ao longo das últimas décadas por campos agrícolas e plantações florestais. Ao longo do tempo, o avanço

da ocupação agrícola se dá cada vez mais sobre áreas de maior susceptibilidade à erosão (Figura 7), o que reflete no maior aumento de áreas de severa e muito alta erosão, comparativamente a outras classes de erosão (Figura 9).

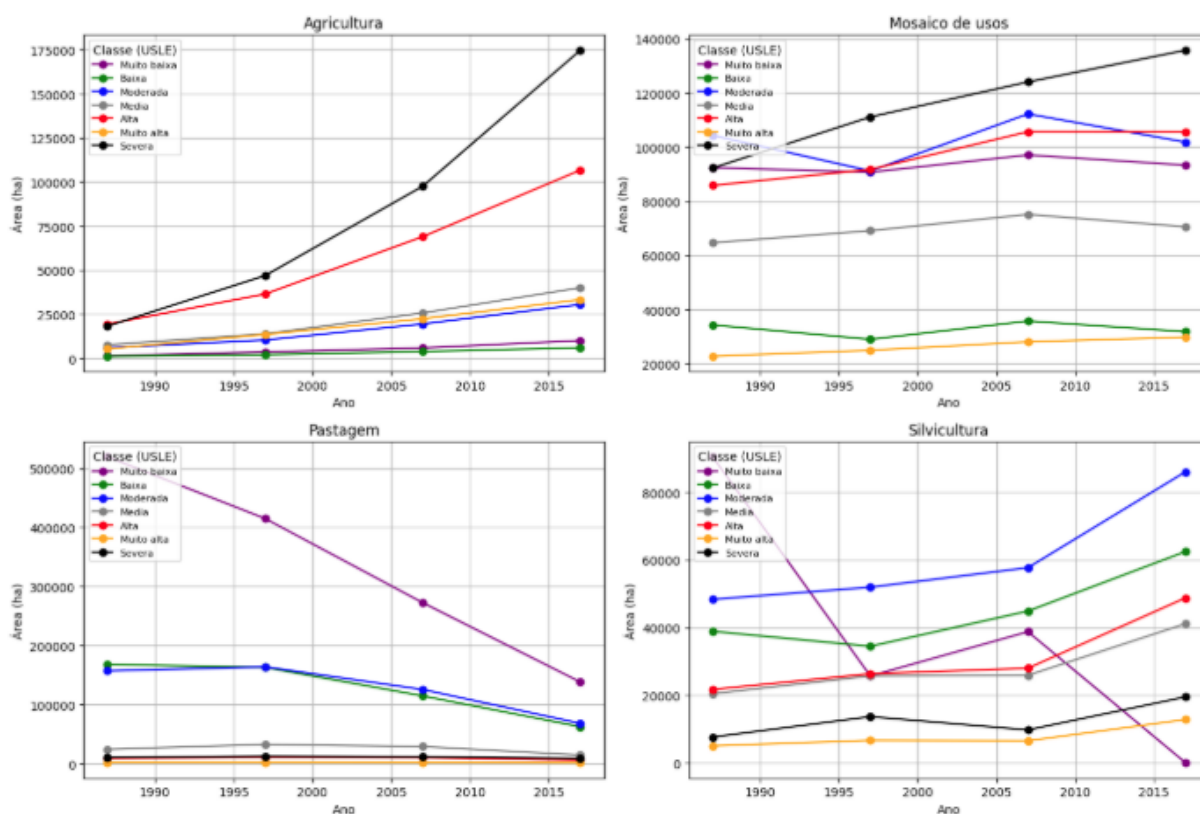


Figura 9. Comparação das áreas de erosão ao longo do tempo. Cenários dos processos erosivos para diferentes classes de sedimentos nos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. As classes representam diferentes intensidades de erosão por uso e cobertura do solo, com variações ao longo das décadas, indicando mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo.

3.3.2. Dinâmica de exportação de Sedimentos

Em 1987, a exportação de sedimentos foi estimada em aproximadamente $1,37 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, representando o volume total de material exportado para os corpos hídricos. Na década seguinte, esse valor aumentou para $2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, um crescimento de aproximadamente 46% em relação a 1987. A tendência de aumento se manteve, atingindo $2,82 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em 2007, o que representa um incremento de aproximadamente 41% em relação a 1997, e $4,1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em 2017, correspondendo a um aumento de aproximadamente 45% em relação a 2007 e a um crescimento acumulado de aproximadamente 199% desde 1987. Do exposto, os valores evidenciam uma tendência de aumento na exportação de sedimentos, influenciada diretamente pelas mudanças no uso e cobertura do solo.

3.3.3. Evolução da Produção de Sedimentos por cenário

O Cenário A , que reflete as condições do uso e cobertura do solo na BH-ALPA em 2017, sem recuperação das APPs ou adoção de práticas conservacionistas, apresentou produção média de sedimentos de $91,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, e uma produção total de sedimentos na bacia de 253,41 milhões de toneladas. No Cenário B, a restauração das APPs resultou em uma redução de mais de 50% na produção média de sedimentos por hectare, caindo para $42,69 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, sendo que a produção total na bacia caiu para 117,76 milhões de toneladas. Já no Cenário C, a adoção exclusiva de práticas conservacionistas reduziu a produção média de sedimentos para $11,42 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, representando uma diminuição de 87,6% com relação ao cenário A, sendo a produção total de sedimentos na bacia de 31,53 milhões de toneladas. Por, fim, no Cenário D, que combina APPs e práticas conservacionistas, a produção média caiu para $10,81 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, com um total de 29,83 milhões de toneladas

Além disso, a avaliação das classes de perda de solo (USLE) nos diferentes cenários demonstrou variações significativas na eficiência das estratégias de manejo adotadas. O Cenário A, que representa as condições atuais sem intervenções, apresentou as maiores proporções de áreas classificadas como "Severa" e "Muito Alta", indicando elevada vulnerabilidade à erosão (Figura 10).

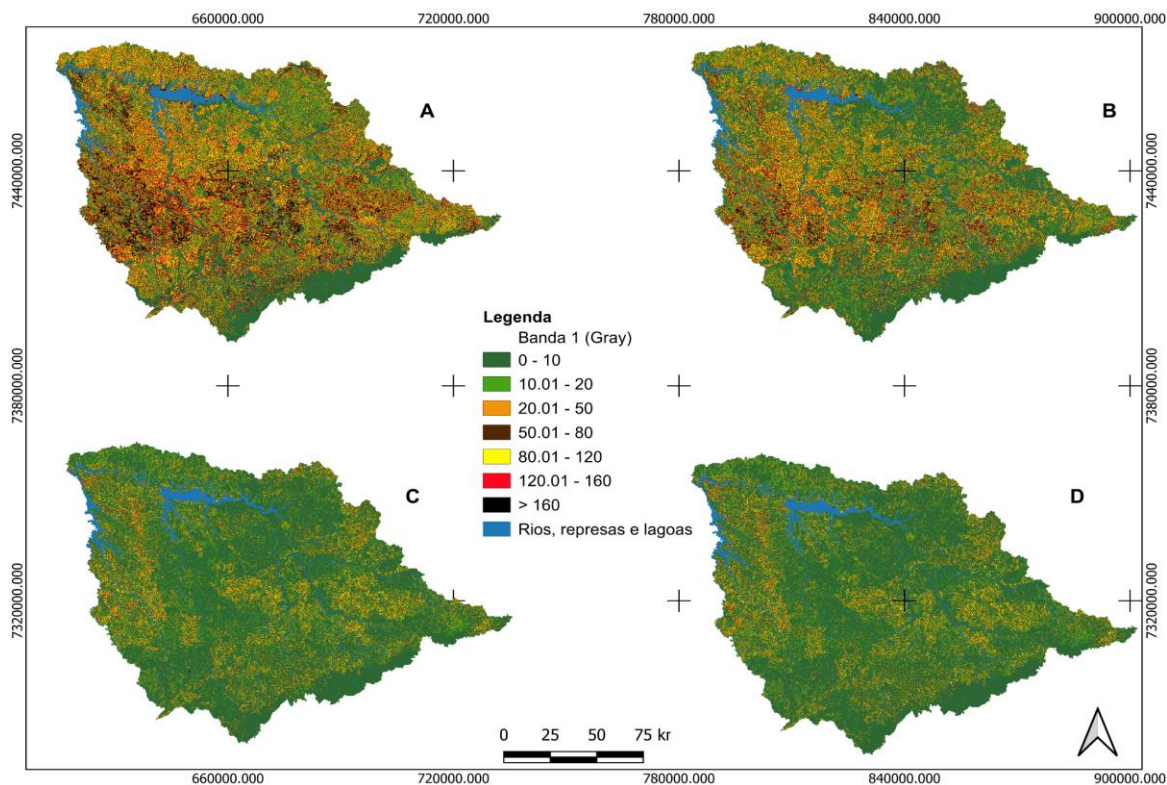


Figura 10. Espacialização da produção de sedimentos na BH-ALPA, nos cenários A, B, C e D.

3.3.4 Variação nas Taxas dos Processos Erosivos em Diferentes Cenários

A análise dos cenários simulados demonstrou variações expressivas nas taxas de erosão conforme as estratégias de manejo implementadas. No Cenário A, as classes de erosão muito baixa e baixa ocupavam 46,73% da bacia, enquanto as categorias alta, muito alta e severa somavam 31,5%. Esses valores revelaram elevada vulnerabilidade à erosão, especialmente em áreas agrícolas e de mosaico de usos. Com a recuperação das APPs (Áreas de Preservação Permanente) no Cenário B, houve um incremento nas classes baixa e muito baixa, que passaram a 48,5%. Entretanto, a erosão alta, muito alta e severa apresentou redução limitada, mantendo-se em 30,5% da área, o que sugere melhorias na retenção de sedimentos, porém sem impactos relevantes nas zonas críticas.

O Cenário C, baseado exclusivamente em práticas conservacionistas, destacou-se pela redução drástica das classes alta, muito alta e severa, que caíram de 30,5% (Cenário B) para 14,1% da bacia. Paralelamente, as áreas com erosão muito baixa e baixa expandiram-se para 63,7%, comprovando a eficiência do manejo do solo no controle da erosão. Por fim, o Cenário D (combinação de restauração de APPs e práticas conservacionistas) alcançou o efeito

sinérgico mais relevante: as classes muito baixa e baixa atingiram 64,9% da área da bacia, enquanto a erosão alta, muito alta e severa foi reduzida a 13,8% (Tabela 5).

Classe de Erosão	Cenário A (%)	Cenário B (%)	Cenário C (%)	Cenário D (%)
Muito Baixa	39,1	41,1	51,7	53,3
Baixa	7,70	7,50	12,00	11,60
Moderada	13,90	13,50	14,90	14,30
Média	7,90	7,60	7,40	7,10
Alta	12,40	12,00	8,30	8,00
Muito Alta	3,60	3,40	1,50	1,50
Severa	15,60	15,00	4,30	4,30

Tabela 5: Variação das classe de USLE nos Diferentes Cenários

3.3.5. Exportação de sedimentos por cenário

A modelagem dos cenários permitiu avaliar a eficácia das diferentes estratégias de manejo na retenção e redução da exportação de sedimentos para corpos hídricos. No Cenário A, sem recuperação de APPs ou adoção de práticas conservacionistas, a exportação de sedimentos é de $4,1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, evidenciando alta perda de material particulado e impacto significativo sobre a qualidade da água. Com a recuperação das APPs no Cenário B, a exportação de sedimentos foi reduzida para $1,66 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, o que representa uma diminuição de aproximadamente 59,5% em relação ao Cenário A. No Cenário C, a adoção exclusiva de práticas conservacionistas promoveu uma redução expressiva na exportação de sedimentos, que caiu para $0,471 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, correspondendo a 88,5% de redução em relação ao Cenário A. O Cenário D, apresentou a maior retenção de sedimentos entre os cenários analisados, com a exportação reduzida para $0,378 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Na comparação entre os cenários A e D houve uma redução de aproximadamente 90,8% na exportação total de sedimentos (Tabela 6).

Ano/ Cenário	Produção Média (t·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	Produção Total (BH-ALPA)(ton)	Exportação Média (t·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	Exportação Total (BH-ALPA)(ton)
1987	38,86	107.210.699,95	1,37	3.793.762,70
1997	52,81	145.710.473,99	2,00	5.524.244,82
2007	68,43	188.800.935,66	2,82	7.800.422,17
2017 (A)	91,80	253.410.795,03	4,10	11.311.517,78
Cenário B	42,69	117.762.583,06	1,66	4.591.431,03
Cenário C	11,42	31.527.926,43	0,47	1.301.489,27
Cenário D	10,81	29.826.280,68	0,38	1.043.563,02

Tabela 6: Valores de produção e exportação de sedimentos

3.4. Discussão

Os resultados deste estudo apontam um aumento significativo na produção de sedimentos na BH-ALPA ao longo das últimas quatro décadas. Nesse período, a média anual da produção de sedimentos aumentou 136,2%, enquanto a exportação de sedimentos cresceu 199% (Tabela 5). Esse aumento está associado, principalmente, às mudanças no uso e cobertura do solo, especialmente à substituição de áreas de pastagens por cultivos agrícolas e silvicultura, processo de intensificação de paisagens que tem ocorrido por toda a região tropical (Zalles *et al.*, 2021).

Além disso, os resultados sugerem que a expansão da agricultura tem avançado cada vez mais em áreas de maior susceptibilidade à erosão, uma vez que a expansão da área de erosão severa e muito alta cresceu mais do que as demais classes de erosão (Figura 6). Esse resultado sugere que as áreas mais aptas à expansão agrícola já foram tomadas, e atualmente a expansão se dá em áreas marginais, e com maior potencial erosivo (Montgomery, 2007; Borrelli *et al.*, 2017). Por outro lado, os resultados demonstram que a combinação de práticas de manejo sustentável do solo com a restauração de áreas ripárias pode reverter significativamente a produção e a exportação de sedimentos (Tabela 4). Essa redução supera significativamente os limiares de sustentabilidade estabelecidos pela tolerância de perda de solo de 12 t·ha⁻¹·ano⁻¹ para solos tropicais (Wischmeier; Smith, 1978; Lal, 2001; Mannigel *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2015). Entretanto, por se basear nas premissas e parâmetros adotados neste

estudo, esses valores demandam confirmação em campo e avaliação empírica para validar os dados.

A intensificação da produção agropecuária tem sido apontada como a grande solução para alimentar a crescente população humana de maneira sustentável (Godfray *et al.*, 2010). A conversão de áreas de pastagem, especialmente as pastagens de baixa produtividade, em áreas agrícolas, tem sido sugerida como uma das estratégias para aumentar a produção agrícola sem novas conversões de habitat nativo (Alkimim *et al.*, 2015). Além disso, essa conversão tem sido apontada como economicamente de maior rentabilidade (Saath; Fachinello, 2018), apesar de demandar pesados investimentos, que terminam por concentrar ainda mais a estrutura fundiária do país (Borras *et al.*, 2012; Garret *et al.*, 2018). Os resultados desse trabalho apontam que a intensificação de paisagens amplia a produção e a exportação de sedimentos, ampliando a perda de solos agrícolas e impactando os ambientes aquáticos (Figura 6). Resultados similares têm sido encontrados em outras regiões do globo, como por exemplo em áreas na China (Li; Zhang; Wang, 2023), na Etiópia (Yeneneh *et al.*, 2022), na Índia (Frost *et al.*, 2019) e nos Estados Unidos (Montgomery, 2007), levantando preocupações com a sustentabilidade da intensificação da agricultura, particularmente com as externalidades geradas para os ecossistemas aquáticos (Bagherzadeh, 2014), ou mesmo para a manutenção da produtividade do solo (FAO, 2015).

A intensificação da agricultura tem se apoiado fortemente na irrigação (Foley *et al.*, 2011). Globalmente, a área irrigada cresceu de 111 milhões de hectares em 1950 para cerca de 340 milhões em 2020 (Siebert *et al.*, 2015; FAO, 2023), refletindo seu papel crucial no aumento da produção de alimentos diante do crescimento populacional e econômico (D'Odorico *et al.*, 2018; Rosa, 2020). A expansão da irrigação é vista como estratégica para suprir a demanda futura de alimentos sem avançar sobre áreas naturais (FAO, 2023; Rosa *et al.*, 2021). Além disso, é considerada essencial para enfrentar a insegurança alimentar, especialmente em regiões sujeitas à seca, como a África Subsaariana, embora enfrente desafios como sedimentação de reservatórios e degradação do solo (Dangui; Jia, 2022). No Brasil, a expansão das áreas irrigadas é uma das estratégias para aumentar a resiliência da agricultura às mudanças climáticas, mas enfrenta limitações como erosão e contaminação hídrica (Multsch *et al.*, 2020). Na bacia do Alto Paranapanema (BH-ALPA), a área irrigada cresceu exponencialmente nas últimas décadas (Santos *et al.*, 2023), elevando a produtividade agrícola e consolidando a região como polo econômico. No entanto, o aumento da produção de sedimentos pode comprometer os reservatórios usados para irrigação, elevando custos ou inviabilizando os sistemas (Walling, 2006; Pradipta *et al.*, 2023; Ebrahim *et al.*, 2024) De acordo com Batista *et*

al. (2023), a erosão sob pivôs centrais pode ser intensa, sobretudo quando taxas excessivas de aplicação de água em sistemas de baixa pressão degradam a estrutura do solo e aumentam a vulnerabilidade das culturas à seca. Avaliações do incremento da produção e exportação de sedimentos motivados pela irrigação, especialmente por pivô central não foram consideradas neste trabalho, e devem ampliar ainda mais o cenário aqui apresentado.

As taxas de erosão do solo têm se acelerado globalmente devido às mudanças no uso e cobertura do solo e a práticas agrícolas inadequadas, como por exemplo, o preparo intensivo do solo (Weldu; Edo 2020). Essas práticas reduzem a cobertura vegetal, aumentam o escoamento superficial e sub-superficial e fragilizam o solo, tornando-o mais suscetível à erosão (Govers *et al.*, 2006; Van Den Putte *et al.*, 2010). Em contraste, práticas conservacionistas como plantio direto, rotação de culturas e o incremento da cobertura vegetal podem reduzir a erosão em até 60% e melhorar a qualidade do solo (Kassam *et al.*, 2023). Além disso, essas práticas favorecem a infiltração de água e a recarga de aquíferos (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Desse modo, a redução dos fatores C (cobertura do solo) e P (práticas conservacionistas) nos Cenários C e D é expressiva em diferentes classes de uso do solo, especialmente na silvicultura (C = 0,0423; P = 0,125), pastagens (C = 0,009; P = 0,25), mosaico de usos (C = 0,009; P = 0,25) e culturas temporárias (C = 0,01215; P = 0,0225) (Tabela 3), reflete a eficácia de técnicas que mitigam os processos erosivos do solo. Amaral (2006) apontou que práticas como cultivo em contorno e rotação de culturas são fundamentais para reduzir a energia cinética do escoamento superficial, atuando como dissipadores naturais de energia hídrica. Esses resultados alinha-se a Vásquez-Méndez *et al.* (2010), que indicaram que, para cada incremento de 0,01 no fator C, há uma redução média de 0,055 t·ha⁻¹ na perda de solo. No presente estudo, foi aplicada uma redução uniforme de 10% em todos os valores do fator C da tabela biofísica (Tabela 3), o que contribuiu para uma expressiva diminuição na produção média de sedimentos da bacia, de 91,80 para 11,42 t·ha⁻¹·ano⁻¹, uma redução de 87,6%. Esse resultado reforça o papel estratégico do manejo da cobertura vegetal no controle da erosão. Na prática, essa redução de 10% no fator C pode ser alcançada por meio de medidas como o incremento do uso de culturas de cobertura, a adoção do plantio direto, o terraceamento e a manutenção de cobertura vegetal permanente nos períodos entre safras (Moraes *et al.*, 2015; Salomão *et al.*, 2020). Ressalta-se que a redução de 10% no fator C foi aplicada uniformemente à classe de uso agrícola, desconsiderando a variabilidade espacial na adoção de práticas conservacionistas. Tal abordagem simplificada representa uma limitação do modelo e requer validação empírica para assegurar a representatividade dos resultados.

Este trabalho evidencia que, embora as práticas conservacionistas isoladas já promovam uma expressiva redução na produção e exportação de sedimentos, a inclusão da restauração de APPs é essencial para a proteção dos recursos hídricos, além de contribuir para a transformação de paisagens degradadas em sistemas multifuncionais, devido ao incremento da conectividade, tanto dos ecossistemas aquáticos (Brejão *et al.*, 2018), quanto dos terrestres (Lees; Peres 2007; Rezende *et al.*, 2018). Ao reduzir a erosão e reter sedimentos, essa estratégia não apenas protege o solo e a água, mas também catalisa benefícios socioeconômicos amplos, desde a estabilização de safras agrícolas até a preservação de infraestruturas hídricas (Borrelli *et al.*, 2017; Gashaw *et al.*, 2021). Como destacam Hua *et al.* (2022) e Zhang *et al.* (2022), a restauração de áreas ripárias é um pilar indispensável para a conservação de recursos hídricos e a manutenção de SE críticos, alinhando-se aos objetivos globais de sustentabilidade. Desse modo, a implementação de planos de manejo que incluem a restauração de zonas ripárias e práticas conservacionistas é de suma importância para mitigar os processos erosivos, reforçando a importância de estratégias integradas para a gestão sustentável das bacias hidrográficas (Pinheiro *et al.*, 2021).

A conjunção de práticas conservacionistas e a restauração das áreas ripárias (Cenário D) reduziram a produção total de sedimentos em 88,23%, passando de 91,80 t·ha⁻¹·ano⁻¹ para 10,81 t·ha⁻¹·ano⁻¹. Além de reduzir significativamente as taxas de erosão, a estratégia integrada promoveu uma transformação na dinâmica da bacia hidrográfica: as classes de erosão muito baixa e baixa passaram a representar 64,9% da área total, enquanto as categorias críticas (alta, muito alta e severa) foram reduzidas para 13,8% (Tabela 3). Essa sinergia entre APPs e práticas conservacionistas corrobora a hipótese de que intervenções integradas, e pensando em toda a bacia são essenciais para a sustentabilidade hídrica e edáfica (Bennett *et al.*, 2009). Como destacado por Guidotti *et al.* (2020), a restauração de APPs (Cenário C), embora relevante, tem efeito limitado isoladamente, exigindo a adoção complementar de práticas conservacionistas direcionadas à retenção de sedimentos, contudo, associadas, atuam como filtros naturais eficientes, retendo entre 40 e 60% dos sedimentos e nutrientes exportados (Guidotti *et al.* 2020). Apesar disso, o potencial de maximizar os SE relacionados aos recursos hídricos, fertilidade do solo e proteção da biodiversidade, gerando benefícios socioeconômicos amplos das APPs não pode ser reduzido (Marchioro *et al.*, 2014; Lal, 2015; Mello *et al.*, 2018).

Uma importante limitação deste estudo refere-se a plena consideração das APPs que devem ser restauradas na bacia. Se por um lado utilizamos uma ferramenta que permite calcular o déficit de APPs considerando as características da legislação vigente, como por exemplo o tamanho da propriedade (Araújo; Martensen, 2025), por outro, a largura reduzida (<30m)

dessas APPs impossibilitou a consideração das mesmas na modelagem, uma vez que o modelo considera uma resolução de entrada nos modelos de 30m. Assim, a restauração modelada abrangeu um incremento de 11% na cobertura de vegetação nativa, o que representa apenas uma fração do passivo ambiental total. Como consequência, parte significativa das faixas ripárias não foi contemplada nos cenários de restauração, o que pode ter levado à subestimação dos efeitos da recomposição da vegetação sobre os processos erosivos e de exportação de sedimentos. (Tabela 4). A restauração de todas as APPs degradadas da bacia deve potencialmente apresentar resultados muito superiores e deve ser considerada em análises futuras. Essas estratégias de manejo, podem ser associadas a políticas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (Souza et al., 2024), incentivo fiscal e certificação agrícola sustentável (Lal, 2015), o que pode auxiliar na promoção de uma transição para modelos produtivos mais conservacionistas (Cenário B e D). Nesse sentido, a adoção de práticas conservacionistas e a restauração de APPs são de suma importância para mitigar esses impactos, promovendo a conservação do solo e a qualidade da água na bacia, oferecendo um caminho viável para reverter essa tendência, alinhando produção agrícola e sustentabilidade ambiental (Guidotti *et al.*, 2020).

A expansão agrícola nas últimas décadas tem sido marcada pela ocupação progressiva de terras consideradas marginais ou menos favoráveis para a produção agrícola (Lambin *et al.*, 2021), uma vez que as áreas com melhores condições edáficas, topografia plana e acesso facilitado à água já foram amplamente utilizadas ou estão próximas do esgotamento de seu potencial produtivo (Santos *et al.*, 2002; Antón *et al.*, 2007; Borrelli *et al.*, 2017). Esse fenômeno, ocorre quando as áreas mais férteis e com infraestrutura consolidada atingem seu limite de uso sustentável, levando ao avanço da fronteira agrícola sobre regiões com solos menos férteis, declives acentuados e maior vulnerabilidade à erosão (Yeneneh *et al.*, 2022; Gashaw *et al.*, 2021).

À medida que a agricultura se expande sobre áreas com menor capacidade de retenção de solo e maior susceptibilidade aos processos erosivos, os impactos negativos se intensificam, especialmente em cenários de manejo inadequado (Gashaw *et al.*, 2021; Tamene *et al.*, 2017; Negesse *et al.*, 2021). A análise espaço-temporal dos processos erosivos demonstrou que as áreas críticas de erosão (alta, muito alta e severa) triplicaram na bacia, passando de 2,72% para 6,93% da área total entre 1987 e 2017, um aumento acumulado de 154,8% (Figura 6). Esse avanço é particularmente evidente nas áreas de expansão agrícola, onde a fração de erosão alta saltou 448% (de 0,64% para 3,51% da área total), e também no mosaico de usos, que registrou um aumento de 55% na erosão severa (de 1,8% para 2,79%) (Figura 6). Entretanto, a

combinação de práticas agrícolas intensivas, como o preparo excessivo do solo e a remoção da cobertura vegetal, com características intrínsecas dessas áreas (como solos mais rasos e declividades acentuadas), acelera a desconexão entre a capacidade natural do solo de resistir à erosão e as pressões antrópicas (Lal, 2015; Tadesse *et al.*, 2017).

Por outro lado, a implementação de APPs e práticas conservacionistas reduziu drasticamente a área com erosão severa e ampliou a extensão de áreas com baixo risco de degradação (Tabela 3). Portanto, a restauração de áreas ripárias e a implementação de técnicas como o plantio direto, a rotação de culturas, o plantio de espécies de cobertura e o terraceamento são essenciais para mitigar esses impactos, especialmente em áreas marginais, onde a vulnerabilidade aos processos erosivos é naturalmente maior (Lal, 2015; Kassam *et al.*, 2023). Desse modo, a gestão sustentável das paisagens agrícolas requer não apenas intervenções técnicas, mas também políticas públicas que incentivem a adoção de práticas conservacionistas e a restauração de ecossistemas críticos, como as APPs, garantindo a resiliência dos solos e a qualidade dos recursos hídricos em longo prazo (Bennett *et al.*, 2009; Pinheiro *et al.*, 2021).

A intensificação da agricultura tem se tornado o principal vetor de degradação dos solos tropicais (Yeneneh *et al.*, 2022, Yin *et al.* 2024). Esse processo é particularmente crítico nas regiões tropicais, devido a combinação de chuvas intensas e manejo inadequado, que terminam por potencializar a desconexão entre processos erosivos e capacidade de retenção (Guidotti *et al.*, 2020;). A bacia do Alto Paranapanema é um exemplo clássico do que vêm ocorrendo nos trópicos, onde as mudanças de uso do solo e de práticas agrícolas têm incrementado os processos erosivos nas últimas décadas. Por outro lado, os resultados desse trabalho apontam a necessidade de intervenções para restaurar as APPs e a integridade do solo, de forma a minimizar os impactos ambientais (Silva *et al.*, 2016). Além disso, aponta a necessidade de políticas públicas para impedir a expansão agrícola para áreas de alta vulnerabilidade aos processos erosivos, além das que incentivem a restauração de APPs e a implantação de práticas agrícolas mais sustentáveis. Desse modo, os resultados aqui apresentados podem servir como base para a priorização das áreas que devem ser manejadas, além de apoiar planejamento integrado das bacias, como alertado por Smith *et al.* (2020), evitando-se assim, a conversão de áreas produtivas em zonas críticas de erosão, gerando impactos ambientais cumulativos e, muitas vezes, irreversíveis.

3.5. Conclusão

Os resultados deste estudo, com base no modelo SDR-InVEST, evidenciam um aumento expressivo na produção e exportação de sedimentos na BH-ALPA ao longo das últimas quatro décadas. Entre 1987 e 2017, a produção média de sedimentos aumentou 136,2%, enquanto a exportação cresceu 199%, refletindo principalmente a conversão de áreas de pastagem para uso agrícola. Esse processo intensificou a erosão, ampliando significativamente as áreas classificadas com erosão severa e muito alta, o que compromete a qualidade dos recursos hídricos e a fertilidade dos solos. As simulações demonstraram que a manutenção do uso atual do solo (Cenário A) resulta nos maiores níveis de perda e exportação de sedimentos. Em contrapartida, os cenários que envolvem a restauração de APPs e a adoção de práticas conservacionistas do solo apresentaram reduções significativas nos processos erosivos — com destaque para o Cenário D, que combinou ambas as estratégias e obteve uma redução de 90,8% na exportação de sedimentos.

Esses resultados reforçam a urgência da implementação de ações de manejo integrado do solo e da paisagem na BH-ALPA. A restauração de APPs e a difusão de práticas agrícolas sustentáveis são fundamentais para conter os impactos da erosão e promover a sustentabilidade ambiental da região. Além disso, o modelo SDR-InVEST se mostrou uma ferramenta útil para identificar áreas críticas que devem ser priorizadas nas intervenções. Estratégias de conservação devem incluir incentivos para conter a expansão agrícola em áreas de alta fragilidade e a implementação de instrumentos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) voltados à restauração e ao manejo adequado das áreas prioritárias. Dessa forma, este estudo fornece subsídios técnicos e espaciais para o planejamento de políticas públicas voltadas à conservação do solo, proteção dos recursos hídricos e resiliência ecológica da bacia.

Referências Bibliográficas

ABRIL, B.; KNIGHT, D. W. Stabilising the Paute River in Ecuador. **Proceedings of the ICE - Civil Engineering**, v. 156, n. 1, p. 32-38, 2004.

ALKIMIM, Akenya; SPAROVEK, Gerd; CLARKE, Keith C. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. **Applied Geography**, v. 62, p. 75-84, 2015.

ALTIERI, Miguel A. **Agroecology: the science of sustainable agriculture**. CrC press, 2018.

AMUNDSON, Ronald et al. Soil and human security in the 21st century. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 1261071, 2015.

ANA (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (Hidroweb)**. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em: 14 out. 2024.

ANESEYEE, A. B. et al. Land use/land cover change effects on ecosystem services in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, v. 748, p. 141-275, 2020.

ANLEY, Melkamu Alebachew; MINALE, Amare Sewnet. Modeling the impact of land use land cover change on the estimation of soil loss and sediment export using InVEST model at the Rib watershed of Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 34, p. 101177, 2024.

ANTÓN, Assumpció; CASTELLS, Francesc; MONTERO, J. I. Land use indicators in life cycle assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 5, p. 432-438, 2007.

ANTUNES JÚNIOR, E. M. *et al.* Caracterização geomorfológica e climática da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. **Geociências Aplicadas**, v. 12, n. 2, p. 111-125, 2021.

AQUINO, Marisete Dantas; MOTA, Suetônio. Planejamento ambiental e ordenamento territorial em bacias hidrográficas. In: PHILIPPI JR., A.; SOBRAL, M. DO C. (Org.). **Gestão de Bacias Hidrográficas e Sustentabilidade**. São Paulo: Manole, 2019. p. 185-204.

ARAÚJO, F.S; SALVIANO,A.A.C; NETO,M.R.H.Estimativa da Erodibilidade de Latossolos do Piauí. **Scientia Plena**. Sergipe,v.7,n.10,p.100201,2011.

ARAÚJO, J. C. L. et al. Passivo ambiental das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ripárias do Sudoeste Paulista. In: SILVA, N. F. N. SANTOS, L.L. MARTENSEN, A. C. FERREIRA, I. E. P. (Org.). **Alternativas para o Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista**. Editora Científica Digital. p. 138-155. 2021.

ARAÚJO, J. C.; FERREIRA, J. R.; LIMA, P. P. Análise da Degradação em Áreas de Preservação Permanente na Bacia do Alto Paranapanema. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 34, p. 89-101, 2021.

ARAÚJO, Júlio Cesar Lima de; MARTENSEN, Alexandre Camargo. restauraRapp – An R package to subsidize forest restoration planning in Riparian Permanent Preservation Areas (PPAs). **Biota Neotropica**, v. 25, n. 1, 2025.

ARNOLD, Jeffrey G. et al. SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

BACK, Álvaro José et al. O reconhecimento do terraceamento como prática de agricultura

conservacionista em Santa Catarina, Brasil Recognition of terracing as a conservation agriculture practice in Santa Catarina, Brazil. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 119048-119066, 2021.

BAGHERZADEH, Ali. Estimation of soil losses by USLE model using GIS at Mashhad plain, Northeast of Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, p. 211-220, 2014.

BALMFORD, Andrew et al. Sustainable high-yield farming is essential for bending the curve of biodiversity loss. **Philosophical Transactions B**, v. 380, n. 1917, p. 20230216, 2025.

BALMFORD, Andrew. Concentrar vs. espalhar nossa pegada: como atender às necessidades da humanidade ao menor custo para a natureza. **Journal of Zoology**, v. 315, n. 2, p. 79-109, 2021. Disponível em : <https://doi.org/10.1111/jzo.12920>.

BANTIDER, Amare; HURNI, Hans; ZELEKE, Gete. Responses of rural households to the impacts of population and land-use changes along the Eastern Escarpment of Wello, Ethiopia. **Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography**, v. 65, n. 1, p. 42-53, 2011.

BARBOUR, Michael T. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers** [electronic resource]. 1999.

BARNES, M. C. et al. **Drinking Water Supply and Forest Lands in the Northeast and Midwest United States**. Newtown Square, PA: USDA Forest Service, 2009.

BARROS, A. **Dados de Precipitação Pluviométrica no Estado de São Paulo**. Relatório Técnico. São Paulo: Instituto Nacional de Meteorologia, 2019.

BASTOS, Rodolpho Zahluth et al. Realidade e desafios da institucionalização de unidades de conservação municipais do estado do Pará, Brasil. **Revista GeoAmazônia**, v. 2, n. 04, p. 206-220, 2015.

BATISTA, P. V. G. et al. Modeling soil erosion in tropical environments: An evaluation of RUSLE and USPED models. **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 1384-1396, 2019.

BATISTA, P. V. G. et al. First evidence of widespread, severe soil erosion underneath centre-pivot irrigation systems. **Science of The Total Environment**, v. 888, p. 164119, 2023.

BENDITO, Bianca Pietsch Cunha; CHAVES, Henrique Marinho Leite; SCARIOT, Aldicir. Erosion and sedimentation processes in a semi-arid basin of the Brazilian Savanna under different land use, climate change, and conservation scenarios. **Water**, v. 15, n. 3, p. 563, 2023.

BENNETT, Elena M.; PETERSON, Garry D.; GORDON, Line J. Compreendendo relacionamentos entre múltiplos serviços ecossistêmicos. **Ecology letters**, v. 12, n. 12, p. 1394-1404, 2009.

BERTOLI, João Gabriel da Costa. Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais e a gestão de recursos hídricos na unidade de gerenciamento de recursos hídricos do médio

Paranapanema (UGRHI 17). 2021.)

BERTONI, J & LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 4. ed. Campinas: Ícone, 1999

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.

BHAGABATI, N.; RICHARDS, R. C.; GHOSH, S.; GUTIERREZ, A. V.; et al. Modeling ecosystem services for policy evaluation and land use planning in tropical forests: Case study from Central Sumatra, Indonesia. **Journal of Land Use Science**, v. 9, n. 4, p. 1-14, 2014.

BIAN, Zihao et al. Understanding the Shift of Drivers of Soil Erosion and Sedimentation Based on Regional Process-Based Modeling in the Mississippi River Basin During the Past Century. **Water Resources Research**, v. 59, n. 8, p. e2023WR035377, 2023.

BOETZL, Fabian A. et al. Pest control potential of adjacent agri-environment schemes varies with crop type and is shaped by landscape context and within-field position. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 8, p. 1482-1493, 2020.

BORGES, Aldan Nóbrega. **Implicações ambientais na bacia hidrográfica do rio Pitimbu (RN) decorrentes das diversas formas de uso e cobertura do solo do solo**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2002.

BORRAS JR, Saturnino M. et al. Land grabbing and global capitalist accumulation: key features in Latin America. **Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement**, v. 33, n. 4, p. 402-416, 2012.

BORRELLI, Pasquale et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2017.

BORRELLI, Pasquale et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Proposta de índice de conectividade para modelar a exportação e retenção de sedimentos em bacias hidrográficas. **Journal of Hydrology**, v. 365, n. 1-2, p. 15-21, 2008.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, p. 616-626, 2007.

BRANCO, P.; FERREIRA, M. T.; MAUAD, F. F. Enhancing water ecosystem services using environmental zoning in land use planning. **Sustainability**, v. 16, n. 11, p. 4803, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16114803>.

BRASIL. Lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 05 de julho de 2024.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm. Acesso em: 12 out. 2024.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 12 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htmAcesso em: 12 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e altera a Lei nº 8.212, de 24 de julho de 1991. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 13 jan. 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298587949>. Acesso em: 12 jul. 2024.

BRAUMAN, K. A. et al. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, p. 67-98, 2007.

BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: Linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. **WIREs Water**, v. 2, p. 345–358, 2015.

BRAVO-LINARES, Claudio et al. Basin scale sources of siltation in a contaminated hydropower reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 914, p. 169952, 2024.

BULLOCK, James M. et al. Restauração de serviços ecossistêmicos e biodiversidade: conflitos e oportunidades. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 26, n. 10, p. 541-549, 2011.

BURNEY, Jennifer A.; LOBELL, David B. Mitigação de gases de efeito estufa por intensificação agrícola. **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v. 107, n. 26, p. 12052-12057, 2010.

BUSTAMANTE, Mercedes MC et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, p. 1249-1270, 2019.

BUTCHART, Stuart HM et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

BUZATO, H. C. *et al.* A soja no MATOPIBA: contradições do modelo de desenvolvimento,

riscos e perspectivas para a conservação do Cerrado. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, n. 6, jun. 2018.

CALLEGARO, Rafael Marian et al. Potencial de três plantações florestais homogêneas como facilitadoras da regeneração natural de espécies arbutivo-arbóreas. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 99, p. 331-341, 2013.

CAMPOS, J. R.; NUNES, R. D.; OLIVEIRA, S. A. Plant cover effects on soil erosion and water retention in agricultural lands. **Agricultural Systems**, v. 154, p. 75-85, 2017.

CARDINALE, B. J.; et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARMONA, Carlos P. et al. Agriculture intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across European arable systems. **Functional Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1448-1460, 2020.

CARVALHO, D. F.; FIDALGO, E. C. C.; SILVA, D. D.; OLIVEIRA, P. R. A. Índice de erosividade das chuvas para o estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1470-1481, 2014.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994

CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY). **Global Biodiversity Outlook 5**. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020.

CBH-ALPA. COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARANAPANEMA. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) – 2016-2027: Relatório II – Plano de Bacia. São Paulo: Cbh-alpa, 2018. 235 p. Disponível em:<https://cbhalpa.org/>>. Acesso em: 15/12/2023.

CBH-ALPA. COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARANAPANEMA. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) – 2016-2027: Relatório II – Plano de Bacia. São Paulo: Cbh-alpa, 2018. 235 p. Disponível em:<https://cbhalpa.org/>>. Acesso em: 15/12/2024.

CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS (BRAZIL). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Serviço de Produção de Informação, 1999.

CETRA, M. et al. Dinâmica da Silvicultura na Bacia do Alto Paranapanema. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 18, p. 45-61, 2016.

CHERUBIN, M.R. Roberto *et al.* **Guia prático de plantas de cobertura**: aspectos fitotécnicos e impactos sobre a saúde do solo. 2022.

CIAMPALINI, Rossano et al. Soil erosion induced by land use changes as determined by plough marks and field evidence in the Aksum area (Ethiopia). **Agriculture, Ecosystems &**

Environment, v. 146, n. 1, p. 197-208, 2012.

COUTINHO NETO, Reginaldo Santos. Priorização de áreas para alocação de Reserva Legal. 2022.

POESEN, Jean. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. **Earth surface processes and landforms**, v. 43, n. 1, p. 64-84, 2018.

COFFEY, R.; RICHARDS, J.; POOLE, G.; et al. Limitations in predictive modeling of sediment dynamics: Applications and refinements using the InVEST SDR model. **Hydrology Research**, v. 50, n. 1, p. 113-125, 2019.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

COSTANZA, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, p. 1-7, 2020.

CRUZ, J. C.; PEREIRA FILHO, I. A.; ALVARENGA, R. C.; GONTIJO NETO, M. M.; VIANA, J. H. M.; OLIVEIRA, M. F.; SANTANA, D. P. **Manejo da cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006.

D'ODORICO, Paolo et al. The global food-energy-water nexus. **Reviews of geophysics**, v. 56, n. 3, p. 456-531, 2018.

DA LUZ, Marta Pereira et al. Geomats Used to Control Erosion on Reservoir Margins in Brazilian Hydroelectric Power Plants. **Water**, v. 13, n. 11, p. 1444, 2021.

DA ROCHA PINHEIRO, Mariana Kummer et al. Renovação das águas no complexo estuarino lagunar Mundaú-Manguaba (Alagoas, Brasil) sob diferentes configurações de embocaduras. **Revista de Geociências do Nordeste**, p. 295-306, 2021.

DA SILVA, Alexandre Marco; ALVARES, Clayton Alcarde. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geosciences= Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

DAILY, Gretchen C. et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DAILY, Gretchen C; POLASKY, Stephen; GOLDSTEIN, Joshua; *et al.* Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DAINESE, M. et al. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. **Science Advances**, v. 6, n. 45, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb6603>.

DANGUI, Kokou; JIA, Shaofeng. Water infrastructure performance in Sub-Saharan Africa: an investigation of the drivers and impact on economic growth. **Water**, v. 14, n. 21, p. 3522, 2022.

DAVIS, Sheena et al. Restoring riparian habitats for benefits to biodiversity and human livelihoods: a systematic map protocol for riparian restoration approaches in the tropics. **Environmental Evidence**, v. 14, p. 2, 2025.

DE ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.

DE MELLO, Kaline et al. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.

DE MELLO, Kaline et al. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 514-524, 2017.

DE VENDE, Joris et al. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: where do we stand?. **Earth-Science Reviews**, v. 127, p. 16-29, 2013.

DEBIE, Ermias; AWOKE, Zemenu. Assessment of the effects of land use/cover changes on soil loss and sediment export in the Tul Watershed, Northwest Ethiopia using the RUSLE and InVEST models. **International Journal of River Basin Management**, v. 22, n. 4, p. 471-486, 2024.

DEGIFE, Arega; WORKU, Hailu; GIZAW, Shumete. **Environmental Implications of Soil Erosion and Sediment Yield in Lake Hawassa Watershed, South-central Ethiopia**. [s.l.]: Research Square Platform LLC, 2021.

DENG, X. et al. Modelling the impacts of reforestation on regional climate change: A case study in Myanmar. **Journal of Environmental Management**, v. 127, p. 190-200, 2013.

DESMET, P. J. 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.

DÍAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 52, p. 20684-20689, 2007.

DOBROVOLSKI, R.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LOYOLA, R. D.; DE MARCO, P. Agricultural expansion and the decline of ecosystem services in Brazil's biodiversity hotspots. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 3, p. 243-253, 2011.

DODDS, W. K.; OAKES, R. M. Headwater influences on downstream water quality. **Environmental Management**, v. 41, n. 3, p. 367-377, 2008.

DOS SANTOS, Antonio Clementino; SALCEDO, Ignacio Hernán; CANDEIAS, Ana Lúcia Bezerra. RELAÇÃO ENTRE O RELEVO E AS CLASSES TEXTURAIS DO SOLO NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DE VACA BRAVA, PB. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 54, n. 1, 2002.

DROPPERS, Bram et al. Restrições hídricas mundiais na produção irrigada atingível para as principais culturas. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 5, p. 055016, 2021

DUARTE, G. A. S. et al. Uso de solo e erosão em encostas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, n. 3, p. 1-10, 2016.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

DUDLEY, N. **Guidelines for applying protected area management categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008.

EBRAHIM, Girma Y. et al. Beyond dams: Assessing integrated water storage in the Shashe catchment, Limpopo River Basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 55, p. 101913, 2024.

EDUARDO, Eliete Nazaré et al. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 796-803, 2013.

ELD INITIATIVE et al. Report for policy and decision makers: Reaping economic and environmental benefits from sustainable land management. **Economics of Land Degradation Initiative, Bonn**, 2015.

ELLISON, D. et al. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. **Global Environmental Change**, v. 43, p. 51-61, 2017.

EMBRAPA 2018 Sistema brasileiro de classificação de solos. 3ed. Brasília: EMBRAPA.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Solos do Estado de São Paulo: Classificação e Aptidão Agrícola**. Brasília: Embrapa Solos, 2006.

EMEZIRINWUNE, Michael Uzoamaka et al. Synergizing hybrid renewable energy systems and sustainable agriculture for rural development in Nigeria. **e-Prime-Advances in Electrical Engineering, Electronics and Energy**, v. 7, p. 100492, 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS)**. 5. ed. Brasília: EMBRAPA, 2018.

FAHRIG, Lenore. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.

FERNANDES, A. L. T. et al. Escassez e qualidade da água no século 21. **Informe Agropecuário**, v. 29, n. 246, p. 86-101, 2008.

FERREIRA, A. et al. Sediment yield and impacts of soil erosion in reservoirs: A review. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 3, p. 1-13, 2017.

FERREIRA, A. V.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G. Temporal dynamic modeling for the assessment of water availability and its effects on sustainability of water resources at Boi Branco sub-basin, SP, Brazil. **Athens Journal of Sciences**, v. 3, n. 2, p. 137-154, 2016.

FERREIRA, C. S. et al. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. **Science of the Total Environment**, v. 805, p. 150106, 2022.

FERREIRA, J.; VIEIRA, I. Challenges and prospects of Amazonian protected areas. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 79-82, 2018.

FERREIRA, M. E. et al. Efeitos da Agricultura sobre os Recursos Hídricos no Sudeste do Brasil. **Ciência e Natureza**, v. 38, p. 92-105, 2016.

FISCHER, Joern et al. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 380-385, 2008.

FISTAROL, Pedro Henrique Bagnara; SANTOS, J. Y. G. Implicações das alterações no uso e ocupação do solo nas perdas de solo da bacia do Rio de Ondas, Estado da Bahia. **OKARA: Geografia em debate**, v. 14, n. 1, p. 81-103, 2020.

FLEIGE, H. et al. Land use and soil development in southern Chile: Effects on physical properties. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 16, n. 3, p. 818-831, 2016.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FOLEY, Jonathan A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FROST, Phillip SD et al. Soil health characterization in smallholder agricultural catchments in India. **Applied Soil Ecology**, v. 138, p. 171-180, 2019.

FRUMKIN, H. et al. Nature contact and human health: A research agenda. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, n. 7, p. 1-18, 2017.

FU, B. et al. Hydrogeomorphic ecosystem responses to natural and anthropogenic changes in the Loess Plateau of China. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 45, p. 223-243, 2017.

GADISSA, Takele et al. The effect of climate change on loss of lake volume: case of

sedimentation in central rift valley basin, Ethiopia. **Hydrology**, v. 5, n. 4, p. 67, 2018.

GASCON, M. et al. Residential green spaces and mortality: A systematic review. **Environmental International**, v. 86, p. 60-67, 2015.

GASHAW, Temesgen et al. Evaluating InVEST model for estimating soil loss and sediment export in data scarce regions of the Abbay (Upper Blue Nile) Basin: Implications for land managers. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100381, 2021.

GASHU, Kassahun; MUCHIE, Yitbarek. Rethink the interlink between land degradation and livelihood of rural communities in Chilga district, Northwest Ethiopia. **Journal of Ecology and Environment**, v. 42, p. 1-11, 2018.

GHIMIRE, Santosh R. et al. Sensibilidade de Projetos de Tampões Riparianos às Mudanças Climáticas — Carga de Nutrientes e Sedimentos em Riachos: Um Estudo de Caso nas Bacias dos Rios Albemarle-Pamlico (EUA) Usando HAWQS. **Sustainability**, v. 13, n. 22, p. 12380, 2021.

GLASER, Paul H. et al. Acumulação de carbono e sedimentos nos Everglades (EUA) durante os últimos 4000 anos: Taxas, drivers e fontes de erro. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, n. G3, 2012.

GODFRAY, H. Charles J. et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **science**, v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.

GOLDMAN, Rebecca L. et al. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 27, p. 9445-9448, 2008.

GOMEZ, Javier Dario Pulido. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

GONZALEZ, P. Climate change and the hydrological cycle in the Upper Paranapanema Basin. **Journal of Hydrology**, v. 601, p. 126-140, 2022.

GRACE, J. B. et al. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. **Nature**, v. 529, p. 390-393, 2016.

GRASS, Ingo et al. Paisagens de conectividade de compartilhamento/poupança de terras para serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade. **People and Nature**, v. 1, n. 2, p. 262-272, 2019.

GREEN, Rhys E. et al. Farming and the fate of wild nature. **science**, v. 307, n. 5709, p. 550-555, 2005.

GUIDOTTI, Vinicius et al. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian

- buffers to supply watershed services. **Land use policy**, v. 94, p. 104511, 2020.
- GUO, Ziqi et al. Assessment of soil erosion and its driving factors in the Huaihe region using the InVEST-SDR model. **Geocarto International**, v. 38, n. 1, p. 2213208, 2023.
- HAILE, Gebremedhin Gebremeskel et al. Projected impacts of climate change on global irrigation water withdrawals. **Agricultural Water Management**, v. 305, p. 109144, 2024.
- HAMEL, P. et al. A framework for mapping ecosystem services in the Andes: linking hydrology and ecology. **Science of the Total Environment**, v. 527-528, p. 293-304, 2015.
- HAMEL, P.; CHAPLIN-KRAMER, R.; SIM, S.; MUELLER, C. A new approach to modeling sediment retention in ecosystem service assessments. **Ecological Applications**, v. 25, p. 117-123, 2015.
- HAO, R. et al. Incorporating sediment connectivity index into MUSLE model to explore soil erosion and sediment yield relationships at event scale. **Journal of Hydrology**, v. 614, p. 128579, 2022.
- HILTY, J. A.; BETTISWORTH, E.; MOTT, C. L.; SAENZ, J.; HARTMAN, L. M.; CURRAN, M. M.; GEORGE, L. H. **Corridor ecology: linking landscapes for biodiversity conservation and climate adaptation**. 2. ed. Washington: Island Press, 2020.
- HOLL, Karen D.; AIDE, T. Mitchell. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.
- HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, [s. l.], v. 44, n. 3, p. 315-327, 2017.
- HUA, Fangyuan et al. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, v. 376, n. 6595, p. 839-844, 2022.
- HUCKE, André Teixeira da Silva et al. Assessment of climate change impacts on rainfall and streamflow in the Alto Paranapanema Basin, Brazil. **Journal of Water and Climate Change**, v. 15, n. 5, p. 2110-2126, 2024.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2019**. Brasília: IBGE, 2019.
- INSTITUTO FLORESTAL. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IF, 2017.
- IPA. Instituto de Pesquisas Ambientais. Inventário Florestal 2020: Mapeamento da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo. 2020.
- IPCC. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. In: **Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva: IPCC, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>. Acesso em: 13 jul. 2024.

IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. In: **Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva: IPCC, 2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>. Acesso em: 10 ago. 2024.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 65-72, 2017.

JÄGERMEYR, Jonas et al. Reconciling irrigated food production with environmental flows for Sustainable Development Goals implementation. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 15900, 2017.

JIA, Xiaoxu et al. Traditional dry soil layer index method overestimates soil desiccation severity following conversion of cropland into forest and grassland on China's Loess Plateau. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 291, p. 106794, 2020.

JIN, F. et al. Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China. **Science of The Total Environment**, v. 773, p. 145514, 2021.

JÚNIOR, R. P. M. Correção de Falhas em Séries Temporais de Precipitação Utilizando Interpolação por Ponderação Inversa. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 13, p. 53-67, 2018.

JUNK, W. J. et al. The flood pulse concept and its application in floodplain rivers: A review. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 13, n. 1, p. 17-28, 2013.

KEOCHOMSI, Nitsakhone; NGAMSANROAJ, Kanchit; PROMWUNGKWA, Anucha. Impact of Sediment Accumulation in the Operation on Hydro Plant: A Case Study of the Nam Sana Hydropower Plant Lao PDR. 2024.

KOBIYAMA, M. Ruralização na gestão de recursos hídricos em área urbana. **Revista OESP Construção**, São Paulo: Estado de São Paulo, Ano 5, n. 32, p. 112-117, 2000.

KOBIYAMA, Masato; REGINATTO, Gisele Marilha Pereira; MICHEL, Gean Paulo. Contribuição da engenharia de sedimentos ao planejamento territorial com ênfase em redução de desastres hidrológicos. In: **Anais do IX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, 2010.

KOPITTKE, Peter M. et al. Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment international**, v. 132, p. 105078, 2019.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. **Handbuch der Klimatologie**, v. 1, p. 1-44, 1931.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário Florestal da Vegetação Nativa do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Florestal, 2005.

LAL, RATTAN. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5,

p. 5875-5895, 2015.

LAL, RATTAN. Soil degradation by erosion. **Land degradation & development**, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.

LAMBA, Jasmeet et al. Effect of best management practice implementation on sediment and phosphorus load reductions at subwatershed and watershed scale using SWAT model. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 4, p. 386-394, 2016.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 9, p. 3465-3472, 2011.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FINER, M.; MACEDO, M. O.; CAMPBELL, K. R.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56-67, 2012.

LECLÈRE, D. et al. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. **Nature**, v. 585, p. 551-556, 2020.

LEES, Alexander C.; PERES, Carlos A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LI, Guangdong et al. Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. **Nature communications**, v. 13, n. 1, p. 1628, 2022.

LI, X.; ZHANG, Y.; WANG, H. Impacts of land-use change on sediment yield in the Yangtze River Basin. **Journal of Environmental Management**, v. 310, p. 114732, 2022.

LIMA, W. de P.; FERRAZ, S. F. de B.; FERRAZ, K. M. P. M. Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco-hidrológica. In: *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. p. 215-244

LIN, Jinkuo et al. Assessing temporal trends of soil erosion and sediment redistribution in the Hexi Corridor region using the integrated RUSLE-TLSD model. **Catena**, v. 195, p. 104756, 2020.

LIU, Gangcai et al. Mutual tolerance ecology is a key to future eco-environmental science. **Frontier of Environmental Science**, v. 4, n. 1, 2015.

LIU, R.; WANG, S.; LI, J. Effectiveness of conservation practices in reducing sediment yield in eastern China. **Catena**, v. 220, p. 106712, 2023.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva e sua relação com perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p. 19-26, 1992.

LONGCORE, T.; RICH, C. Ecological light pollution. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 191-198, 2004.

LUEDELING, E.; GEBEL, J.; KOHLER, M.; STEFANOWSKI, R. Challenges in soil erosion modeling: Assessing applicability of the USLE model. **Soil & Tillage Research**, v. 2, p. 191-198, 2004.

MANNIGEL, Anny Rosi et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MAPBIOMAS. **Annual report on land use and cover change in Brazil**. MapBiomas Project, 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 10 set. 2024.

MAPBIOMAS. Coleção 3 do Projeto MapBiomas: **Relatório Anual de Mudanças de Uso do Solo no Brasil**. São Paulo, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 08 de jun. de 2024.

MAPBIOMAS. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 09 de jun. de 2024.

MARCHIORO, Eberval et al. Modelagem da produção de sedimentos usando cenário ambiental alternativo no noroeste do Rio de Janeiro-Brasil. **Revista Geografias**, v. 10, n. 1, p. 54-70, 2014.

MÁRQUEZ, J. et al. The role of protected areas in conserving biodiversity and ecosystem services in the Andes. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 123-132, 2016.

MARTENSEN, Alexandre Camargo; RIBEIRO, Milton Cezar; BANKS-LEITE, Cristina; *et al.* Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.

MARTINS, A. F.; RODRIGUES, J. P. Recursos Hídricos e Reservatórios do Alto Paranapanema. **Revista Brasileira de Hidrologia**, v. 6, p. 45-58, 2015.

MARTINS, Sebastião Venâncio. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009.

MATTOS, Jefferson et al. A valoração econômica de áreas de preservação permanente: o método da valoração contingente. **Revista Árvore**, v. 31, n. 4, p. 683-690, 2007.

MAYAUX, Philippe et al. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360, n. 1454, p. 373-384, 2005.

MCGEHEE, Ryan P. et al. Rainfall erosivity: essential historical, conceptual, and practical perspectives for continued application. In: SHAHGEDANOVA, M. (ed.). **Precipitation**. Amsterdam: Elsevier, 2021. p. 373-394.

MEKONNEN, Mulatie et al. Soil conservation through sediment trapping: a review. **Land degradation & development**, v. 26, n. 6, p. 544-556, 2015.

Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2017). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 139, 9-18.

Melo, D. P. **Dinâmica espaço-temporal na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: implicações para a conservação da biodiversidade**. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, Buri, 2015. 75 p.

MELO, P. S. Dinâmicas ambientais e socioeconômicas na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Sorocaba, 2019.

METZGER, Jean Paul et al. Why Brazil needs its legal reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91-103, 2019.

METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; DIXO, Marianna; *et al.* Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MILLER, J. R.; ORTIZ, M. Influence of precipitation and land use on sediment yield and reservoir infilling. **Geomorphology**, v. 228, p. 110-124, 2015.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B. Global soil organic carbon model predictions in response to land use changes. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p. 592-608, 2018.

MINUZZI, Rosandro Boligon et al. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, p. 338-344, 2007.

MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 909-918, 2014.

MOISA, Mitiku Badasa et al. Impacto da mudança no uso e cobertura do solo na erosão do solo usando o modelo RUSLE e o sistema de informação geográfica: um caso da bacia hidrográfica de Temeji, Etiópia Ocidental. **Journal of Water and Climate Change**, v. 12, n.

7, p. 3404-3420, 2021.

MONTEIRO, José AF et al. Modelagem do efeito da restauração da vegetação ripária no transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica brasileira impactada pelo homem. **Ecohydrology**, v. 9, n. 7, p. 1289-1303, 2016.

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 33, p. 13268-13272, 2007.

MORAES, Moacir Tuzzin et al. Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. **Práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**, p. 34-48, 2016.

MORIASI, Daniel N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MYANMAR GOVERNMENT. Assessing ecosystem service provision under climate change to support conservation and development planning in Myanmar. **PLOS ONE**, 2022.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAIDOO, Robin et al. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9495-9500, 2008.

NAIMAN, Robert J.; BILBY, Robert E.; BISSON, Peter A. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. **BioScience**, v. 50, n. 11, p. 996-1011, 2000.

NAIMAN, Robert J.; DECAMPS, Henri; POLLOCK, Michael. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993

NAJAFI, Saeed et al. Sediment connectivity concepts and approaches. **Catena**, v. 196, p. 104880, 2021.

NAZ, Farkhanda et al. Seasonal dynamics of soil ecosystems in the riparian zones of the Three Gorges Reservoir, China. **Global Ecology and Conservation**, v. 54, p. e03174, 2024.

NEEDS - Núcleo de Estudos em Ecologia Espacial e Desenvolvimento Sustentável. Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). **Delimitação da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**. Sorocaba: UFSCar, 2024. Disponível em: <https://www.needs.ufscar.br/> Acesso em :15 ago 2024.

NOWAK, D. J.; DWYER, J. F. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: **Urban and Community Forestry in the Northeast**, p. 25-46, 2007.

OWUOR, S. O.; BUTTERBACH-BAHL, K.; GUZHA, A. C.; RUFINO, M. C.; PELSTER, D. E.; DÍAZ-PINÉS, E.; BREUER, L. Groundwater recharge rates and surface runoff response to

land use and land cover changes in semi-arid environments. **Ecological Processes**, v. 5, n. 1, p. 16, 2016.

PACHECO, FAL et al. Perdas de solo em bacias hidrográficas rurais com conflitos ambientais de uso da terra. **Science of the Total Environment**, v. 485, p. 110-120, 2014.

PALMER, M. A. et al. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 3, p. 318-326, 2004.

PALOMO, I.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; ALONSO, A.; ALCORN, P.; MORLING, P.; REYES-GARCÍA, V.; MONTES, C. Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the Anthropocene. **Bioscience**, v. 64, p. 181-191, 2014.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's

PATEL, Adesh et al. AHP and TOPSIS based sub-watershed prioritization and tectonic analysis of Ami River Basin, Uttar Pradesh. **Journal of the Geological Society of India**, v. 98, n. 3, p. 423-430, 2022.

PEREIRA, Laura M. et al. Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. **People and Nature**, v. 2, n. 4, p. 1172-1195, 2020.

PEREIRA, Paulo; BOGUNOVIC, Igor; MUÑOZ-ROJAS, Miriam; *et al.* Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 7–13, 2018.

PERFECTO, Ivette et al. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. **Ecological economics**, v. 54, n. 4, p. 435-446, 2005.

PHALAN, Ben et al. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **science**, v. 333, n. 6047, p. 1289-1291, 2011.

PIMENTEL, David et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

PORTO, J. R. S. Projetos políticos de desenvolvimento territorial: territorialidades, significados e o campo de disputas no Sudoeste Paulista. **IDeAS**, v. 8, n. 1, p. 8–61, 2014

PRADIPTA, Ansita Gupitakingkin et al. Mapping the vulnerability of irrigation sand traps in a tropical volcanic basin, Indonesia. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18188, 2023.

QIAO, Y.; LI, Z.; ZHANG, W. Anthropogenic impacts on soil erosion in China: A review. **Science of the Total Environment**, v. 850, p. 158012, 2024.

RAPIDEL, B.; RIPOCHE, A.; ALLINNE, C.; METAY, A.; DEHEUVELS, O.; LAMANDA, N.; BLAZY, J.-M.; VALDÉS-GÓMEZ, H.; GARY, C. Analysis of ecosystem services trade-offs to design agroecosystems with perennial crops. **Agronomy for Sustainable**

Development, v. 35, p. 1373–1390, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0312-0>.

RENARD, Kenneth 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.

REY BENAYAS, J. M.; BULLOCK, J. M. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. **Ecosystems**, v. 15, p. 883–899, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>. Acesso em: 10 ago. 2024.

REZENDE, Camila Linhares et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA, Caio Tibério Dorneles da; CHRISTOFIDIS, Demetrios. Vantagens da opção pela agricultura irrigada. **Revista de política agrícola**, v. 24, n. 2, p. 17-25, 2015.

RODRIGUES, A.; FERREIRA, A.; ALMEIDA, D. Agroforestry systems and erosion control: strategies for sustainable land use. **Sustainable Agriculture Reviews**, v. 28, p. 215-232, 2018.

RODRIGUES, R. C.; FERREIRA, L. M. Uso do modelo InVEST para estimar a entrega de sedimentos na Bacia do Alto Paranapanema. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 1654-1665, 2021.

ROMSHOO, S. A. et al. Evaluation of various DEMs for quantifying soil erosion under changing land use and land cover in the Himalaya. **Frontiers in Earth Science**, v. 9, p. 782128, 2021.

ROMSHOO, S. A.; FAZILI, A. S.; RASHID, I.; NIZAMANI, M. M.; AHMAD, I. Monitoring land cover changes and its impact on sediment delivery in mountainous watersheds using remote sensing and SDR InVEST model. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, 2021.

ROSA, Isabel MD et al. The environmental legacy of modern tropical deforestation. **Current Biology**, v. 26, n. 16, p. 2161-2166, 2016.

ROSA, Lorenzo. Adapting agriculture to climate change via sustainable irrigation: biophysical potentials and feedbacks. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 6, p. 063008, 2022.

ROSSI, M. A. Análise da qualidade dos solos na Bacia do Alto Paranapanema. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) — Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2017.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**, 2017. V.1. ed. Instituto Florestal, São Paulo

SAATH, Kleverton Clovis de Oliveira; FACHINELLO, Arlei Luiz. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018.

SAATH, Kleverton Clovis de Oliveira; FACHINELLO, Arlei Luiz. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018.

SAHOUR, Hossein *et al.* Machine learning applications for water-induced soil erosion modeling and mapping. **Soil and Tillage Research**, v. 211, p. 105032, 2021.

SALOMÃO, Pedro Emílio Amador et al. A importância do sistema de plantio direto na palha para reestruturação do solo e restauração da matéria orgânica. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 1, p. e154911870-e154911870, 2020.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1-15, 2015.

SANTOS, et al. Mudanças no uso da terra na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA) entre 1987 e 2017: Impactos sobre a vegetação nativa e a intensificação agrícola. **Revista Brasileira de Geografia e Meio Ambiente**, v. 10, p. 45-62, 2023.

SANTOS, J. C. N. DOS et al. Determination of the cover factor and the MUSLE coefficients in watersheds in the Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1157–1164, 1 nov. 2014.

SANTOS, Leandro de Lima et al. Agronegócio e a busca por terra e água: uso do solo, irrigação e estrutura fundiária na região do Alto Paranapanema – São Paulo. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 21, n. 3, p. 248-267, 2023.

SANTOS, Leandro de Lima et al. Agronegócio e a busca por terra e água: uso do solo, irrigação e estrutura fundiária na região do Alto Paranapanema – São Paulo. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 21, n. 3, p. 248-267, 2023.

SÃO PAULO (Estado). Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (CBH-ALPA). **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos: Ano Base 2016**. 2017. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br>. Acesso em: 10 set. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (CBH-ALPA). **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos: Ano Base 2020**. 2021. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br>. Acesso em: 10 set. 2024.

SAUER, T. J.; CAMBARDELLA, C. A.; PARKIN, T. B. Soil carbon sequestration in pasture and agroforestry systems: a comparative study. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 3, p. 968-975, 2007.

SCANLON, Bridget R. et al. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 4, n. 2, p. 87-101, 2023.

SCHLEISS, Anton J. et al. Reservoir sedimentation. **Journal of Hydraulic Research**, v. 54, n. 6, p. 595-614, 2016.

SEADE - Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **População e Municípios da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema**. São Paulo, 2019. Disponível em: <http://www.seade.gov.br>. Acesso em: 14 jun. 2024.

SHARP, R. et al. **InVEST 3.5.0 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2018.

SHARP, R. et al. InVEST 3.8. 7. User's Guide. **The Natural Capital Project**, 2020.

SHARP, R.; TALLIS, H.; RICKETTS, T.; GUERRY, A.; WOOD, S. A.; CHAPLIN-KRAMER, R.; et al. **InVEST 3.5.0 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2015. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest-models>. Acesso em: 10 jul. 2024.

SHI, Wenhai; HUANG, Mingbin. Predictions of soil and nutrient losses using a modified SWAT model in a large hilly-gully watershed of the Chinese Loess Plateau. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 291-304, 2021.

SHOJAEZADEH, Shahab Aldin et al. Soil erosion in the United States: Present and future (2020–2050). **Catena**, v. 242, p. 108074, 2024.

SIEBERT, Stefan et al. A global data set of the extent of irrigated land from 1900 to 2005. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 3, p. 1521-1545, 2015.

SILVA, A. C.; LIMA, L. S.; FERREIRA, F. S. Best management practices for erosion control in agricultural lands. **Soil and Water Conservation Journal**, v. 67, n. 4, p. 202-210, 2012.

SILVA, Mariana Aguiar et al. Sistema de plantio direto e rotação de culturas no Cerrado. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 13, p. e376111335568-e376111335568, 2022.

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

SINSHAW, Berhanu G. et al. Watershed-based soil erosion and sediment yield modeling in the Rib watershed of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. **Energy Nexus**, v. 3, p. 100023, 2021.

SMITH, P.; et al. Land management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystems and the sustainable development goals. **Annual Review of Environment and**

Resources, v. 44, p. 255-286, 2019.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SONG, Xiao-Peng et al. Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, n. 7720, p. 639-643, 2018.

SOUZA, D. R.; SANTOS, M. A.; SILVA, F. P. Características pedológicas e suas implicações na degradação dos solos no Alto Paranapanema. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 3, p. 123-135, 2018.

SOUZA, M. Conservação da biodiversidade e saberes tradicionais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 36, p. 47-58, 2015.

SPAROVEK, Gerd; BERNDES, Göran; BARRETTO, Alberto Giaroli de Oliveira Pereira; *et al.* The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65–72, 2012.

STEFANIDIS, Stefanos et al. Ecosystem Services Supply from Peri-Urban Watersheds in Greece: Soil Conservation and Water Retention. **Land**, v. 13, n. 6, p. 765, 2024.

STRAUCH, Michael et al. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of environmental management**, v. 127, p. S24-S36, 2013.

TALLIS, H. T. et al. InVEST 2.1 beta user's guide. the natural capital project. 2011.

TAMBOSI, Leandro Reverberi et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas eo Código Florestal. **Estudos avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.

TARIGAN, Suria Darma et al. Mitigation options for improving the ecosystem function of water flow regulation in a watershed with rapid expansion of oil palm plantations. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 8, p. 4-13, 2016.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature**. TEEB Synthesis Report, 2020.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB**. 2010.

THOMAZ, Edivaldo Lopes; ANTONELI, Valdemir; DIAS, Wolliver Anderson. Estimativa de proveniência de sedimento em cabeceira de drenagem com alta densidade de estradas rurais não pavimentadas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 25-37, 2011. doi:10.21168/rbrh.v16n2.p25-37.

TIECHER, Tales et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108, 2017.

TIEZZI, L. Environmental challenges in the Paranapanema Basin: Hydropower and land use conflicts. **Journal of Environmental Management**, v. 45, p. 102-110, 2009.

TORMENA, Cássio Antonio; SILVA, AP da; LIBARDI, Paulo Leonel. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 22, p. 573-581, 1998

TSCHARNTKE, Teja et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological conservation**, v. 151, n. 1, p. 53-59, 2012.

TUCCI, C. E. M. et al. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

UNEP. **Global Environment Outlook 6: Healthy Planet, Healthy People**. Nairobi: UNEP, 2018.

USGS - United States Geological Survey. **Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), 30 Meter Resolution Data**. 2019. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 14 mar. 2024.

VAN METRE, Peter C.; HOROWITZ, Arthur J. An 80-year record of sediment quality in the lower Mississippi River. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 17, p. 2438-2448, 2013.

VÁSQUEZ-MÉNDEZ, Rebeca et al. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. **Catena**, v. 80, n. 3, p. 162-169, 2010.

VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; DE VENTE, J.; OCAKOGLU, F. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. **Geomorphology**, v. 230, p. 4-15, 2016.

VIGIAK, O.; MEYER, C.; VAN ROMPAEY, A. J. J.; VERSTRAETEN, G.; PIEMONTESI, A. Sediment delivery ratio in European catchments. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 67, p. 113-121, 2012.

VINUESA, R.; TORRALBA, M. Sustainable ecosystems and the mitigation of anthropogenic impacts. **Journal of Environmental Studies**, v. 12, p. 102-115, 2018.

WALLING, D. E. Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers. **Geomorphology**, v. 79, n. 3-4, p. 192-216, 2006.

WANG, J.; LIU, Y.; CHEN, Z. Soil erosion dynamics in northern China: A case study of the Yellow River Basin. **Geomorphology**, v. 405, p. 108197, 2022.

WANG, Xiao et al. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. **Catena**, v. 137, p. 256-268, 2016.

WANG, Xuechao et al. Linking land use change, ecosystem services and human well-being: A case study of the Manas River Basin of Xinjiang, China. **Ecosystem services**, v. 27, p. 113-123, 2017.

WELDU WOLDEMARIAM, Gezahegn; EDO HARKA, Arus. Effect of land use and land cover change on soil erosion in erer sub-basin, Northeast Wabi Shebelle Basin, Ethiopia. **Land**, v. 9, n. 4, p. 111, 2020.

WENG, Q. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 34-49, 2012.

WISCHMEIER, Walter H.; SMITH, Dwight David. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

WOLNY, S.; PENG, H.; JING, Z.; YANG, M.; et al. Using InVEST models to assess land-use changes in water quality in tropical watersheds. **Environmental Science & Policy**, v. 102, p. 16-24, 2021.

WU, Chin-Lung et al. Assessing the potential of riparian reforestation to facilitate watershed climate adaptation. **Journal of Environmental Management**, v. 277, p. 111431, 2021.

WU, J. Landscape ecology. In: JØRGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (eds.). **Encyclopedia of Ecology**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2008. p. 2143-2150.

XU, E.; ZHANG, Hongqi. Change pathway and intersection of rainfall, soil, and land use influencing water-related soil erosion. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106281, 2020.

ZALLES, Viviana et al. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. **Science advances**, v. 7, n. 14, p. eabg1620, 2021. DOI: 10.1126/sciadv.abg1620

ZANIN, Paulo Rodrigo et al. Do protected areas enhance surface water quality across the Brazilian Amazon?. **Journal for Nature Conservation**, v. 81, p. 126684, 2024.

ZEDLER, J. B.; KERCHER, S. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 39-74, 2005.

ZHANG, J. et al. The role of forests in climate change mitigation: Implications for policy. **Environmental Science & Policy**, v. 120, p. 98-108, 2021.

ZHANG, L.; CHEN, X.; HUANG, Q. Agricultural intensification and soil erosion in southern China: A spatial analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 345, p. 108345, 2023.

ZHANG, Ling et al. Hydrological responses to land-use change scenarios under constant and

changed climatic conditions. **Environmental management**, v. 57, p. 412-431, 2016.

ZHANG, Y. et al. Spatial-temporal trends of rainfall erosivity and its implication for sustainable agriculture in the Wei River Basin of China. **Agricultural Water Management**, v. 245, p. 106557, 2021.

ZHANG, Y. et al. The value of biodiversity in sustaining ecosystem services. **Ecological Applications**, v. 29, n. 1, p. e01962, 2019.

ZHOU, P.; LUKKANEN, O.; TOKOLA, T.; NIEMINEN, J. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 319-325, 2016.

4. INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA EM SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS

RESUMO

A intensificação das atividades humanas, como a agricultura e a pecuária, tem modificado as paisagens, resultando em alterações significativas na dinâmica da água e na qualidade dos recursos hídricos. Esse trabalho Investigou a influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água em sub-bacias na Bacia do Alto Paranapanema (BH-ALPA), a partir da análise de matrizes distintas: agricultura (SB1), pastagem (SB2 e SB3) e floresta (SB4). Foram avaliados parâmetros quali-quantitativos da água (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e temperatura), além da determinação da vazão, por meio de coletas mensais entre dezembro/2023 e junho/2024. Os resultados demonstraram que a sub-bacia florestal (SB4) apresentou melhor qualidade da água, com menor turbidez ($3,7 \pm 0,3$ NTU), condutividade ($49,9 \pm 19,3$ $\mu\text{S/cm}$) e sólidos dissolvidos ($25 \pm 9,5$ mg/L), além de maior oxigênio dissolvido e estabilidade térmica, o que demonstra o papel da vegetação na regulação hidrológica e proteção contra erosão. Em contraste, as áreas agrícola (SB1) e pastoril (SB2 e SB3) exibiram degradação da qualidade da água, com maiores valores de turbidez ($11,0 \pm 4,3$; $10,9 \pm 2,3$ e $6,3 \pm 1,4$ NTU respectivamente), pH e temperatura, associados ao escoamento superficial e aporte de sedimentos. A análise multivariada (MANOVA) confirmou diferenças significativas entre as sub-bacias, reforçando a relação entre cobertura vegetal e qualidade da água. Correlações significativas foram observadas entre vazão, pH e turbidez, indicando a influência do fluxo hídrico na dinâmica dos parâmetros. Conclui-se que a preservação de matrizes florestais é fundamental para a manutenção dos serviços ecossistêmicos hídricos, enquanto práticas agrícolas e pastoris inadequadas intensificam a degradação. Os resultados apontam para a necessidade de estratégias de restauração ecológica e adoção de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas tropicais.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, qualidade da água, cobertura florestal, uso do solo, bacia hidrográfica.

ABSTRACT

The intensification of human activities, such as agriculture and livestock farming, has altered landscapes, resulting in significant changes in water dynamics and the quality of water resources. This study investigated the influence of land use and land cover on water quality in sub-basins in the Alto Paranapanema River Basin (BH-ALPA), through the analysis of distinct landscape matrices: agriculture (SB1), pasture (SB2 and SB3), and forest (SB4). Qualitative and quantitative water parameters (pH, dissolved oxygen, turbidity, electrical conductivity, total dissolved solids, and temperature) were evaluated, along with the determination of flow, through monthly sampling between December 2023 and June 2024. The results demonstrated that the forest sub-basin (SB4) showed better water quality, with lower turbidity (3.7 ± 0.3 NTU), conductivity (49.9 ± 19.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and dissolved solids (25 ± 9.5 mg/L), in addition to higher dissolved oxygen and thermal stability, highlighting the role of vegetation in hydrological regulation and protection against erosion. In contrast, the agricultural areas (SB1) and pasture areas (SB2 and SB3) exhibited degradation of water quality, with higher turbidity values (11.0 ± 4.3 ; 10.9 ± 2.3 and 6.3 ± 1.4 NTU respectively), pH, and temperature, associated with surface runoff and sediment loading. The multivariate analysis (MANOVA) confirmed significant differences between the sub-basins, reinforcing the relationship between vegetation cover and water quality. Significant correlations were observed between flow, pH, and turbidity, indicating the influence of water flow on the dynamics of the parameters. It is concluded that the preservation of forest matrices is essential for maintaining hydrological ecosystem services, while inadequate agricultural and pastoral practices intensify degradation. The results point to the need for ecological restoration strategies and the adoption of conservation practices in tropical watersheds.

Keywords: Ecosystem services, water quality, forest cover, land use, watershed.

4.1. Introdução

Os ecossistemas naturais desempenham um papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles relacionados à regulação hidrológica e à qualidade da água (Jia et al., 2014). Entre eles, a cobertura florestal nativa é particularmente importante para garantir tanto a quantidade quanto a qualidade da água superficial e subterrânea (Hall et al., 2022; Jones et al., 2022). Há diversos fatores dentro da estrutura florestal que possibilitam a recarga de aquíferos e a regulação dos corpos hídricos, além da melhoria da qualidade da água (Brauman, 2016). Diversos atributos da estrutura florestal, como interceptação pelas copas, camada de serapilheira, raízes profundas e solo rico em matéria orgânica, favorecem infiltração, recarga aquífera e filtragem de sedimentos e nutrientes (Brauman, 2016; (Brauman, 2016; De Jong; Liu; Long, 2021; Jones *et al.*, 2022). A presença de florestas distribuídas ao longo das bacias hidrográficas e margens de rios, por exemplo, favorece a infiltração da água no solo (Tambosi et al., 2015; Hall et al., 2022), além de estabilizar o solo, reduzindo processos erosivos e o carreamento de sedimentos e poluentes para os cursos d'água (Zhou et al., 2008; Chen et al., 2021). Comparada a outros usos e coberturas do solo, a floresta promove melhor qualidade da água (Mello et al., 2018; Qiu et al., 2023; Yao et al., 2023), contribuindo inclusive para a redução dos custos com seu tratamento na captação (Piaggio; Siikamäki, 2021).

No entanto, nas últimas décadas, a intensificação das atividades antrópicas, como a expansão da agricultura, da urbanização e do desmatamento, tem acelerado a degradação desses habitats naturais, comprometendo sua capacidade de fornecer serviços essenciais (Foley *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2015). Essas alterações têm como resultado um impacto direto nos ciclos hidrológicos, especialmente na qualidade e quantidade de água (Wu, 2008; Tambosi *et al.*, 2015), e respondem diretamente a composição e configuração destas paisagens (Xu *et al.*, 2023) e mantendo seus efeitos ao longo do tempo (Basu *et al.*, 2022). Diferentes tipos de uso e cobertura do solo geram diferentes respostas na quantidade e na qualidade de água que é produzida dentro da bacia (Lopes *et al.*, 2020; Ni *et al.* 2021; Cheng *et al.* 2022). Por exemplo, quando o solo está exposto o escoamento superficial é mais acentuado, o que resulta em um maior volume e velocidade da água, reduzindo o tempo de residência dessa água no solo e intensificando os processos erosivos, como a produção e a exportação de sedimentos para os corpos hídricos (Zhang *et al.* 2020; Borrelli *et al.* 2020). O aumento desses processos é especialmente preocupante em paisagens rurais intensificadas, onde o uso de técnicas de plantio não sustentáveis aliado a altas quantidades de insumos químicos e mecanização, pode

levar ao aumento dos níveis de contaminação, exportação de sedimentos e assoreamento dos recursos hídricos (Fahrig, 2013; Keesstra *et al.*, 2018; Zhang *et al.* 2021).

No Brasil, a Mata Atlântica é um exemplo emblemático onde os mananciais presentes no bioma são responsáveis pelo abastecimento de cerca de 70% da população brasileira (Magalhães Filho *et al.*, 2022). Contudo, após séculos de exploração, sua área de cobertura vegetal nativa foi severamente reduzida e encontra-se altamente fragmentada (Ribeiro *et al.* 2009, Rezende *et al.*, 2018). Isso somado a alterações nas leis que regem a proteção de vegetação nativa (Guidotti *et al.*, 2020) levanta um alerta quanto à segurança hídrica, especialmente no cenário atual de mudanças climáticas (Costa *et al.*, 2024). A conversão de ambientes nativos nas bacias compromete a capacidade dos ecossistemas de regular a quantidade e a qualidade da água (Mello *et al.*, 2018; Teixeira *et al.*, 2021; Reis *et al.*, 2024), aumentando a vulnerabilidade das regiões a problemas hídricos. Em face da intensificação de eventos como secas e chuvas intensas, a manutenção da cobertura de vegetação nativa nas bacias que formam os mananciais voltados ao abastecimento humano ou geração de hidroeletricidade torna-se crucial para garantir a resiliência hídrica (Teixeira *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022).

Diante desse cenário, este estudo tem como objetivo investigar a influência do uso e cobertura do solo na vazão e na qualidade da água em 4 sub-bacias hidrográficas na Mata Atlântica. Para isso, foram comparadas sub-bacias com três diferentes tipos de uso e cobertura do solo: agricultura, pastagem e floresta. O estudo busca compreender como as atividades antrópicas impactam a regulação hídrica e a qualidade da água em comparação com áreas florestais, fornecendo subsídios para políticas de conservação e manejo sustentável dos recursos hídricos.

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Área de Estudo

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, inserida na Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Alto do Paranapanema (UGRHI-14), que abrange uma extensão territorial de 22.689 km². A região de estudo está localizada no sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas de 23°00' e 24°23' S e 49°25' e 47°22' O. A bacia se destaca como um dos pólos de desenvolvimento do Estado de São Paulo, com uma população estimada de 716.819 habitantes (CBH-ALPA, 2018). A área é de grande

importância estratégica, tanto pelo seu potencial hídrico quanto pelo seu dinamismo socioeconômico, que inclui atividades agrícolas, industriais e de serviços (Figura 1).

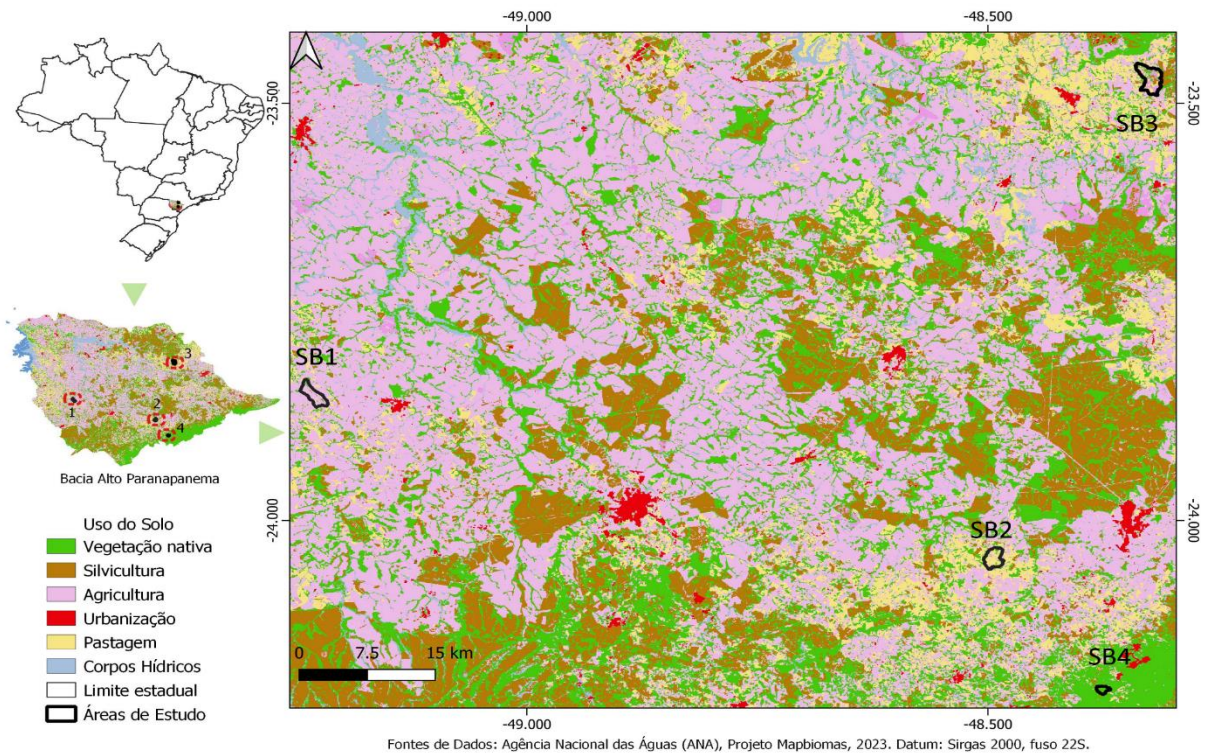


Figura 1: Bacia do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo, e localização dos locais de amostragem

O clima da região, conforme a classificação de Köppen (1948), é predominantemente do tipo Cwa, caracterizado por verões quentes e úmidos e invernos secos. As temperaturas médias anuais variam entre 18°C e 22°C, com precipitação média anual de aproximadamente 1.200 mm. Contudo, na Serra de Paranapiacaba, a precipitação pode atingir até 1.800 mm/ano, devido ao efeito orográfico (CBH-ALPA, 2018). A distribuição das chuvas é marcadamente sazonal, com os meses mais chuvosos ocorrendo entre setembro e março, enquanto o período de abril a agosto é considerado o mais seco (Minuzzi *et al.*, 2007). A região da UGRHI-14 é caracterizada por uma economia diversificada, com forte presença do setor agrícola. O uso do solo dentro da UGRHI-14 é predominantemente Agricultura (37,3%), seguida pela cobertura de Vegetação Nativa (24%), Pastagem (20,5%) e por fim Silvicultura (14,5%) (Araújo *et al.*, *in prep*). A produção de *commodities* como milho, soja e cana-de-açúcar é uma das principais atividades econômicas, que aumentou rapidamente desde os anos 2000, impulsionado pelo acesso a sistemas de mecanização e irrigação, substituindo sistemas produtivos menos rentáveis (CBH-ALPA, 2017). No entanto, o crescimento econômico e a expansão agrícola têm

gerado desafios relacionados à gestão dos recursos hídricos, como a contaminação por agrotóxicos e a redução da vazão dos rios em períodos de estiagem (CBH-ALPA, 2018).

4.2.2. Delimitação das microbacias

Para a delimitação das microbacias (MB) de 1ª e 2ª ordens na Bacia do Alto Paranapanema, primeiramente foram geradas automaticamente as microbacias em Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Para tanto, foi utilizado o modelo SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com pixels de 30m x 30m. Em seguida, a ferramenta "*Watershed delineation*" foi utilizada para identificar áreas de drenagem e padrões de escoamento de água. A ferramenta "*Watershed delineation*" foi utilizada para identificar as áreas de drenagem e os padrões de escoamento de água, enquanto a ferramenta "*Drainage direction*" foi aplicada para extrair a direção do escoamento e a ferramenta "*Stream segments*" foi empregada para identificar os segmentos de fluxo.

Na etapa seguinte, a ferramenta "*r.water.outlet*" foi usada para criar um polígono delimitando a bacia hidrográfica, com base em um mapa de direção de fluxo e coordenadas específicas que indicam o ponto de exutório da bacia. Por fim, a ferramenta "*r.to.vect*" foi aplicada para converter o raster em formato vetorial, aprimorando a representação das sub-bacias ao transformar os pixels em polígonos suavizados.

Após a delimitação inicial das MB, foram elaborados mapas de uso e cobertura do solo com o objetivo de identificar a classe predominante em cada área. Optou-se pela coleção 3.1 do MapBiomias devido à sua compatibilidade com os anos analisados e à consistência metodológica entre as classificações, o que assegura a comparabilidade temporal. Embora existam versões mais recentes, a coleção 3.1 já passou por ampla validação com base em imagens Landsat 8 (Melo, 2019) e apresenta resolução espacial de 30 m x 30 m. A partir do recorte das sub-bacias sobre os mapas de uso e cobertura do solo, foram selecionadas aquelas em que havia predominância superior a 50% de uma das seguintes classes: agricultura, pastagem ou vegetação nativa.

Todas as análises desta etapa foram feitas utilizando o software QGIS (v3.30.1), com o sistema de coordenadas das informações geoespaciais padronizado em "SIRGAS 2000/UTM zona 22S".

4.2.3. Nível de água

O sensor de nível de água determina a altura da lâmina d'água a partir da medição da pressão exercida pela coluna de água sobre o corpo do sensor em reservatórios, lagos e rios (Martins, 2023). Neste estudo, os níveis d'água foram monitorados de forma automatizada em intervalos de 10 minutos por 7 meses nas sub-bacias de pastagem e agricultura e por 3 meses na sub-bacia de floresta, utilizando sensores de nível da dualBASE, modelo LimmiDB, com resolução de 0,001 mca (1 mm), garantindo alta precisão e confiabilidade nas medições.

4.2.4. Vazão

O método do flutuador foi empregado conforme as metodologias descritas por Palhares *et al.* (2007) visando estimar a vazão dos riachos. As medições foram realizadas mensalmente, no período de dezembro de 2023 a junho de 2024, totalizando 7 campanhas. As coletas ocorreram sob condições de tempo seco.

Para calcular a vazão dos riachos usou-se a seguinte equação (1):

$$Q = \frac{A * L * C}{t} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que: Q= vazão (m³/s), A = área média da área do rio (distância entre as margens multiplicada pela profundidade do rio) (m²); L= comprimento da área de medição (utilizar o comprimento de 6,0 m) (m); C= coeficiente ou fator de correção (0,8 para rios com fundo pedregoso ou 0,9 para rios com fundo barrento). O coeficiente permite a correção devido ao fato de a água se deslocar mais rápido na superfície do que na porção do fundo do rio.

4.2.5. Qualidade da Água

O monitoramento da qualidade da água foi realizado mensalmente entre dezembro de 2023 e junho de 2024, totalizando sete campanhas de amostragem nas sub-bacias MB1, MB2 e MB3, e três campanhas na MB4. O protocolo de coleta seguiu padrão de coleta de dados para o período, com a sonda multiparâmetros HANNA HI 9829 permanecendo submersa por 10 minutos em cada ponto de amostragem. Durante este período, os parâmetros físico-químicos, sendo: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (°C), sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE), foram registrados a cada 30 segundos, totalizando 20 leituras por

parâmetro. Para a turbidez (NTU), utilizou-se a média de três medições pontuais com o turbidímetro HANNA HI98703 (APHA,2012), (ANEXO B).

4.2.6. Análises estatísticas

Inicialmente, para avaliar possíveis diferenças nos parâmetros físico-químicos da água (pH, OD, NTU, CE, °C e SDT) entre as sub-bacias, realizou-se uma análise descritiva calculando medidas de tendência central e dispersão (média, desvio padrão - DP e coeficiente de variação - CV), complementada pela representação gráfica em box plots para visualização da variabilidade espacial. Em seguida, a relação entre a vazão e os parâmetros de qualidade da água foi analisada por meio de regressão linear simples, após a verificação da normalidade univariada pelo teste de Shapiro-Wilk. As relações com maior força explicativa foram consideradas aquelas com coeficiente de determinação (R^2) superior a 0,50 (Santos *et al.*, 2018). Adicionalmente, foi elaborada uma matriz de correlação de Pearson entre os próprios parâmetros físico-químicos da água, com base nos valores médios por sub-bacia, com o objetivo de identificar possíveis associações lineares entre as variáveis. Essa matriz foi representada graficamente com o uso da biblioteca *Seaborn* em linguagem *Python* (*Python Software Foundation, 2023*), facilitando a interpretação da intensidade e da direção das associações entre os indicadores de qualidade da água.

Para a comparação multivariada entre sub-bacias, os pressupostos de normalidade foram testados: aplicou-se o teste de Henze-Zirkler (HZ) para normalidade multivariada global e o teste de Mardia para avaliação específica de assimetria e curtose. Confirmada a adequação dos dados, procedeu-se com a Análise Multivariada de Variância (MANOVA) utilizando o traço de Hotelling-Lawley como estatística de teste - método multivariado análogo ao teste t de *Student* (Carey, 1998) - permitindo testar diferenças significativas nos conjuntos de parâmetros entre sub-bacias com diferentes usos do solo. Para identificar quais sub-bacias diferem entre si, aplicou-se uma análise post-hoc pareada entre os grupos, conforme recomendado para investigações com múltiplos fatores multivariados (Hair *et al.*, 2009).

Por fim, os padrões de similaridade entre as sub-bacias foram visualizados por meio de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), utilizando a matriz de dissimilaridade euclidiana, a fim de evidenciar agrupamentos com base na composição físico-química da água. A PCoA é recomendada para explorar estruturas espaciais em dados ambientais e facilita a interpretação gráfica de padrões multivariados complexos (Legendre;Legendre, 2012).

4.3. Resultados

A análise revelou diferenças significativas no uso e cobertura do solo entre as sub-bacias estudadas. A MB4 se destaca por sua cobertura florestal integral, caracterizando-se como área de preservação ou com mínima intervenção humana. Em contraste, a MB1 apresenta predominância de atividades agrícolas em sistemas de rotação de culturas que alternam soja, milho, trigo e outros grãos conforme as safras, indicando uso intensivo do solo para produção. As MB2 e MB3 são marcadas principalmente por pastagens, o que sugere vocação agropecuária com manejo extensivo da terra (Figura 2).

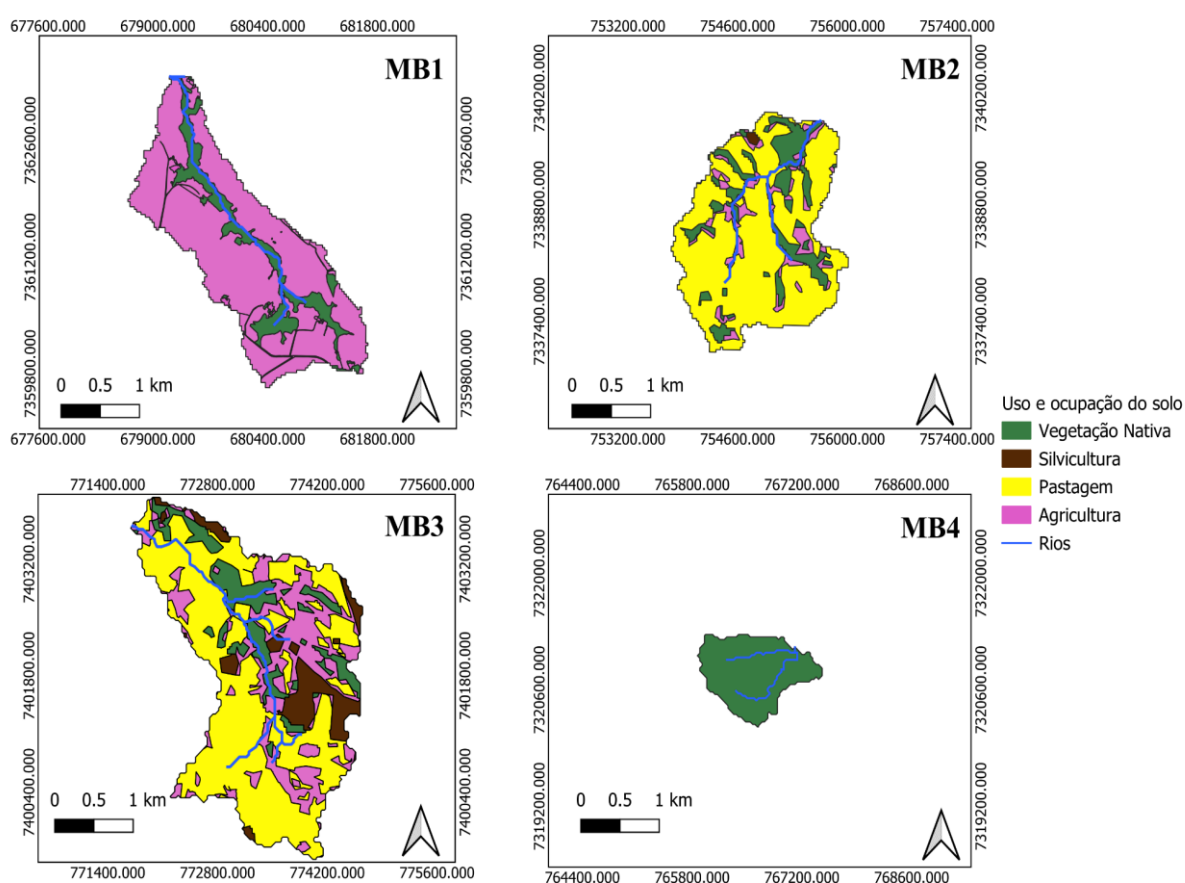


Figura 2. Classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias.

Entre as sub-bacias com maior cobertura florestal, SB4 apresentou a maior porcentagem, com 100% de sua área, seguida por SB1 (16,15%), SB3 (11,94%), MB2 (9,42%) e , respectivamente. Por outro lado, MB1 apresentou a maior área agrícola, com 71,33 % . As sub-bacias MB2 e MB3 se destacaram pela predominância da pastagem, representando, respectivamente, 73,75 % e 55,65 % de suas áreas (Figura 3).

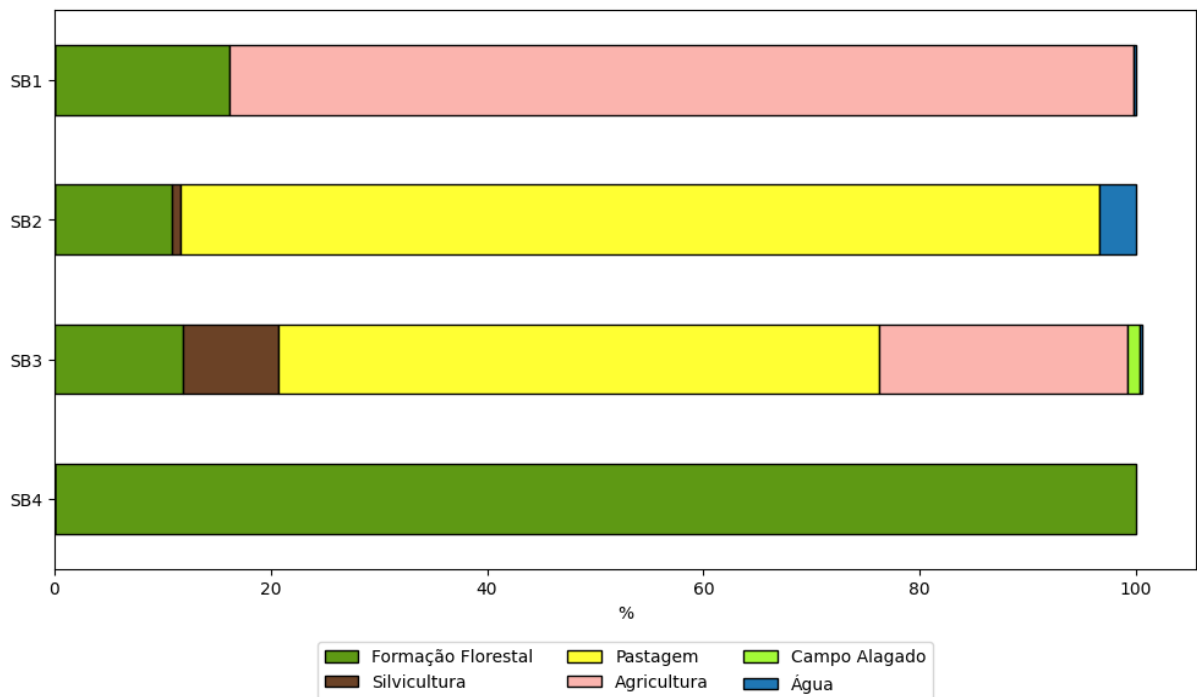


Figura 3. Proporção de Classes dos usos e ocupação do solo das microbacias estudadas. Adaptado de Mello *et al* (2018).

A SB4 (florestal) destacou-se pelos menores valores de turbidez NTU, SDT, CE, além de maior estabilidade físico-química com menor variabilidade de pH, menores temperaturas médias e maiores valores médios de OD (Tabela 1). A MB2 (pastagem) apresentou os maiores valores de turbidez, SDT e CE. Em contraste, a MB3 (uso misto com predominância de pastagens) registrou as menores concentrações de OD, além de valores de turbidez nos mesmos níveis de MB2, embora todos os valores de OD tenham permanecido acima do limite de 5 mg/L. Além disso, a MB3 apresentou condições intermediárias nos demais indicadores (Tabela 1). A sub-bacia agrícola (MB1) exibiu um padrão distinto, com valores intermediários para a maioria dos parâmetros (NTU, SDT, CE), mas os maiores valores de pH e temperatura da água entre todas as sub-bacias. Entretanto, na MB4, apenas três coletas foram concluídas uma vez que os equipamentos de campo foram vandalizados. Essa limitação amostral, particularmente na MB4 onde o monitoramento foi interrompido, requer que os resultados sejam interpretados com cautela.

Variável de qualidade da água	Parâmetros estatísticos	MB1	MB2	MB3	MB4
pH	Média	7,54	7,53	7,15	6,67
	DP	0,26	0,13	0,15	0,07
	CV	3,51	1,78	2,09	0,98
OD (mg/L)	Média	8,42	8,49	7,05	8,79
	DP	1,04	1,38	0,67	0,99
	CV	12,36	16,26	9,57	11,28
CE (µS/cm)	Média	70,14	125,44	79,86	49,88
	DP	25,50	51,60	26,69	19,32
	CV	36,36	41,14	33,42	38,72
SDT(mg/L)	Média	34,60	73,38	40,14	25,00
	DP	13,34	24,32	13,11	9,54
	CV	38,56	33,15	32,65	38,16
NTU	Média	11,03	10,90	6,31	3,62
	DP	4,34	2,28	1,41	0,28
	CV	39,35	20,95	22,28	7,74
T (°C)	Média	22,94	19,60	21,83	19,43
	DP	2,59	2,91	2,06	1,49
	CV	11,29	14,84	9,46	7,68

Tabela 1. Média, desvio padrão (Dp) e coeficiente de variação (CV) para variáveis de qualidade da água para cada sub-bacias. Sendo: ° C (Temperatura); OD (Oxigênio Dissolvido em mg/L); PH (Potencial Hidrogeniônico); NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez); ST (Sólidos Totais Dissolvidos em mg/L); Ce(Condutividade Elétrica em µS/cm).

A análise comparativa confirmou que esses padrões estão diretamente associados aos diferentes usos do solo. A sub-bacias florestal (MB4) manteve consistentemente os melhores parâmetros de qualidade, enquanto a área agrícola (MB1) apresentou uma assinatura característica com elevação específica de pH e temperatura, refletindo o impacto diferenciado das atividades agrícolas. A sub-bacias de pastagem (MB3) foi a mais degradada em termos gerais, particularmente nos parâmetros relacionados ao transporte de sedimentos e matéria orgânica.

As sub-bacias com uso predominante de pastagem (MB2 e MB3) apresentaram comportamentos distintos entre si, embora, em geral, tenham exibido condições inferiores à área predominantemente florestal (SB4). Enquanto a MB2 destacou-se negativamente, registrando os maiores valores de CE e SDT, a MB3 apresentou resultados intermediários, aproximando-se da MB4 em parâmetros como OD e NTU (Figura 3).

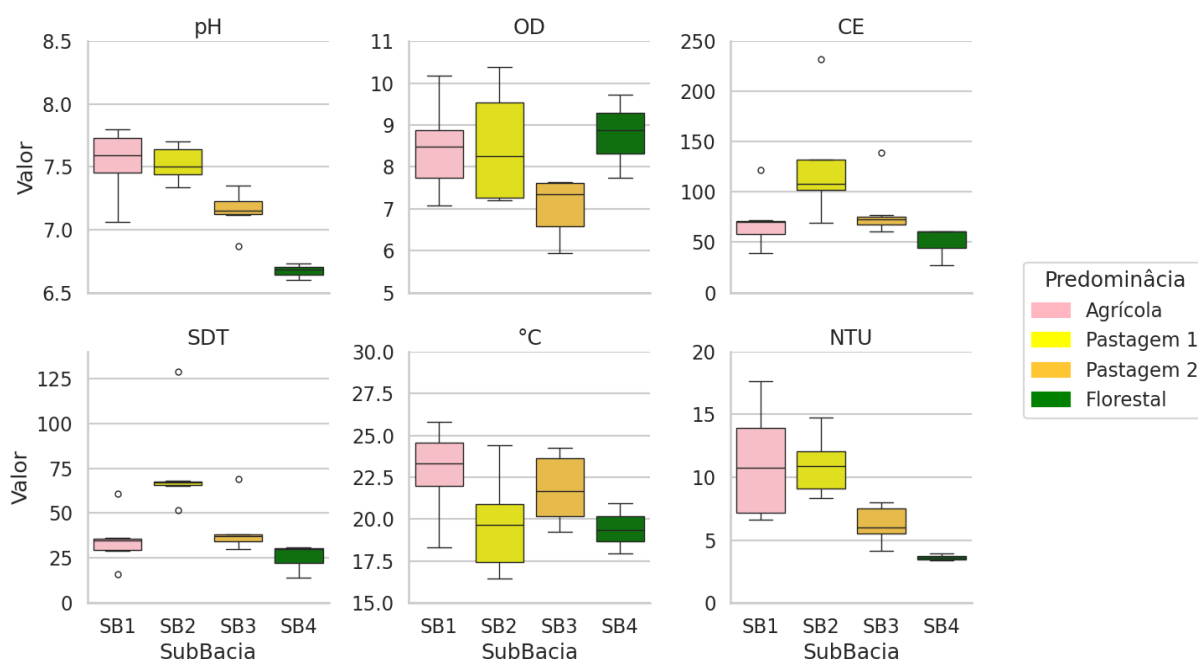


Figura 4. Box plot dos parâmetros de qualidade da água comparando as sub- bacias. Sendo: ° C (Temperatura); OD (Oxigênio Dissolvido em mg/L); PH (Potencial Hidrogeniônico); NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez); ST (Sólidos Totais Dissolvidos em mg/L); Ce (Condutividade Elétrica em $\mu\text{S/cm}$).

Com base na matriz de correlação apresentada (Figura 4), observou-se uma correlação forte e positiva entre pH e condutividade elétrica. Além disso, o pH apresentou correlações fracas com SDT e com OD. As demais correlações observadas entre OD, SDT e CE também foram fracas.

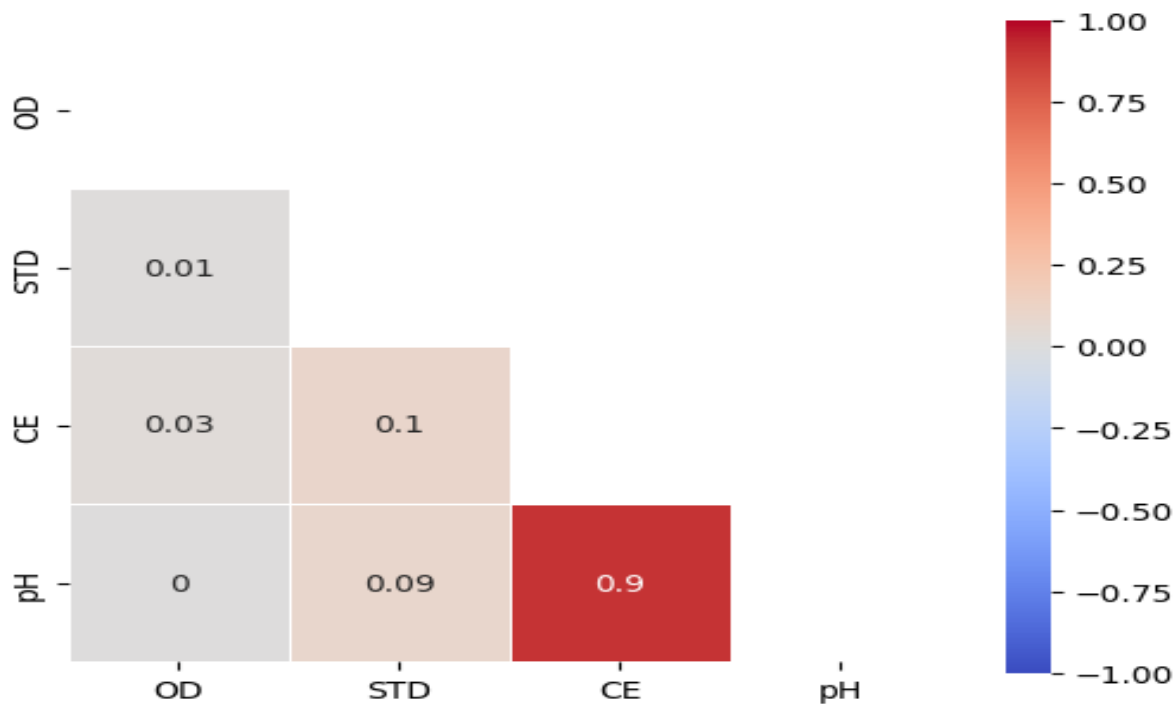


Figura 5. Correlação entre variáveis de qualidade da água. Sendo: OD (Oxigênio Dissolvido em mg/L); PH (Potencial Hidrogeniônico); SDT (Sólidos Dissolvidos Totais em mg/L); Ce (Condutividade Elétrica em $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Além disso, a análise de regressão linear demonstrou que o pH foi o parâmetro de qualidade da água com maior associação significativa com a vazão ($R^2 = 0,34$; $p = 0,0026$), seguido pela turbidez ($R^2 = 0,28$; $p = 0,0082$) (Figura 3). Embora essas relações tenham apresentado significância estatística, os coeficientes de determinação (R^2) foram relativamente baixos, sugerindo que, apesar de a vazão exercer influência sobre esses parâmetros, outros fatores como o uso do solo contribuem para a variabilidade observada na qualidade da água (Figura 5).

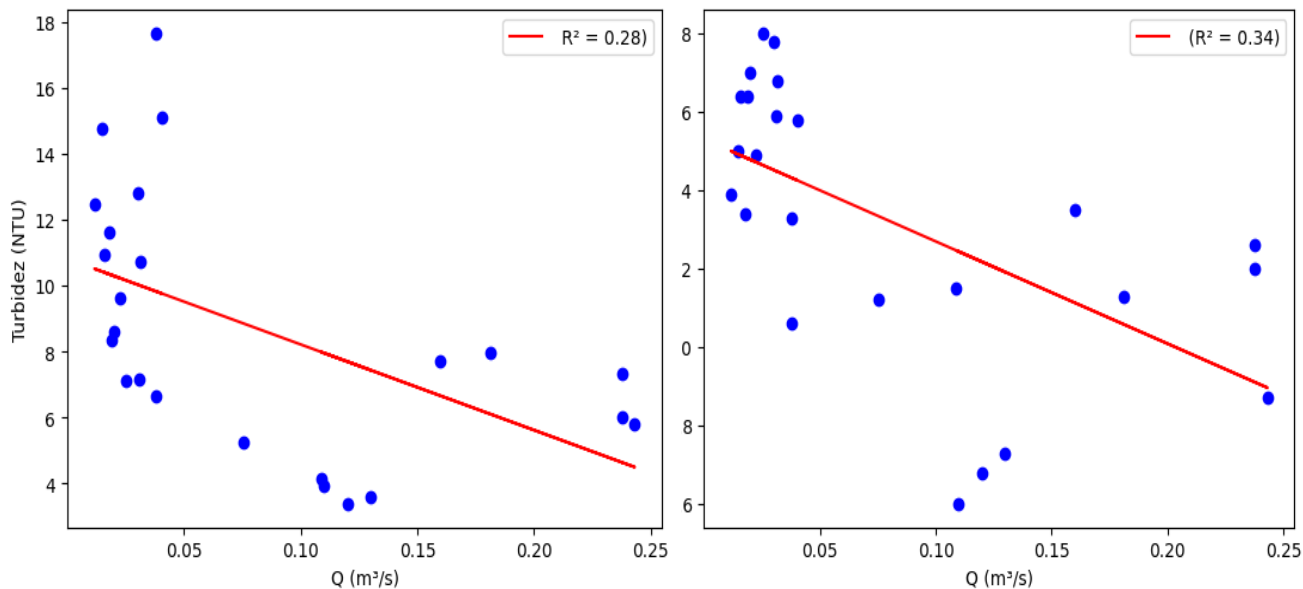


Figura 6. Análise de regressão entre parâmetros de qualidade da água (turbidez em NTU e pH) e vazão (m³ /s) nas sub-bacias estudadas.

Os resultados de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostraram que o Componente Principal 1(CP1) explicou 97,2% da variação total dos dados, enquanto o Componente Principal 2 (CP2) contribuiu com 1,3%, totalizando 98,5% da variabilidade entre as amostras. As amostras de cada sub-bacias (MB1, MB2, MB3 e MB4) apresentaram distribuições distintas (Figura 6).

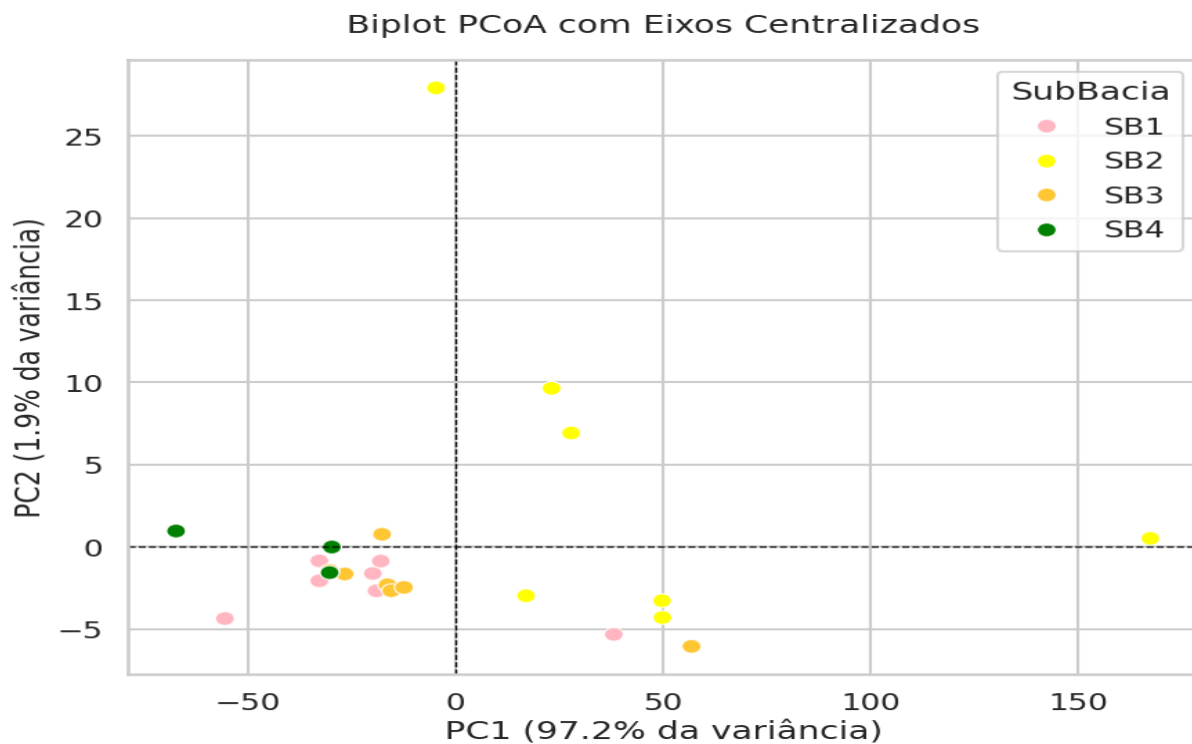


Figura 7. Análise de PCoA com base em parâmetros de qualidade da água

Ademais, o teste MANOVA foi realizado com 24 observações distribuídas em 4 grupos (sub-bacias) e que o valor do pseudo-F foi de aproximadamente 5,28. O p-valor de 0,014 é menor que o nível de significância usual (0,05), o que sugere que há diferenças estatisticamente significativas entre as sub-bacias em relação à composição multivariada dos parâmetros analisados (pH, OD, CE, STD, T e NTU).

O teste *post-hoc* MANOVA indicou diferenças estatisticamente significativas entre todos os pares de sub-bacias ($p < 0,05$), confirmando que cada uma apresenta um perfil multivariado distinto dos parâmetros físico-químicos da água (Tabela 2). As diferenças mais acentuadas ocorreram entre MB2 e MB4, refletindo contrastes entre a área de pastagem e a área com maior cobertura florestal. Esses resultados reforçam a influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água.

Comparação	Lambda de Wilks	F	Valor-p
MB1 vs MB2	0,0648	16,83	0,0008
MB1 vs MB3	0,1352	7,46	0,0090
MB1 vs MB4	0,0293	16,56	0,0212
MB2 vs MB3	0,0797	13,47	0,0016
MB2 vs MB4	0,0035	140,72	0,0009

Tabela 2. Resultados do teste MANOVA pareado entre microbacias com base nos parâmetros físico-químicos da água.

4.4. Discussão

Os resultados demonstram, com base na análise comparativa (Tabela 1), que a SB4 apresentou os menores valores de turbidez entre as microbacias, reforçando o papel protetor da cobertura vegetal, que atua como barreira natural contra a erosão e o carreamento de sedimentos (Akiyama ;Stefan, 1985; Sun *et al.*, 2001; Marmontel *et al.*,2018). Nesse contexto, a manutenção de florestas nativas em áreas de amortecimento ribeirinhas é considerada uma estratégia eficiente para manter as características físicas do canal do riacho, reduzir a erosão das margens e a sedimentação do riacho e melhorar a qualidade da água (Sweeney; Newbold, 2014).

Em contraste com esse cenário, a turbidez observada nas sub-bacias MB1, MB2 e MB3,

associadas respectivamente ao uso agrícola e pastoril, demonstra o impacto da exposição do solo, revolvimento mecânico e pisoteio animal, que favorecem a desagregação das partículas e seu consequente transporte para os corpos hídricos. Esses processos são evidenciados pelos resultados de turbidez verificados para a MB1 (Tabela 1), que sugerem que práticas agrícolas intensivas, como o preparo do solo e ausência de cobertura vegetal, podem resultar na perda de solos férteis e aumento da carga de sedimentos nos cursos d'água, um fator chave para o assoreamento de riachos e outros corpos d'água (Stutter *et al.*, 2017). Como consequência dessa dinâmica, a alteração na dinâmica sedimentar desencadeia efeitos em cascata sobre o funcionamento do ecossistema aquático. A partir da análise integrada dos parâmetros físico-químicos revelou-se: (i) observou-se uma relação inversa entre turbidez e OD, com a MB3 apresentando as menores concentrações médias de oxigênio dissolvido e a MB4 os menores valores de turbidez entre as sub-bacias estudadas. e (ii) um padrão espacial que acompanha o gradiente de antropização, indicando que a redução na capacidade de autodepuração está associada à perda de Serviços ecossistêmicos proporcionados pela vegetação ripária (Mello *et al.*, 2018; Guidotti *et al.*, 2020). Embora os os níveis de OD das sub-bacias deste estudo se mantenham dentro dos limites considerados adequados (5mg/L), a tendência de redução em áreas mais antropizadas sinaliza o potencial comprometimento da resiliência ecológica, influenciando os processos metabólicos da biota e as transformações biogeoquímicas (Wetzel, 2001; Mello *et al.*, 2018).

Outro aspecto relevante diz respeito às variações de temperatura da água entre as sub-bacias, com destaque para a MB4, que apresentou os menores valores médios, compatíveis com sua cobertura florestal integral. Essa observação corrobora com o trabalho de Silva (2009), que constatou menores temperaturas em sub-bacias com cobertura vegetal preservada quando comparadas com áreas agrícolas. Essa condição é importante porque contribui para uma maior solubilidade do oxigênio na água, o que pode auxiliar na manutenção de níveis mais elevados de OD. Por outro lado, a temperatura da água mostrou-se levemente elevada nas sub-bacias mais impactadas, MB1 e MB2, comparativamente à MB4, padrão que pode ser explicado pela ausência de cobertura vegetal, que resulta em maior incidência solar direta e consequente aumento da temperatura da água, fato corroborado pelo estudo de Piratoba *et al* 2017).

No que se refere aos parâmetros químicos, o pH apresentou forte correlação com a CE (Marandi;Polikarpus;Joeleht. 2013), o que pode demonstrar a influência de insumos agrícolas como fertilizantes e corretivos de solo (por exemplo, calagem), frequentemente aplicados em áreas agrícolas como a MB1. Essa relação ajuda a explicar os valores mais elevados de pH nessa sub-bacia, além das temperaturas mais altas, possivelmente relacionadas à menor

cobertura vegetal e maior exposição solar dos corpos d'água, o que altera diretamente a solubilidade dos gases e a atividade biológica (Tambosi *et al.* 2015; Santos *et al.* 2018; Li *et al.* 2023). Resultados consistentes com esses foram encontrados por Lima e Rizzo (2015), que relataram valores elevados de condutividade elétrica associados a áreas agrícolas intensivas.

De maneira mais abrangente, em todas as matrizes avaliadas, a regressão linear indicou que tanto o pH quanto a turbidez apresentaram uma relação estatisticamente significativa com a vazão (Pelacani; Schmitt, 2021; Patil *et al.*, 2022), sugerindo que eventos de chuva, ao aumentarem o fluxo hídrico, promovem a mobilização de sedimentos e alteram a química da água. Entretanto, os baixos valores de R^2 indicam que outros fatores, como práticas agrícolas específicas, tipo de solo e declividade, também exercem influência relevante e devem ser considerados em análises futuras.

Esses resultados têm importantes implicações práticas, pois a sub-bacia florestal (SB4), ao manter a integridade do solo e a estabilidade ecológica, configura-se como um referencial para políticas de conservação e planejamento ambiental. Em contrapartida, as áreas de pastagem e agricultura, especialmente sem manejo conservacionista, demandam ações mitigadoras para reduzir a erosão, o carreamento de sedimentos e o risco de assoreamento dos corpos hídricos.

Essa problemática ganha maior relevância quando consideramos que a bacia do Alto Paranapanema vem passando por intensa transformação antrópica, marcada pela expansão acelerada da agricultura de grãos e exploração madeireira (IBGE, 2017; Melo *et al.*, 2019), consolidando-se como um dos principais polos de agricultura irrigada do estado de São Paulo (Santos *et al.*, 2024). Esse desenvolvimento tem seu custo ambiental, pois o processo de ocupação tem desencadeado significativa degradação dos solos, agravada pelas práticas agrícolas intensivas, resultando em crescentes conflitos pelo uso dos recursos hídricos e exacerbando a crise da água na região (Tiezzi *et al.*, 2018). Nesse cenário desafiador, a relação direta entre os padrões de uso do solo e a qualidade da água emerge como fator determinante para a mediação desses conflitos socioambientais.

Cabe ainda ressaltar que a coleta de dados foi prejudicada por atos de vandalismo e tentativas de roubo, bem como por falhas recorrentes, como problemas de conectividade entre os dataloggers e o computador para o armazenamento dos registros. Essas limitações operacionais trouxeram desafios significativos na manutenção dos equipamentos, comprometendo a continuidade da coleta ao longo do período planejado.

4.5. Conclusão

Os resultados deste estudo demonstram a importância da cobertura florestal para a manutenção da qualidade da água em bacias hidrográficas tropicais. A microbacia com vegetação nativa preservada (MB4) apresentou os melhores indicadores de qualidade, com menor turbidez, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos, além de maior estabilidade térmica e oxigenação. Sendo assim, estes resultados reforçam o papel fundamental das florestas na retenção de sedimentos, filtragem de poluentes e regulação do ciclo hidrológico, garantindo a integridade dos ecossistemas aquáticos.

Por outro lado, as sub-bacias com maior atividade antrópica, agrícolas e pastoris, demonstraram sinais de degradação ambiental, com piora na qualidade da água, cenário preocupante, especialmente na bacia do Alto Paranapanema, que abriga importantes mananciais para o estado de São Paulo. O padrão observado segue a tendência de outras bacias tropicais, onde a substituição da cobertura florestal por usos intensivos do solo compromete a biodiversidade aquática e o abastecimento humano. Além disso, a vazão do rio, embora não seja a única variável de influência, impacta diretamente a qualidade da água, intensificando processos erosivos e o transporte de poluentes durante períodos de maior fluxo.

Diante de tais desafios, a conservação e a restauração da vegetação ripária e de áreas estratégicas devem ser prioridades na gestão hídrica. Práticas como corredores ecológicos, manejo sustentável de pastagens e sistemas agrícolas conservacionistas podem contribuir significativamente para a melhoria da qualidade da água. Além disso, a cobertura florestal se mostra um indicador eficaz para o monitoramento da saúde das bacias hidrográficas, fornecendo subsídios científicos para políticas de gestão sustentável. Futuras pesquisas podem aprofundar essa abordagem, incluindo análises sazonais e avaliações econômicas dos SE, fortalecendo estratégias de manejo adaptativo.

Referências Bibliográficas

APHA; AWWA; WPG. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. American Public Health Association. 19^a Ed.-Washington D. C. 2012.

AKIYAMA, J.; STEFAN, H. *Turbidity current with erosion and deposition*. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 111, n. 12, p. 1473-1496, 1985.

ALLAN, J. David. *Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems*. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, n. 1, p. 257-284, 2004.

BASU, Nandita B. *et al. Managing nitrogen legacies to accelerate water quality improvement*. **Nature Geoscience**, v. 15, n. 2, p. 97-105, 2022.

BI, Eustache Gooré; MONETTE, Frédéric; GASPERI, Johnny. *Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather*. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 320-332, 2015.

BORRELLI, Pasquale *et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070)*. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020.

CAREY, Gregory. *Multivariate analysis of variance (MANOVA): I. Theory*. **Retrieved May**, v. 14, p. 2011, 1998.

CHEN, Jia *et al. Effects of land use and land cover on soil erosion control in southern China: Implications from a systematic quantitative review*. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. 111924, 2021.

CHENG, Chunyan *et al. What is the relationship between land use and surface water quality? A review and prospects from remote sensing perspective*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 38, p. 56887-56907, 2022.

COSTA, Cássia Monteiro da Silva Burigato *et al. Analysis of indicators of surface water pollution in Atlantic Forest preservation areas*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 3, p. 155, 2022.

COSTA, David *et al. Water availability and extreme events under climate change scenarios in an experimental watershed of the Brazilian Atlantic Forest*. **Science of The Total Environment**, v. 946, p. 174417, 2024.

DE JONG, Wil; LIU, Jinlong; LONG, Hexing. *The forest restoration frontier*. **Ambio**, v. 50, n. 12, p. 2224-2237, 2021.

GUIDOTTI, Vinicius *et al.* *Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services.* **Land Use Policy**, v. 94, p. 104511, 2020.
HALL, Jazlynn *et al.* *Forest cover lessens the impact of drought on streamflow in Puerto Rico.* **Hydrological Processes**, v. 36, n. 5, p. e14551, 2022.

HAIR, Joseph F. *et al.* **Análise multivariada de dados.** Bookman editora, 2009.

JONES, Julia *et al.* *Forest restoration and hydrology.* **Forest Ecology and Management**, v. 520, p. 120342, 2022.

LI, Aijun *et al.* *Excessive use of chemical fertilizers in catchment areas raises the seasonal pH in natural freshwater lakes of the subtropical monsoon climate region.* **Ecological Indicators**, v. 154, p. 110477, 2023.

OPES, Olandia Ferreira *et al.* *Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use.* **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 12944-12959, 2021.

MARANDI, Andres; POLIKARPUS, Maile; JÕELEHT, Argo. *A new approach for describing the relationship between electrical conductivity and major anion concentration in natural waters.* **Applied Geochemistry**, v. 38, p. 103-109, 2013.

MELLO, Kaline de *et al.* *Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil.* **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.

MINUZZI, Rosandro Boligon *et al.* *Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil.* **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, p. 338-344, 2007.
NI, Xiaojing *et al.* *Assessing land use change impact on stream discharge and stream water quality in an agricultural watershed.* **Catena**, v. 198, p. 105055, 2021.

PATIL, Rupesh *et al.* *Effects of change in streamflow patterns on water quality.* **Journal of Environmental Management**, v. 302, p. 113991, 2022.

PELACANI, Samanta; SCHMITT, Francois G. *Scaling properties of the turbidity and streamflow time series at two different locations of an intra-Apennine stream: Case study.* **Journal of Hydrology**, v. 603, p. 126943, 2021.

PIAGGIO, Matías; SIIKAMÄKI, Juha. *The value of forest water purification ecosystem services in Costa Rica.* **Science of the Total Environment**, v. 789, p. 147952, 2021.
PYTHON SOFTWARE FOUNDATION. *Python: versão 3.11* [recurso eletrônico]. Python Software Foundation, 2023. Disponível em: <https://www.python.org/>. Acesso em: 1 jan. 2025.

QIU, Ming *et al.* *Forest cover, landscape patterns, and water quality: a meta-analysis.* **Landscape Ecology**, v. 38, n. 4, p. 877-901, 2023.

REIS, Guilherme Barbosa *et al.* *Influence of anthropogenic effects and climate variability on streamflow in a Brazilian tropical watershed.* *Theoretical and Applied Climatology*, v. 155, n. 6, p. 5203-5217, 2024.

SANTOS, Sizabeli Amaral dos *et al.* *Qualidade da água na bacia hidrográfica urbana Canela Tamandaí, Santa Maria/RS.* **Sociedade & Natureza**, v. 30, n. 2, p. 23-44, 2018.
SILVA, P. E. *A influência da mata ciliar na qualidade da água em dois rios na área rural de Foz do Iguaçu-PR.* Foz do Iguaçu: **Faculdade Dinâmica das Cataratas**, 2009.

STUTTER, Marc *et al.* *Evaluating the use of in-situ turbidity measurements to quantify fluvial sediment and phosphorus concentrations and fluxes in agricultural streams.* *Science of the Total Environment*, v. 607, p. 391-402, 2017.

SUN, Hua; CORNISH, Peter S.; DANIELL, T. M. *Turbidity-based erosion estimation in a catchment in South Australia.* **Journal of Hydrology**, v. 253, n. 1-4, p. 227-238, 2001.

SWEENEY, Bernard W.; NEWBOLD, J. Denis. *Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review.* **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 560-584, 2014.

TEIXEIRA, Gabriela M. *et al.* *Regeneration of tropical montane cloud forests increases water yield in the Brazilian Atlantic Forest.* **Ecohydrology**, v. 14, n. 5, p. e2298, 2021.

TERRADO, Marta; SABATER, Sergi; ACUÑA, Vicenç. *Identifying regions vulnerable to habitat degradation under future irrigation scenarios.* **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 11, p. 114025, 2016.

WANTZEN, Karl M.; MOL, Jan H. *Soil erosion from agriculture and mining: a threat to tropical stream ecosystems.* **Agriculture**, v. 3, n. 4, p. 660-683, 2013.

XU, Mingzhu *et al.* *Effects of comprehensive landscape patterns on water quality and identification of key metrics thresholds causing its abrupt changes.* **Environmental Pollution**, v. 333, p. 122097, 2023.

ZHANG, Xiaoyue *et al.* *Water quality variability affected by landscape patterns and the associated temporal observation scales in the rapidly urbanizing watershed.* **Journal of Environmental Management**, v. 298, p. 113523, 2021.

ZHOU, P. *et al.* *Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed.* **Catena**, v. 75, n. 3, p. 319-325, 2008.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A intensificação agrícola na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema resultou em um aumento expressivo na produção e exportação de sedimentos ao longo das últimas décadas. A substituição de pastagens por lavouras temporárias e silvicultura intensiva esteve associada a um crescimento de 136,2% na produção média de sedimentos e de 199% na exportação para os corpos hídricos entre 1987 e 2017. Esses resultados indicam que a expansão das atividades agrícolas tem contribuído significativamente para o agravamento dos processos de degradação ambiental na bacia.

Os cenários simulados indicaram que a restauração das Áreas de Preservação Permanente pode reduzir em mais de 50% a produção de sedimentos e em 59,5% a exportação. A adoção de práticas conservacionistas apresentou um potencial ainda maior, com redução de 87,6% na produção e de 88,5% na exportação de sedimentos para os corpos hídricos. Quando combinadas, essas estratégias resultaram em uma redução de 88,2% na produção e de 90,8% na exportação, evidenciando um efeito sinérgico entre o manejo conservacionista e a restauração ecológica. Entretanto, trata-se de um cenário otimizado, no qual se assume a implementação integral e uniforme dessas estratégias em toda a bacia. Essa abordagem, embora útil para avaliar o potencial máximo de mitigação, não considera as limitações operacionais, econômicas e sociais que podem restringir a adoção generalizada dessas práticas no território.

A sub-bacia com maior cobertura florestal apresentou melhores indicadores de qualidade da água, como menor turbidez, menor concentração de sólidos dissolvidos e maior estabilidade térmica. Em contrapartida, as sub-bacias dominadas pelo uso de agricultura e pastagem apresentaram características associadas à degradação hídrica. Esses resultados demonstram que a manutenção da vegetação nativa, especialmente em áreas estratégicas da paisagem, desempenha um papel essencial na preservação dos recursos hídricos.

De modo geral, os resultados deste estudo ressaltam a necessidade de integrar práticas de conservação do solo ao planejamento de gestão territorial em bacias hidrográficas. Estratégias como o manejo conservacionista e a restauração de áreas degradadas demonstraram

elevado potencial para mitigar a produção e a exportação de sedimentos e fortalecer a resiliência da paisagem frente às pressões antrópicas. A adoção dessas medidas é fundamental para promover a sustentabilidade dos sistemas agrícolas e garantir, a médio e longo prazo, a preservação dos recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos.

ANEXOS

ANEXO A - Média mensal do Índice de Erosão (EI) e Índice de Erosão da Chuva (R) para cada estação pluviométrica estudada, com série histórica de 10 anos (1978 a 1987).

Código da Estação	EI (MJ.mm/ha.h.ano)												R (MJ.mm/ha.h.ano)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2248032	5467.2	1613.3	6131.6	2728.8	238.9	561.8	1704.0	1641.3	2139.2	1109.3	681.9	1260.4	25277.6
2248052	761.3	958.5	539.8	1446.0	4295.1	5152.5	1036.7	5037.6	770.6	1821.6	4393.6	1588.4	27801.6
2347049	1324.9	1508.9	1566.8	580.6	3135.1	6201.0	569.1	2195.1	624.0	1442.6	2294.2	1044.4	22486.7
2347050	763.5	667.3	1567.9	1843.1	2697.3	3966.7	645.7	1584.4	1719.1	664.3	6143.0	3490.9	25753.2
2347148	2569.3	1050.4	926.4	776.1	1147.1	2019.4	2044.6	1409.5	3534.2	5210.0	2942.4	3390.2	27019.5
2347149	6266.9	1495.7	4297.8	2103.5	109.7	231.7	2260.6	1533.2	1210.3	795.4	875.3	1702.5	22882.5
2347151	1418.4	2771.2	3926.9	4450.9	1593.4	1664.8	877.9	3252.1	1652.8	569.7	595.7	194.4	22968.2
2348008	1061.1	3050.3	2916.5	5952.2	3152.4	1379.5	2102.6	6214.9	1638.7	279.4	1083.4	672.7	29504.0

2348013	2151.8	3200.4	2161.9	3126.9	966.3	188.6	2013.8	1800.7	887.5	1980.3	435.1	1539.1	20452.5
2348014	5803.5	2143.5	1745.6	1595.6	486.7	968.3	4070.0	175.0	2224.5	3448.8	1403.0	1185.7	25250.0
2348015	2820.4	4858.8	5517.1	5023.9	671.6	1033.9	1462.5	1424.0	2367.2	899.8	290.8	189.7	26559.7
2348016	3325.1	4100.0	3718.0	4770.6	1020.9	1019.7	1237.5	1602.2	1820.7	711.6	249.8	110.4	23686.6
2348017	3984.9	273.0	1628.8	1446.6	444.3	1388.0	5759.6	849.4	6605.4	4319.7	471.9	1880.7	29052.3
2348020	249.4	1633.7	364.5	830.0	1814.6	3226.2	1045.6	711.1	1168.0	3231.5	3442.1	4856.8	22573.5
2348024	3428.5	3255.4	3133.5	2751.8	2730.2	2586.3	2182.7	2054.3	1986.8	1898.2	1766.2	1445.2	29219.2
2348025	1102.1	402.7	1278.8	893.8	103.1	92.0	1004.9	316.5	619.4	648.5	250.1	588.6	7300.5
2348026	4370.9	992.1	5733.3	2578.6	297.4	204.1	4067.8	1395.2	2082.9	1258.5	966.6	2458.3	26405.7
2348028	498.6	4604.0	1829.1	4581.1	4471.8	1322.7	1570.0	6153.6	616.7	285.9	929.1	592.7	27455.2
2348031	894.7	4036.7	2431.9	3479.9	2114.6	1793.5	1453.9	4174.6	775.5	648.6	1567.5	492.5	23863.9
2348033	3033.9	4314.3	2005.3	2001.4	4896.8	2607.2	2310.9	3540.1	275.0	549.1	872.5	1292.3	27698.9
2348034	5681.2	2014.5	3757.1	1129.3	440.5	941.4	4382.9	234.3	3334.2	2384.3	1514.8	900.0	26714.4
2348037	1252.8	3239.7	827.4	1982.2	5632.4	3035.1	1018.3	3203.4	656.4	297.6	1483.9	1484.9	24114.2

2348076	3181.0	3447.2	677.1	1621.5	4086.0	3210.4	1050.4	4742.5	462.5	556.2	713.4	1378.2	25126.4
2348078	5213.0	2428.5	8266.5	7102.9	1283.6	300.2	4184.6	1470.6	496.0	1467.9	250.5	1298.7	33762.9
2348088	3491.5	1324.1	2117.2	965.9	743.3	1053.8	2593.0	279.9	4564.4	5733.3	2165.3	1598.8	26630.6
2348090	2187.5	4133.2	2802.5	10852.4	2213.7	993.3	823.0	2398.6	1917.8	287.7	441.3	1121.2	30172.3
2348092	712.4	977.5	878.2	1432.8	3248.2	2523.7	1097.3	1257.6	1739.3	1854.5	6461.9	4375.7	26559.0
2349002	6537.2	1689.7	4123.1	2213.4	419.6	1223.8	3614.8	274.5	4130.4	1973.0	1601.7	694.5	28495.8
2349003	1569.9	4716.5	1400.5	2947.5	10129.6	3515.2	640.6	4184.0	340.4	353.3	1012.8	1268.5	32078.6
2349005	2499.4	5173.7	2804.7	2804.7	2215.5	2195.0	1926.3	5173.7	2161.1	1604.7	2252.7	1981.6	32792.9
2349007	927.0	5964.5	2516.8	4740.7	3271.0	1932.2	1815.4	7385.6	1077.7	351.9	1092.3	289.1	31364.3
2349011	908.8	2214.0	2463.9	460.8	5190.2	7537.0	363.2	4207.6	311.4	1258.3	3229.7	1134.5	29279.5
2349012	4228.7	1298.4	4016.7	2777.2	318.6	512.9	4396.5	1404.9	2841.6	682.9	1013.5	1722.9	25215.0
2349013	939.4	2001.4	1115.4	835.4	3234.4	5686.9	633.5	3271.0	344.2	1239.8	3064.5	1551.4	23917.4
2349015	3494.6	1308.1	4329.2	2659.4	539.8	366.4	4740.6	1053.7	2099.3	1030.4	989.6	4000.4	26611.5
2349016	5423.2	4151.6	6166.7	4287.1	1160.0	357.4	2902.2	963.4	990.5	2355.1	248.1	1352.8	30358.0

2349019	909.5	473.3	826.7	1079.8	157.6	272.9	824.1	364.7	1045.2	408.7	295.6	546.3	7204.5
2349020	1641.6	1786.4	1235.2	1235.2	3924.5	3924.5	2207.7	1786.4	3048.4	3854.4	2120.2	1921.8	28686.2
2349023	2518.6	1179.8	2063.2	2063.2	1866.3	1866.3	2407.1	1179.8	1861.5	1357.0	4597.6	2601.2	25561.8
2349026	2522.1	1571.8	5564.2	1569.4	444.4	288.5	4568.5	1340.4	2835.4	1254.1	1754.5	1446.1	25159.4
2349027	3388.2	2710.2	3713.7	5329.4	1944.0	509.0	1488.9	1278.0	608.1	3810.2	685.0	1095.3	26560.1
2349036	628.2	2140.3	786.1	1203.8	4903.5	4459.8	818.7	3224.2	1042.4	1160.8	4150.7	1386.8	25905.3
2349052	3781.0	3769.9	3935.8	6599.1	1074.8	272.3	2895.5	1557.2	1189.9	1961.2	378.4	812.7	28227.9
2349054	2100.0	353.6	1244.0	1418.1	1037.4	2408.2	4559.4	356.9	3288.8	4166.0	628.4	1875.6	23436.4
2349055	4469.4	1599.7	5228.2	3354.2	296.7	236.1	5548.3	1303.8	1833.9	923.0	1365.4	1980.3	28139.0
2349059	1523.3	1276.2	367.6	459.8	1361.6	1780.9	1407.8	3835.6	3433.0	8554.6	3476.7	3567.0	31044.2
2349067	3891.4	847.2	3850.8	3384.9	469.3	225.1	2481.1	1352.8	3076.5	983.1	1350.3	2421.3	24333.9
2349076	410.3	3422.2	788.0	648.2	1596.1	2931.5	973.6	840.4	1234.0	3013.3	3248.4	4336.3	23442.2
2447001	2356.2	1948.9	1658.4	1393.9	2327.6	2685.6	2173.0	1334.5	2578.4	2239.3	2721.3	2685.0	26102.1
2447002	283.2	465.6	240.4	637.4	2923.7	5525.7	1225.4	1095.3	4038.6	1846.1	5302.5	5968.5	29552.7

2447007	1503.6	3544.1	1580.3	3744.3	6637.9	7135.7	1251.3	4716.0	3290.2	2864.0	7837.5	8493.2	52598.3
2448006	5042.9	1959.4	4224.4	1510.3	479.1	1055.7	7236.4	564.2	3197.5	3720.1	1411.1	1392.2	31793.4
2448008	5439.0	499.8	685.3	1406.6	462.3	504.3	3887.0	615.7	1235.4	1093.4	710.3	1314.8	17853.8
2448058	4851.9	1134.4	2637.7	1408.9	786.9	1104.6	6085.9	549.4	2821.4	2004.3	2154.7	1004.6	26544.8
2448067	3414.4	2779.3	5529.7	4523.1	2145.6	637.5	3102.5	2401.0	2892.1	3614.4	1158.6	1508.2	33706.4
2448072	3079.3	1954.7	2936.1	2002.9	2035.3	3081.0	2522.1	2221.2	2670.8	2930.6	3216.9	3544.4	32195.1
2449001	1375.6	2604.0	983.4	17519.1	3310.5	3459.2	638.4	2280.3	1758.0	1153.3	16019.0	3884.7	54985.6
2449002	689.4	232.8	586.5	441.7	382.0	762.4	890.8	516.1	1033.2	523.8	353.9	436.4	6849.2
2449056	1508.7	809.0	1585.9	516.0	2898.1	963.7	2670.3	1442.9	7432.4	4354.2	2724.5	2890.4	29796.1
2449067	4642.3	1919.5	6552.3	3161.4	644.7	867.8	3964.5	2125.1	2324.2	866.3	1366.2	4018.5	32452.7

ANEXO A - Média mensal do Índice de Erosão (EI) e Índice de Erosão da Chuva (R) para cada estação pluviométrica estudada, com série histórica de 10 anos (1998 a 1997).

Código da Estação	EI (MJ.mm/ha.h.ano)												R (MJ.mm/ha.h.ano)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2248032	5338.95	10504.35	5282.21	2693.56	1576.85	1432.32	784.34	527.82	702.60	2340.44	3866.26	3400.26	38449.96
2248052	3168.65	6120.81	6888.91	4366.81	2275.89	929.85	188.31	560.28	468.93	1259.13	1786.07	2096.91	30110.56
2347049	1159.39	2515.38	8833.89	5263.50	2634.25	1254.73	575.77	271.59	522.88	167.67	942.91	2381.70	26523.67
2347050	1248.72	1805.18	1005.75	1814.41	1991.22	1952.19	3585.85	5560.48	5268.15	5296.36	2350.26	2015.24	33893.81
2347148	639.43	512.12	2867.61	2156.48	2056.12	4009.72	2172.33	2076.41	1694.58	1950.27	1571.62	3012.21	24718.91
2347149	758.60	1484.21	1556.56	1820.16	1712.11	3071.66	5038.90	4253.27	4003.44	3180.61	1420.53	1059.87	29359.93
2347151	3556.68	4537.85	6582.02	4932.44	826.19	712.05	588.38	307.07	311.82	1522.34	1538.98	2256.19	27672.00
2348008	609.39	685.41	1743.13	1970.27	2843.77	7468.45	8672.40	3485.12	2824.19	484.78	699.62	722.78	32209.33
2348013	163.13	2743.65	2519.28	2419.24	6378.57	8323.69	5278.99	3549.06	1853.09	819.40	751.95	274.13	35074.18
2348014	3777.44	5583.24	3607.69	2108.21	1253.91	1365.46	836.66	385.95	1502.59	1959.15	1748.20	6592.02	30720.53

2348015	2196.16	5304.18	9662.44	6757.24	6033.10	2529.87	1310.73	520.50	892.74	556.25	3118.70	3218.41	42100.33
2348016	972.54	1833.53	3392.02	3528.21	2225.86	4347.30	8676.07	5156.05	4112.60	2821.43	2817.31	1481.30	41364.21
2348017	2419.26	3438.16	2440.38	2132.86	3395.69	3070.18	2276.94	3548.28	2607.43	3425.55	2581.89	4443.95	35780.56
2348020	7036.86	6532.21	4362.77	952.45	1210.12	904.66	716.38	816.94	3526.00	2651.69	2950.20	4472.24	36132.52
2348024	1836.05	3670.48	7996.48	3686.90	3037.56	1911.94	1033.76	500.09	638.38	346.82	2842.46	1577.93	29078.85
2348025	228.68	2612.48	2461.97	2493.41	5336.97	7925.97	3890.78	2879.57	2035.16	1029.96	1060.84	255.89	32211.68
2348026	4701.37	4493.74	4284.49	2024.76	1939.51	592.82	347.42	640.16	903.87	1842.44	3081.22	3467.49	28319.29
2348028	6139.03	8097.69	5126.94	4795.65	1907.06	585.93	535.88	331.75	227.46	1772.88	2192.21	3649.90	35362.38
2348031	7333.70	6527.27	3952.53	2527.00	804.48	560.84	238.50	190.53	1842.10	2920.35	4654.05	9191.08	40742.44
2348033	5977.27	4085.99	2849.42	1799.80	928.95	1166.91	398.40	631.48	3129.03	2383.44	2253.09	5473.66	31077.45
2348034	4435.44	4393.09	3477.91	1022.39	765.84	1144.71	553.85	243.57	2170.82	2205.29	1503.28	3461.82	25378.02
2348037	754.54	1541.93	605.79	714.97	584.42	340.40	234.54	298.46	112.34	702.80	1006.23	576.47	7472.90
2348076	5245.58	7745.83	3298.23	1021.76	535.45	726.05	270.08	239.90	1713.08	2053.01	2390.17	6139.24	31378.37
2348078	244.74	139.27	1351.92	1873.91	3357.23	5741.30	8245.03	2858.06	2113.60	1003.00	794.61	1436.25	29158.92
2348088	2784.72	2320.13	428.31	1166.48	1607.57	467.15	339.87	2182.63	1551.61	2744.46	4902.84	5643.70	26139.49
2348090	4711.22	7126.44	4325.66	2897.38	1190.63	935.56	809.14	228.64	465.24	2484.63	2884.47	2398.19	30457.20

2348092	4276.11	7396.12	4941.14	3082.37	2162.03	1240.92	283.46	706.30	270.46	1296.56	3061.59	2363.74	31080.77
2349002	531.94	293.82	261.63	1663.81	2571.23	1987.77	4945.85	8044.00	7426.74	4810.39	1177.90	774.84	34489.92
2349003	2676.37	994.13	204.74	265.56	189.72	2144.30	2225.21	2881.96	6713.12	9390.31	7009.72	3758.01	38453.15
2349005	3626.60	4683.85	5227.10	662.01	580.98	643.06	1577.78	963.61	2618.48	2083.87	1221.19	5182.68	29071.20
2349007	2504.08	5607.33	7702.22	6433.10	2592.45	1479.11	1038.63	582.44	357.91	346.20	1251.16	2317.72	32212.34
2349011	1888.12	2687.46	5761.06	9773.81	5295.49	3227.30	1678.09	1142.42	854.70	666.06	422.21	1830.37	35227.11
2349012	4171.96	5660.13	2900.19	1847.21	808.60	140.03	221.33	244.99	1073.49	2550.81	1910.67	3347.36	24876.76
2349013	1354.84	818.47	305.55	583.01	280.91	1873.25	1742.52	1861.36	4955.55	7732.50	5291.03	4956.66	31755.66
2349015	1926.08	1218.05	268.72	1798.68	1760.23	824.44	443.49	785.37	1236.10	1566.74	764.41	1837.54	14429.86
2349016	2824.12	5074.11	4746.73	5297.27	670.90	588.78	651.69	1598.96	976.55	2653.64	2111.85	1237.59	28432.19
2349019	1266.47	2533.31	2700.55	3067.03	2142.39	2446.10	2317.76	2987.18	3006.83	1366.10	1677.41	1218.88	26730.01
2349020	1049.40	1733.92	2755.67	2580.31	2593.21	2892.07	2238.05	4305.61	3424.19	2063.66	2809.20	1858.19	30303.48
2349023	1624.47	2784.38	1772.23	6882.43	2819.10	2792.55	2680.64	1390.28	1574.54	1297.87	1239.67	3570.23	30428.37
2349026	1275.70	1192.35	964.16	2169.36	1823.52	2327.61	5448.06	6501.53	4736.13	3408.37	779.73	677.50	31304.02
2349027	552.54	1288.53	1400.05	1549.55	2297.88	2587.59	3757.96	6942.68	5169.97	4624.09	756.41	1060.97	31988.22
2349036	692.04	3348.73	1487.21	1084.16	459.26	1238.70	2309.43	1465.38	4062.62	6905.89	3840.92	1896.35	28790.68

2349052	2598.98	1829.62	1651.06	397.57	849.97	312.41	1817.07	2136.52	1986.44	3594.35	7495.57	4195.78	28865.35
2349054	3166.56	1529.88	698.01	285.76	594.53	196.21	1429.15	2427.57	2215.16	5293.19	10024.06	5451.93	33312.02
2349055	1007.85	1395.09	682.40	748.93	586.49	162.66	185.27	327.23	165.00	802.17	471.32	400.57	6934.98
2349059	503.90	198.02	1035.87	2506.34	2786.71	3906.24	11724.9 0	5820.58	3861.37	1378.31	1333.01	272.44	35327.69
2349067	4975.39	10370.39	4709.13	3472.87	1105.38	408.43	536.75	374.68	348.94	2300.11	2244.53	2243.05	33089.64
2349076	5434.61	4254.96	1754.43	704.67	338.95	502.06	221.34	1695.80	2483.60	1944.13	5806.45	8834.79	33975.78
2447001	6792.88	3568.43	1720.56	584.60	273.61	1088.63	323.91	820.01	2503.69	1419.18	3161.07	5716.88	27973.44
2447002	5492.65	4440.91	3087.34	1002.18	792.76	328.19	504.27	413.56	1335.35	1173.44	1923.12	4289.92	24783.69
2447007	2143.00	1194.81	266.64	895.40	651.03	172.54	1915.94	2141.66	2889.77	4299.97	8074.50	6989.82	31635.08
2448006	259.29	1554.57	1606.69	2358.57	4613.83	8503.01	3373.32	2594.26	1634.21	691.76	482.33	1196.74	28868.59
2448008	180.91	904.01	377.35	600.27	1732.51	1251.80	4686.92	6508.00	3768.02	2849.88	1053.68	440.62	24353.98
2448058	615.62	211.06	797.95	282.78	1536.92	1380.39	1827.97	4506.78	5494.42	7376.01	1507.71	746.66	26284.26
2448067	584.20	443.40	447.47	287.77	1064.91	1837.92	4518.59	4211.14	10635.77	4902.28	2402.34	700.58	32036.36
2448072	3533.56	2765.01	390.71	217.36	307.03	840.42	258.96	2137.80	2775.73	2877.69	2803.24	7025.42	25932.95
2449001	18006.61	574.20	20088.08	333.81	14557.41	2455.71	590.81	254.31	2483.38	91.62	4805.48	822.27	65063.69
2449002	496.92	1064.23	747.81	1589.72	717.60	380.30	471.80	345.75	238.86	418.30	146.42	882.40	7500.10

2449056	1490.73	9460.91	4092.24	2762.36	1145.29	813.67	1356.89	375.99	2936.75	1860.51	2372.76	1282.85	29950.94
2449067	1705.57	2419.70	4358.13	7816.94	8520.79	3007.12	1065.44	1031.20	401.98	591.03	158.15	1375.53	32451.60

ANEXO A - Média mensal do Índice de Erosão (EI) e Índice de Erosão da Chuva (R) para cada estação pluviométrica estudada, com série histórica de 10 anos (1998 a 2007).

Código da Estação	EI (MJ.mm/ha.h.ano)												R (MJ.mm/ha.h.ano)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2248032	1244.40	4949.05	6523.66	7299.31	4580.35	668.25	624.45	420.58	206.81	735.30	1212.15	718.62	1343.00
2248052	1264.80	1246.35	1854.64	1205.69	1672.05	989.55	2519.82	1491.17	1605.99	3460.70	2948.09	2972.57	1463.20
2347049	1029.10	294.39	333.15	379.53	197.38	1285.53	2192.71	1611.79	1650.92	10519.74	2724.39	2502.91	597.44
2347050	905.20	1998.63	1391.41	4185.36	1670.55	3424.83	3224.49	260.93	588.94	249.29	738.22	74.65	1133.06
2347148	1105.10	1264.88	2702.07	1936.07	1796.34	3473.16	3132.63	1347.35	1639.05	644.29	1005.11	831.56	849.35
2347149	1104.50	3027.74	8754.32	4021.53	1938.29	356.13	896.36	235.05	856.44	259.66	684.53	1652.89	2359.60
2347151	1179.70	3740.35	2709.10	1902.47	1771.35	1758.44	817.83	1198.57	1714.58	1911.49	560.51	585.36	3918.18
2348008	1201.90	3539.28	515.13	621.61	143.94	361.10	1237.06	510.57	2738.98	969.64	4720.13	13123.68	1802.49

2348013	1014.50	3274.99	2187.09	1863.92	1518.30	1216.06	1455.33	654.32	1289.57	1103.86	1100.33	1066.14	1454.14
2348014	1073.80	1484.10	4615.89	10988.34	3904.97	2328.79	593.09	535.13	214.52	306.93	109.05	1264.42	647.74
2348015	1202.00	2941.79	1904.63	1424.38	2443.60	1524.96	827.91	782.29	1930.10	1440.37	1246.63	2666.68	3072.25
2348016	1286.20	4705.13	3289.87	2572.08	1727.35	924.76	724.12	773.12	962.52	962.01	876.63	3129.50	5530.53
2348017	1304.80	6589.51	11847.46	3443.05	3125.34	437.44	572.32	608.12	321.97	259.09	1225.42	2051.82	1702.54
2348020	1291.20	2334.99	1819.35	2154.96	1810.40	786.38	1907.29	2082.78	1807.45	2109.36	2044.33	3172.61	1537.78
2348024	2005.60	2182.07	4980.91	4403.19	1750.11	1305.72	2258.13	1327.87	6710.06	1777.88	9361.54	5108.35	1736.94
2348025	494.40	2956.64	966.52	967.66	182.56	599.71	172.47	387.94	112.99	479.62	649.75	404.22	1319.23
2348026	1383.60	14448.65	4048.82	2563.90	340.53	803.80	230.61	792.39	222.62	1409.29	2348.03	1588.63	6825.81
2348028	1322.00	3108.64	515.00	670.98	448.07	462.19	209.72	1350.38	2463.19	2758.48	5306.99	10622.24	3298.28
2348031	1304.80	1715.31	407.41	744.01	621.71	786.91	1543.31	2387.06	3149.93	4280.94	2764.68	5675.27	2523.02
2348033	1363.10	1331.75	315.43	593.83	871.09	1551.95	4111.64	4663.68	6429.55	6868.24	1876.68	1559.49	305.32
2348034	1326.20	476.33	210.34	436.88	2219.30	2205.26	2828.70	8355.52	7080.04	4652.97	1608.81	372.06	732.82
2348037	1330.20	6171.59	9178.86	4974.47	2296.26	468.12	886.03	1458.51	312.79	370.03	1103.66	1988.55	1483.22
2348076	1399.40	2174.20	7795.11	2551.37	2274.21	505.73	1914.13	951.18	1273.47	721.45	1940.09	3462.64	3135.79
2348078	1243.60	11661.61	4497.29	2401.51	485.57	1400.39	407.98	218.58	289.30	773.76	2294.39	1796.53	3789.11

2348088	1434.30	680.78	440.21	1142.22	2463.73	1872.55	1982.85	6669.26	8760.15	4195.03	2410.19	465.61	933.12
2348090	1444.10	2266.98	2907.10	3051.70	3102.05	1506.79	4000.92	4099.57	2599.74	1084.27	866.57	1436.60	1021.09
2348092	1340.70	4585.73	8268.69	1844.64	1193.11	1338.18	920.21	1217.12	1020.06	1076.75	1279.59	2615.67	2351.12
2349002	1478.40	2603.30	6697.43	9409.57	6504.04	2598.19	787.76	1272.08	504.99	313.41	262.85	1401.23	2542.73
2349003	1532.60	665.59	1176.85	419.74	339.29	280.58	1523.54	2964.53	3397.82	5188.69	11971.58	4997.01	3820.67
2349005	1602.30	2771.27	3223.96	2973.60	2335.50	3623.39	7197.56	6936.50	630.48	528.56	945.15	1420.96	1560.97
2349007	1453.60	2761.20	4043.93	6287.23	9058.19	5805.28	1884.86	464.92	1102.00	534.07	322.21	416.56	1403.25
2349011	1446.30	528.95	377.68	334.85	1465.74	3261.41	2920.06	4537.94	10028.90	5384.38	2823.39	554.10	1193.64
2349012	1214.00	3852.86	2985.56	1570.72	1599.34	1279.79	638.25	1028.13	1193.42	1601.03	2056.71	2190.49	2688.92
2349013	1329.10	9185.25	4977.93	2297.86	468.45	886.65	1459.53	313.01	370.29	1104.43	1989.93	1484.25	6106.43
2349015	1351.80	4260.77	10110.63	3600.09	2379.48	463.89	1235.18	314.51	805.74	359.42	1776.16	2724.39	2496.79
2349016	1238.90	4583.48	3792.70	2391.05	355.36	978.90	737.92	730.50	936.83	1917.02	2743.55	1971.28	3640.53
2349019	437.50	828.81	723.16	370.89	296.92	482.87	651.54	359.58	437.08	706.90	539.61	827.18	533.28
2349020	1357.90	3218.56	1722.78	2412.71	4116.73	3875.50	883.84	701.82	1040.23	1757.08	1361.57	1772.51	3471.10
2349023	1391.30	1423.01	6711.13	2989.75	1076.76	971.77	2675.35	848.46	2474.98	938.07	5211.91	2563.23	752.04
2349026	1125.30	2282.87	2023.60	1546.21	544.97	1312.84	1505.04	958.87	1355.10	2916.83	2391.51	1933.83	1684.86

2349027	1369.90	2591.03	2526.36	1957.80	800.36	1135.60	1901.58	1045.51	2502.41	3753.19	2763.71	2997.83	1840.37
2349036	1355.10	408.75	1454.17	3092.03	2403.10	4718.52	7437.33	5963.85	2064.92	632.82	1110.95	321.70	597.55
2349052	1284.20	2437.27	3740.23	2470.63	557.83	1511.85	1574.07	957.53	1638.27	3566.80	1862.13	2451.40	1492.12
2349054	1260.70	2162.15	2607.13	1812.00	682.00	1595.22	1723.42	1179.72	1753.16	3863.37	2716.01	2117.13	1228.03
2349055	1272.60	2011.92	1799.21	3031.12	1072.59	1282.22	2016.98	1094.65	1681.77	2281.00	2288.26	4408.89	912.70
2349059	1361.10	383.29	1854.16	2487.19	2560.12	2835.96	6873.34	5727.32	1989.11	931.55	1839.43	379.40	924.02
2349067	1173.10	3666.42	2753.20	1607.14	1033.39	1188.92	1176.22	415.17	1740.58	1991.06	1984.82	2830.47	1561.55
2349076	1779.50	2549.38	5395.75	3169.13	2177.15	1032.25	1987.49	1058.43	3230.51	3125.44	8328.78	1865.77	2570.00
2447001	1527.10	617.94	413.42	1320.15	1331.77	2011.26	4169.81	8460.72	5560.33	4057.22	1270.05	2212.57	1591.25
2447002	2506.40	1215.80	759.87	3507.67	5098.34	6717.96	8970.76	15310.61	7703.47	7890.89	2084.85	1295.15	463.20
2447007	1672.00	3341.44	5471.77	10157.43	5635.38	3531.39	833.46	1063.27	751.93	547.80	524.09	2026.30	4134.17
2448006	379.00	1067.76	496.32	3914.72	274.35	509.49	51.20	247.24	146.54	297.20	115.78	378.37	386.38
2448008	1420.80	5332.77	4344.49	2856.28	1711.56	1179.56	766.20	640.43	808.62	1667.35	2795.61	3060.05	3357.96
2448058	1527.60	2920.82	3686.74	2779.76	2312.86	2099.12	2401.99	1129.05	1683.40	3309.14	3649.69	1330.87	1674.91
2448067	1772.20	3177.71	5326.67	1673.12	3396.67	928.24	1982.43	2554.43	3129.76	2169.29	3556.36	4095.61	2736.13
2448072	1672.00	3805.24	2331.08	3823.77	2492.14	3964.98	2424.39	1279.64	2042.40	2046.32	2785.32	2829.81	2065.69

2449001	485.00	783.53	384.03	745.08	2382.11	904.69	511.88	468.29	346.40	388.38	327.20	383.79	599.74
2449002	2082.70	2393.35	3392.39	2588.72	1524.72	1917.19	3200.44	901.80	2022.97	2341.45	2047.63	6069.86	22671.85
2449056	1571.50	2539.03	1920.92	2608.64	1182.73	2041.82	3303.88	1575.84	2804.50	4043.12	2563.18	3215.66	1941.36
2449067	1251.10	2863.64	1634.04	3145.60	3009.40	954.44	1803.13	1334.63	1821.40	1832.11	1327.92	1255.25	2009.91

ANEXO A -Média mensal do Índice de Erosão (EI) e Índice de Erosão da Chuva (R) para cada estação pluviométrica estudada, com série

histórica de 10 anos (2008 a 2017).

Código da Estação	EI (MJ.mm/ha.ano)												R (MJ.mm/ha.ano)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2248032	2354.70	4783.13	3953.42	3336.25	1994.68	678.94	464.46	1243.57	829.20	1993.73	1741.40	3072.62	26446.12
2248052	3555.52	2944.09	2628.43	2201.33	1664.33	1720.43	1721.30	1329.32	1415.82	1900.62	2813.83	3447.50	27342.53
2347049	1343.94	1097.32	1267.87	283.18	930.11	1974.36	1241.83	2602.31	2913.85	2712.64	2713.52	2282.13	21363.06
2347050	1922.31	2804.24	2662.30	2250.49	1604.48	523.18	1375.69	722.23	240.72	1680.18	1942.70	1214.94	18943.48
2347148	2849.08	3064.12	2489.84	2122.35	2718.65	1416.67	913.03	1982.89	1117.53	1563.32	1752.78	1640.70	23630.96
2347149	2753.84	3870.36	2725.61	1635.28	1595.23	824.29	318.42	965.86	578.83	1883.36	2365.58	967.59	20484.24
2347151	1442.64	2132.16	2759.78	1997.53	1894.80	1353.45	1446.72	1750.58	1145.13	888.49	1493.94	3420.66	21725.87

2348008	2732.95	2543.87	871.68	1462.17	1255.32	776.17	1030.29	2443.33	1429.43	1990.43	7218.17	3448.00	27201.81
2348013	1454.20	1256.84	2284.66	1487.22	1641.22	1568.08	1218.53	721.92	761.20	953.45	1307.29	3861.78	18516.38
2348014	1694.94	5400.15	7470.42	2634.76	1882.48	1059.78	584.42	205.63	733.49	592.64	1361.27	2719.88	26339.86
2348015	2224.72	2005.46	2879.66	2025.58	1859.74	1722.02	967.09	998.91	802.77	1280.48	1141.34	4513.87	22421.65
2348016	3022.52	2589.62	3426.72	2548.33	2207.81	1180.63	957.26	1184.12	658.65	1530.67	1870.32	2017.29	23193.93
2348017	4716.09	10005.13	3669.66	1723.02	756.88	1293.60	205.77	656.98	416.31	1010.70	3255.86	2586.73	30296.73
2348020	3878.90	3810.81	1688.25	2011.49	980.08	1062.41	1079.67	1590.56	1056.85	2076.35	3706.79	2676.57	25618.75
2348024	3171.87	6760.27	3020.51	3052.21	2062.07	1036.84	1704.05	1693.98	726.60	2682.23	2987.70	1939.77	30838.13
2348025	758.28	790.84	490.32	377.96	381.63	559.74	366.64	296.73	339.91	737.49	664.73	1736.44	7500.71
2348026	7251.06	3277.01	1965.33	1327.62	1559.77	1358.31	1184.13	656.22	1439.32	3374.44	2393.89	4817.29	30604.38
2348028	2821.48	1642.32	403.62	762.90	1272.55	437.91	502.09	1935.17	1687.51	4606.75	6573.59	5318.95	27964.83
2348031	1348.32	2525.78	1197.20	1422.90	1250.14	1274.96	1503.55	2053.07	2167.21	2971.56	1999.49	2237.47	21951.65
2348033	1931.94	427.70	1190.50	1831.62	3362.79	4133.71	4763.08	2178.01	2003.05	1243.11	1209.16	4701.81	28976.50
2348034	2249.23	3031.35	1854.03	1625.06	2714.12	5633.04	1744.86	1350.23	915.24	1688.11	1289.84	3490.15	27585.26
2348037	6582.34	4326.58	1456.15	691.00	648.79	678.78	1581.37	900.26	2496.10	1778.30	3333.47	4336.48	28809.63
2348076	4830.88	5518.55	2825.95	1442.97	989.07	1047.70	647.24	1242.69	668.37	2060.87	2707.62	3877.22	27859.14

2348078	10597.05	4270.64	2782.83	1301.98	955.61	695.77	737.27	449.34	992.50	1992.08	2378.82	7000.61	34154.49
2348088	3326.20	1249.53	1991.45	2052.46	2153.14	2442.92	4418.84	1677.41	1409.27	2764.48	1598.82	1900.96	26985.49
2348090	1208.05	941.18	1531.23	2771.04	2357.01	3003.17	4685.68	3203.75	1871.45	1130.78	1398.88	2289.04	26391.26
2348092	7351.63	4642.04	2956.03	1788.65	1335.44	1035.66	237.47	1157.86	960.64	1266.39	2656.27	1865.84	27253.91
2349002	1841.40	7299.18	11786.86	3904.65	2294.17	1124.06	1153.67	304.19	392.00	571.20	964.21	2454.07	34089.65
2349003	2377.34	1517.70	1735.07	1061.89	894.70	642.34	2740.49	1627.86	3233.85	9755.49	3873.81	3555.55	33016.10
2349005	584.17	2468.40	2511.42	2717.54	7018.36	2483.97	716.56	1434.52	560.71	878.57	1606.57	1114.97	24095.77
2349007	3700.35	5393.42	7204.48	3700.35	2364.57	1329.11	1262.04	671.34	596.27	1587.52	2213.23	2653.91	32676.58
2349011	2145.13	1395.28	367.08	859.41	3868.27	2217.29	2003.23	5857.94	3573.83	2217.02	2466.43	3004.75	29975.67
2349012	2482.63	2471.52	1719.16	1307.73	2130.43	1696.85	1188.78	1436.63	1245.77	2611.21	3086.84	2716.98	24094.53
2349013	4347.16	1463.08	694.29	491.72	868.62	1614.79	904.54	2507.98	1786.76	3349.33	4357.11	6069.60	28454.98
2349015	4676.05	8021.87	3204.66	1256.72	1588.29	2119.24	760.89	666.03	1056.71	1493.27	3797.52	5087.61	33728.87
2349016	2658.84	2285.18	1939.07	1418.85	1562.33	1322.54	1555.96	1785.04	1691.70	3545.45	3168.32	2895.52	25828.80
2349019	582.01	530.57	488.91	466.90	471.00	462.07	517.24	517.61	390.46	480.13	692.78	1439.18	7038.87
2349020	3323.76	3129.24	5373.48	2933.89	2674.34	1463.12	718.91	1072.34	1026.96	1464.57	2645.22	4426.56	30252.39
2349023	4559.27	5458.87	2194.60	5586.35	1110.74	1339.42	1401.60	1455.63	719.48	4147.19	5115.87	3612.76	36701.79

2349026	2583.13	1936.82	1330.74	1087.87	1315.55	1239.27	1217.45	1857.67	1555.74	2911.04	3559.50	3052.85	23647.63
2349027	2372.39	2162.19	1316.98	1247.00	1327.55	1320.37	1222.76	2059.39	1478.18	2426.86	3123.95	5778.80	25836.41
2349036	1142.25	1720.78	3341.46	1734.59	3257.86	3693.21	2107.19	1180.81	1422.86	1327.25	2604.88	2604.07	26137.20
2349052	1922.92	1336.81	1627.62	1472.87	1546.43	1593.25	1923.32	1759.55	1448.95	2031.19	2552.60	5498.26	24713.78
2349054	2105.28	1897.96	1463.52	1444.33	1751.76	1308.44	1824.32	2128.48	1738.77	3086.96	3202.86	3124.40	25077.08
2349055	2228.16	1829.98	1695.55	1771.67	1988.22	1520.98	1908.07	2184.09	1749.39	2755.52	3793.37	2693.23	26118.23
2349059	1771.17	1430.54	4081.74	2187.05	3032.21	4657.95	2524.60	1062.97	1473.01	2166.67	2988.00	2621.25	29997.17
2349067	2964.45	3069.72	2787.04	1884.10	1671.40	1000.76	1397.12	1387.15	1105.39	2290.29	2766.12	2521.09	24844.63
2349076	2535.68	3494.69	2796.40	1524.98	1489.42	1535.38	827.97	1461.99	1155.98	1644.94	2319.53	2821.61	23608.56
2447001	1388.06	1519.59	3194.54	3582.03	1319.12	3179.65	4305.48	3494.53	3749.14	1189.27	811.59	1272.94	29005.94
2447002	2760.78	1691.86	3183.47	5202.42	6339.24	8464.16	10393.45	4336.46	4028.49	4073.09	1298.93	1839.85	53612.21
2447007	3842.15	4595.56	2501.97	2359.74	2301.28	1313.61	1206.82	1697.55	1810.29	2027.93	3699.52	3709.54	31065.96
2448006	266.42	318.67	173.49	163.63	159.58	91.09	83.68	117.71	125.53	140.62	256.53	257.23	2154.19
2448008	6923.83	2120.26	1417.34	1007.36	839.54	1199.87	1711.78	1223.86	1014.24	3031.63	3234.10	3263.20	26987.01
2448058	3398.61	4602.42	4130.99	2401.92	1920.63	1534.97	1715.13	1805.90	1707.47	3207.05	3484.61	3048.38	32958.07
2448067	5504.77	7775.73	2814.34	3017.58	2352.71	1422.02	1694.97	1791.02	1210.88	2318.96	3606.83	5819.54	39329.34

2448072	1865.32	2924.43	1415.05	3946.36	969.73	3418.96	1897.02	3671.29	792.10	1868.86	1840.16	11381.77	35991.04
2449001	915.17	429.89	1361.53	1150.26	608.40	477.74	455.09	749.71	365.47	421.13	246.00	418.83	7599.24
2449002	7642.51	7845.44	5038.82	3585.89	2062.53	1658.19	1677.69	1721.66	1026.56	2083.45	3051.40	2152.12	39546.25
2449056	2560.11	2625.44	2079.77	2103.97	2901.68	1984.46	2248.30	2604.45	2212.48	2767.01	4188.66	3525.31	31801.62
2449067	4383.46	4823.70	2601.14	2159.52	2564.29	758.19	1176.15	1137.47	366.25	2773.10	3330.15	2182.47	28255.91

ANEXO B - Dados dos parâmetros físico químicos da qualidade da água

MB1	PH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Temperatura °C	Turbidez (NTU)
dez	7,06	7,53	39,64	16,17	25,24	17,65
jan	7,58	7,07	58,00	30,00	23,06	15,08
fev	7,33	8,49	122,00	61,00	25,82	6,65
mar	7,59	7,95	58,64	29,00	23,90	7,17
abril	7,68	8,56	71,00	35,00	23,33	10,73
maio	7,78	9,19	70,00	35,00	20,93	12,80
Jun	7,80	10,17	71,72	36,00	18,30	7,11
MB2	PH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Temperatura °C	Turbidez (NTU)
dez	7,50	7,20	132,00	67,00	22,15	14,75
jan	7,39	7,27	103,00	51,67	19,65	12,47
fev	7,49	8,26	232,00	129,00	24,40	9,60
mar	7,64	10,23	108,00	65,00	16,46	10,92
abril	7,34	7,27	102,00	66,00	19,64	11,62
maio	7,70	8,83	132,00	67,00	18,43	8,59
Jun	7,64	10,39	69,05	68,00	16,46	8,36
MB3	PH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Temperatura °C	Turbidez (NTU)
dez	7,12	5,95	73	37	24,24	5,25
jan	7,13	7,60	74	37	24,25	7,97
fev	7,20	7,34	139	69,00	23,07	5,99
mar	7,26	6,48	77	38,00	20,48	7,32
abril	6,87	6,70	64	32,00	21,68	5,81
maio	7,35	7,64	61	30,00	19,86	7,71
Jun	7,15	7,63	71	38	19,25	4,15
MB4	PH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Temperatura °C	Turbidez (NTU)
dez	6,68	7,75	27,58	14	19,36	3,38
jan	6,73	8,88	61	30	20,95	3,57
fev	6,60	9,72	61,07	31	17,97	3,93