



Diagnóstico da perda de solo por erosão laminar na bacia hidrográfica do Rio Pardo, Sul do Brasil

Henrique Kelling Michel¹ - Orcid: <https://orcid.org/0009-0009-5095-1254>
Raphaella dos Santos Lima² - Orcid: <https://orcid.org/0009-0007-0068-4851>
Rafael Matias Feltrin³ - Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-8385-0056>

¹Universidade Federal do Pampa (Unipampa), Caçapava do Sul/RS, Brasil*

² Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria/RS, Brasil**

³Universidade Federal do Pampa (Unipampa), Caçapava do Sul/RS, Brasil***

Artigo recebido em 18/06/2025 e aceito em 08/10/2025

RESUMO

A erosão do solo representa um dos principais desafios ambientais, contribuindo significativamente para a degradação dos solos, afetando a produtividade agrícola e a sustentabilidade ecológica. Neste sentido, o objetivo deste estudo é conduzir uma análise ambiental detalhada, por meio da aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), da bacia hidrográfica do Rio Pardo, no estado do Rio Grande do Sul (RS), com foco na identificação e mapeamento das áreas mais suscetíveis à erosão do solo. A USLE foi aplicada para estimar as perdas médias anuais de solo devido à erosão laminar. Os resultados revelaram variações significativas na erosividade da chuva e erodibilidade do solo, com destaque para a importância da cobertura vegetal na redução da erosão. Aproximadamente 66,88% da bacia apresenta perdas de solo baixas, enquanto 30,24% apresenta perdas moderadas e 2,91% enfrenta perdas altas a muito altas, principalmente em áreas agrícolas e de pastagem. Essas áreas são altamente vulneráveis ambientalmente, especialmente durante eventos climáticos extremos, devido ao aumento da exposição do solo a agentes erosivos como a chuva e o vento, principalmente quando não são implementadas práticas de conservação do solo. Essas práticas são importantes para mitigar a erosão do solo e proteger os recursos naturais, fornecendo dados cruciais para a tomada de decisões na gestão territorial da bacia hidrográfica.

Palavras-chave: vulnerabilidade ambiental; conservação do solo; USLE; geoprocessamento; gestão territorial.

* Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul, Engenheiro. E-mail: henk_kelling@hotmail.com

** Doutoranda pelo PPG em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Campus Santa Maria. E-mail: raphaellasl@hotmail.com

*** Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Santa Maria, professor adjunto da Universidade Federal do Pampa. E-mail: rafaelfeltrin@unipampa.edu.br



Diagnosis of soil loss due to sheet erosion in the Rio Pardo watershed, Southern Brazil

ABSTRACT

Soil erosion represents one of the main environmental challenges, significantly contributing to soil degradation, affecting agricultural productivity, and compromising ecological sustainability. In this context, the objective of this study is to conduct a detailed environmental analysis using the Universal Soil Loss Equation (USLE) in the Rio Pardo watershed, located in the state of Rio Grande do Sul (RS), with a focus on identifying and mapping areas most susceptible to soil erosion. The USLE was applied to estimate the average annual soil loss due to sheet erosion. The results revealed significant variations in rainfall erosivity and soil erodibility, highlighting the importance of vegetation cover in reducing erosion. Approximately 66.88% of the watershed exhibits low soil loss, 30.24% shows moderate loss, and 2.91% experiences high to very high loss, especially in agricultural and pasture areas. These areas are highly environmentally vulnerable, particularly during extreme weather events, due to increased soil exposure to erosive agents such as rain and wind, especially when soil conservation practices are not implemented. These practices are essential to mitigate soil erosion and protect natural resources, providing crucial data for decision-making in territorial management of the watershed.

Keywords: environmental vulnerability; soil conservation; USLE; geoprocessing; land management.

Diagnóstico de la pérdida de suelo por erosión laminar en la cuenca hidrográfica del Rio Pardo, sur de Brasil

RESUMEN

La erosión del suelo representa uno de los principales desafíos ambientales, contribuyendo significativamente a la degradación del suelo, afectando la productividad agrícola y la sostenibilidad ecológica. En este sentido, el objetivo de este estudio es realizar un análisis ambiental detallado, mediante la aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), en la cuenca hidrográfica del río Pardo, en el estado de Rio Grande do Sul (RS), con énfasis en la identificación y el mapeo de las áreas más susceptibles a la erosión del suelo. La USLE se aplicó para estimar las pérdidas medias anuales de suelo debido a la erosión laminar. Los resultados revelaron variaciones significativas en la erosividad de las lluvias y la erodibilidad del suelo, destacándose la importancia de la cobertura vegetal en la reducción de la erosión. Aproximadamente el 66,88% de la cuenca presenta pérdidas de suelo bajas, mientras que el 30,24% presenta pérdidas moderadas y el 2,91% enfrenta pérdidas altas a muy altas, principalmente en áreas agrícolas y de pastizales. Estas áreas son altamente vulnerables ambientalmente, especialmente durante eventos climáticos extremos, debido al aumento de la exposición del suelo a agentes erosivos como la lluvia y el viento, especialmente cuando no se implementan prácticas de conservación del suelo. Estas prácticas son fundamentales para mitigar la erosión del suelo y proteger los recursos naturales, proporcionando datos cruciales para la toma de decisiones en la gestión territorial de la cuenca hidrográfica.

Palabras clave: vulnerabilidad ambiental; conservación del suelo; USLE; geoprocusamiento; gestión territorial.

INTRODUÇÃO

A erosão do solo é considerada um dos desafios ambientais mais prementes enfrentados por países em todo o mundo (Gomiero, 2016; Zhou, 2020), contribuindo com aproximadamente 85% para a degradação total dos solos (Batista et al., 2017; Phinzi; Ngetar, 2019; Nyesheja et al., 2019). Seu impacto adverso no ambiente e na produtividade agrícola torna crucial a abordagem imediata desse problema (Ahmad; Mustafa; Didams, 2020). Pesquisas indicam que a erosão do solo exerce efeitos negativos sobre a fertilidade do solo, a qualidade da água e a biodiversidade, acarretando prejuízos econômicos significativos e danos ecológicos (Issaka; Ashraf, 2017).

A avaliação quantitativa da erosão do solo é essencial para desenvolver estratégias eficazes para o seu controle, sendo que, modelos matemáticos desempenham um papel crucial nesse processo (Senanayake et al., 2020). Ao quantificar a extensão e a intensidade da erosão do solo, podemos compreender seus impactos no solo, na produtividade agrícola e na integridade dos ecossistemas (Igwe et al., 2017).

A criação de mapas em ambientes SIG é crucial para identificar áreas com alta erosão e aplicar técnicas adequadas de prevenção (Golijanin et al., 2022). A aplicação de abordagens baseadas em modelos, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), possibilita uma análise abrangente da dinâmica da erosão do solo (Alewell et al., 2019). Estudos destacam a utilidade desses modelos na formulação de práticas sustentáveis de gestão e controle da erosão do solo (Zhou et al., 2020, Almouctar et al., 2021; Anteneh; Biru, 2021). Essas abordagens fornecem informações detalhadas sobre zonas de suscetibilidade a erosão do solo, com base nos tipos de solos, unidades litológicas, topografia e cobertura vegetal, a um custo acessível e com boa precisão (El Jazouli et al., 2017).

Embora a erosão do solo seja um processo geomórfico natural, sua taxa pode ser acelerada por atividades antrópicas, tais como a conversão de terras em áreas agrícolas, o cultivo inadequado e o desmatamento (Gelagay; Minale, 2016; Obiahu; Elias, 2020). A utilização inadequada do solo, sem a aplicação de técnicas apropriadas de conservação, pode resultar na deterioração da estrutura do solo e aumentar a suscetibilidade à erosão. No estado do Rio Grande do Sul (RS), a aceleração do processo erosivo, especialmente em áreas agrícolas, é causada principalmente pela gestão deficiente e pela falta de práticas conservacionistas (Miguel et al., 2014; Tiecher et al., 2017).

Além disso, as alterações climáticas, que ocasionam mudanças na intensidade e nos padrões de precipitação, também contribuem para o potencial de erosão de uma região (Chuenchum; Xu; Tang, 2020; Fayas et al., 2019). Levantamentos realizados pela Emater/RS (2024) indicam que 405 municípios do estado do Rio Grande do Sul, relataram perdas de fertilidade e de solos por erosão hídrica em um total de 2.706.683 hectares de um total de 28.173.022,3 hectares no estado, associadas às enchentes catastróficas que assolaram o estado entre os meses de abril e maio de 2024.

A bacia hidrográfica do Rio Pardo apresenta expressiva importância econômica para o estado, com extensas áreas destinadas ao cultivo de tabaco, milho, feijão, soja e arroz. Nessa região, as áreas agrícolas em terrenos inclinados e desprovidas de cobertura vegetal apresentam os impactos mais significativos no processo erosivo (Didoné et al., 2014; Moura-Bueno et al., 2018). Neste sentido, o objetivo deste estudo é conduzir uma análise ambiental detalhada, por meio da aplicação da USLE, da bacia hidrográfica do Rio Pardo, no estado do Rio Grande do Sul (RS), com foco na identificação e mapeamento das áreas mais suscetíveis à erosão do solo.

Com a aplicação da USLE, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, é possível gerar mapas temáticos que caracterizam as condições do solo, da cobertura vegetal, da topografia e de outras variáveis relevantes da equação, como a precipitação, buscando resultados precisos e atualizados que possibilitem a quantificação da perda de solos e assim a determinação das áreas mais suscetíveis para a implementação de práticas adequadas de manejo do solo e conservação ambiental. Procura-se portanto produzir resultados que auxiliem na tomada de decisões eficientes em relação ao uso da terra e à gestão territorial da bacia hidrográfica.

METODOLOGIA

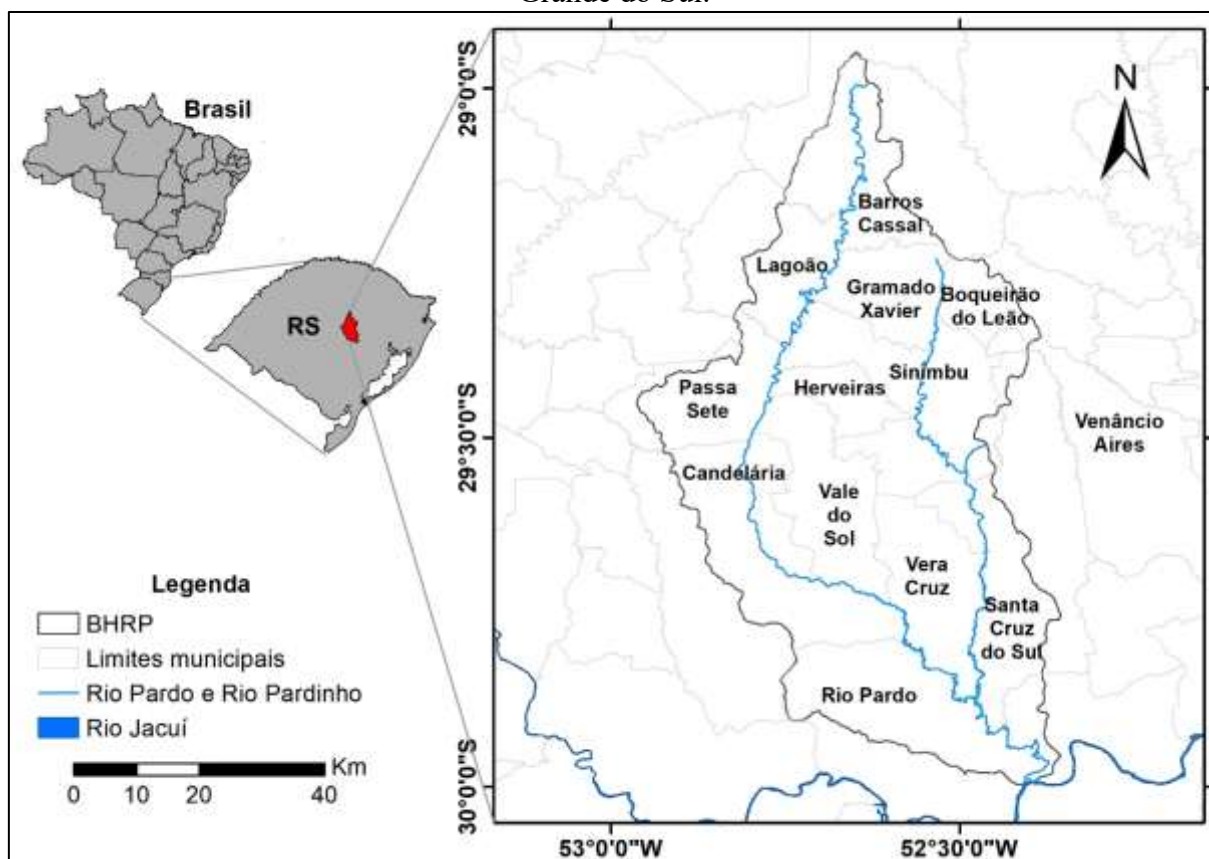
Área de estudo

A área de estudo localiza-se na região sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul, abrangendo 13 municípios que compõem a área de atuação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (BHRP) (Figura 1). Sua área de drenagem é de 3.636,79 km², com extensão de 115 km e largura de 35 km, representando 1,3% da área do Estado (Rodrigues; Arend, 2006). A população da Bacia é distribuída com 163.674 habitantes em áreas urbanas e 68.769 habitantes em áreas rurais (SEMA, 2020).

A região do Vale do Rio Pardo destaca-se pela forte atividade agrícola, com ênfase na agricultura familiar e na cultura do fumo. De acordo com o Censo Agropecuário do IBGE (2017), a região produziu 107.718 toneladas de fumo em folha, representando 36,4% da produção estadual. Segundo o Ministério da Fazenda/MDIC (2020), o fumo foi um dos principais produtos exportados pelo Rio Grande do Sul em 2019, representando 8,02% das exportações do estado, com valores aproximados de US\$ 1.487.126.000,00.

A indústria fumageira tem grande representatividade no Vale do Rio Pardo, sendo responsável por cerca de 20% da produção nacional de fumo, conforme dados do IBGE (2017). Na safra 2020/2021, a região foi responsável por cerca de 14% da produção de fumo no Estado, de acordo com a AFUBRA (2024). Em Santa Cruz do Sul, a atividade de processamento do fumo e a fabricação de cigarros representam 70% da receita de impostos do município. Segundo Staats (2022), os municípios que mais produzem tabaco no Estado são Venâncio Aires, Candelária e Santa Cruz do Sul. A ocupação das áreas dos municípios dentro da bacia, a distribuição da população, o PIB per capita e a área territorial total são aspectos importantes para entender o contexto socioeconômico da região. Sendo assim, a ocupação da área dos municípios dentro da bacia, a distribuição da população, o PIB per capita e a área territorial total são aspectos importantes para entender o contexto socioeconômico da região.

Figura 1- Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (BHRP): Mapa de localização da BHRP no estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Autores, 2025.

Segundo Rossato (2020) a área da bacia abrange dois tipos climáticos, sendo a parte sul da bacia, clima subtropical II, médio úmido com variação longitudinal de temperaturas médias, com chuvas oscilando entre 1500-1700 mm por ano e temperatura média anual variando entre 17 e 20°C, e nas partes central e norte da bacia o subtropical III, úmido com variação longitudinal das temperaturas médias, caracterizado por chuvas entre 1700 a 1800 mm por ano com temperatura média anual entre 17 e 20°C. Segundo dados do IBGE os principais biomas presentes na BHRP são a Mata Atlântica e o Pampa. A Mata Atlântica representa 82% do território da bacia enquanto o bioma Pampa cobre apenas 18% da área. A Mata Atlântica, apesar de sua extrema degradação, é considerada um patrimônio nacional protegido, no qual o corte, supressão e exploração da vegetação deve ser feito de maneira diferenciada, assim protegendo a flora e fauna. O bioma apresenta um alto índice pluviométrico, com suas florestas desempenhando um papel

vital em processos hidrológicos, garantindo qualidade e volumes nos cursos d'água, contribuindo para a agricultura, indústria e dentre outras atividades humanas. Em contraste, o bioma Pampa possui predominância de campos, entremeados por capões de mata, matas ciliares e banhados. O solo apresenta baixa fertilidade natural, sendo suscetível à erosão, favorecendo elevadas perdas de solo principalmente em regiões onde predominam a agricultura e a pecuária (IBF, 2024).

Em maio de 2024, o estado do Rio Grande do Sul, incluindo a bacia hidrográfica do Rio Pardo, enfrentou um período crítico de condições meteorológicas adversas, com a configuração atmosférica sobre a América do Sul caracterizada por um intenso anticiclone migratório no Oceano Atlântico Sul. Esse fenômeno provocou a formação de instabilidades atmosféricas intensas, que resultaram em chuvas extremas e contínuas na região. Os municípios da bacia hidrográfica do Rio Pardo mais afetados pelas chuvas intensas, conforme registrado pela Emater/RS-Ascar (2024), incluem Candelária, Passa Sete, Rio Pardo, Santa Cruz do Sul, Sinimbu, Venâncio Aires e Vera Cruz.

A produção primária, principal atividade econômica da região, sofreu danos severos devido às chuvas persistentes, resultando em perdas significativas nas culturas (Figura 2a). As principais culturas impactadas foram de grãos, com destaque para a perda de culturas de verão e plantios iniciais de inverno. Os danos variaram em intensidade, sendo mais expressivos em algumas regiões do que em outras. Além dos impactos diretos nas culturas agrícolas, os solos da bacia também foram gravemente afetados e ainda persistem episódios de desmoronamentos (Figura 2b) e outras consequências associadas à intensa erosão, evidenciando a gravidade da situação e a necessidade de estratégias de gerenciamento robustas para enfrentar tais desafios.

As chuvas intensas e as cheias extremas provocaram uma erosão hídrica significativa, especialmente em áreas com solos mais suscetíveis à erosão e com baixa capacidade de absorção de água. A erosão hídrica, causada pelo impacto das gotas de chuva em solos desprotegidos, resultou na desagregação das partículas do solo e no selamento superficial, reduzindo a taxa de infiltração de água e aumentando o escoamento superficial. As consequências diretas dessa erosão incluem a redução da capacidade produtiva dos solos devido à perda da camada superficial, que é rica em fertilidade, estrutura e matéria orgânica. As consequências indiretas incluem o assoreamento de rios e reservatórios e a contaminação dos recursos hídricos, provocada pelo carreamento de fertilizantes e outros poluentes (Emater/RS, 2024).

Figura 2 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: (a) Lavoura de soja tombada pela enchente em propriedade rural em Venâncio Aires e (b) Movimento de massa em propriedade rural no interior de Sinimbu, 2024.



Fonte: Emater/RS Ascar, 2024

Esses cenários de degradação acentuada dos solos e impactos significativos na produção agrícola ressaltam a necessidade urgente de implementar medidas eficazes de mitigação e prevenção. Entre as ações recomendadas estão a adoção de práticas de conservação do solo, como a cobertura permanente do solo para proteger sua estrutura e aumentar a infiltração de água, além da promoção de técnicas de cultivo sustentáveis e a recuperação de áreas degradadas. O levantamento detalhado da capacidade de uso das terras é fundamental para a tomada de decisões que orientem o planejamento racional do uso dos solos da bacia hidrográfica. Neste sentido, a aquisição de informações sobre as áreas mais suscetíveis a processos erosivos e o seu mapeamento, tornam-se uma ferramenta indispensável para o planejamento e manejo adequado dos recursos naturais, servindo como base para a recuperação da economia local, baseada na agricultura, bem como para a realocação de comunidades atingidas, expansão urbana e definição de áreas de risco.

Equação Universal de Perda de Solos – USLE

A metodologia adotada neste estudo utiliza a Equação Universal de Perda de Solos (USLE) proposta por Wischmeier & Smith (1978) para estimar a perda média anual de solo por erosão laminar em uma área específica (Equação 1).

$$A = R \cdot K \cdot (LS) \cdot (CP) \quad (1)$$

Onde: A é a perda média anual de solo por unidade de área ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); R é a erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K é a erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); L é o comprimento da vertente; S é a declividade da vertente; C é o fator relacionado ao uso e manejo do solo; e P é o fator relacionado às práticas conservacionistas.

Erosividade da chuva - fator R

O fator erosividade (Fator R) é o índice de erosão pelas chuvas, que expressa a capacidade de uma chuva erodir um solo desprotegido (Wischmeier, 1959). Para determinar o Fator R foram utilizados dados de precipitação pluviométrica de 13 estações de monitoramento (período de 1948 a 2021), localizadas próximos a bacia, disponibilizados na base de dados HIDROWEB (ANA, 2020). Foram selecionadas as estações que apresentavam maiores e mais completas séries de dados, buscando selecionar àquelas que possuem aproximadamente períodos de 20 anos de dados. Realizou-se a interpolação em IDW , no ArcGis 10.5 (Esri, 2016), das 13 estações pluviométricas, utilizando o Sistema de Coordenadas Geográficas SIRGAS 2000. A análise das estações permitiu a elaboração do gráfico de precipitações mensais dos municípios inseridos dentro da BHRP (Figura 3),

A partir destes dados foi calculada a média multianual da precipitação (Eq. 2 e 3) conforme proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992). As classes de Erosividade adotadas foram definidas segundo a metodologia de Carvalho (2008).

$$EI_{30} = 89,823 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,759} \quad (2)$$

Onde, EI_{30} é o índice de erosividade média mensal (MJ mm/ha/h) para 30 minutos de chuva, r a precipitação média mensal (mm); e P a precipitação média anual (mm).

$$R = \sum_{j=1}^{12} EI_{30j} \quad (3)$$

Onde, R é a erosividade anual, em ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); e EI os valores mensais do índice de erosividade em cada estação pluviométrica.

Erodibilidade do solo - fator K

O Fator K representa a influência conjunta das características naturais do solo na sua suscetibilidade à erosão (Ganasri; Ramesh, 2016; Pham; Gener; Kappas, 2018). Este fator é uma medida quantitativa da propensão do solo à erosão, sendo que os valores mais baixos denotam maior resistência aos agentes erosivos e vice-versa. O mapa de solos utilizado foi fornecido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa (Santos et al., 2011). Os solos foram classificados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SBICs), sendo os dados de porcentagem de areia, argila, silte e carbono orgânico obtidos no site GeoNetwork (FAO, 1974). A determinação da erodibilidade do solo seguiu metodologia proposta por Williams (1975) (Eq. 4), sendo os valores encontrados classificados de acordo com o risco de erodibilidade estabelecido por Mannigel et al. (2008) em: a) baixo: com valores entre 0,01 e 0,03 t h MJ⁻¹mm⁻¹; b) médio: com valores entre 0,03 e 0,06 t h MJ⁻¹mm⁻¹, e c) alto: com valores acima de 0,06 t h MJ⁻¹mm⁻¹.

$$K = 0,1317 * Areia * f_{Argila-Silte} * CarbOrg * AreiaFina \quad (4)$$

Onde: K é o fator de erodibilidade do solo (t h MJ⁻¹mm⁻¹); Areia é a quantidade de areia; (Argila-Silte) é a quantidade de (argila - silte); CarbOrg a quantidade de carbono orgânico; e AreiaFina a quantidade de areia fina.

Fator topográfico - fator LS

O mapa de fator topográfico teve como base o modelo digital de elevação. Foram utilizadas duas imagens SRTM disponibilizadas pelo site *Earth Explorer*, sendo elas s29_w053 e s30_053 (USGS, 2024). Através da ferramenta *mosaic* as imagens foram convertidas em uma única camada *raster* e processadas pela ferramenta “*saga ls factor*” no ArcGis 10.5 da ESRI (2016), gerando o mapa do Fator LS. Através da ferramenta *slope* foi definida a declividade do relevo, sendo classificado em relevo plano (0-3%), suave ondulado (3-8%), ondulado (8-20%), forte ondulado (20-45%), escarpado (45-75%) ou montanhoso (>75%) (Embrapa, 1979).

Uso manejo e conservação do solo - fator CP

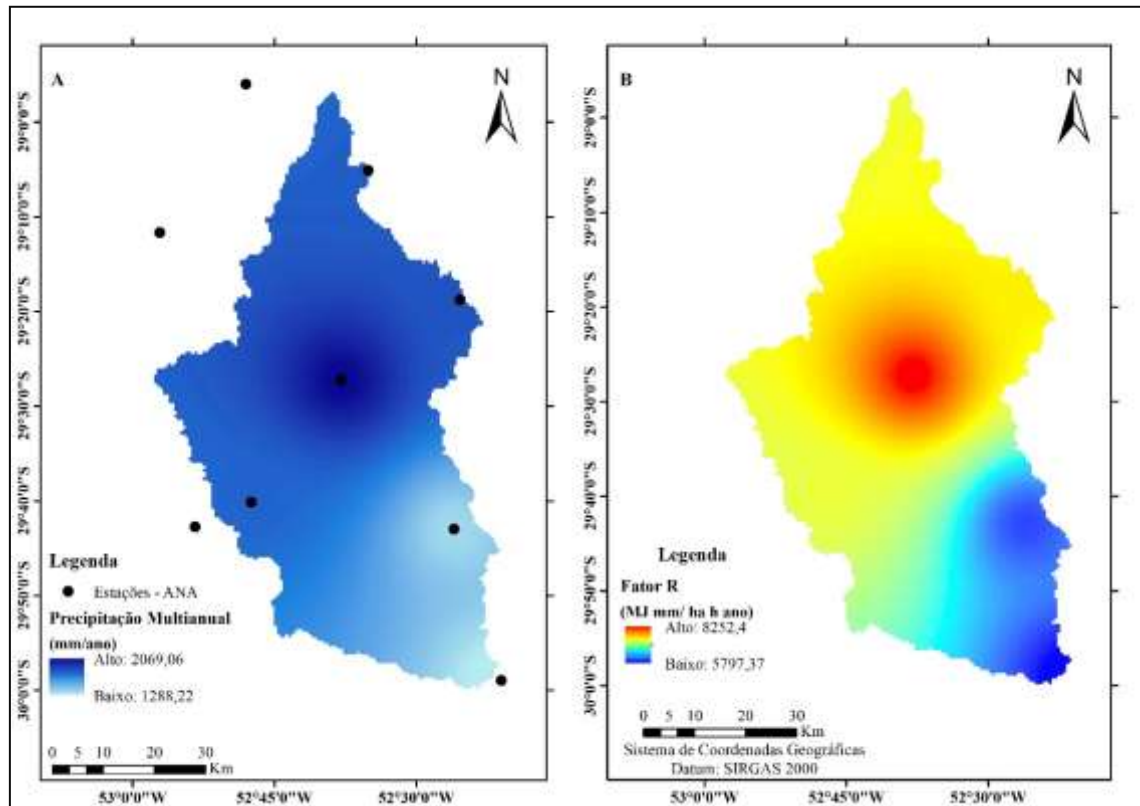
O fator relacionado ao uso, manejo e práticas conservacionistas (CP) é desdobrado em fatores C e P, que representam as razões de perda de solo em terras com cobertura e adoção de práticas conservacionistas específicas em relação a terras sem cobertura, respectivamente (Wischmeier; Smith, 1978). O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido através do site MapBiomas Brasil, onde a partir dos mosaicos Landsat são realizadas as classificações que resultam nos mapas de cobertura e uso da terra para cada ano. A metodologia de classificação é dinâmica e processual, com a finalidade de aperfeiçoar a classificação de cada tipologia. Desde a Coleção 4.1, foram adotados os limites de biomas do IBGE em escala 1:250.000. A imagem utilizada para a classificação é do ano de 2022 e a paleta de cores RGB de cada classe da legenda também está disponível em arquivo para o uso no ArcMap. Os valores de CP adotados no trabalho seguem a sugestão feita por Stein et al. (1987) e Oliveira (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Erosividade da chuva - fator R

Ao analisar a precipitação média multianual na bacia hidrográfica do Rio Pardo, observa-se que a precipitação mínima é de 1284,85 mm/ano em Rio Pardo, enquanto a máxima é de 2069,17 mm/ano em Herveiras (Figura 3a). A erosividade da chuva varia entre 5.797 e 8.252,4 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Figura 3b). Os valores mais baixos de erosividade da chuva se encontram nas regiões de Rio Pardo e Santa Cruz do Sul, que apresentam 5.786,81 e 6.059,66 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. A região de Herveiras Sul exibe os maiores valores de erosividade da chuva (8252,74 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹), sendo atribuídos à sua localização mais elevada, entre dois vales, ocasionando a ocorrência de maiores volumes precipitados nesta região da bacia. Os resultados obtidos condizem com os resultados obtidos por Oliveira, Wendland e Nearing (2013) e Trindade et al. (2016), que evidenciaram erosividade entre 6.000 e 8.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ para a região Sul do Brasil. As diferenças geográficas, incluindo altitude e declividade, influenciam essas disparidades, como indicado por Reisser Junior et al. (2012).

Figura 3 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: (A) Mapa da precipitação multianual (mm/ano) para a Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (BHRP); e (B) Mapa do Fator de Erosividade da Chuva – Fator R para a BHRP.



Fonte: Autores, 2024

Erodibilidade dos solos - fator K

A bacia hidrográfica revela três categorias distintas de solos com base nos dados fornecidos pela Embrapa (SANTOS et al., 2011): Argissolo Vermelho, Neossolo Litólico e Planossolo Háplico (Figura 4a). O Neossolo é predominante, ocupando 42,17% da área, enquanto o Argissolo e o Planossolo ocupam 28,99% e 28,84%, respectivamente. Os Neossolos Litólicos são solos recentemente formados e rasos, compostos principalmente por fragmentos de rocha, com contato lítico ou lítico fragmentário a menos de 50 cm da superfície, desenvolvidos diretamente sobre a rocha, apresentando restrições para cultivos anuais devido à pouca capacidade de armazenamento de água (Brasil, 1973; Santos et al., 2011; Streck et al., 2018).

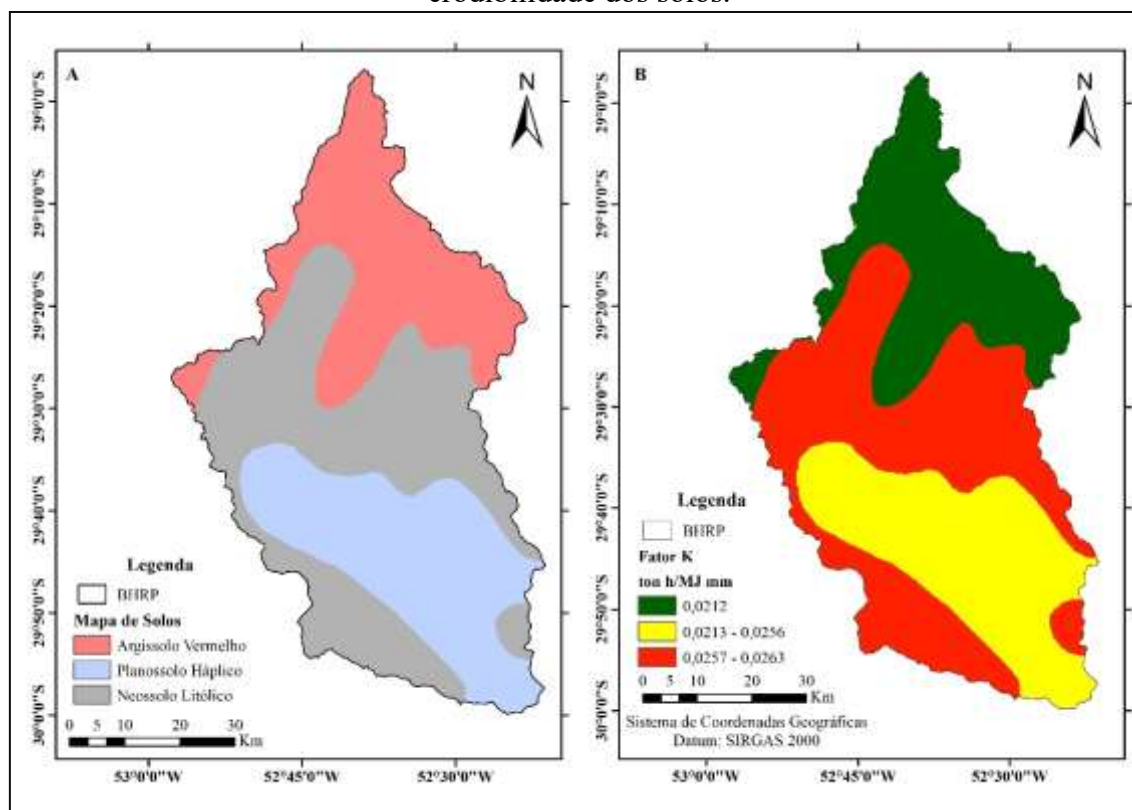
Os Argissolos caracterizam-se por serem solos profundos, bem drenados a imperfeitamente drenados, encontrados em relevos suavemente ondulados até fortemente ondulados (Streck et al., 2018).

Segundo o Boletim nº 30, na unidade de mapeamento de Rio Pardo, na região predominam solos profundos de coloração avermelhada, argilosos, bem drenados, em relevo ondulado, derivados de siltitos e arenitos (Brasil, 1973). Apresentam limitações devido à fertilidade natural baixa, sendo fortemente ácidos e pobres em nutrientes, com saturação por bases baixa e teores de alumínio trocável médio a alto. Inclusões nesta unidade ocorrem com solos hidromórficos em 20% da área, encontrados nas depressões do terreno. São solos favoráveis à mecanização quando corrigidas as limitações de fertilidade natural, podendo ser utilizados para a produção de culturas anuais com práticas de conservação do solo (Brasil, 1973).

Os Planossolos apresentam um horizonte B plânico com tonalidades acinzentadas ou escurecidas, indicativas de baixa permeabilidade. Observa-se um aumento significativo no teor de argila em comparação com o horizonte A ou E, caracterizando uma transição textural abrupta (Pinto et al., 2004). Estes solos são ideais para o cultivo de arroz irrigado e, com sistemas de drenagem, tornam-se opções para milho, soja e pastagens (Streck et al., 2018).

O mapa de erodibilidade dos solos indica valores entre 0,0212 e 0,0263 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, valores estes relacionados à estabilidade dos seus agregados (figura 4b). Conforme Mannigel et al. (2008), o Fator de Erodibilidade (Fator K), pode ser classificado como médio em toda a região da bacia hidrográfica. O Argissolo, devido à sua menor porcentagem de areia e maior teor de argila e matéria orgânica, possui maior estabilidade e, consequentemente, apresenta os menores valores de erodibilidade do solo. Os Neossolos, com mais areia e menos argila e matéria orgânica, associados a solos rasos em regiões de encostas, apresentam menor estabilidade, implicando em maiores valores de erodibilidade. Os Planossolos, encontrados em áreas planas com alta porcentagem de areia, exibem menor estabilidade, levando também a elevação nos valores de erodibilidade.

Figura 4 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: (A) Mapa de classificação dos solos; (B) Fator de erodibilidade dos solos.



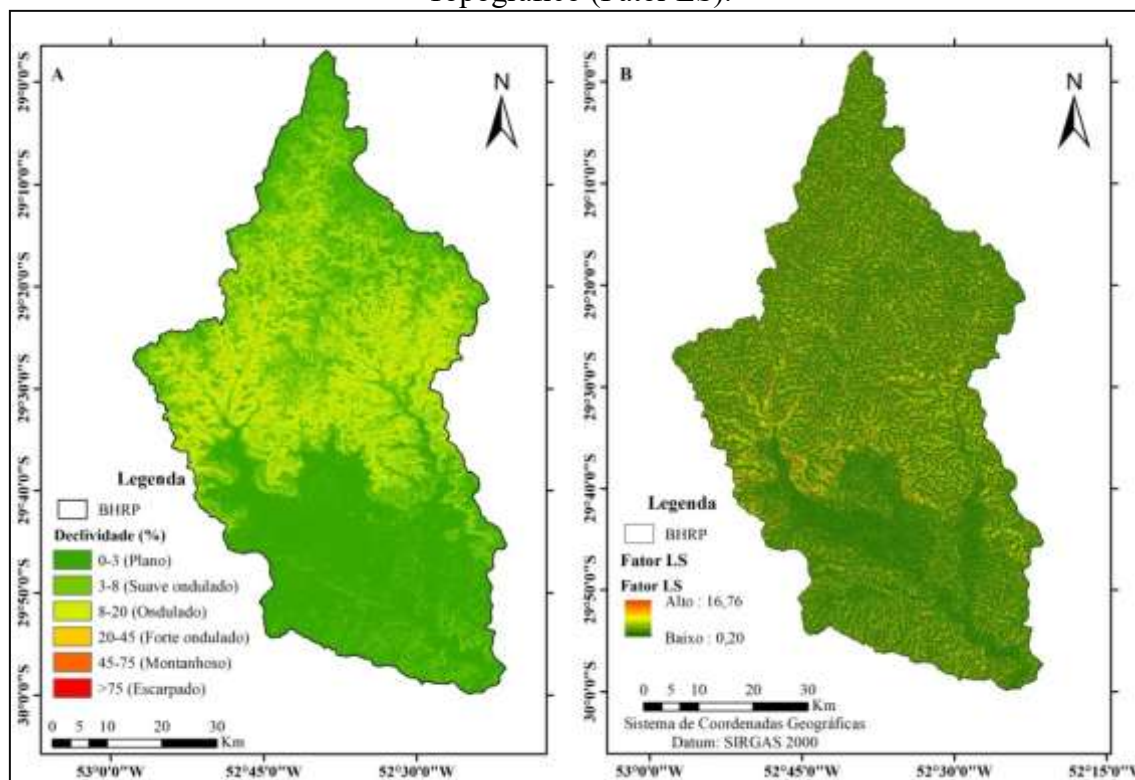
Fonte: Autores, 2024

Fator topográfico - fator LS

Ao delimitar o Modelo Digital de Elevação (MDE) da Bacia Hidrográfica, foram identificadas altitudes máximas de 736 metros na região da cabeceira da bacia e altitudes de 4 m na região do exutório da bacia. As áreas planas, das várzeas dos principais cursos d'água, são utilizadas para o cultivo de arroz irrigado, enquanto as zonas mais elevadas são utilizadas para a pecuária extensiva e para o cultivo agrícola de fumo, soja, milho, feijão (Ecoplan Engenharia Ltda, 2005). Na porção mais a jusante da Bacia, que corresponde a cerca de 40% de sua área total, encontram-se áreas planas e de relevo ondulado a suave ondulado, associadas às áreas de meandro dos principais cursos d'água da Bacia (Figura 5a). Segundo Cardoso et al. (2015) as áreas de baixa fragilidade na BHRP são aquelas de maior estabilidade topográfica, onde predominam as áreas de relevo ondulado, mais a jusante e a montante da bacia. A maior declividade ocorre na porção intermediária da bacia. A aplicação da análise SAGA resultou no Mapa do Fator LS, com

valores variando de 0,20 a 16,76 (adimensional) (Figura 5b). Observou-se que as áreas de maior declividade coincidem com os maiores valores do Fator LS, estando de acordo com Wischmeier & Smith (1978), que citam que tanto o comprimento quanto a inclinação do terreno influenciam a taxa de erosão do solo pela água.

Figura 5 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: (A) Mapa de declividade (%); e (B) Mapa do Fator Topográfico (Fator LS).



Fonte: Autores, 2024

Uso, manejo e conservação dos solos - fator CP

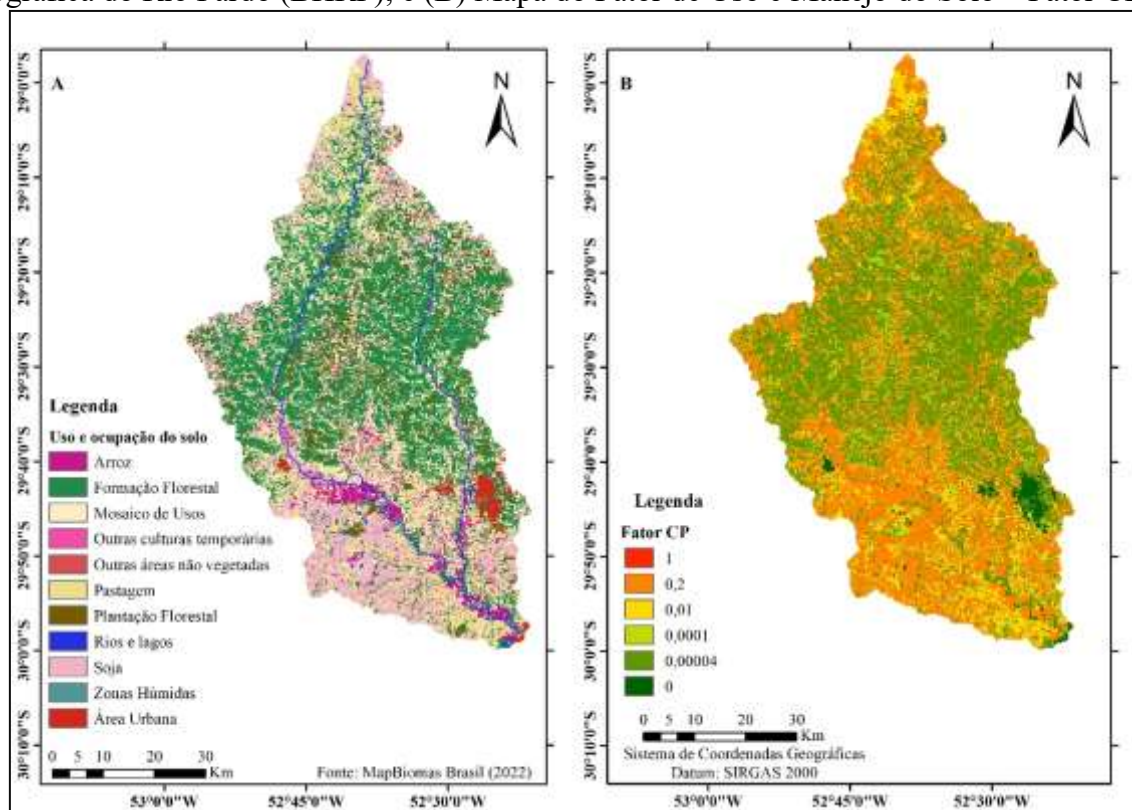
A cobertura do solo é uma variável que influencia diretamente na determinação da fragilidade ambiental, pois sofre influência em função do tamanho da planta (Takikawa; Da Cunha; Lourenço, 2021). A vegetação atua como uma camada de proteção para o solo, reduzindo a energia cinética das gotas de chuva e a velocidade de escoamento superficial (Guerra, 2008; Morgan, 2009).

No mapa de uso e ocupação do solo disponibilizado pelo MapBiomas Brasil (2022) (Figura 6a), foram identificados 11 tipos de uso do solo: cultivo de arroz, soja, culturas temporárias, rios, áreas úmidas, pastagem, plantação florestal, formação florestal, mosaico de usos, áreas não vegetadas e área urbana. As

maiores porcentagens de uso são: formação florestal (39,00%), mosaico de usos (19,91%), pastagem (13,69%), soja (12,68%), plantações florestais (5,73%), culturas temporárias (4,58%) e cultivo de arroz (2,2%). Os demais usos apresentam porcentagens de área ocupada inferiores a 2,2%.

O mapa de uso, manejo e práticas conservacionistas – Fator CP (Figura 6b) apresentou seis classes, sendo elas: rios e zonas húmidas (0), plantação florestal (0,0001), formação florestal (0,00004), pastagens (0,01), áreas agrícolas de soja, arroz, mosaico de usos e culturas temporárias (0,2), zonas urbanas (0) e áreas sem vegetação (1). Essas apresentam variações de 0 a 1 (Adimensional), no qual áreas alagadas representam valor 0 e regiões sem vegetação representam o valor 1, que devido à falta de cobertura possui uma susceptibilidade maior em ser erodido.

Figura 6 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: (A) Mapa de Uso e Ocupação do Solo para Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (BHRP); e (B) Mapa do Fator de Uso e Manejo do Solo – Fator CP, 2025.



Fonte: Autores, 2025

Na área do bioma Pampa, a formação florestal predominante é composta por vegetação lenhosa com espécies arbóreas ou arbustivas, predominando o dossel contínuo. Já no bioma mata atlântica, inclui floresta

ombrófila densa, aberta e mista, floresta estacional semi-decidual, floresta estacional decidual e formação pioneira arbórea (MapBiomias, 2022). A região intermediária da bacia se destaca pela maior cobertura de florestas, sendo uma área significativa de remanescentes florestais de Mata Atlântica, com plantações de eucaliptos. A presença de áreas florestadas ao longo do corpo hídrico indica Áreas de Preservação Permanentes (APP), contribuindo para a redução do assoreamento e da erosão.

O mosaico de usos abrange áreas agropecuárias formadas por propriedades de tamanho reduzido, onde não é possível distinguir entre pastagem e agricultura. Inclui cultivos anuais e perenes, pastagens e áreas de descanso entre safras (MapBiomias, 2022). As áreas de pastagem são plantadas para agropecuária, enquanto as pastagens naturais são caracterizadas como formações campestres ou campos alagados, podendo ser submetidas a pastejo. As atividades agrícolas, como a plantação de soja, o cultivo de arroz, que ocorre exclusivamente sob irrigação e outras culturas temporárias, têm um impacto direto na fragilidade ambiental devido à exposição do solo e a potencial erosão em determinados períodos de seu ciclo de cultivo e especialmente quando as práticas de manejo não são adequadas.

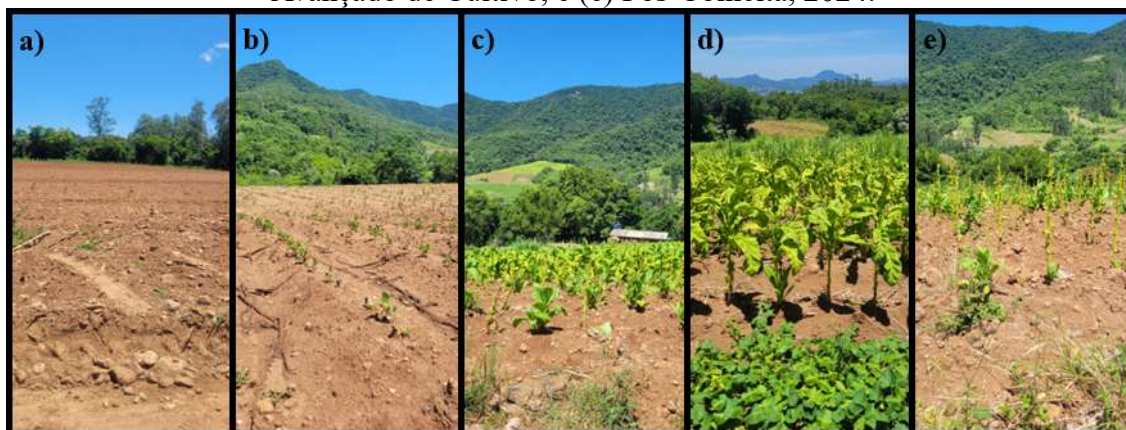
Segundo Helfer (2006), as áreas agrícolas são marcadas pelos cultivos de *Nicotiana tabacum* (fumo), *Zea mays* (milho), *Phaseolus vulgaris* (feijão), *Glycine max* (soja) e *Oryza sativa* (arroz). Os três primeiros respondem por 8,2% do uso do solo da Bacia e se encontram uniformemente distribuídos no espaço. O cultivo de soja concentra-se na porção onde o relevo é mais baixo, mais precisamente na parte do território pertencente ao município de Rio Pardo. O cultivo de arroz irrigado, ocupando as várzeas dos rios Pardo e Pardinho, na porção mais a jusante da Bacia, responde por cerca de 2,2% do uso do solo (Ecoplan Engenharia Ltda, 2005). É importante salientar que o MapBiomias não realiza a diferenciação específica da cultura do fumo, como ocorre com outras culturas agrícolas, como a soja e o arroz.

As florestas plantadas são compostas por espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, como pinus, eucalipto e araucária. Embora as florestas plantadas contribuam para a cobertura do solo, estas podem ter impactos negativos, como a redução da biodiversidade e alteração no ciclo hidrológico. Nos municípios de Herveiras, Vale do Sol, Gramado Xavier e Sinimbu há presença de áreas de reflorestamento com espécies como eucalipto, além de pequenas lavouras de subsistência.

Outras áreas não vegetadas incluem superfícies arenosas, solo exposto e superfícies impermeáveis devido a infraestrutura, expansão urbana ou mineração (MapBiomias, 2022). A região com o relevo mais

plano da bacia apresenta maior presença de solo exposto devido à intensa atividade agrícola, como o plantio de soja. A tendência observada de transformação das áreas de pastagem do Pampa em atividades agrícolas e de silvicultura pode gerar impactos significativos no consumo de água e ciclo hidrológico (Reichert et al., 2017, 2021a, 2021b; Ferreto et al., 2021a), na degradação do solo (Ferreto et al., 2021b; Valente et al., 2020, 2021; Ebling et al., 2021; Santos; Reichert, 2022) e na potencial perda de biodiversidade (Redin et al., 2017). A urbanização se concentra nos municípios de Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Candelária. Em visita in loco, pode-se evidenciar como a cultura do tabaco é marcante em extensão na área da bacia e como o seu cultivo contribui para a exposição do solo durante os diferentes estágios de crescimento (Figura 7).

Figura 7- Diferentes Estágios do Cultivo do Tabaco no Município de Candelária, RS: (a) Área Preparada para Plantio, (b) Estágio Inicial de Crescimento, (c) Estágio Intermediário de Cultivo, (d) Estágio Avançado de Cultivo, e (e) Pós-Colheita, 2024.



Fonte: Autores, 2024

Perda de solos - Fator A

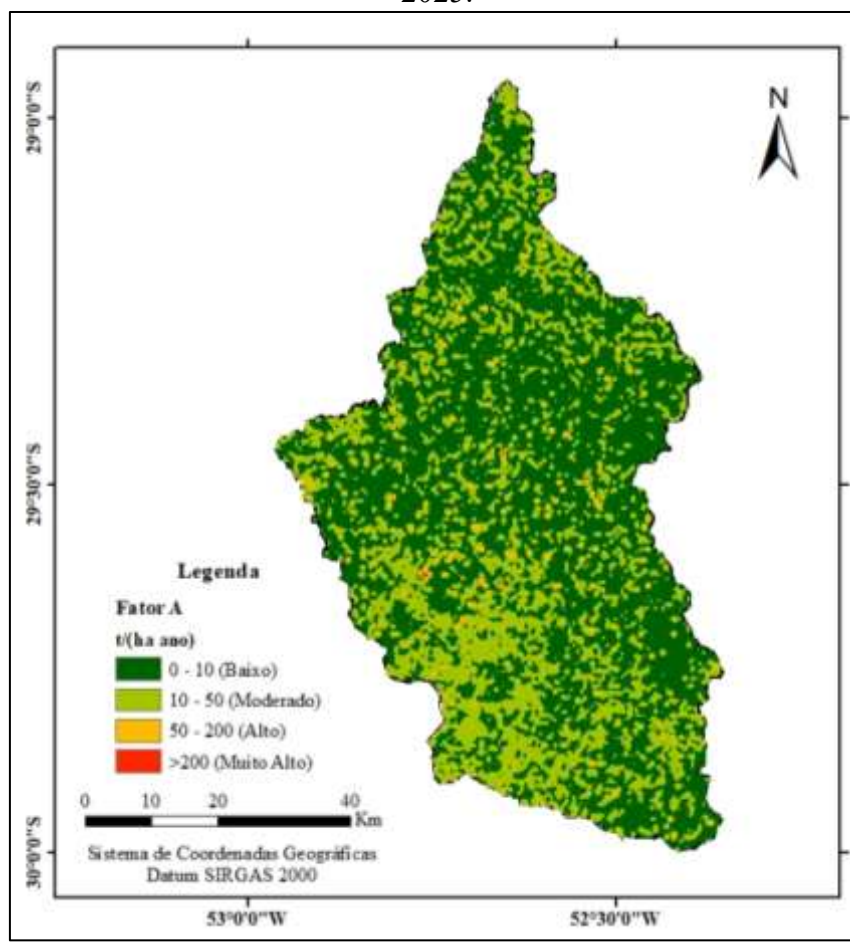
Segundo o mapa de perdas de solo (Figura 8), 66,88% da área da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo apresenta perdas de solo consideradas baixas, com taxas variando entre 0 e 10 toneladas por hectare por ano ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$). Tais áreas correspondem a regiões com presença de formação florestal e adoção de práticas conservacionistas adequadas.

As perdas moderadas de solo representam 30,24% da área da bacia, com taxas variando de 10 a 50 $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Essas áreas estão majoritariamente associadas a presença de neossolos litólicos e planossolos háplicos em terrenos de menor declividade, onde são comuns cultivos agrícolas de soja, arroz, pastagens e

mosaico de usos. As perdas consideradas altas correspondem a 2,77% da área da bacia, variando entre 50 a 200 t ha⁻¹ ano⁻¹. Estas regiões estão localizadas principalmente em áreas agrícolas e de pastagem com presença de neossolos litólicos e argissolos vermelhos. A alta erodibilidade observada nestas áreas exige a adoção de melhores práticas de manejo para reduzir a erosão, o que pode ser obtido pela correta avaliação da capacidade de uso das terras da bacia.

Por fim, as perdas muito altas, superiores a 200 t ha⁻¹ ano⁻¹, são observadas em apenas 0,14% da área total da bacia, correspondendo a áreas extremamente vulneráveis. Estas áreas estão associadas a neossolos litólicos em terrenos de alta declividade, onde a cobertura do solo é insuficiente para prevenir a erosão. Nessas regiões, a exposição do solo, combinada com o tipo de solo menos estável e uso incorreto do solo resulta em taxas de erosão extremamente elevadas, indicando a necessidade de intervenções imediatas de conservação do solo.

Figura 8 - Bacia Hidrográfica do Rio Pardo: Mapa de perda de solos por erosão laminar ($\text{t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$), 2025.



Fonte: Autores, 2025

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia hidrográfica do Rio Pardo apresenta uma variabilidade significativa na suscetibilidade à erosão do solo, influenciada principalmente pelo tipo de uso do solo e pelas práticas de manejo adotadas. A maior parte da bacia (66,88%) apresenta perdas baixas de solo ($0 \text{ a } 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), o que é um indicativo positivo da presença de formações florestais e da adoção de práticas conservacionistas eficazes, que ajudam a proteger o solo contra a erosão. As áreas utilizadas para agricultura e pastagem apresentam, em sua maior parte, perdas moderadas de solo ($10 \text{ a } 50 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Isso sugere que, embora existam práticas de manejo, elas podem ser insuficientes para minimizar a erosão, necessitando de melhorias. As áreas com perdas altas ($50 \text{ a } 200 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e muito altas ($>200 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de solo, apesar de representarem uma pequena

porcentagem da área da bacia (2,91%), são as mais preocupantes. Nessas áreas os solos são extremamente vulneráveis devido à insuficiência de cobertura vegetal, exigindo a implementação urgente de práticas de conservação do solo.

A agricultura, englobando as culturas da soja, arroz, culturas temporárias como o tabaco, mosaico de usos e pastagem cobre 53,09% da área da bacia, sendo uma atividade de grande importância econômica e social para a região. Essas áreas representam regiões de grande fragilidade ambiental, principalmente em períodos de eventos climáticos extremos, já que há um aumento da exposição do solo aos agentes erosivos, como a chuva e o vento, especialmente quando não são adotadas práticas de conservação do solo. Isso ressalta a necessidade de práticas agrícolas sustentáveis, como rotação de culturas, plantio direto e cobertura vegetal, para reduzir a erosão. A identificação de áreas com perdas moderadas a muito altas indica a necessidade de promover e implementar melhores práticas de manejo e conservação do solo para prevenir a erosão e assegurar a sustentabilidade ambiental. Assim, o estudo contribui para demonstrar a importância de uma gestão integrada do uso da terra, com foco em práticas conservacionistas para reduzir a erosão do solo e proteger os recursos naturais da bacia hidrográfica do Rio Pardo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de doutorado.

REFERÊNCIAS

AFUBRA. **Fumicultura no Brasil**. Disponível em: <<https://afubra.com.br/fumicultura-brasil.html>>. Acesso em: 31 jul. 2024.

AHMAD, N. S. B. N. et al. A systematic review of soil erosion control practices on the agricultural land in Asia. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 103-115, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.04.001>.

ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International soil and water conservation research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>.

ALMOUCTAR, M. A. S. et al. Soil erosion assessment using the RUSLE model and geospatial techniques (Remote Sensing and GIS) in South-Central Niger (Maradi Region). **Water**, v. 13, n. 24, p. 3511, 2021. DOI: . <https://doi.org/10.3390/w13243511>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Série Histórica**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidrotelemetria/serieHistorica.aspx>. Acesso em: 17 jul. 2022.

ANTENEH, M.; BIRU, D. **Spatial estimation of soil erosion using RUSLE modeling: The case of Kaffa Zone, South western Ethiopia**. 2021. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-753720/v1>.

BATISTA, P. V. G. et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. **Catena**, v. 157, p. 139-150, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>.

BRASIL, DE LEMOS, R. C. et al. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. 1973.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; SALVADOR SANCHIS, P. **Soil erodibility assessment for applications at watershed scale**. In "Manual of Methods for Soil and Land Evaluation", Edoardo AC Costantini ed. 2009.

CARDOSO, O. R. et al. Análise de fragilidade ambiental na bacia do rio Pardo-RS, frente à instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 507-522, 2015.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia na prática**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CHUENCHUM, P.; XU, M.; TANG, W. Predicted trends of soil erosion and sediment yield from future land use and climate change scenarios in the Lancang–Mekong River by using the modified RUSLE model. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 3, p. 213-227, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.06.006>.

COMITÊ PARDO. **Apresenta dados gerais sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Pardo**. Disponível em: https://comitepardo.com.br/bacia_riopardo.html. Acesso em: 1 ago. 2024.

DIDONÉ, E. J. et al. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1287-1297, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0844-6>.

SANTOS, H. G. dos et al. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 67 p. (Embrapa Solos. Documentos, 130).

EBLING, E. D. et al. Event-based hydrology and sedimentation in paired watersheds under commercial eucalyptus and grasslands in the Brazilian Pampa biome. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 180-194, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.10.008>.

ECOPLAN ENGENHARIA LTDA. Diagnóstico dos recursos hídricos da Bacia do Rio Pardo. Porto Alegre: SEMA – **Departamento de Recursos Hídricos**, 2005.

EL JAZOULI, A. et al. Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). **Geoscience Letters**, v. 4, n. 1, p. 25, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40562-017-0091-6>.

EMATER/RS-ASCAR. **Safra de grãos: Tabela de áreas e produção**. 2024. Disponível em: https://www.emater.tche.br/site/arquivos_pdf/safra/safraTabela_04062024.pdf. Acesso em: 28 de julho de 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Sistema Brasileiro de**, 1979.

ESRI. ArcMap (versão 10.5.1). Redlands, CA: **ESRI**, 2016.

FAO-UNESCO. **Soil map of the world 1:5 000 000. Volume I: legend**. Paris: UNESCO, 1974.

FAYAS, Cassim Mohamed et al. Estimativa de perda de solo usando modelo rusle para priorizar o controle da erosão na bacia do rio KELANI no Sri Lanka. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 2, p. 130-137, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.01.003>.

FERRETO, D. O. C. et al. Water budget fluxes in catchments under grassland and Eucalyptus plantations of different ages. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 51, n. 4, p. 513-523, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0156>.

FERRETO, D. O. C. et al. Rainfall partitioning in young clonal plantations Eucalyptus species in a subtropical environment, and implications for water and forest management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 3, p. 474-484, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.01.002>.

GANASRI, B. P.; RAMESH, Honnasiddaiah. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, v. 7, n. 6, p. 953-961, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>.

GAYEN, Amiya; SAHA, Sunil; POURGHASEMI, Hamid Reza. Soil erosion assessment using RUSLE model and its validation by FR probability model. **Geocarto International**, v. 35, n. 15, p. 1750-1768, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1581272>.

GELAGAY, H. S.; MINALE, A. S. Soil loss estimation using GIS and Remote sensing techniques: A case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 2, p. 126-136, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.01.002>.

GOLIJANIN, J. et al. Estimation of potential soil erosion reduction using GIS-based RUSLE under different land cover management models: A case study of Pale Municipality, B&H. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 945789, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.945789>.

GOMIERO, T. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. **Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 281, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8030281>.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão. **Atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul**. 6. ed. Porto Alegre: SPGG, 2021. Disponível em: https://issuu.com/spggrs/docs/atlas_socioeconomico_do_rio_grande_do_sul. Acesso em: 3 ago. 2024.

GUERRA, A. J. T. **Processos erosivos nas encostas**. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da. (Org.). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008. p. 149-209.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS. **Bioma Mata Atlântica**. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica>. Acesso em: abr. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Rio Pardo, RS**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/rio-pardo.html>. Acesso em: 31 jul. 2024.

IGWE, P. U. et al. Soil erosion: A review of models and applications. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 4, n. 12, p. 237341, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.4.12.22>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017: resultados definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>. Acesso em: 31 jul. 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/24749508.2017.1301053>.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Rainfall erosivity: Its distribution and relationship with soil loss at Campinas, state of São Paulo, Brazil. **Bragantia**, v. 51, p. 189-196, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>.

MANNIGEL, A. R. et al. **Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo**. 2008. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>.

MAPBIOMAS. **Mapa de Uso e Ocupação do Solo**. 2022. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 31 Jul. 2024.

MIGUEL, P. et al. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 585-598, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200023>.

MINISTÉRIO DA FAZENDA. Secretaria da Receita Federal. **Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior**. Disponível em: <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/comex-vis>. Acesso em: 05 mar. 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: MMA/SBF, 2000. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/epanb/item/7724-workshop-mata-atl%C3%A2ntica-e-campos-sulinos-pampas.html>. Acesso em: 3 de Ago. 2024.

MORGAN, R. P. C. **Erosão do solo e conservação**. John Wiley & Sons, 2009.

MOURA-BUENO, Jean Michel et al. Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. **Scientia agraria**, v. 19, n. 1, p. 102-112, 2018.

NYESHEJA, E. M. et al. Soil erosion assessment using RUSLE model in the Congo Nile Ridge region of Rwanda. **Physical Geography**, v. 40, n. 4, p. 339-360, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/02723646.2018.1541706>.

OBIAHU, O. H.; ELIAS, E. Effect of land use land cover changes on the rate of soil erosion in the Upper Eyiohia river catchment of Afikpo North Area, Nigeria. **Environmental Challenges**, v. 1, p. 100002, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100002>.

OLIVEIRA, J. S. de. **Avaliação de modelos de elevação na estimativa de perda de solo em ambiente SIG**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. DOI: <https://doi.org/10.11606/D.11.2012.tde-31052012-075705>.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139-147, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.006>.

OVERBECK, G. E. et al. **Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado**. In: PILLAR, V. P. (Ed.). Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília, 2009. p. 26-41.

PHAM, T. G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 2, p. 99-110, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>.

PHINZI, K.; NGETAR, N. S. The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 1, p. 27-46, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.12.002>.

PINTO, L. F. S.; LAUS NETO, J. A.; PAULETTO, E. A. Solos de várzea do Sul do Brasil cultivados com arroz irrigado. **Arroz irrigado no Sul do Brasil. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica**, p. 75-95, 2004.

PRADO, J. P. B.; NÓBREGA, M. T. Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). **Acta Scientiarum. Technology**, v. 27, n. 1, p. 33-42, 2005. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226513010>.

REDIN, C. G. et al. Grazing changes the soil-plant relationship in the tree-regeneration stratum in the pampa of southern Brazil. **Cerne**, v. 23, n. 2, p. 193-200, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/01047760201723022225>.

REICHERT, J. M. et al. Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 237, p. 282-295, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.014>.

REICHERT, J. M. et al. Experimental catchments in the Pampa biome: Database on hydrology in grasslands and eucalyptus plantations in subtropical Brazil. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 8, p. e14285, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.14285>.

REICHERT, J. M. et al. Eucalyptus tree stockings effect on water balance and use efficiency in subtropical sandy soil. **Forest Ecology and Management**, v. 497, p. 119473, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119473>.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. da G. Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de Técnicas de Geoprocessamento. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 13, n. 2007, p. 3039-3046, 2007.

RODRIGUES, E. AG; AREND, S. C. Comitê de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Rio Pardo: Formação, dinâmica de funcionamento e processo de mobilização Social. **III Seminário Internacional Sobre Desenvolvimento Regional**, 2006.

ROSSATO, M. S. Os climas do Rio Grande do Sul: uma proposta de classificação climática. **Entre-Lugar**, v. 11, n. 22, p. 57-85, 2020.

SANTOS, H. G. et al. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. 2011. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/920267>. Acesso em 3 de Agosto de 2024.

SANTOS, K. F.; REICHERT, J. M. Best tillage practices for eucalyptus growth and productivity: A review on the Brazilian experience. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210091, 2022. DOI: <https://doi.org/10.36783/18069657rbscs20210091>.

SEMA - Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Bacia Hidrográfica do Rio Pardo**, 2020. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/g090-bh-pardo>. Acesso em: 18 jul. 2024.

SENANAYAKE, S. et al. A review on assessing and mapping soil erosion hazard using geo-informatics technology for farming system management. **Remote sensing**, v. 12, n. 24, p. 4063, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12244063>.

STAATS, V. J. **Caracterização da cultura do fumo no Vale do Rio Pardo**. 2022.

STEIN, D. P. et al. Potencial de erosão laminar natural e antrópica na bacia do Peixe-Paranapanema. **Simpósio Nacional de Controle de Erosão**, v. 4, p. 105-135, 1987.

STRECK, E. V. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, 2018.

TAKIKAWA, B. Y. et al. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, p. e170587-e170587, 2021. DOI: <https://doi.org/10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.170587>.

TIECHER, T. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>.

TRINDADE, A. L. F. et al. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1918-1928, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016001200002>.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. 2020.

USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. 2024.

VALENTE, M. L. et al. Quantification of sediment source contributions in two paired catchments of the Brazilian Pampa using conventional and alternative fingerprinting approaches. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 13, p. 2965-2986, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105371>.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor¹. In: **Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources: Proceedings of the Sediment-Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., Nov. 28-30, 1972**. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 1975. p. 244.

WISCHMEIER, W. H. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 23, n. 3, p. 246-249, 1959.

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

ZHOU P, G. Y, et al. **Assessment of soil erosion by the rusle model using remote sensing and gis: A case study of Jilin Province of China**. 2020. DOI: <https://doi.org/10.20944/preprints202011.0435.v1>.