

**AVALIAÇÃO DA EROÇÃO HÍDRICA LAMINAR NA SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA DO ARROIO JOÃO DIAS, REGIÃO DAS MINAS DO  
CAMAQUÃ, RS, BRASIL**

ASSESSMENT OF LAMINAR WATER EROSION IN THE HYDROGRAPHIC WATERSHED OF  
ARROIO JOÃO DIAS, MINAS DO CAMAQUÃ REGION, RS, BRAZIL

**Raphaella dos Santos Lima**

Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental –  
PPGEAMB, Campus Santa Maria  
[raphaella.lima@acad.ufsm.br](mailto:raphaella.lima@acad.ufsm.br)  
ORCID:0009-0007-0068-4851

**Rafael Matias Feltrin**

Universidade Federal do Pampa – UNIPAMPA, Campus Caçapava do Sul  
Av. Pedro Anunciação, 111 - Bairro Vila Batista  
Caçapava do Sul - RS, 96570-000  
[rafaelfeltrin@unipampa.edu.br](mailto:rafaelfeltrin@unipampa.edu.br)  
ORCID: 0000-0002-8385-0056

## Resumo

A área de estudo está situada na bacia hidrográfica do Rio Camaquã, com destaque para a Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias (SbHAJD), que faz parte do Geoparque Caçapava, reconhecido pela UNESCO. Na região predominam atividades como agropecuária e mineração de cobre. O estudo utiliza a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para avaliar a erosão hídrica laminar e considera a erosividade da chuva (Fator R), erodibilidade do solo (Fator K), fator topográfico (Fator LS), uso e manejo do solo e práticas conservacionistas (Fator CP). Os valores desses fatores são integrados para estimar a perda de solo por erosão hídrica laminar (Fator A). O relevo é predominantemente ondulado, com poucas áreas planas. O uso da terra é dominado por mata nativa, vegetação campestre e afloramento de rochas. A erosividade da chuva é moderada a forte, a erodibilidade do solo é classificada como média para todos os solos presentes na bacia. A maior parte da área estudada apresenta perdas de solo consideradas baixas (<10 ton/ha/ano), com áreas de erosão muito alta (>200 ton/ha/ano), associadas as áreas de mineração de cobre, barragem de rejeitos e região de assoreamento do leito do arroio João Dias.

**Palavras-chave:** Erosão hídrica laminar; USLE; Solo; Bacia hidrográfica; Geoprocessamento

## Abstract

The study area is situated in the Camaquã River watershed, with a focus on the João Dias Stream watershed (SbHAJD), which is part of the Caçapava Geopark, recognized by UNESCO. The region is characterized by activities such as agriculture and copper mining. The study employs the Universal Soil Loss Equation (USLE) to assess sheet erosion and takes into account rainfall erosivity (Factor R), soil erodibility (Factor K), topographic factor (Factor LS), land use and management, and conservation practices (Factor CP). The values of these factors are integrated to estimate sheet erosion (Factor A). The terrain is predominantly undulating, with few flat areas. Land use is dominated by native forest, grassland vegetation, and rock outcrops. Rainfall erosivity ranges from moderate to high, and soil erodibility is classified as moderate for all soils in the watershed. Most of the study area exhibits low soil losses (<10 tons/ha/year), with areas of very high erosion (>200 tons/ha/year) associated with copper mining areas, tailings dams, and the streambed sedimentation region of João Dias Stream.

**Keywords:** Sheet Erosion; USLE; Soil; Watershed; Geoprocessing

## 1. Introdução

A indústria de mineração enfrenta uma série de desafios ambientais e riscos substanciais, sendo os mais notáveis relacionados às barragens de rejeitos e depósitos de material estéril (GUIMARÃES, 2018). As atividades de mineração são consideradas potencialmente poluidoras e podem levar a contaminação do solo por metais pesados, principalmente pela grande quantidade de estéril e rejeitos produzidos durante o processamento do minério (PERLATTI et al., 2021). No Rio Grande do Sul, as principais áreas impactadas pela mineração de minerais metálicos concentram-se na região do Escudo Sul Rio-Grandense. A mineração de Cobre (Cu) na região de Minas do Camaquã, Caçapava do Sul, levou ao armazenamento de rejeitos em uma barragem, que sofreu problemas estruturais, resultando em seu rompimento e na subsequente contaminação ambiental. Mesmo 25 anos após o encerramento das atividades, persiste o risco de contaminação (DAMES, 2007).

O abandono de minas é uma preocupação global e pode ser motivado por flutuações econômicas no valor dos minérios, desafios de conformidade com regulamentações ambientais e minerárias, e questões técnicas. No entanto, em praticamente todos os casos, o abandono de minas deixa um impacto ambiental duradouro, com potencial para afetar diversos componentes do ecossistema, incluindo contaminação de águas superficiais e subterrâneas, poluição atmosférica,

degradação do solo, e ameaças à fauna e flora nativas (LAURENCE, 2011).

A erosão do solo é definida como o deslocamento das partículas do solo de sua posição original devido a diversos fatores geológicos e ambientais. Esse processo resulta na perda gradual da camada superficial do solo, que é a camada mais fértil e contém nutrientes essenciais para o crescimento das plantas. A erosão do solo é um grave problema ambiental que afeta tanto as terras agrícolas como os ecossistemas naturais, levando a consequências econômicas, sociais e ecológicas significativas (BORRELLI et al., 2016; PANAGOS; KATSOYIANNIS, 2019).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), 33% dos solos do mundo estão degradados, sendo a erosão responsável pela perda de 25 a 40 bilhões de toneladas de solo por ano (FAO, 2015). A erosão do solo pela água emerge como o principal processo de degradação do solo tanto globalmente quanto na América Latina. O tipo de erosão predominante na América Latina é majoritariamente causado pela água, afetando cerca de 15% da América do Sul e 26% da América Central. A magnitude dos problemas varia consideravelmente, com perdas médias de solo entre 5 e 50% da área em diferentes regiões, afetando negativamente quase metade das terras agrícolas da região (COMERMA, 2015). Portanto, para avaliar e planejar a conservação do solo, a Universal Soil Loss Equation (USLE) é amplamente utilizada em combinação com sistemas de Informações Geográficas (SIG) devido à sua precisão e facilidade de aquisição de dados de entrada.

A USLE foi inicialmente desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978) em escala de parcelas, integrando seis fatores do processo erosivo. Nesse modelo de erosão do solo, a erosividade da chuva (Fator R) é um fator de impacto crítico, definido como o produto da energia cinética total da tempestade ( $E$ ) e a intensidade máxima consecutiva de chuva de 30 minutos em uma tempestade ( $I_{30}$ ) (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A erosividade da chuva influencia a viabilidade e precisão das previsões de erosão do solo (PANAGOS et al., 2017) o  $EI_{30}$  é calculado para caracterizar o fator R a ser utilizado em modelos de previsão como USLE, exigindo dados de precipitação contínua ao longo de pelo menos 20 anos com resolução temporal mínima de 15 minutos (BEGUERÍA; SERRANO-NOTIVOLI; TOMAS-BURGUERA, 2018).

O fator de erodibilidade do solo (Fator K), está fortemente relacionado às propriedades físicas do solo, desempenhando um papel importante nas estratégias de manejo e conservação do solo (SHABANI; KUMAR; ESMAEILI, 2014), além disso, reflete a taxa de perda de solo por índice de erosividade das chuvas (PARVEEN; KUMAR, 2012). As mudanças temporais e espaciais na cobertura florestal também podem resultar em diversos impactos ambientais negativos (ALKAMA; CESCATTI, 2016). O desmatamento, além de reduzir a área coberta por florestas, altera a composição, função e a configuração da paisagem (MAGRACH et al., 2011). Esse processo pode afetar o Fator K através de alterações na sua capacidade de infiltração, conteúdo de carbono orgânico e estrutura física do solo (BAX; FRANCESCONI, 2018). A erosão do solo não envolve apenas a perda de solo fértil e uma redução da produtividade do solo, mas também aumenta o

escoamento superficial e a concentração de sedimentos (MARTÍNEZ-MENA et al., 2008) dependendo de características físicas do solo, relevo, intensidade das chuvas, uso da terra e práticas conservacionistas (ZARE et al., 2017). A intensidade da erosão hídrica também é afetada pela distância ao longo da qual ocorre o escoamento superficial (Fator L) quanto pela declividade do terreno (Fator S) (GALDINO; WEILL, 2011). Esse fator desempenha influência significativa no processo erosivo, principalmente pela interferência do comprimento da vertente na velocidade de escoamento superficial, e, por conseguinte na intensidade e quantidade de material transportado (PEREIRA, 2014).

O manejo dos solos e as práticas conservacionistas (Fator CP) possuem grande importância para o equilíbrio ambiental. Em áreas que possuem as mesmas condições fisiográficas, quando mantida constante as variáveis influentes no processo erosivo, o manejo pode ser o fator determinante na causa de processos erosivos (PEREIRA, 2014). Os valores para C e P estão diretamente relacionados ao uso da terra e cobertura vegetal da área de estudo, podendo variar ao longo dos anos em consequência das mudanças na forma e intensidade de uso do solo (BORGES, 2009). Nas bacias hidrográficas a mata ciliar é fundamental na criação e manutenção da vida nos rios, pois, mantém a proteção da área circundante ao corpo aquoso, evitando a erosão do solo e o assoreamento subsequente, bem como se apresenta como um importante protetor de biodiversidade (MORAIS FILHO, 2014).

Os modelos de erosão do solo desempenham um papel significativo no monitoramento da erosão do solo e no planejamento e implementação de estratégias de gestão da erosão do solo (PANAGOS et al., 2015). Segundo Delatorre et al. (2011), o uso de imagens de satélite facilita o estudo e monitoramento tanto de fenômenos naturais (erosão do solo e inundações) como fenômenos antrópicos, no caso, os desmatamentos. Estes são registrados nas imagens de sensoriamento remoto, onde, por meio de análises, torna-se possível identificar, calcular e monitorar o crescimento de áreas desmatadas, áreas impermeabilizadas, assim como identificar áreas submetidas a processos de erosão (ZANATA et al., 2012).

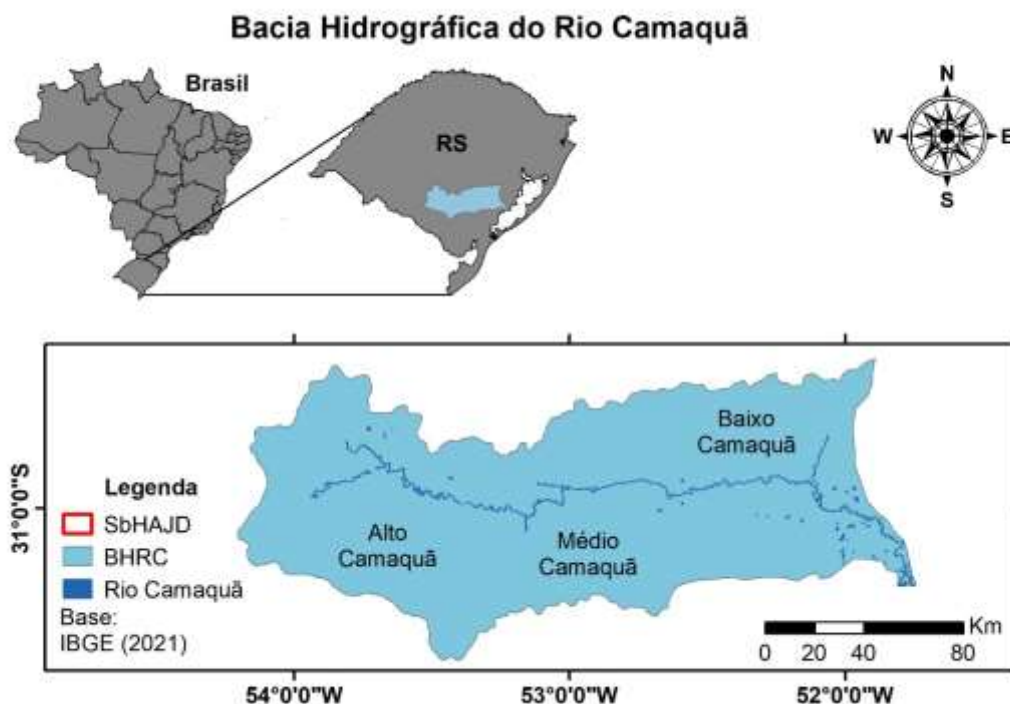
A observação da ocorrência de uma grande área assoreada nas margens do arroio João Dias, localizado próximo a barragem de rejeitos das Minas do Camaquã, município de Caçapava do Sul, RS, desencadeou interesse a respeito do surgimento e evolução desse processo, tendo em vista que não foram encontrados na literatura estudos sobre o assoreamento de rios na região. Portanto, este estudo tem como objetivo avaliar a erosão hídrica na Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias, identificar suas causas e quantificar as perdas de solo na região das Minas do Camaquã, no estado do Rio Grande do Sul.

## 2. Área de Estudo

A área de estudo encontra-se no município de Caçapava do Sul, estado do Rio Grande do Sul, região sul do Brasil. A bacia hidrográfica do Rio Camaquã (BHRC) tem como principal corpo hídrico o Rio Camaquã, o mais importante eixo de drenagem do Escudo Sul-riograndense para a Laguna dos Patos (LAYBAUER; BIDONE, 1997). Os principais usos da água na bacia são para a irrigação e o abastecimento público (SEMA, 2019). A Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias (SbHAJD), está inserida na parte alta da BHRC (Figura 1), correspondendo a uma das regiões mais preservadas desta bacia, compreendida pelo Geoparque Caçapava, recentemente reconhecido como Geoparque Mundial pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (Unesco).

O relevo é acidentado, apresentando características de savana em algumas regiões, própria do bioma Pampa, cujo uso principal é a agropecuária extensiva, a silvicultura e a mineração de ouro, cobre, chumbo e zinco (GAMA, 2016). O arroio João Dias é o principal receptor dos efluentes e rejeitos da mineralização de cobre, desaguando no alto curso do Rio Camaquã (LAYBAUER; BIDONE, 1997). Segundo a classificação climática de Köppen, o clima da região é subtropical úmido (Cfa), caracterizado por boa disponibilidade hídrica e distribuição uniforme das chuvas durante o ano, sem uma estação seca bem definida. A precipitação média anual é de 1727,4 mm, sendo abril o mês que apresenta maiores índices pluviométricos (177,6 mm) e o mês de agosto aquele com menores índices pluviométricos (104,3 mm) e a temperatura média anual é de 18°C (WREGGE et al., 2012). A região apresenta estações bem definidas, sendo fortemente influenciada pelo fenômeno El Niño-Oscilação do Sul (ENOS), ocasionando chuvas abundantes durante a fase de El Niño e, de forma contrária, chuvas abaixo da média na fase de La Niña.

A SbHAJD recobre as litologias do embasamento granítico-gnáissico e as sequências Vulcano-sedimentares deformadas e metamorfizadas, que formam o Escudo Sul-Rio-Grandense (CHEMALE Jr., 2000). Os fatores de formação do solo são decorrentes do material de origem (rochas); da geomorfologia regional (relevo); das condições climáticas pretéritas e atuais; do tempo decorrido; e dos organismos vegetais e animais associados (RESENDE et al., 1995). Encontram-se, de montante para jusante (na escala 1:5.000.000), as seguintes unidades: Neossolos Regolíticos; Argissolo Vermelho-Amarelo e Neossolos Flúvicos (EMBRAPA, 2011).



**Figura 1.** Localização da área da Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias na Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã, RS.

### 3. Materiais e Métodos

A metodologia utilizada abrange basicamente 5 etapas principais: aquisição do mapa de erosividade da chuva (Fator R); elaboração do mapa de erodibilidade do solo (Fator K); obtenção do mapa do fator topográfico (Fator LS); obtenção do mapa de uso, manejo e práticas conservacionistas (Fator CP) e álgebra de mapas com as variáveis da USLE. O produto da integração dos fatores na equação gerou o mapa da estimativa de perda de solo por erosão hídrica laminar, designado fator A (Eq.1). A classificação da erosão hídrica laminar foi estabelecida conforme a FAO (1967), variando de baixa a muito alta.

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

Onde, A é a taxa estimada de perda de solo em toneladas por hectare por ano. R é o fator de erosividade da chuva, que representa o efeito da quantidade e intensidade da chuva na erosão. K é o fator de erodibilidade do solo, que representa a suscetibilidade do solo à erosão. LS é o comprimento do declive e o fator de declividade, que representa o efeito do declive na erosão. C é o fator de cobertura e gestão, que representa o efeito da vegetação e das práticas de gestão na erosão. P é o fator de prática de apoio, que representa o efeito das práticas conservacionistas na erosão.

Após a obtenção de todos os fatores componentes da USLE, realizou-se a álgebra de mapas, utilizando a ferramenta Raster Calculator do software ArcGIS proposta por Wischmeier & Smith (1978). A quantificação de perdas de solo da SbHAJD foi realizada a partir da multiplicação dos fatores de erosividade, erodibilidade, fator topográfico e uso e manejo do solo. Esses fatores foram inseridos e multiplicados no software ArcGIS 10.5 e todos os fatores foram organizados com resolução do pixel de 30 metros, com o sistema de coordenadas planas, projeção UTM - Datum SIRGAS 2000/UTM zone 22S.

### *Erosividade da Chuva – Fator R*

Para determinar o índice de erosividade da chuva (Fator R) foram utilizados dados de precipitação pluviométrica de 19 estações de monitoramento (período de 1959 a 2019), localizadas próximos a bacia, disponibilizados na base de dados HIDROWEB (ANA, 2020). Realizou-se a interpolação em IDW no ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016) de 19 estações pluviométricas, esse foi elaborado utilizando o Sistema de Coordenadas Geográficas SIRGAS 2000, por apresentar mais de uma zona UTM e o recorte da área da SbHAJD foi realizado utilizando o software Surfer. A partir destes dados foi calculado a média multianual da precipitação (Eq. 2 e 3) conforme proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992). Os valores da erosividade multianual foram espacializados através da Krigagem Ordinária, com o uso do Surfer16, sendo criado um arquivo em formato *grid*, posteriormente transferido ao ArcGIS 10.5 da ESRI. As classes de Erosividade adotadas foram definidas segundo Carvalho (2008) (Tabela 1).

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

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 (MJ.mm)/(ha.h.ano); e  $EI$  os valores mensais do índice de erosividade em cada estação pluviométrica.

**Tabela 1.** Classes para interpretação do índice de erosividade anual.

<b>Fator R (Mj.mm/ha.h.ano)</b>	<b>Classe de erosividade</b>
R < 2452	Erosividade fraca
2452 < R < 4905	Erosividade moderada
4905 < R < 7357	Erosividade moderada a forte
7357 < R < 9810	Erosividade forte
R > 9810	Erosividade muito forte

Fonte: Carvalho, 2008.

## Erodibilidade do solo – Fator K

O fator de erodibilidade do solo (K) representa o efeito das propriedades e características do perfil do solo na perda de solo, estando fortemente relacionado às propriedades físicas do solo (SHABANI et al., 2014) e reflete a taxa de perda de solo por índice de erosividade das chuvas (PARVEEN; KUMAR, 2012). Para sua determinação é necessário que se tenha informações relacionadas a textura do solo, teor de matéria orgânica e porcentagem de areia, silte e argila no solo (MILLWARD; MERSEY, 1999). Neste estudo, utilizou-se como base o mapa de solos da EMBRAPA, na escala 1:5.000.000 (SANTOS et al., 2011) e 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 (1974) (Eq. 4). Os valores encontrados foram classificados de acordo com o risco de erodibilidade estabelecido por Manningel et al., (2002).

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

Onde:

K = Fator de erodibilidade do solo (ton.h)/(MJ.mm);

Areia = Quantidade de areia;

(Argila-Silte) = Quantidade de (argila - silte);

CarbOrg = Quantidade de carbono orgânico;

AreiaFina = Quantidade de areia fina.

## Fator topográfico – Fator LS

O Fator Topográfico (fator LS) foi obtido com base no modelo digital de elevação (MDE) da SbHAJD. O MDE da área foi obtido do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) através do projeto TOPODATA, que oferece o MDE e suas derivações locais básicas em cobertura nacional, elaborados a partir dos dados SRTM disponibilizados pelo USGS na rede mundial de computadores (INPE, 2008). Esses dados foram processados através dos *softwares* ArcGis 10.5, Surfer 16 e SAGA GIS. Através da ferramenta *slope* foi definida a declividade do relevo e 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).

A intensidade da erosão hídrica é afetada tanto pela distância ao longo da qual se processa o escoamento superficial quanto pela declividade do terreno, representadas na USLE pelos fatores L e S, respectivamente (GALDINO; WEILL, 2011). Para facilitar a aplicação da USLE, os fatores L e S foram utilizados de forma combinada na equação, uma vez que comprimento de rampa e declividade estão diretamente relacionados à topografia (PRADO; NÓBREGA, 2005).

De acordo com Wishmeier e Smith (1978), o comprimento da rampa e a declividade se configuram como um dos elementos mais importantes da USLE. O fator L desempenha influência



significativa no processo erosivo, principalmente pela interferência do comprimento da vertente na velocidade de escoamento superficial, e, por conseguinte na intensidade e quantidade de material transportado (PEREIRA, 2014).

#### *Fator de Uso, manejo e práticas conservacionistas – Fator CP*

Os fatores antrópicos de uso, manejo e práticas conservacionistas (Fator CP) foram integrados formando um só mapa, com base nos mapas de uso da terra e cobertura vegetal, sendo classificados de 0 (zero) a 1 conforme os valores tabelados por Stein et al. (1987); Oliveira (2012) e Ribeiro e Alves (2007). Para elaborar o mapa foi utilizada uma imagem atualizada do LANDSAT 8 (USGS, 2020). Procedeu-se a composição de bandas dessa imagem, transformando em uma imagem colorida com o vermelho em banda 4, verde em banda 3 e azul em banda 2 através da ferramenta *composit bands*. Após foi elaborado o mapa de uso e ocupação do solo através da classificação supervisionada da imagem de satélite de média resolução LandSat 8 e a partir dele o raster do fator CP.

## **4. Resultados**

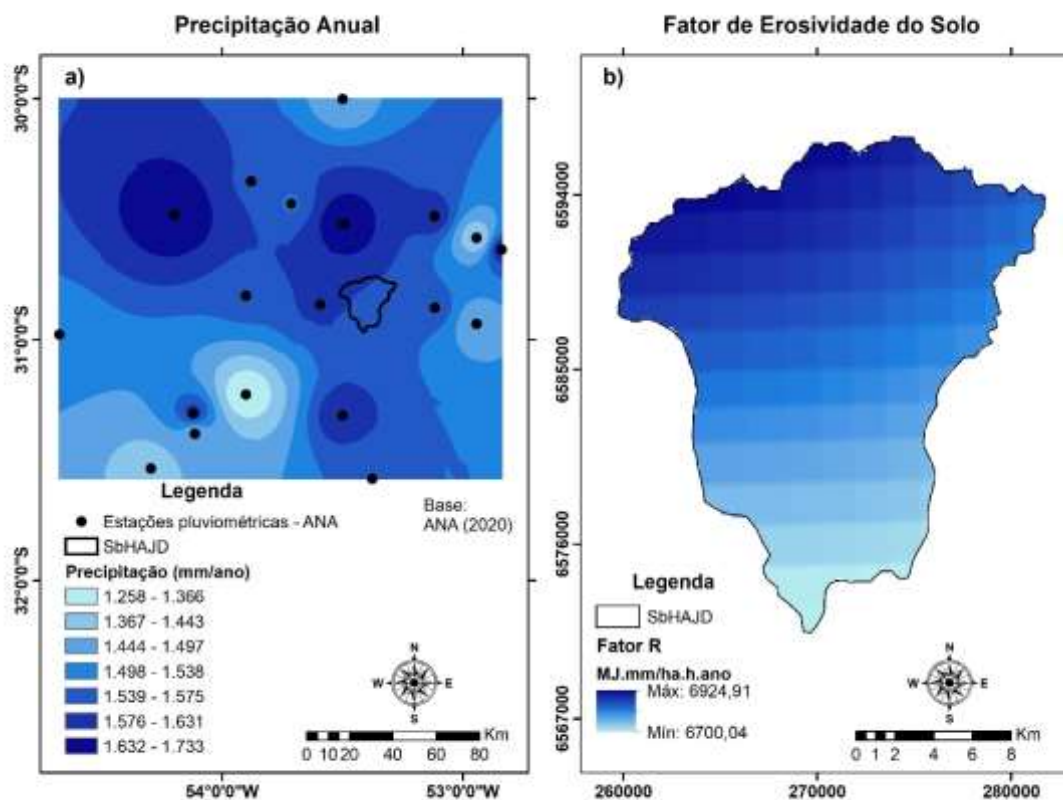
#### *Erosividade da Chuva – Fator R*

As curvas geradas no Surfer 16 através do método de krigagem para a região da SbHAJD, mostram classes de precipitação média multianual (20 anos) variando de 1258 a 1733 mm ano<sup>-1</sup> (Figura 2a). Com base na série de dados analisada, a região apresentou média da precipitação multianual de 1711,62 mm e erosividade da chuva ( $EI_{30}$ ) igual a 7124,04 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, demonstrando o alto índice de erosividade da região, dado que os valores de precipitação possuem pouca variação. O mapa de erosividade da chuva para a SbHAJD (Figura 2b) apresentou valores de erosividade variando de 6.700 a 6.925 MJ mm ha<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, sendo classificados, segundo Carvalho (2008) como erosividade moderada a forte.

Na USLE, o fator R representa a capacidade da chuva de causar erosão do solo (NEARING et al., 2017). Alguns estudos (DABRAL; BAITHURI; PANDEY, 2008; SENANAYAKE et al., 2024) revelaram que a taxa de erosão do solo na bacia hidrográfica é mais sensível à precipitação. Segundo Zhou et al. (2023), a erosividade da chuva é o fator mais eficaz para desencadear a erosão do solo em terras altas descobertas. Segundo Panagos et al. (2023), o Banco de Dados Global de Erosividade da Chuva (GloREDa), define diferenças significativas na erosão causada pelas precipitações em diferentes zonas climáticas. De acordo com Panagos et al. (2017), a erosividade média da chuva é estimada em 2.190 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> com os valores mais altos, encontrados

na América do Sul (especialmente em torno da Bacia Amazônica) e os países do Caribe, África Central e leste da África Ocidental e Sudeste Asiático.

As ações erosivas podem induzir diferentes consequências ao longo do tempo na paisagem, como por exemplo, a retirada de constituintes básicos da formação e desenvolvimento dos solos (BAZANA BARBOSA et al., 2019). De acordo com Santos, Montenegro e Pedrosa (2009), a capacidade das precipitações de desprenderem partículas ou agrupamentos de partículas depende da intensidade e frequência com que ocorrem, como também da energia cinética de impacto das gotas de chuvas sobre a superfície do solo. A variação nos valores mensais de precipitação e de características da chuva, como a intensidade, determina grandes variações na erosividade.



**Figura 2.** (a) Krigagem da precipitação média multianual para as 19 estações pluviométricas; (b) Fator de erosividade da chuva para a área da Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias.

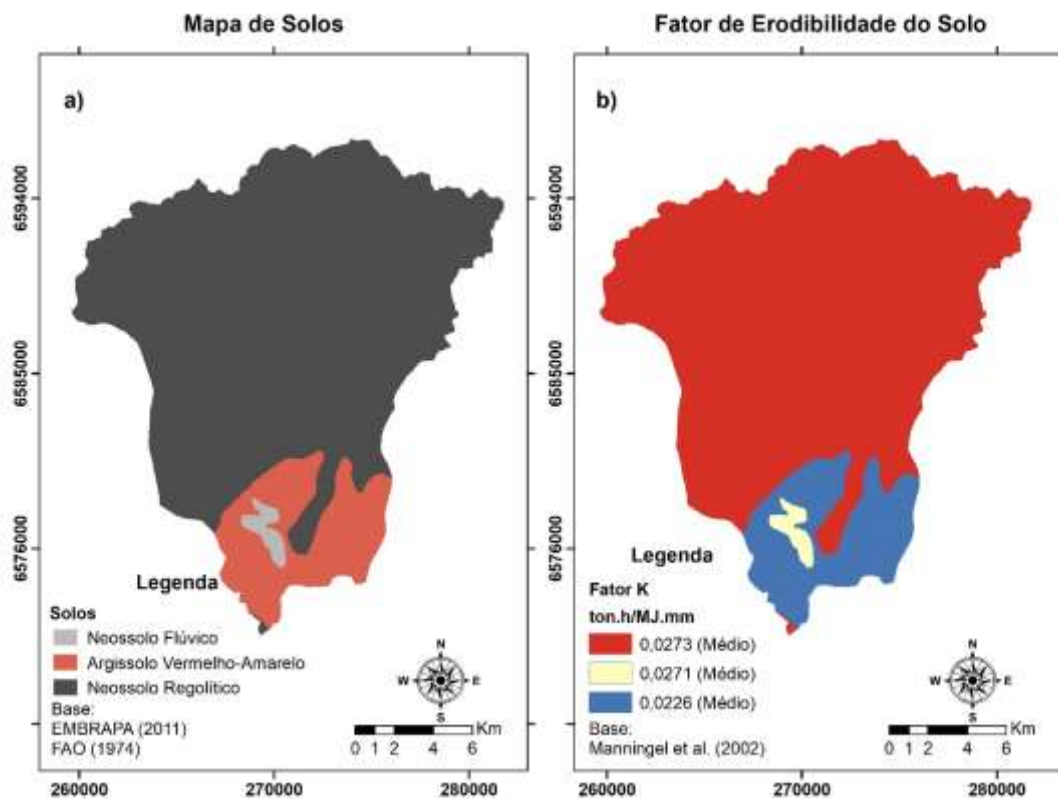
### Erodibilidade do solo – Fator K

Com base no mapa de solos do Brasil (SANTOS et al., 2011), foram encontrados três tipos de solo na região da SbHAJD sendo eles o Argissolo Vermelho, o Neossolo Regolítico e o Neossolo Flúvico (Figura 3a). Por meio da espacialização do fator K obteve-se um mapa com os valores deste parâmetro para cada tipo de solo (Figura 3b). Assim, foi observada a predominância do solo Neossolo Regolítico, com valor de erodibilidade K igual a  $0,0273 \text{ ton h MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$ , enquanto o Argissolo Vermelho apresentou valores de K igual a  $0,0226 \text{ ton h MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$  e o Neossolo Flúvico  $0,0271 \text{ ton h MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$ . De

acordo com Manning et al. (2002), classifica-se o grau erodibilidade para todos os solos presentes na SbHAJD como médio.

Com maior representatividade na SbHAJD, o Neossolo Regolítico é considerado um solo raso com horizonte A diretamente sobre a rocha ou horizonte de transição C ou Cr. Ocorre geralmente, em condições de topografia acidentada, onde há muito afloramento de rochas, nas encostas do planalto e dos morros, predominantemente, em relevo forte ondulado com declividades entre 25 e 45 % (MARQUES et al., 2007). Os Neossolos Flúvicos são solos minerais não hidromórficos, formados por sedimentos recentes do período Quaternário. São solos profundos e apresentam horizontes superficiais A seguidos por camadas estratificadas ou horizontes C. Eles são encontrados em várzeas, planícies fluviais e terraços aluvionares, ao longo das linhas de drenagem, sob vegetação natural de campos higrófilos de várzea ou floresta perenifólia de várzea (EMBRAPA, 2021). Geralmente os Argissolos e Neossolos, possuem pouca estabilidade dos seus agregados devido a sua constituição granulométrica, com predominância de areia, silte e baixo percentual de material cimentante como a matéria orgânica e argila (PEREIRA, 2014). Neste cenário, esses solos são mais propensos à erosão principalmente pela baixa resistência frente ao desprendimento das partículas durante os eventos pluviométricos intensos. A erodibilidade varia para cada tipo de solo, pois mesmo que os fatores declividade, precipitação, cobertura vegetal e práticas conservacionistas fossem iguais em solos argilosos e arenosos, o último, devido às suas características físicas e químicas, são mais susceptíveis à erosão (TOMAZONI et al., 2005).

Os solos com maior propensão à erosão laminar são predominantes na maior parte da área de estudo, sendo principalmente de textura arenosa (Neossolos). Segundo Trindade (2015), o estudo da granulometria para o solo presente na barragem de rejeitos das Minas do Camaquã revela a predominância da fração areia em relação aos demais tamanhos de grãos. Posteriormente são significativas as porções de silte nas amostras. As frações de argila e cascalho são muito reduzidas. Expressando de modo total as frações analisadas, nota-se a predominância da fração arenosa com 75% (1 – 0,062 mm) em relação às demais: silte em 23,1% (<0,062 <0,0039 mm), argila em 1,6% (<0,0039 mm) e cascalho em 0,03% (< 2mm). Um solo arenoso, com grandes espaços porosos, pode absorver, durante uma chuva de baixa intensidade, toda a água, não havendo dano; entretanto, devido à baixa proporção de argila que atua como uma ligação entre as partículas grandes, pequena quantidade de enxurrada que escorre na superfície pode arrastar grande quantidade de solo (LIMA, 2015). Como a areia não oferece resistência ao impacto da água, eles são extremamente susceptíveis à erosão, razão pela qual é recomendado não remover sua vegetação natural (RACHWAL, 2003).



**Figura 3.** (a) Mapa de classificação dos solos; (b) Fator de erodibilidade dos solos para a Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias.

### *Fator topográfico – Fator LS*

O Modelo Digital de Elevação utilizado para a SbHAJD demonstra as feições geomorfológicas que se caracterizam por um relevo que varia de 91 a 364 metros de altitude, formado principalmente pela composição granítica com associações de rochas metamórficas. A partir desse modelo foi possível gerar a declividade, a direção e acumulação do fluxo e consequentemente o fator topográfico para a SbHAJD.

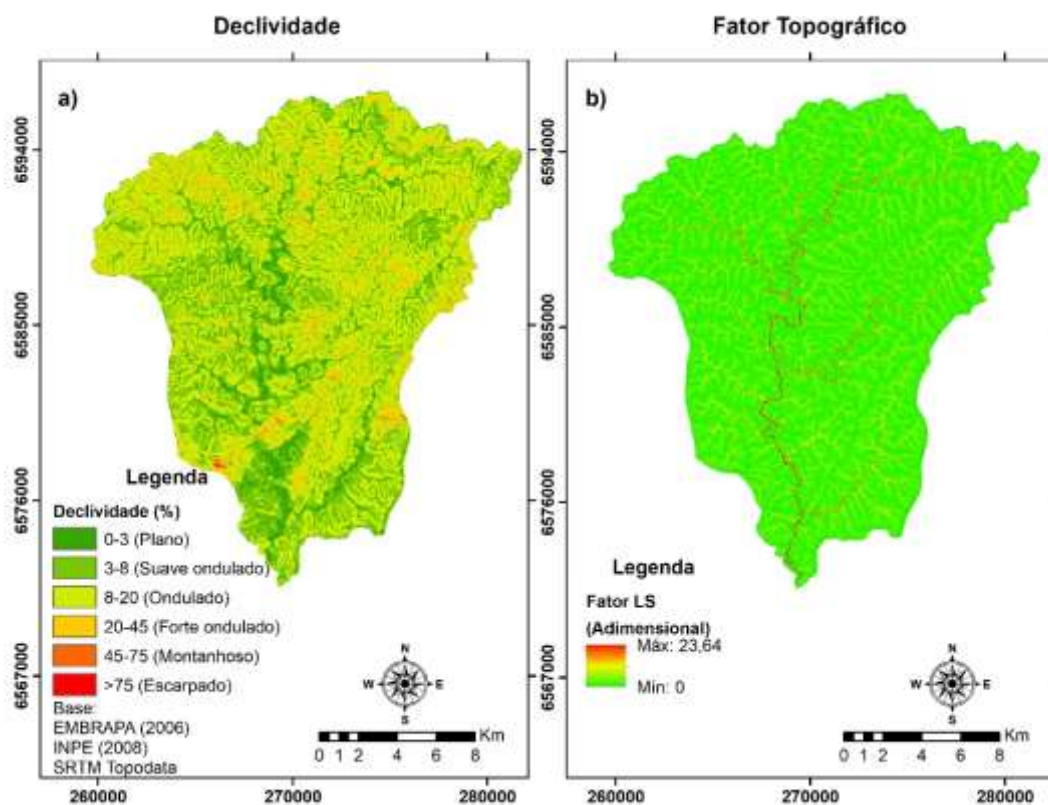
A SbHAJD apresenta em geral declividades baixas, com classes, sobretudo, de relevo plano, suave ondulado e ondulado. A classe de 0 a 3% corresponde a áreas planas ou quase planas onde o escoamento superficial costuma ser lento. As classes de relevo maiores que 20% compõem a menor área da região, chegando a 8% do total da área. Essa declividade se encontra junto às bordas de relevos tabulares isolados, do tipo morro-testemunho ou nas transições ligeiramente mais suavizadas do topo para a zona escarpada.

O mapa gerado contém informações de LS para cada pixel, representados numa grade de células regular, que abrange a área de estudo. Esse representa o potencial topográfico de erosão hídrica laminar e possui valores variando de 0 a 23,64 (Adimensional) com predominância de valores próximos a zero. Sendo essa classe a de maior representatividade na área de influência da

SbHAJD. A declividade interfere

expressivamente na determinação desse fator. As áreas com valores de LS próximos a 23,64, possuem declividades de 0 a 3% correspondendo as áreas planas, ou seja, o fator LS aumenta nas proximidades dos cursos hídricos influenciando de forma significativa no processo de erosão laminar. A partir da análise, observa-se que o valor do fator topográfico aumenta na faixa de 0 a 23,64 à medida que a acumulação e a inclinação do fluxo aumentam (Figura 4b).

Cabe ressaltar que quanto maior for a declividade, conseqüentemente maior será a suscetibilidade erosiva. Segundo Pham et al. (2018), quando a maioria dos valores do fator topográfico (LS) são abaixo de 1,0 significa que a inclinação é muito íngreme e os comprimentos de inclinação são curtos, isso leva a um fluxo muito intenso e torna a erosão do solo mais séria. Assim, o fator LS identifica as áreas onde o processo predominante é a deposição de sedimentos e não a erosão.



**Figura 4.** (a) Mapa de índices de Declividade; (b) Fator topográfico para a Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias.

#### *Fator de Uso, manejo e práticas conservacionistas – Fator CP*

Foram identificadas 6 classes de uso e cobertura do solo, sendo elas, Corpos d'água; Agricultura; Solo exposto; Afloramento de rocha; Mata nativa e Vegetação campestre (Figura 5a). O uso do solo predominante na área de influência da SbHAJD são a mata nativa, vegetação

campestre e afloramento de rochas.

A mata nativa está presente nas proximidades da rede de drenagem, ocupando 47,4% da área da sub-bacia com vegetação arbórea heterogênea. Isso indica que a bacia e as Áreas de Preservação Permanente (APP) estão bem preservadas. Porém, ao longo do trecho do arroio apresenta um fragmento pontual sem a presença de mata ciliar e em estágio avançado de degradação (área assoreada junto a barragem de rejeitos de uma antiga mina de cobre). Na região observa-se também grande presença de campos, compondo 28,30% da área, sendo essa uma fitofisionomia muito comum no Pampa Gaúcho devido a pecuária. Esses podem se apresentar em duas categorias, os campos limpos sem componentes lenhosos e os campos sujos, campos com arbustos, esses podem ser facilmente confundidos com vegetação nativa na classificação supervisionada da imagem de satélite de média resolução LandSat 8.

A presença de afloramento de rochoso teve grande relevância no mapa de cobertura do solo da bacia, ocupando a terceira maior parcela de área (23,40%). O Solo exposto representa 0,6% da área de estudo, essa porcentagem inclui o assoreamento presente nas margens do arroio João Dias, a área de mineração de cobre e também a barragem de rejeitos de mineração instalada no local no ano de 1984. A represa artificial, o barramento de mineração e o arroio representam aproximadamente 0,2% da área, considerando somente as partes que possuem largura acima da escala da imagem (30 metros). Por fim, a presença de agricultura abrange apenas 0,1% da área da de estudo.

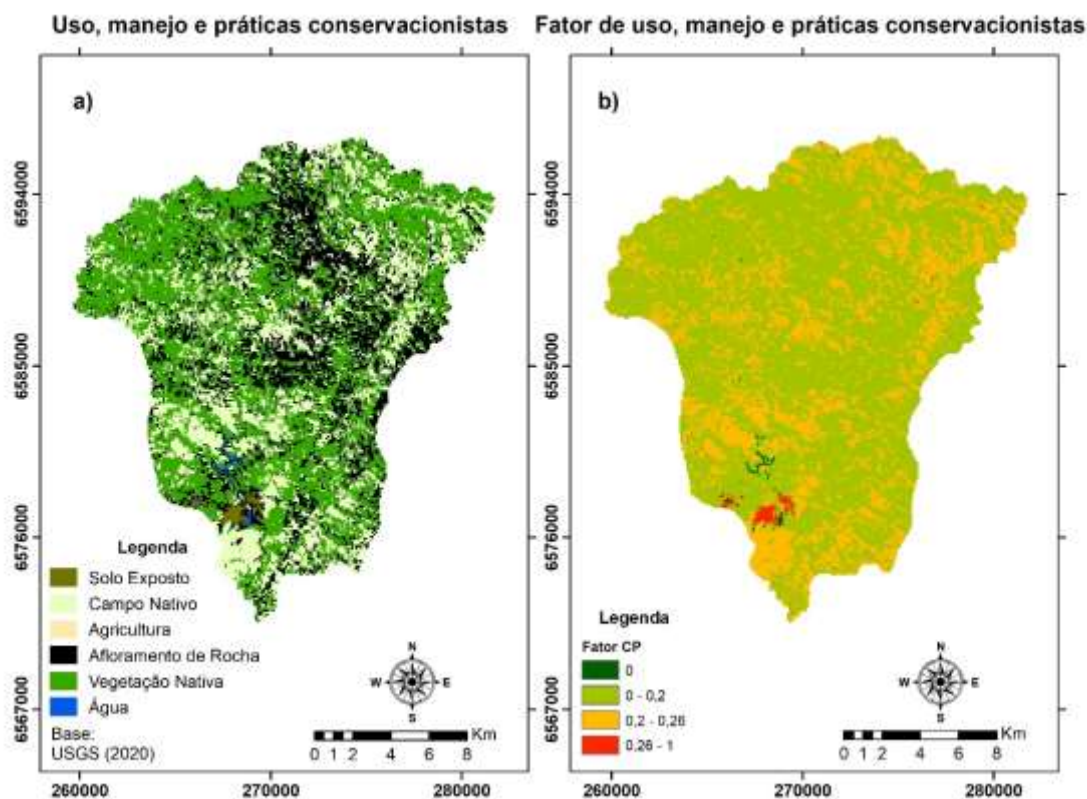
Os valores do Fator CP variam de 0 a 1 (Figura 5b). Desconsiderando o valor zero que representa corpos d'água e áreas úmidas, tem-se que os valores mais baixos estão associados às classes de cobertura vegetal mais densa. Já os valores próximos a 1 estão associados às classes que apresentam pouca ou nenhuma cobertura de solo, como por exemplo a classe de solo exposto caracterizada pela ausência de vegetação e pela alta susceptibilidade em ser erodido.

A cobertura vegetal do solo é uma das variáveis que mais influenciam na resposta hidrológica da bacia, pois a remoção da vegetação torna a superfície do solo mais vulnerável ao impacto das gotas de chuva, reduzindo o tempo de infiltração e, conseqüentemente, aumentando o escoamento superficial (ARAÚJO NETO et al., 2013). Pinheiro et al. (2018) avaliaram o impacto da remoção da cobertura vegetal nas perdas de solo, em precipitações menores do que 20 mm e maiores do que 80 mm, no município de Iguatu, Ceará. A erosão foi monitorada em dois locais, um com solo exposto e outro local com pastagem, ambos em um Vertissolo. Assim, os autores concluíram que o solo com pastagem gerou perdas de solo menores em comparação a área de solo exposto. Deixando evidente a importância da vegetação para minimizar as perdas de solo.

A remoção e substituição da vegetação nativa para a implantação de atividades antrópicas, estabelece o ponto de partida das transformações sobre os elementos do sistema ambiental (SIMON; FELIPIM; LOPES, 2017). Heberle et al. (2017) acrescentam que o desmatamento e a degradação florestal geram mudanças climáticas, alteram os processos de ciclagem de nutrientes,



ameaçam a fauna e a flora e comprometem os rios, enfraquecendo o solo e contribuindo para a ocorrência de erosão. Além disso, os autores concluem que solos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal reduzem a infiltração de água, aumentando a frequência de inundações, causando impacto ambiental significativo.



**Figura 5.** (a) Mapa de uso, manejo e práticas conservacionistas do solo; (b) Fator de uso, manejo e práticas conservacionistas (Fator CP) da área da Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias.

### *Erosão Hídrica Laminar – Fator A*

A erosão natural varia em intensidade e pode ser medida em termos de massa de solo perdida por unidade de área por intervalo de tempo. O mapa de perdas de solo por erosão hídrica laminar indicou que em 72,12% da área da SbHAJD, as perdas de solo ficaram abaixo de 5 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, sendo estas consideradas perdas de intensidade baixa de acordo com a FAO (1967) (Figura 6). Essas áreas são constituídas por vegetação nativa e afloramento rochoso. A segunda maior parcela, com abrangência de 27,02% da área de estudo apresentou uma perda de solo entre 50 e 200 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, classificada como alta. Essa classe é composta somente por vegetação campestre e se encontra sobre relevo ondulado a forte ondulado.

Foi possível observar ainda, que as maiores perdas de solo presentes na região, ou seja, aquelas maiores que 200 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, representam 1,86% da área, essas se concentraram nas regiões com presença de solo exposto

onde encontramos a barragem de rejeitos e a área assoreada nas margens do arroio, essas foram classificadas como erosão muito alta. Quando o solo fica exposto, ocorre o aumento do escoamento superficial, erosão do solo, inundações a jusante (BEN-HUR et al., 2008), e deposição de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e poluentes que podem afetar os habitats aquáticos (FERREIRA et al., 2008). Se houver a remoção da vegetação arbórea e/ou diminuição das APP, possivelmente as perdas de solo irão alcançar maiores proporções.

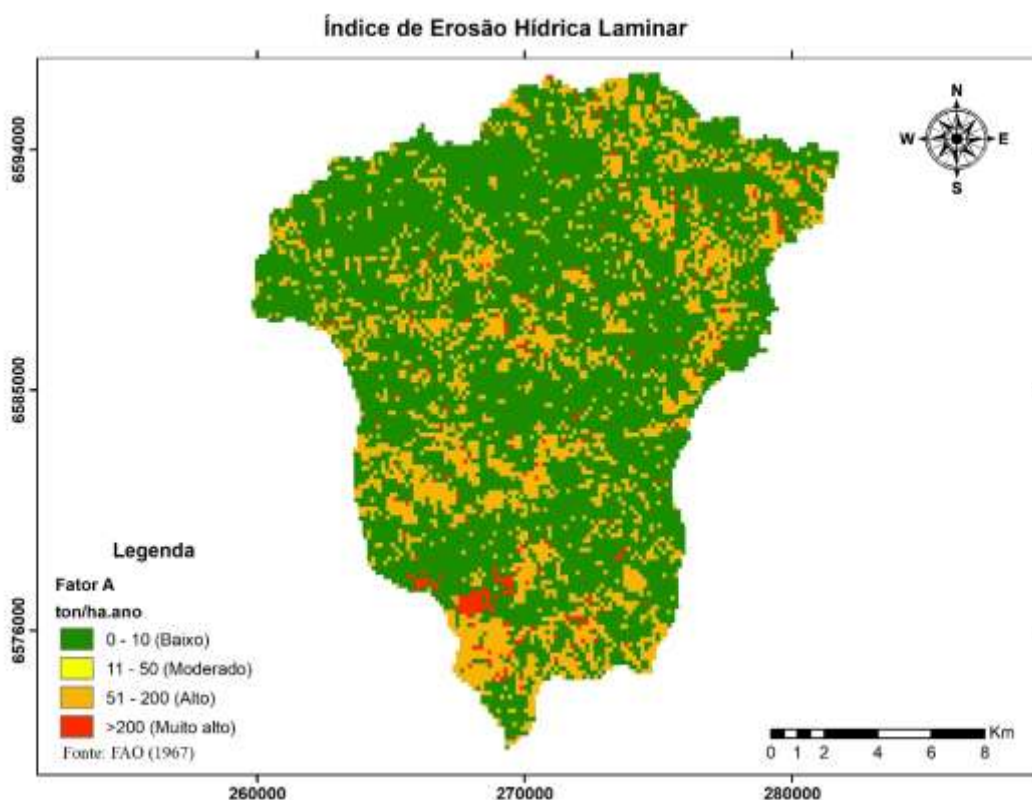


Figura 6. Índice de erosão hídrica laminar para a área da Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias.

## 5. Conclusões

A utilização de um SIG associado a um modelo de erosão hídrica laminar possibilitou a caracterização física (relevo, tipo de solos, uso e ocupação do solo) da Sub-bacia Hidrográfica do Arroio João Dias e se mostrou eficiente para a quantificação das perdas de solo. Em 71,12% da área, as perdas de solo foram classificadas como baixas ( $<10 \text{ ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), principalmente em função de características como o uso e ocupação do solo e das condições geomorfológicas presentes na região. Já as perdas de solo consideradas de intensidade alta, ou seja, de 50 a 200  $\text{ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , correspondem a 27,02% da área da bacia, sendo essas associadas a vegetação campestre. As classes de erosividade acima de 200  $\text{ton ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  representam apenas 1,87% da área da bacia, sendo classificada como erosão muito alta. Essa é representada pela área localizada



na região das Minas do Camaquã onde se encontra a antiga mina de cobre a céu aberto, a barragem de rejeitos e uma extensa superfície assoreada ao longo do leito de drenagem. Apesar de representar uma pequena porcentagem da área da bacia, o elevado grau de perdas de solo por erosão hídrica verificado nestas áreas com solo exposto e sem as adequadas práticas de manejo, representa um impacto ambiental significativo para a porção da bacia a jusante desta região. Anualmente, grandes quantidades de sedimentos, contendo resíduos da mineração com potencial de atuar como fonte contaminante de corpos hídricos superficiais, são lançadas na rede de drenagem. Entre os impactos diretos deste processo, verifica-se a o assoreando do leito do arroio João Dias e demais cursos hídricos da região, degradação de áreas de preservação permanente, perda de solo fértil e impactos negativos as terras agricultáveis e utilizadas para pecuária, degradação da qualidade das águas, perda de habitat e biodiversidade nas regiões afetadas e prejuízos econômicos para as comunidades locais. Portanto, mesmo que sejam verificadas pequenas áreas localizadas, consideradas como intensidade de erosão muito altas, não se deve minimizar a importância do seu impacto ambiental sobre a bacia. Pelo contrário, destaca a necessidade urgente de intervenções eficazes para reabilitar e gerenciar essas áreas afetadas, a fim de mitigar os impactos sobre o ecossistema local e garantir a sustentabilidade a longo prazo da região.

## Referências

ANA - Agência Nacional de águas. Séries históricas de estações – HIDROWEB. ANA, 2020.

ALKAMA, R.; CESCATTI, A. Climate change: Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. **Science**, v. 351, n. 6273, p. 600–604, 5 fev. 2016. DOI: 10.1126/science.aac8083.

ARAÚJO NETO, José Ribeiro et al. Análise comparativa do escoamento superficial de microbacias experimentais em clima semiárido tropical. **Water Resources and Irrigation Management-WRIM**, v. 2, n. 3, p. 111-120, 2013.

BAX, V.; FRANCESCONI, W. Environmental predictors of forest change: An analysis of natural predisposition to deforestation in the tropical Andes region, Peru. **Applied Geography**, v. 91, p. 99–110, 1 fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.01.002>.

BAZANA BARBOSA, Edwaldo Henrique; NOBUYOSHI IDE, Carlos; VERÍSSIMO GONÇALVES, Fábio. Análise Estatística de Comparação Entre os Modelos de Erosividade da Chuva (Fator R). **Anuario do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 2, 2018.

BEGUERÍA, S.; SERRANO-NOTIVOLI, R.; TOMAS-BURGUERA, M. Computation of rainfall erosivity from daily precipitation amounts. **Science of the Total Environment**, v. 637–638, p. 359–373, 1 out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.400>.

BEN-HUR, Meni. Seal formation effects on soil infiltration and runoff in arid and semiarid regions under rainfall and sprinkler irrigation conditions. In: **Climatic changes and water resources in the Middle East and North Africa**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 429-452. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-85047-2\\_26](https://doi.org/10.1007/978-3-540-85047-2_26).

BORGES, Kelly Maria Resende. Avaliação da susceptibilidade erosiva da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) por meio da EUPS: equação universal de perda de solos. 2009. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/4117>.

BORRELLI, P. et al. Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1208–1220, 1 jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.053>.

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

COMERMA, J. Regional assessment of soil changes in Latin America and the Caribbean. **Status of the World's Soil Resources; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy**, p. 1-38, 2015.

CHEMALE JR, Farid. Evolução geológica do Escudo Sul-rio-grandense. **Geologia do Rio Grande do Sul**, p. 13-52, 2000.

DABRAL, P. P.; BAITHURI, Neelakshi; PANDEY, Ashish. Soil erosion assessment in a hilly catchment of North Eastern India using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, v. 22, p. 1783-1798, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9253-9>.

DAMES, Jerusa dos Santos. Passivos ambientais em áreas de mineração de minerais metálicos no escudo sul-rio-grandense-etapa I. **Salão de iniciação Científica (17.: 2005: Porto Alegre, RS). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2005.**, 2005.

DELATORRE, Camila Cristina Miranda; MODESTO, Marlon Felix; PIROLI, Edson Luís. Análise do uso do solo na microbacia e nas áreas de Preservação Permanente da Água da Limeira por meio de classificação supervisionada e fusão de imagens ALOS. **XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR**, p. 1145-1152, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos**, 1979.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Neossolos Flúvicos. 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/territorios/territorio-mata-sul-pernambucana/caracteristicas-do-territorio/recursos-naturais/solos/neossolos-fluvicos>.

ESRI Inc. **ArcMap (versão 10.5.1)**. Redlands, Estados Unidos, 2016.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. La erosión del suelo por el agua: Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. 1967.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Status of the world's soil resources: main report. Rome: FAO, 2015.

FERREIRA, A. J. D. et al. Soil and water degradation processes in burned areas: Lessons learned from a nested approach. **Catena**, v. 74, n. 3, p. 273-285, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.05.007>.

GALDINO, Sérgio; WEILL, Mara de Andrade Marinho; PANTANAL–CPAP, Embrapa. Estimativa do fator topográfico (LS) da RUSLE para a bacia do alto Taquari–MS/MT, utilizando algoritmo do ângulo de inclinação limite para erosão/deposição. **XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, Curitiba**, 2011.

GAMA – Engenharia e recursos hídricos. Serviços de Consultoria Relativos ao Processo de Planejamento da Bacia Hidrográfica do Camaquã Fases A, B e C. Relatório final síntese (RS), 2016.

GUIMARÃES, Jéssyca Irene. Impacto do rompimento de uma barragem de rejeitos de minério de ferro sobre a qualidade das águas superficiais. Estudo de caso: Bacia do rio Doce. 2018.

HEBERLE, Melissa et al. Variações no microclima e características do solo em paisagens com diferentes coberturas vegetais: ação de campo junto ao Morro da Harmonia–Teutônia/RS. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 9, n. 3, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.22410/issn.2176-3070.v9i3a2017.1535>.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. TOPODATA – Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. 2008.

LAURENCE, D. Establishing a sustainable mining operation: An overview. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 2–3, p. 278–284, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.019>.

LAYBAUER, A. E.; BIDONE, E. D. Partição de metais pesados em águas fluviais impactadas por mineração de cobre no Rio Grande do Sul. In: **VI Congresso Brasileiro de Geoquímica**. 1997. p. 293-296.

LIMA, Luanna de Sousa et al. Os impactos ambientais no entorno da nascente do Rio Piranhas em Bonito de Santa Fé-PB. 2015. <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/7498>.

LOMBARDI NETO, Francisco; MOLDENHAUER, William Calvin. 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>.

MAGRACH, A. et al. Land-use and edge effects unbalance seed dispersal and predation interactions under habitat fragmentation. **Ecological Research**, v. 26, n. 4, p. 851–861, 1 jul. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0846-z>.

MANNIGEL, Anny Rosi et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2002. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>.

MARQUES, Flávio Adriano et al. Caracterização e classificação de Neossolos da ilha de Fernando de Noronha (PE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1553-1562, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600032>.

MARTINEZ-MENA, M. et al. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. **Soil and Tillage Research**, v. 99, n. 1, p. 119–129, 1 abr. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.009>

MILLWARD, Andrew A.; MERSEY, Janet E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena**, v. 38, n. 2, p. 109-129, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00067-3).

MORAIS FILHO, JOSÉ ZUCCA. O Assoreamento nos Lagos Igapó I e II na cidade de Londrina-PR. **Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia)–Universidade Estadual de Londrina, Londrina**, 2014.

NEARING, Mark A. et al. Rainfall erosivity: An historical review. **Catena**, v. 157, p. 357-362, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004>.

OLIVEIRA, Júlio Storion de. **Avaliação de modelos de elevação na estimativa de perda de solo em ambiente SIG**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

PANAGOS, P. et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, 1 dez. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>.

PANAGOS, P.; KATSOYIANNIS, A. **Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe**. **Environmental Research Academic Press Inc.**, , 1 maio 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.043>.

PANAGOS, Panos et al. Global rainfall erosivity database (GloREDA) and monthly R-factor data at 1 km spatial resolution. **Data in brief**, v. 50, p. 109482, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109482>.

PANAGOS, Panos et al. Rainfall erosivity in Europe. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 801-814, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>.

PARVEEN, Reshma; KUMAR, Uday. Integrated approach of universal soil loss equation (USLE) and geographical information system (GIS) for soil loss risk assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand.

2012. DOI:10.4236/jgis.2012.46061

PEREIRA, Juliana Sousa et al. Avaliação das perdas de solos por erosão laminar na área de influência da UHE Amador Aguiar I. 2014. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/16206>.

PERLATTI, F. et al. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality. **Chemosphere**, v. 262, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127843>.

PERLATTI, F. et al. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality. **Chemosphere**, v. 262, 1 jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127843>.

PHAM, Tung Gia; DEGENER, Jan; KAPPAS, Martin. 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>.

PINHEIRO, Antonio Gebson et al. Eficiência da cobertura vegetal na redução das perdas de água e solo no município de Iguatu. **Irriga**, v. 23, n. 1, p. 133-142, 2018. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2018v23n1p133>.

PRADO, João Paulo Bueno; NÓBREGA, Maria Teresa. 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.

RACHWAL, Marcos Fernando Gluck. O SOLO. Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E), 2003.

RESENDE, Mauro. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Neput, 1995.

RIBEIRO, Luziane Santos; 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.

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

SANTOS, Thais EM; MONTENEGRO, Abelardo AA; PEDROSA, Elvira MR. Características hidráulicas e perdas de solo e água sob cultivo do feijoeiro no semi-árido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 217-225, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000300001>.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA – SEMA. Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã. Disponível em: . Acesso em: 02 de novembro de 2019.

SENANAYAKE, Sumudu et al. Monitoring soil erosion in support of achieving SDGs: A special focus on rainfall variation and farming systems vulnerability. **CATENA**, v. 234, p. 107537, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107537>

SHABANI, Farzin; KUMAR, Lalit; ESMAEILI, Atefeh. Improvement to the prediction of the USLE K factor. **Geomorphology**, v. 204, p. 229-234, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.008>.

SIMON, Adriano Luís Heck; FELIPIM, Tamara; DE OLIVEIRA LOPES, Ândrea Lenise. Bacia do Arroio Chasqueiro (RS): Alterações Morfohidrográficas Vinculadas à Dinâmica de Cobertura e Uso da Terra. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 278-286, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.132730>.

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

TOMAZONI, Julio Caetano et al. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Anta Gorda (PR). **Revista Eletrônica de Geografia**, 2005. <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/1286>.

TRINDADE, A. DE O. et al. Caracterização dos rejeitos das minas do Camaquã para reaproveitamento sustentável. **Revista Monografias Ambientais**, v. 14, p. 116–132, 8 jul. 2015.

UNESCO.; FAO, **Soil map of the world 1: 5000000**. Unesco., 1974.

USGS – United States Geological Survey. Earth Explorer, 2020.

WILLIAMS, Jimmy R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor<sup>1</sup>. **ARS-S.**, n. 40-49, p. 244, 1974.

WISCHMEIER, Walter H.; SMITH, Dwight David. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR039i002p00285>.

WREGE, M. S., STEINMETZ, S., Reisser Júnior, C., & de ALMEIDA, I. R. Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, 2012. 2012.  
<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1045852>

ZANATA, J. M., PIROLI, E. L., DELATORRE, C. C. M., & GIMENES, G. R. Análise do uso e ocupação do solo nas áreas de preservação permanente da microbacia Ribeirão Bonito, apoiada em técnicas de geoprocessamento. **Revista Geonorte**: Edição Especial, São Paulo, v. 2, n. 4, 2012.

ZARE, M. et al. Investigating effects of land use change scenarios on soil erosion using CLUE-s and RUSLE models. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, n. 9, p. 1905–1918, 1 set. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1288-0>.

ZHOU, J. et al. Risk analysis of rainfall erosion on upland adjacent to riparian zone of the Three Gorges Reservoir. **CATENA**, v. 232, p. 107458, 1 nov. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107458>.