

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE
MESQUITAFILHO”**

**FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS JABOTICABAL**

**PERDAS DE SOLO POR EROSÃO USANDO USLE E
SIG NO MANANCIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO RICO**

Edson Lopes Cardoso

Engenheiro Agrônomo

2023

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE
MESQUITAFILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS JABOTICABAL**

**PERDAS DE SOLO POR EROSÃO USANDO USLE E
SIG NO MANANCIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO RICO**

Discente: Edson Lopes Cardoso

Orientador: Prof. Dr. Marcílio Vieira Martins Filho

Coorientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo)

2023

C268p	<p>Cardoso, Edson Lopes</p> <p>Perda de solo por erosão usando usle e sig no mancial da bacia hidrográfica do córrego rico / Edson Lopes Cardoso. -- Jaboticabal, 2023</p> <p>73 f. : il., tabs., mapas + 1 CD-ROM</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal</p> <p>Orientador: Marcílio Vieira Martins Filho</p> <p>Coorientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra</p> <p>1. Geoprocessamento. 2. Conservação do solo. 3. Erosão. I. Título.</p>
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: PERDAS DE SOLO POR EROÇÃO USANDO USLE E SIG NO MANANCIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO RICO

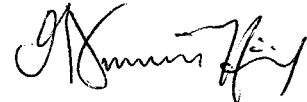
AUTOR: EDSON LOPES CARDOSO

ORIENTADOR: MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO

COORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal

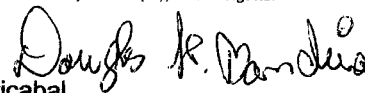


Prof. Dr. ANILDO MONTEIRO CALDAS (Participação Virtual)
Universidade Federal Rural de Pernambuco / Recife/PE

gov.br

Documento assinado digitalmente
ANILDO MONTEIRO CALDAS
Data: 04/08/2023 14:08:17-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. DOUGLAS HENRIQUE BANDEIRA (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal



Jaboticabal, 03 de agosto de 2023

REGISTRO DE IMPACTO

A presente dissertação destaca a importância do uso de SIG em consonância com modelos de predição da erosão do solo. O acesso a cenários da distribuição espacial da erosão em âmbito regional, ou em unidades de respostas hidrológicas (URH), pode ser utilizado para propósitos de conservação do solo e da água, e contribuir para a criação de diferentes estratégias quanto à tomada de decisão sobre o uso, ocupação e gestão dos solos brasileiros e, por consequência, dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas.

IMPACT RECORD

This dissertation highlights the importance of using GIS in conjunction with soil erosion prediction models. Access to scenarios of the spatial distribution of erosion at a regional level, or in hydrological response units (HRU), can be used for soil and water conservation purposes, and contribute to the creation of different strategies for decision-making on the use, occupation and management of Brazilian soils and, consequently, of water resources in river basins.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Edson Lopes Cardoso — Filho de David Carlos Lopes Cardoso e Maria Sabado Vieira, nasceu em Bissau, Guiné-Bissau, em 22 de novembro de 1992. cursou primeiro e o segundo grau em Bissau — GB, onde residiu na sua infância e juventude. Em maio de 2014, iniciou o curso de Bacharel em Agronomia na Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira - UNILAB, em Redenção - CE, Brasil, concluindo-o em abril de 2019. Durante a vida acadêmica foi bolsista da Pró-reitora de Extensão, e membro do grupo de pesquisa e extensão “Conservação do Solo e Sistemas Agroflorestais” — CONSAF. Em março de 2021, iniciou o curso de Mestrado em Agronomia, área de concentração em Ciência do Solo, na Universidade Estadual Paulista — UNESP, Câmpus de Jaboticabal, com ênfase na área de Uso e Manejo do Solo e da Água.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro a Deus lugar por ter me concebido essa vida preciosa e por ter me guiado e dando sua bênção durante o percurso até o exato momento. Aos meus pais, David Carlos Lopes Cardoso e Maria Sabado Vieira, por terem cumprido um papel de extrema importância em me colocar nesse mundo, ainda a eles, pela educação e sustento que me deram, pela preocupação e interesse que tiveram perante toda a minha vida acadêmica e por estarem sempre por perto, mesmo estando longe, sempre que eu precisar.

Ainda de uma forma especial, meu muito obrigado a todos os meus familiares e amigos, Lucinda minha filha, Edmilson, Erica, Inácio, Rugana, Ibraim, Carlos e entre outros, por serem aquelas pessoas apoiadores, amigáveis, compreensíveis e respeitosas.

De maneira especial, agradeço meu orientador Marcílio Vieira Martins Filho e minha coorientadora Teresa Cristina Tarlé Pissara, por não desistirem de mim aguentando firme em toda esta caminhada. E o professor Anildo Monteiro Caldas da UFRPE-Recife, pelo apoio e auxílio mediante a produção deste trabalho.

Agradeço a Universidade Estadual Paulista - UNESP por me abrir as suas portas, por todos os seus funcionários e colaboradores.

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

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Equação Universal de Perda de Solo (USLE)	4
2.1.1 Fator Erosividade (Fator R)	4
2.1.2 Fator Erodibilidade (Fator K)	8
2.1.3 Fator Topográfico (LS)	8
2.1.4 Fator Cobertura Vegetal e Manejo do Solo (C)	9
2.1.5 Fator Práticas Conservacionistas (P)	11
2.1.6 Perda Média Anual de Solo (A)	12
2.1.7 Potencial Natural de Erosão (PNE)	13
2.1.8 Água e Conservação do Solo	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 Área de estudo	16
3.2 Programas Computacionais	18
3.2.1 Google Earth	18
3.2.2 Qgis	18
3.2.3 Arcgis	18
3.2.3 NetErosividade SP	18
3.2.4 LS_TOOL	19
3.3 Base de dados cartográficos	19
3.3.1 Modelo de Elevação Digital do Terreno (MEDT)	19
3.4. Equação universal de perda de solo (USLE)	19
3.4.1 Fator Erosividade (R)	20
3.4.2 Fator Erodibilidade (K)	22
3.4.3 Fator Relevô (LS)	22
3.4.4 Fator Cobertura Vegetal e Manejo do Solo (C)	24
3.4.5 Fator Práticas Conservacionistas (P)	25
3.4.6 Potencial Natural de Erosão (PNE)	25

	Página
3.4.7 Risco de Erosão e Tolerância de Perdas de Solo (T)	26
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Equação Universal de Perdas de Solo (USLE)	27
4.1.1 Fator Erosividade (R)	27
4.1.2 Fator Erodibilidade (K)	29
4.1.3 Fator Topográfico (LS)	30
4.1.4 Fator Cobertura Vegetal e Manejo do solo (C)	35
4.1.5 Fator Práticas Conservacionistas (P)	37
4.2 Potencial Natural de Erosão (PNE)	40
4.3 Perdas Anuais de Solo (A) e Risco de Erosão (RE)	42
5. CONCLUSÕES	48
6. REFERÊNCIAS	49

PERDA DE SOLO USANDO USLE E SIG, NO MANANCIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO RICO

RESUMO – Ações antrópicas de bacias hidrográficas sem estabelecer os princípios de conservação de seus recursos naturais, acarreta devastação. A erosão é um processo físico de desagregação, transporte e deposição do solo. O transporte do sedimento é realizado principalmente pelo escoamento superficial da água e, ocorre de curta a longa distância. As camadas superficiais do solo retiradas pela água das chuvas que escoam e os processos pedogenéticos podem ser quantificados aplicando a *Universal Soil Loss Equation (USLE)* e espacializada com o uso de um sistema de informação geográfica (SIG). O objetivo deste trabalho foi determinar as perdas de solo por erosão hídrica e sua distribuição espacial no manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico (MBHCR). Para cada fator da equação foi elaborado um mapa cartográfico da área de estudo, utilizando as técnicas de geoprocessamento e programas de sistemas de informação geográfica. Fator erosividade de $7984 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ do município de Monte Alto apresentou-se maior do que no município de Taquaritinga, $7936 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A erodibilidade foi de $0,0425 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, constante para área de estudo, devido a predominância de Argissolos na área do MBHCR. O Fator LS variou entre 0 e 31, e com classe abaixo de 3 em grande parte da área. Para o Fator C percebe-se 49,05% da área é ocupado pelos principais usos: Plantas daninhas; Cana em transição (brotação) e Mata, com os valores de 0,42 a 0,43 (adimensional). A classe de erosão baixa ($0 \text{ a } 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) que representa a maior parte das microbacias evidencia que o uso/manejo do solo e as práticas conservacionistas atuais, representados pelos fatores C e P da USLE, estão promovendo a redução das taxas de erosão em grande parte de sua extensão e a conservação do recurso natural solo. A estimativa média da perda de solo para a região de manancial da microbacia do córrego Rico foi de $548,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A distribuição espacial da perda de solo e do potencial natural de erosão foi mais grave nas regiões a montante devido à topografia mais acentuada e maior quebra de declive. Este estudo corrobora que o modelo USLE integrado com o ArcGIS é uma técnica relevante e prática para verificar a variabilidade espacial da perda de solo na área de manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico.

Palavras-chave: Geoprocessamento, Conservação do solo, Erosividade.

SOIL LOSS USING USLE AND SIG, IN THE CÓRREGO RICO WATERSHED

ABSTRACT - Anthropogenic actions of hydrographic basins without establishing the principles of conservation of their natural resources, lead to devastation. The technique is a physical process of soil disaggregation, transport and deposition. Sediment transport is carried out mainly by surface water runoff and occurs from short to long distances. The surface layers of soil removed by runoff rainwater and pedogenetic processes can be quantified by applying the Universal Soil Loss Equation (USLE) and spatialized using a geographic information system (GIS). The objective of this work was to determine soil losses due to water erosion and their spatial distribution in the córrego Rico watershed (MBHCR). A cartographic map of the study area was created for every factor of the USLE using geoprocessing techniques and geographic information system programs. The erosivity factor of 7984 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹ in the municipality of Monte Alto was higher than in the municipality of Taquaritinga, 7936 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹. Erodibility was 0.0425 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹, constant for the study area, due to the predominance of Argisols. The LS Factor varied between 0 and 31, and with class below 3 in most of the area. For Factor C, 49.05% of the area is occupied by the main uses: Weeds; Cane in transition (budding) and Forest, with values from 0.42 to 0.43 (dimensionless). The low erosion class (0 to 10 t ha⁻¹ year⁻¹) that represents most of the microbasins shows that the use/management of the soil and the current conservationist practices, represented by the factors C and P of the USLE, are promoting the reduction of erosion rates in a large part of its extension and the conservation of the soil natural resource. The mean estimate of soil loss for the source region of the Rico stream microbasin was 548.2 t ha⁻¹ year⁻¹. The spatial distribution of soil loss and natural erosion potential was more severe in the upstream regions due to the steeper topography and greater slope break. This study corroborates that the USLE model integrated with ArcGIS is a relevant and practical technique to verify the spatial variability of soil loss in the watershed area of the Rico stream.

Keywords: Geoprocessing, Soil conservation, Erosivity.

Lista de Abreviações

- A - Perda Média Anual de Solo
- C - Cobertura vegetal e manejo do solo
- EUPS- Equação universal de perda de solo
- GPRH - Grupo de pesquisas em recursos hídricos
- IAC - Instituto Agronômico de Campinas
- K - Erodibilidade do solo
- L – Fator comprimento de rampa
- LV - Latossolos Vermelhos
- MBHCR - Manancial da bacia hidrográfica do Córrego Rico
- MEDT - Modelo de elevação digital do terreno
- NDVI - *Normalized difference vegetation index*
- P - Práticas conservacionistas
- PNE - Potencial natural de erosão
- PVA - Argissolos Vermelho-Amarelos
- R - Erosividade da chuva
- RNA - Rede neural artificial
- RUSLE - *Revised universal soil loss equation*
- S - Fator declividade do terreno
- SATVeg - Sistema temporal da vegetação
- UFV - Universidade Federal de Viçosa
- URH - Unidades de respostas hidrológicas
- USLE - Universal soil loss equation*
- UTM – *Universal transverse mercator*
- WEPP – *Water erosion prediction project*

Lista de Tabelas

	Página
Tabela 1. Classificação da erosividade das chuvas (Fator R)	21
Tabela 2. Valores de fator C atribuídos aos usos predominantes nas URH do MBHCR	24
Tabela 3. Valores da Erodibilidade de solos da região do MBHCR	29
Tabela 4. Classificação da erodibilidade do solo (Fator K)	30
Tabela 5. Classes de relevo	34
Tabela 6. Usos e manejos do solo e respectivas áreas na Sub-Bacia do MBHCR	37
Tabela 8. Taxas anuais de erosão do solo, magnitude e área de risco	46

Lista de Figuras

	Página
Figura 1. Localização do manancial do Córrego Rico (MBHCR)	16
Figura 2. Municípios integrantes do MBHCR, SP. Fonte: Imagem do Google Earth	17
Figura 3. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo	21
Figura 4. Fator K para Estado de São Paulo conforme (Medeiros et al., 2016)	22
Figura 5. Guia do programa LS_TOOL e as seções indicadas para o cálculo de fator LS	23
Figura 6. Erosividade das chuvas (R) nas URH (1 a 53) do MBHCR ...	28
Figura 7. Fator topográfico (LS) das URH (1 a 53) do MBHCR	32
Figura 8. Declividade das URH (1 a 53) do MBHCR	33
Figura 9. Fator cobertura vegetal e manejo do solo nas URH (1 a 53) do MBHCR	36
Figura 10. Fator Práticas Conservacionistas (Fato P) nas URH (1 a 53) do MBHCR	39
Figura 11. Potencial Natural de Erosão (PNE) nas URH (1 a 53) do MBHCR	41
Figura 12. Perda de solo por erosão nas URH (1 a 53) do MBHCR	43
Figura 13. Risco de erosão (RE) nas URH (1 a 53) do MBHCR	44

1. INTRODUÇÃO

A erosão é um processo físico de desagregação, transporte e deposição do solo. O transporte do sedimento é realizado principalmente pelo escoamento superficial da água e, ocorre de curta a longa distância (Santos et al., 2010). Nas últimas décadas, as ações antrópicas associadas às atividades agrícolas têm sido uma das principais causas da erosão do solo (Gomes et al., 2021). Estas práticas promovem alterações no ciclo hidrológico e intensificam os processos erosivos do solo por escoamento superficial (Shanshan et al., 2018; Gao et al., 2020).

O solo é um filtro universal e natural, onde as práticas de manejo são indispensáveis à infiltração, armazenamento e qualidade da água (Ferreira et al 2019). Para Morais (2012) é primordial conservar o solo, pois o reabastecimento dos aquíferos depende das condições da preservação ambiental dos locais onde se encontram.

A influência do solo na qualidade da água pode ser sintetizada em quatro processos (Cook et al., 1977 citado por Lollo, 2016): erosão e sedimentação, escoamento e lixiviação, disposição de resíduos urbanos, e lançamento de resíduos no solo.

É reconhecido que a adoção de práticas de manejo e conservação do solo como plantio direto, curvas de nível, cobertura morta, drenagem de subsuperfície e terraceamento agrícola têm efeitos positivos na qualidade das águas superficiais e neutros na qualidade das águas subsuperficiais (Cook et al., 1977 citado por Lollo, 2016). Já a prática de drenagem de subsuperfície pode ter, em alguns casos, efeito negativo na qualidade das águas superficiais e positivo ou neutro na qualidade das águas subsuperficiais.

As camadas superficiais do solo retiradas pela água das chuvas que escoam e os processos pedogenéticos podem ser quantificados aplicando a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) e especializados com o uso de um sistema de informação geográfica (SIG) (Santos et al., 2006). A “*Universal Soil Loss Equation*” (USLE) é o modelo mais utilizado para estimar a perda de solo por erosão hídrica (Miqueloni et al., 2012).

A variabilidade espacial da erosão numa bacia hidrográfica é de interesse para gestores preocupados com a qualidade do solo e da água. A erosão do solo

que ocorre em qualquer área de uma bacia hidrográfica tem impactos internos (*on site*) e externos (*off site*) a ela. Mudanças no uso e manejo do solo numa bacia hidrográfica podem ter consequências não apenas no local, mas em encostas íngremes, fundos de vales e especialmente na produção e transporte de sedimentos para rios, córregos, riachos e represas. Neste contexto, a USLE e o uso de SIGs podem ser utilizados em estudos de identificação de potenciais fontes de poluição numa bacia hidrográfica. Eles também podem ser utilizados pelos gestores para propor estratégias de controle da erosão do solo.

Os depósitos de sedimentos provenientes dos processos erosivos representam o principal problema para a qualidade de mananciais de superfície (Lollo, 2016). Logo, é razoável prever que tais danos são ainda mais intensos quando a carga de sedimentos contém substâncias oriundas de processos de cultivo de solos altamente erodíveis, cujo carreamento de sedimentos se dá por escoamento superficial devido às chuvas com alto potencial erosivo. Estas duas condições, quanto a solos erodíveis e chuvas altamente erosivas, são características prevalentes na região do manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico (MBHCR).

Pelo exposto, o principal objetivo desta pesquisa foi estimar as perdas de solo por erosão hídrica e sua distribuição espacial no manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico (MBHCR).

2. REVISÃO DE LITERATURA

A *Universal Soil Loss Equation* (USLE) é o modelo mais utilizado para estimar a perda de solo por erosão hídrica (Miqueloni et al., 2012). Ela foi desenvolvida pelo *Agricultural Research Service* (ARS), utilizando os dados de escoamento superficial de 48 estações experimentais de 26 Estados no EUA. A *Universal Soil Loss Equation* proposta por Wischmeier e Smith (1978) foi revisada por Renard et al. (1997) o que originou a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), que ampliou a possibilidade da sua aplicação.

A USLE originalmente foi desenvolvida para aplicações em condições específicas do EUA. No Brasil esse modelo tem sido utilizado pelos pesquisadores ajustando seus fatores para as condições brasileiras (Amorim, 2003; Moreira et al., 2006; Bertol et al., 2001). Entretanto, para o uso da USLE é necessário obter os fatores de erosão propostos por Wischmeier e Smith (1978) para suprir o modelo.

No uso da USLE para avaliações ambientais em grande escala da erosão do solo, os usuários do modelo terão de ser mais rigorosos para garantir que os resultados da modelação não sejam invalidados por más escolhas de concepção ou projeto (Meinen e Robinson, 2021). Infelizmente, mesmo com a estrutura de modelação simples e parcimoniosa da USLE, os maus resultados podem ocorrer por erros de entrada no modelo e por erros do usuário.

Na Índia, Majhl et al. (2021) constataram que algumas equações elaboradas, para a obtenção de variáveis da USLE, careciam de atualizações para melhorar a sua aplicabilidade, tais como a geração e a atualização regular do conjunto de dados hidrológicos, climáticos, dos solos e topográficos de alta resolução.

Muitos cientistas da área de ciência do solo utilizaram o Sistema de Informação Geográfica (SIG) como ferramenta para obter o mapa espacial de cada variável da USLE e estimar por álgebra de mapas a perda de solo por erosão hídrica em várias escalas (Gunawan et al., 2013, Parveen e Kumar, 2012; Belasri e Lakhouili, 2016).

2.1. Equação Universal de Perda de Solo (USLE)

A equação universal de perda de solo (EUPS) foi proposta por Wischmeier e Smith (1978), conforme Equação 1.

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

em que, A = perda de solo por unidade de área e tempo, $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; R= fator Erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; K= fator Erodibilidade do solo, $t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$; LS = fator comprimento de rampa e declividade do terreno (adimensional); C= fator cobertura vegetal e manejo do solo (adimensional); P= fator práticas conservacionistas (adimensional).

2.1.1. Fator Erosividade (Fator R)

O fator erosividade da chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de provocar erosão em um solo sem proteção. Estudos extensivos mostraram que, quando os outros fatores relacionados à perda de solo são mantidos constantes, estas são diretamente proporcionais ao valor do produto de duas características da chuva: sua energia cinética total e sua intensidade máxima em 30 minutos (Bertoni e Lombardi Neto, 2012).

O fator (R) erosividade da chuva refere-se ao potencial erosivo pluvial em uma determinada região, assumido períodos de dados pluviais de 20 a 30 anos. A obtenção do fator erosividade é imprescindível para determinar o índice erosivo que é o produto da energia cinética total da chuva pela sua intensidade máxima num intervalo de duração de 30 minutos (Cassol et al., 2008). Segundo Yang et al. (2022), a precipitação pluviométrica influencia significativamente o escoamento superficial e a produção de sedimentos nas microbacias, principalmente para a intensidade máxima em 30 minutos.

Devido à variabilidade da ocorrência de chuvas erosivas durante o ano, surgiu a necessidade de determinar valores mensais de R para definir o período crítico de riscos de erosão durante o ano (Brychta et al., 2022). Para Almeida et al. (2021), à

medida que a duração das chuvas aumenta, o escoamento aumenta e, conseqüentemente, a relação produção de sedimentos/escoamento diminui.

Na China, Chang et al. (2022) analisaram as variações espaço-temporais na erosividade da chuva no período 1960-2017. Os resultados da erosividade das chuvas apresentaram uma tendência de aumento não significativo durante 1960-2017 na área de estudo. No entanto, a tendência de aumento da erosividade das chuvas foi mais proeminente do que a da quantidade e da intensidade das chuvas, que também aumentaram de forma não significativa.

No Equador, Delgado et al. (2022) avaliaram na base cartográfica espaço-temporal a erosividade da chuva, usando dados de precipitação de alta frequência baseados em satélite. O Fator R apresentou uma faixa de valores entre 312,71 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ e 12865,81 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, com média de 3172,60 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, registrando-se, em geral, valores mais elevados em altitudes mais baixas. A variabilidade espacial do Fator R considerando parâmetros ambientais, em uma análise qualitativa, permitiu identificar que as áreas mais propensas à erosão do solo são compostas principalmente por rochas sedimentares, áreas de cultivo e declividades elevadas.

A erosividade pluviométrica anual encontrada na literatura para o Brasil, segundo Teixeira et al. (2022a), varia de 59 a 26.891 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Dos Santos et al. (2022) fizeram projeções da erosividade das chuvas para cenários de mudanças climáticas na maior bacia hidrográfica do território brasileiro, a bacia amazônica. Na maior parte da bacia, a erosividade da chuva anual projetada reduziu mais de 20 mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, o que corresponde a mais de 2.000 mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ ao longo do século XXI.

Para o Estado de São Paulo, Teixeira et al. (2022b) avaliaram a erosividade e a densidade de erosividade da chuva. Os valores da densidade de erosividade anual variaram entre 3,93 e 7,15 MJ ha⁻¹ h⁻¹, com valor médio de 5,03 MJ ha⁻¹ h⁻¹. Os maiores valores anuais de erosividade foram observados na região centro-norte do estado, região que pode ser caracterizada como altamente suscetível ao efeito erosivo das chuvas devido à sua intensa atividade agrícola.

Para a região do Vale do Ribeira Paulista, no Brasil, Batista et al. (2021) calcularam a erosividade da chuva usando os dados pluviométricos de 55 estações.

Os resultados demonstraram alta variabilidade, quando se verificou uma amplitude de 5.360,60 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹ a 9.278,75 MJ mm h⁻¹ ha⁻¹. A erosividade calculada para o Vale do Ribeira foi classificada como moderada a forte (correspondente a 85% da área) e forte (correspondente a 15% da área).

No município de São Pedro - SP, Neves e Di Lollo (2022) analisaram a erosividade da chuva no período de 1960-2020. Os valores obtidos foram entre 5.527 e 8.822 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. No município de São Pedro o potencial erosivo das chuvas foi classificado de médio a alto. Constatou-se também uma redução do potencial erosivo. Contudo, em função das características do meio físico e uso do solo, as chuvas que ocorrem na região podem contribuir com a deflagração e aceleração das erosões.

A krigagem é a técnica mais difundida para obtenção de mapas de erosividade pluviométrica no Brasil (Teixeira et al., 2022b). O uso de Rede Neural Artificial (RNA) também tem grande importância para o mapeamento da erosividade no país. Através desta técnica, houve o desenvolvimento de *software* para obtenção de valores de erosividade para alguns estados brasileiros.

O Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV), em parceria com o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), desenvolveu uma Rede Neural Artificial (RNA) capaz de estimar a erosividade da chuva de qualquer localidade do estado de São Paulo a partir de dados de latitude, longitude e altitude. Esta RNA foi implantada no *software* “netErosividade SP”, o qual, além de interpolar o fator R para as latitudes, longitudes e altitudes fornecidas pelo usuário, também calcula a erosividade da chuva das estações pluviométricas utilizadas para o desenvolvimento da RNA e das localidades (municípios e distritos) a partir de dados consistidos de precipitação média anual (Moreira et al., 2006).

2.1.2. Fator Erodibilidade do Solo (Fator K)

O fator de erodibilidade do solo é a taxa de perda por erosão de um solo específico, medida em plano inclinado com o comprimento de 22,13 m com 9% de inclinação, pela erosividade da chuva (Wishmeir e Smith, 1978).

A erodibilidade do solo, que corresponde ao Fator K da USLE, pode ser obtida de forma direta e indireta (Duarte et al., 2020). Existem diversos modelos para determinar a erodibilidade do solo de forma indireta, sendo que o mais utilizado é o proposto por Wischmeier e Smith (1978).

Para determinar a erodibilidade dos solos brasileiros, Denardin (1990) desenvolveu uma equação a partir dos parâmetros físicos (silte, areia, argila, permeabilidade, diâmetro médio ponderado das partículas menores que 2 mm) e químico (teor de matéria orgânica).

O uso do fator K USLE, para solos agrícolas na China, foi avaliado por Keli et al. (2019). Eles concluíram que, o fator K na China geralmente diminuiu de sudeste para noroeste, o que provavelmente é determinado pela distribuição espacial do teor de argila.

Para diferentes áreas de encostas, Demir et al. (2021) compararam o fator K e observaram que os valores estavam relacionados com o teor de matéria orgânica e argila dos solos. O teor de argila dos solos da área de estudo foi avaliado como muito alto. Desta forma as partículas de argila formaram agregados resistentes à decomposição, com isto o valor de erosão do solo da região era reduzido.

No nordeste do estado de São Paulo, Brasil, Barbosa et al. (2019) estudaram a erodibilidade (USLE e WEPP) por suscetibilidade magnética em solos derivados de basalto. Constatou-se que variações nas proporções de caulinita e gibsitita, oriundas dos materiais de origem dos solos, explicaram os valores de erodibilidade determinados para uso na USLE e no WEPP. As variações das concentrações de Fe de formas cristalinas de óxido de ferro e formas de baixa cristalinidade resultaram em diferentes níveis de estabilidade dos agregados, o que configurou maior ou menor resistência do solo à erosão.

A dinâmica e os aspectos espaciais da erodibilidade em terras negras indígenas na Amazônia, Brasil, foi avaliada por Brito et al. (2020). Eles apontaram que a textura e o teor de matéria orgânica (MOS), bem como cobertura vegetal

(indiretamente), são os principais fatores influenciando a erodibilidade solo. O estudo revelou também que a erodibilidade tem uma dinâmica espacial com alta variabilidade espacial, com dependência moderada entre os atributos, com valores elevados de amplitude e influência moderada do relevo.

O conhecimento da variabilidade espacial do fator K é fundamental para o uso sustentável do solo e o planejamento ambiental regional. O conhecimento do fator K pode ajudar cientistas e formuladores de políticas a obter uma melhor compreensão do processo erosivo em bacias hidrográficas restauradas (Jiang et al., 2020). No futuro, os estudiosos devem se concentrar no aumento da diversidade da vegetação (especialmente arborização) em áreas íngremes a montante. Em posições suaves no meio ou a jusante, os esforços devem ser focados no aumento da fertilidade do solo e na redução do preparo do solo.

2.1.3. Fator Topográfico (Fator LS)

A conformação geomorfológica da superfície terrestre é expressa no efeito combinado do grau de inclinação e do comprimento do declive, que é expresso na EUPS como o Fator LS. É um valor adimensional, pois é uma razão entre perdas de solo. Este fator pode ser analisado separadamente considerando-se o efeito do comprimento do declive que é expresso pelo fator L. O fator L é a razão entre a perda de solo obtida em uma rampa com um comprimento qualquer para aquela obtida em rampa com 22,13m (comprimento padrão), O Fator S é a razão de perda de solo entre uma rampa com um declive qualquer para aquela obtida em rampa com 9% de declive (declive padrão).

O fator LS interfere na dinâmica erosiva relativa ao efeito do comprimento da rampa (L) e da declividade do relevo (S), os quais são fatores importantes na compreensão do processo do escoamento superficial (Pinheiro e Cunha, 2011). O efeito combinado de L e S, na prática, é considerado um fator de difícil obtenção, principalmente para trabalhos realizados em bacias hidrográficas, o que é normalmente viabilizado pela adoção de *softwares* que efetuam seu cálculo (Silva, 2003).

Um método aprimorado foi apresentado por Zhang et al. (2017), para calcular o comprimento do declive (λ) e os parâmetros L e S da USLE. Revisado para

grandes bacias hidrográficas, os resultados mostraram que a distribuição espacial dos comprimentos de rampa representa melhor o terreno real em comparação com os métodos LS-TOOL SFD, porque os comprimentos dos taludes são distribuídos em várias células em vez de transferidos para apenas uma célula. O método foi comparado com outros métodos existentes (por exemplo, LS-TOOL SFD e UCA). Entretanto, o LS-TOOL MFD calculou o comprimento da inclinação e o LS com mais precisão do que outros métodos, quando comparado aos dados de campo.

A eficácia e precisão no cálculo dos fatores *LS* de cinco bacias hidrográficas na China foram avaliadas por Lu et al. (2020), os quais testaram cinco fontes de dados topográficos (1:10.000 e 1:50.000 mapas topográficos, 30 m ASTER GDEM, 30 m e 90 m SRTM DEMs). Os resultados mostraram que a precisão do cálculo do fator *LS* diminuiu com maiores tamanhos de grade entre às cinco fontes de dados topográficos nas bacias de estudo.

Segundo Li et al. (2021), o fator *LS* como um produto dos fatores *L* e *S* são inerentemente afetados pelas resoluções DEM, mas os efeitos são muito menores do que os do fator *L* ou *S* sozinhos devido ao cancelamento de erro. As tendências de erro opostas entre o fator *L* e *S* tornam o fator *LS* menos sensível às resoluções DEM. Em outras palavras, o fator *LS* não é tão afetado pelas resoluções DEM quanto o fator *L* ou *S* sozinhos.

2.1.4. Fator Cobertura Vegetal e Manejo do Solo (Fator C)

O Fator *C* é uma razão entre a perda de solo numa área com específica cobertura e manejo e aquela obtida em parcela unitária não padrão ($LS \neq 1$; $P = 1$ e $C = 1$) ou padrão ($LS = 1$, $C = 1$ e $P = 1$).

Dentre os fatores da USLE, o fator *C* é o principal fator que pode ser planejado de modo a selecionar as áreas mais aptas a determinadas atividades antrópicas, pois representa o efeito da cobertura e manejo do solo na redução da erosão hídrica (Bertoni e Lombardi Neto, 2012). Para Medeiros et al. (2010), o fator *C* apresenta grandes incertezas e alta variabilidade em comparação aos outros fatores da USLE para uma mesma área de estudo.

Na literatura há valores de fator *C* disponíveis em tabelas, para algumas condições de cobertura vegetal e manejo do solo, os quais foram obtidos em

pesquisas como uma razão entre a perda de solo numa área com específica cobertura e manejo e aquela obtida em parcela unitária padrão.

O fator C representa as características da gestão e cobertura do solo na USLE/RUSLE e é normalmente obtido em estudos de bacias hidrográficas, através de dados da literatura, pelo índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) ou de forma híbrida, incluindo técnicas de sensoriamento remoto associadas a estudos de campo (Macedo et al., 2021).

Para determinação do fator C o *Normalized Difference Vegetation Index* — NDVI, proposto por (Rouse et al., 1974), tem sido utilizado por alguns pesquisadores (Durigon et al., 2014 e Thomé et al., 2018). Segundo Rojas (2007), devido às propriedades da vegetação verde, o NDVI é um indicador direto da atividade fotossintética da planta, o que permite relacioná-lo ao Fator C. O NDVI é calculado a partir dos fatores de reflectância bidirecional das bandas vermelho e infravermelho próximo. A obtenção do fator C por sensoriamento remoto, a partir de imagens de satélite, tem sido desenvolvida por ser este fator uma das fontes mais significativas de incerteza no modelo USLE/RUSLE (Durigon et al., 2014; Fan et al., 2021; Macedo et al., 2021).

O impacto da técnica utilizada para estimar o fator C, na precisão da modelagem de erosão do solo com a USLE, em área montanhosa com encostas íngrimes, foi avaliado por Fan et al. (2021). Os autores estimaram uma taxa média anual de erosão do solo de $4,90 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, contra $2,76 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ estabelecidos por Teng et al. (2018) na mesma área de estudo. Fan et al. (2021) relataram que o fator chave para as diferenças observadas nas perdas por erosão entre os dois estudos foi função do fator C estimado. Eles indicaram que a estimativa do fator C, em grande escala, é difícil devido à diferença no crescimento da vegetação nas estações do ano, ocupação e uso do solo. As diferenças indicaram que as imagens NDVI não mostram o efeito do crescimento da vegetação em diferentes estações do ano, tampouco a cobertura do solo, o uso do solo, as zonas rochosas e geladas, o que dificulta estimar o fator C em grande escala. Por conseguinte, ocorreram fontes de incerteza na produção de mapas da classificação da erosão do solo. Em estudo conduzido por Thomé et al. (2018), eles concluíram

que o método que utiliza NDVI superestima os valores de C apresentados na literatura, indicando a necessidade da utilização de um fator de correção.

2.1.5. Fator Práticas Conservacionistas (Fator P)

O fator práticas conservacionistas (P) é a relação entre a intensidade esperada de perda do solo com adoção de determinada prática e aquela quando a atividade se dá no sentido do declive (Cardozo et al., 2015). O fator P é considerado o com valor mais incerto por dificuldades em sua estimativa, bem como pela necessidade de observações diretas no terreno específico para determinar o uso da terra e identificar o sistema agrícola específico, o que é notadamente demorado e caro (Morgan & Nearing, 2011). Entretanto, o fator P tem sido ajustado por meio da implementação dos efeitos de contorno, cultivo em faixa e cultivo de contorno com terraços (Wischmeier & Smith, 1978).

Com a álgebra de mapas, Caraminan e Morais (2022) exploraram a USLE como ferramenta na gestão integrada na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva/PR, Brasil. Eles constataram que além dos elementos físicos da paisagem que influenciam nas perdas de solos, as mudanças do uso do solo com a consolidação das lavouras temporárias e as práticas conservacionistas também corroboraram na perda de solo. A agricultura e a silvicultura em áreas de relevo ondulado e fortemente ondulado propiciam a ocorrência de processos erosivos (Almeida; Reis; Berreta, 2021).

As formas de manejo incorreto do solo e a prática da monocultura sem planejamento adequado continuam sendo praticadas por produtores rurais, o que culmina em transtornos, como a erosão e o conseqüente assoreamento de cursos hídricos (Fiorese et al., 2019).

Na Bacia Hidrográfica Urbana do Córrego Carneirinhos, na cidade de João Monlevade/MG, Guedes et al. (2022) estudaram a perda do solo por erosão hídrica com a USLE. O estudo revelou que 92,75% da superfície da Bacia Hidrográfica não apresentava ou manifestava ligeira perda média anual de solo. O percentual de áreas de uso e cobertura vegetal apresentam 61,45% da área como ambiente natural (Corpos D'água, Floresta, Agropecuária, Pastagem/Campo), sendo o fator de perda de solo calculado entre 0 a $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Menos de 1% da área da bacia

estudada (0,64%) apresentou valores de entre 10 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹ e 20 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹, o que se considera como grau de erosão moderada e moderada a alta, e que se relaciona ao tipo de uso e ocupação do solo, como ocorrência de solo exposto ou com pastagem temporária com maior grau de inclinação do terreno.

Perdas de solo por erosão hídrica foram estimadas por Amaral et al. (2020), em uma bacia hidrográfica de região montanhosa no sul de Santa Catarina, Brasil. As perdas de solo na bacia variaram de 0 a mais de 200 t ha⁻¹ ano⁻¹, com 87,38% da área apresentando grau de erosão laminar normal a leve, 9,68% apresentando grau moderado, e apenas 2,94% da área com grau de erosão alto ou muito alto. Os resultados corroboraram o uso e cobertura do solo na bacia, uma vez que 59,8% da área de bacia hidrográfica está coberta por vegetação arbórea, o que proporciona maior proteção ao escoamento e, conseqüentemente, menores perdas de solo por erosão.

2.1.6. Perda Média Anual de Solo (A)

A perda média anual de solo é expressa por uma relação entre as unidades de massa, área e tempo (t ha⁻¹ ano⁻¹) como proposto por Wismeire Smith (1978).

Num levantamento da perda de solo e a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce no Espírito Santo, Baldotto et al. (2021) estimaram perdas médias de 26,60 t ha⁻¹ ano⁻¹. Eles concluíram que a região sudeste da bacia registrou as maiores métricas, pois, além de sua predisposição a processos erosivos devido à classe de solo, declive e taxas de precipitação, as práticas agrícolas foram as que mais contribuíram para os altos valores de erosão.

Uma modelagem da perda de solo por erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do rio Tietê, São Paulo, Brasil, foi realizada por Lense et al. (2022). Os resultados indicaram que 18% da área têm perdas de solo acima de 15,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e foram classificadas como áreas com altas taxas de erosão hídrica. Estas áreas concentram-se principalmente em locais com relevo mais íngremes e baixa cobertura vegetal.

As perdas de solo por erosão, na bacia hidrográfica do ribeirão das Perobas (SP), nos anos 1962 e 2011, foram estimadas por Demarchi et al. (2019). Os valores

para as taxas de erosão foram de 49.130,37 t em 1962 e de 53.201,41 t em 2011, um aumento de 8,28 %. O potencial natural de erosão (PNE) teve influência sobre o processo erosivo, mas algumas áreas de PNE alto a extremamente alto tiveram taxas de erosão baixas ou moderadas, dependendo do uso e do manejo do solo.

2.1.7. Potencial Natural de Erosão (PNE)

O potencial natural de erosão (PNE) corresponde às perdas de solo em áreas continuamente destituídas de cobertura vegetal e sem qualquer intervenção antrópica (Oliveira et al. 2015). Entretanto, muitos pesquisadores têm utilizado o PNE, definido a partir dos parâmetros físicos da USLE (R, K e LS), para estimar as perdas de solos (Silva, 2008; Carvalho et al., 2010; Demarchi, 2012).

O potencial natural de erosão foi estudado por Raimo et al. (2022) no Estado de Mato Grosso, Brasil. As áreas de baixo potencial de erosão natural estão predominantemente localizadas nas partes mais planas do estado. Os altos níveis de potencial de erosão natural estão concentrados nas macrorregiões. O fator topográfico foi constatado como a principal influenciadora do potencial de erosão natural.

É visível a influência da declividade do terreno associada aos aspectos geológicos e antrópicos nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica (Toniolo et al., 2021). O fator LS contribui no processo de infiltração da água ao solo, tanto na velocidade como no volume, de forma que regiões com relevo acidentado e elevada erodibilidade tem seu risco de erosão aumentado.

A vulnerabilidade à erosão no estado do Ceará foi avaliada por Lima et al. (2021). A declividade do terreno e o índice de vegetação foram os principais fatores levados em consideração na análise da vulnerabilidade (25% de peso para cada componente), seguidos do tipo de uso e ocupação e erosividade das chuvas (15%). Os resultados demonstraram que as áreas de maior vulnerabilidade foram aquelas com maior interferência antrópica e sem vegetação. Já as áreas com maior índice de vegetação apresentaram vulnerabilidades baixas, mesmo quando presentes em regiões serranas e declivosas.

No município de Ourinhos - SP, Perusi et al. (2022) determinaram o potencial natural de erosão e a degradação do solo associada a rodovias. A classe

dominante do PNE foi a Fraca, 0-400 t ha⁻¹ ano⁻¹. Porém, mesmo com a bacia apresentando baixo potencial natural de erosão, o planejamento inadequado da obra resultou em forte impacto ambiental negativo. Fica evidente que o conhecimento do potencial de erosão de uma área é de grande importância, principalmente sua distribuição espacial, o que pode ser obtido com o uso da tecnologia de sistema de informação geográfica (SIG). A identificação de processos erosivos pode auxiliar no planejamento da gestão e no gerenciamento dos recursos hídricos e da gestão territorial da microbacia, fornecendo projeção de cenário local por meio de análise sistêmica e integrada (Aires et al., 2022).

2.1.8. Água e Conservação do Solo

A água é um recurso essencial, finito, utilizado por todos os organismos vivos e setores da sociedade (Morais, 2012). As nascentes são pontos de afloramentos provenientes do lençol freático que originam uma fonte de água por acúmulo (represa), ou a um curso d'água (riachos, ribeirões e rios). Elas são também popularmente descritas como olho d'água, mina d'água, fio d'água, fonte e cabeceira. Conforme o regime de água apresentado, estas podem ser classificadas como perenes (de fluxo contínuo), temporárias (de fluxo somente em estações de chuva) e efêmeras (aparecem durante chuvas permanecendo apenas algumas horas ou dias), e quanto ao afloramento são classificadas como nascentes de encosta e nascentes difusas (Lima et al., 2013).

A causa importante de perda de água e solo é a redução da capacidade do solo de infiltrar água, devido basicamente ao encrostamento da superfície do solo e, de percolar a água infiltrada, em razão da deformação da estrutura do solo na subsuperfície.

O encrostamento superficial decorre da dispersão, pelo impacto da gota de chuva, das partículas que formam os agregados do solo, e do subsequente rearranjo destas partículas, formando uma crosta com reduzida porosidade, o que provoca o selamento da superfície do solo (Armenise et al., 2018; Nascimento et al., 2019). Isto reduz drasticamente a capacidade do solo infiltrar água, criando condições para o aumento do escoamento superficial, o que potencializa o processo erosivo.

Uma das principais causas de formação de crosta superficial é a ausência de cobertura do solo, devido às atividades antrópicas (usos de agrotóxicos e fertilizantes aplicados nas lavouras), gerando consequências à erosão hídrica e a degradação dos recursos.

Diante de todo o exposto, observa-se que os problemas hídricos vão além daqueles climáticos e geográficos, visto que é fator limitador para o desenvolvimento econômico e o bem-estar em um país, tendo em vista o seu uso irracional, decorrentes do fato de a água não ser considerada e compreendida como um bem limitado e, simultaneamente, estratégico. Nessa perspectiva, é necessário priorizar técnicas de melhoria na utilização e aproveitamento dos recursos hídricos, os quais carecem de melhores estratégias de eficiência e conservação, em associação com a conservação dos solos, para que sejam distribuídos e utilizados de maneira mais igualitária.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado na extensão territorial do manancial da bacia do córrego Rico (MBHCR), localizado nos municípios de Monte Alto e Taquaritinga, Região administrativa de Ribeirão Preto, nordeste do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1).

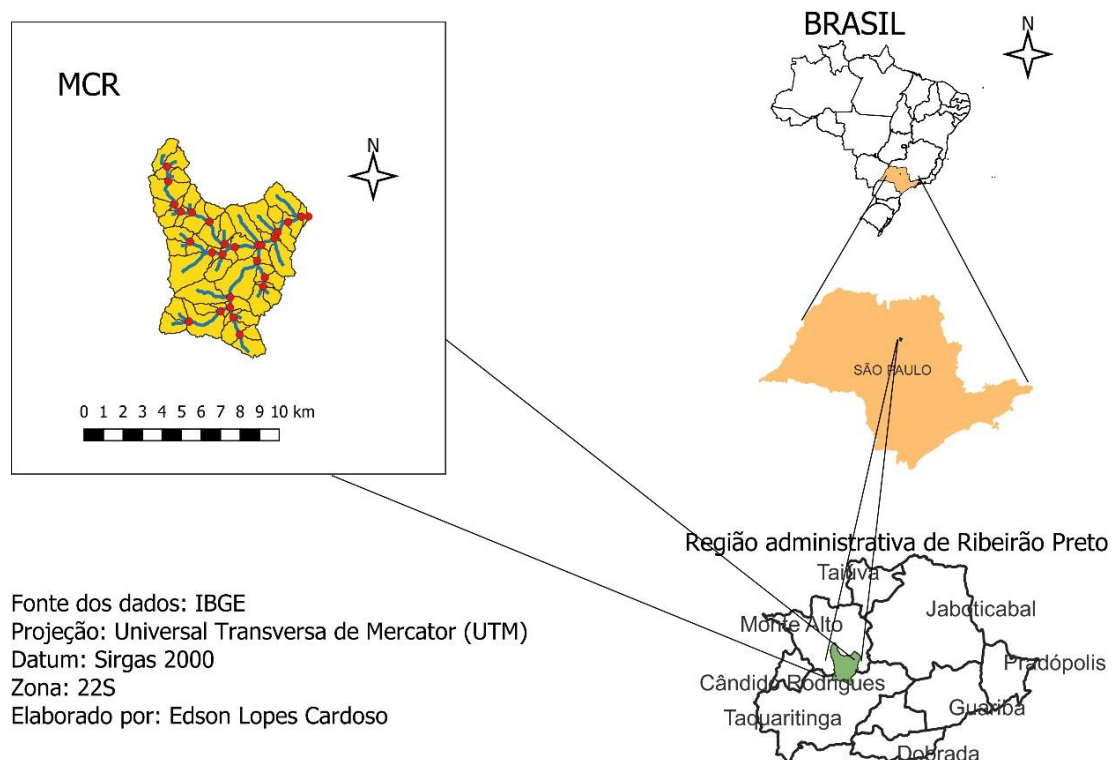


Figura 1. Localização do manancial da bacia do córrego Rico (MBHCR).

O MBHCR está vinculado às sub-bacias do Córrego Rico, ocupando uma extensão de aproximadamente 52,9 km², com posição geográfica entre as coordenadas, latitudes 21°10' S e 21°27' S e longitudes 48°08' W e 48°33' W Gr, com altitude variando entre 410 a 740 metros (Pissarra et al., 2006). A área do MBHCR abrange parte dos municípios de Monte Alto e Taquaritinga, (75%) e (25 %), respectivamente (Figura 2).



Figura 2. Municípios integrantes do MBHCR, SP. Fonte: Imagem do Google Earth.

Esta região é importante para a investigação no que diz respeito ao manejo e ao uso do solo, os quais exercem pressão antropogênica sobre os mananciais de abastecimento público. Cabe destacar a existência da Lei estadual paulista nº 6171 de 04 de julho de 1988 (ALESP, 1988), alterada pela Lei nº 8421 de 23 de novembro de 1993, que dispõe sobre o uso, conservação e preservação do solo agrícola no Estado de São Paulo (ALESP, 1993). A Lei aborda questões importantes que têm reflexo direto sobre mananciais de abastecimento público, tais como: controlar a erosão do solo em todas as suas formas, zelar pelo aproveitamento adequado e pela conservação das águas em todas as suas formas, evitar assoreamento de cursos de água e bacias de acumulação.

O clima da região é classificado como Aw (Sistema de Köppen), com precipitação média entre 1.100 mm a 1.700 mm anuais e temperaturas médias do mês mais quente 22°C e do mês mais frio 18°C (Rolim et al., 2016).

A área encontra-se na província geomórfica V - Planalto Ocidental do Estado de São Paulo. Nas cotas superiores da bacia, os solos que predominam são os Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA) cujo material geológico é constituído de arenitos com cimento calcário, classificado como Formação Bauru e, nas cotas

inferiores, predominam os Latossolos Vermelhos (LV) originários das rochas efusivas básicas da Formação Serra Geral (SÃO PAULO, 1974).

As áreas com cobertura natural são compostas por Floresta Tropical Latifoliada, Cerradão e Cerrados (Romariz, 1968). O uso atual da terra compreende principalmente áreas com o cultivo de cana-de-açúcar, culturas perenes (citros) e vegetação rasa (plantas daninhas).

3.2. Programas Computacionais

3.2.1. Google Earth

A versão *Google Earth 7.3.2.5776* (Google Earth, 2019) foi utilizado para a localização da área de estudo e análise das feições da paisagem. O programa informatizado de computador foi desenvolvido com a função de apresentar um modelo tridimensional do globo terrestre no qual foram sobrepostas imagens, formando um mosaico de imagens de satélite obtidas de fontes diversas.

3.2.2. Qgis

A versão atualizada do QGIS 3.24.2 (QGIS Development Team, 2022), que é uma aplicação de Sistema de Informações Geográficas (SIG) gratuito e de código aberto, foi utilizada como suporte à visualização, gestão, edição, análise de dados geoespaciais e da paisagem e criação de mapas para impressão.

3.2.3. Arcgis

O ArcGIS é uma aplicação de Sistema de Informações Geográficas (SIG) que tem seu uso restrito mediante a compra de uma licença. Seus pacotes são regulados através de uma chave de licenciamento (ativação). Para este estudo foi utilizado a versão 10.8 (ESRI, 2018) para gestão, edição, análise geoespaciais e criação de mapas.

3.2.4. NetErosividade SP

O programa encontra-se disponível, para cópia gratuita, no endereço eletrônico (<http://www.ufv.br/dea/qprh/neterosividade>). O programa netErosividade

informatizado permite, de forma fácil e rápida, a obtenção do valor da erosividade da chuva para qualquer localidade do Estado de São Paulo a partir da rede neural artificial desenvolvida por Moreira et al. (2006).

3.2.5. LS_TOOL

O LS_TOOL é um programa computacional que estimar o valor de LS, a partir da imagem do modelo de elevação digital. O programa desenvolvido por Van Remortel et al. (2004), foi revisado por Zhang et al. (2017), e para este estudo foi utilizado o LS_TOOL versão 3.1 2019.

3.3. Base de Dados Cartográficos

3.3.1. Modelo de Elevação Digital do Terreno (MEDT)

O MEDT foi obtido de imagens do sensor PALSAR (a bordo do satélite ALOS) ano 2011, com resolução espacial de 12,5 x 12,5 metros, e georreferenciadas no sistema de coordenadas Datum SIRGAS 2000, no sistema de projeção UTM na zona 22K, hemisfério Sul (JAXA, 2011).

3.4. Equação Universal de Perda de Solo (USLE)

A perda média anual de solo (A) foi estimada com a USLE (Equação 1) proposta por Wischmeier & Smith (1978). O produtório dos fatores de erosão foi realizado empregando o módulo *Spatial Analyst Tools*, Map Algebra, no ArcGis, utilizando a ferramenta Raster Calculator, com resultado expresso em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. O cálculo foi realizado pixel por pixel. A espacialização da perda média anual de solo no MBHCR foi realizada por álgebra de mapas a partir do comando Map Calculation no sistema de informação geográfica (SIG) ArcGis. erosão do MBHCR.

Para cada fator da equação foi elaborado um mapa cartográfico na área de estudo, utilizando as técnicas de geoprocessamento e programas de sistemas de informação geográfica.

3.4.1. Fator Erosividade (R)

Para a determinação do fator erosividade da chuva (Fator R) da USLE, foi utilizado o *software* netErosividade SP proposto por Moreira et al. (2006). As coordenadas principais, latitude e longitude, para 53 Unidades de Respostas Hidrológicas (URH) componentes do MBHCR, foram inseridas no programa netErosividade SP para estimar o fator R. As URH foram obtidas com a aplicação do modelo hidrossedimentológico SWAT (Arnold et al., 2012) considerando o solo, uso do solo, manejo e declividade no MBHCR.

Após a obtenção dos valores da erosividade para as URHs, foi realizada a espacialização dos valores da erosividade na área de estudo pelo método da ponderação pelo inverso da distância (em inglês - *Inverse Distance Weighting* — *IDW*). Esse método interpolou os valores no espaço do MBHCR fazendo a média ponderada dentro de um raio de busca, contabilizados a partir do valor de cada vizinho ponderado pelo inverso da distância entre ele e o ponto de interesse. Assim, vizinhos distantes contribuíram com menos peso para o valor final que vizinhos mais próximos.

Na Figura 3 há uma imagem ilustrativa da interface do usuário do programa computacional netErosividade SP, para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo.

A erosividade das chuvas foi classificada, segundo como apresentado na Tabela 1.

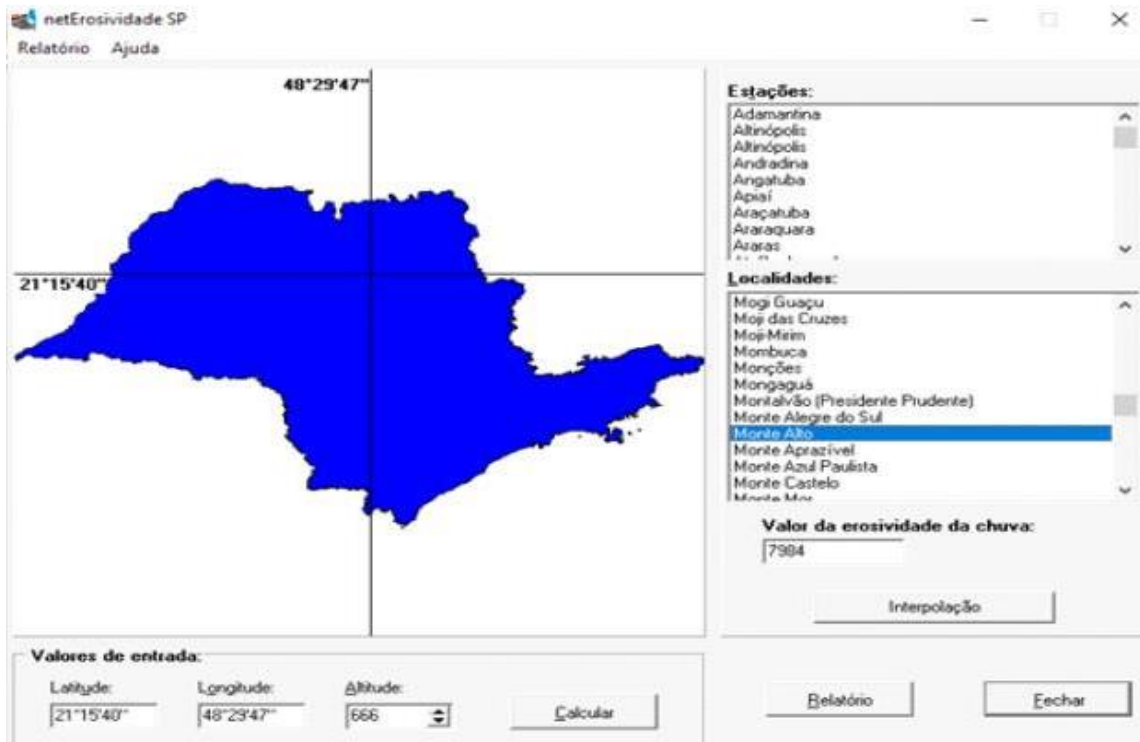


Figura 3. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo.

Tabela 1. Classificação da erosividade das chuvas (fator R).

Classe	Fator R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Baixa	$R \leq 2452$
Média	$2452 < R \leq 4905$
Média – alta	$4905 < R \leq 7357$
Alta	$7357 < R \leq 9810$
Muito alta	$R > 9810$

3.4.2. Fator Erodibilidade (K)

A erodibilidade do solo (Fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, ou seja, $\text{t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, foi obtida considerando-se resultados do trabalho desenvolvido por Medeiros et al. (2016), o qual apresentou estimativas das taxas anuais de perda de solo no Estado de São Paulo, Brasil. Para este estudo foi utilizado o valor médio de $0,0425 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, visto que a localização do MBHCR no Estado de São Paulo condiz com área de ocorrência de Argissolos, como já haviam descrito Mannigel et al. (2008), os quais são os solos predominantes no MBHCR, conforme ilustrado na (Figura 4).

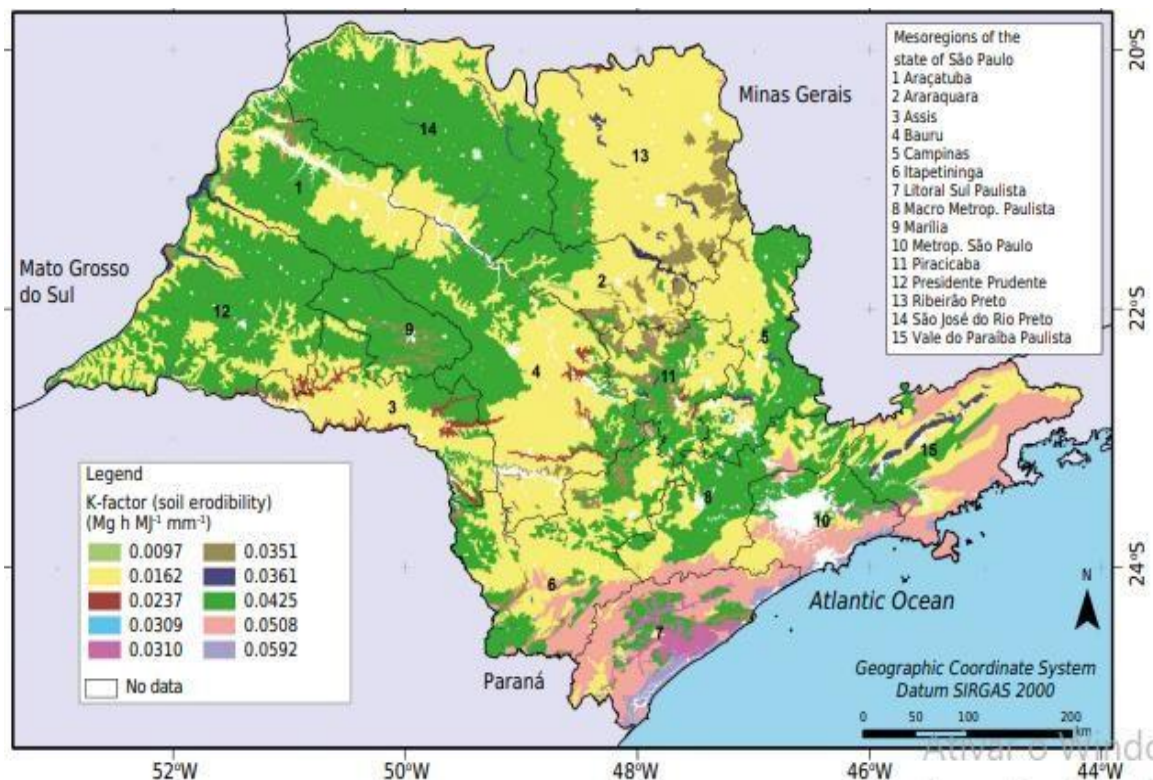


Figura 4. Fator K para o Estado de São Paulo conforme Medeiros et al. (2016).

3.4.3. Fator Relevo (LS)

O fator LS é um dos fatores da USLE que apresenta um relativo grau de dificuldades na sua determinação. Existem vários métodos para estimar o valor de LS. Para este estudo foi utilizado o programa computacional LS_TOOL versão 3.1

2019, desenvolvido por Van Remortel et al. (2004) e revisado por Zhang et al. (2017). Para o cálculo do Fator LS os seguintes procedimentos foram adotados:

1) *Download* do digital elevation model (DEM) da área de estudo no *site* do ALOS PALSAR;

2) Transformação do arquivo DEM para ASCII no Arcamp, tornando-o compatível com o programa LS_TOOL (Zhang et al., 2013);

3) Inserção do arquivo ASCII no programa LS-TOOL e posterior configuração conforme ilustra (Figura 5).

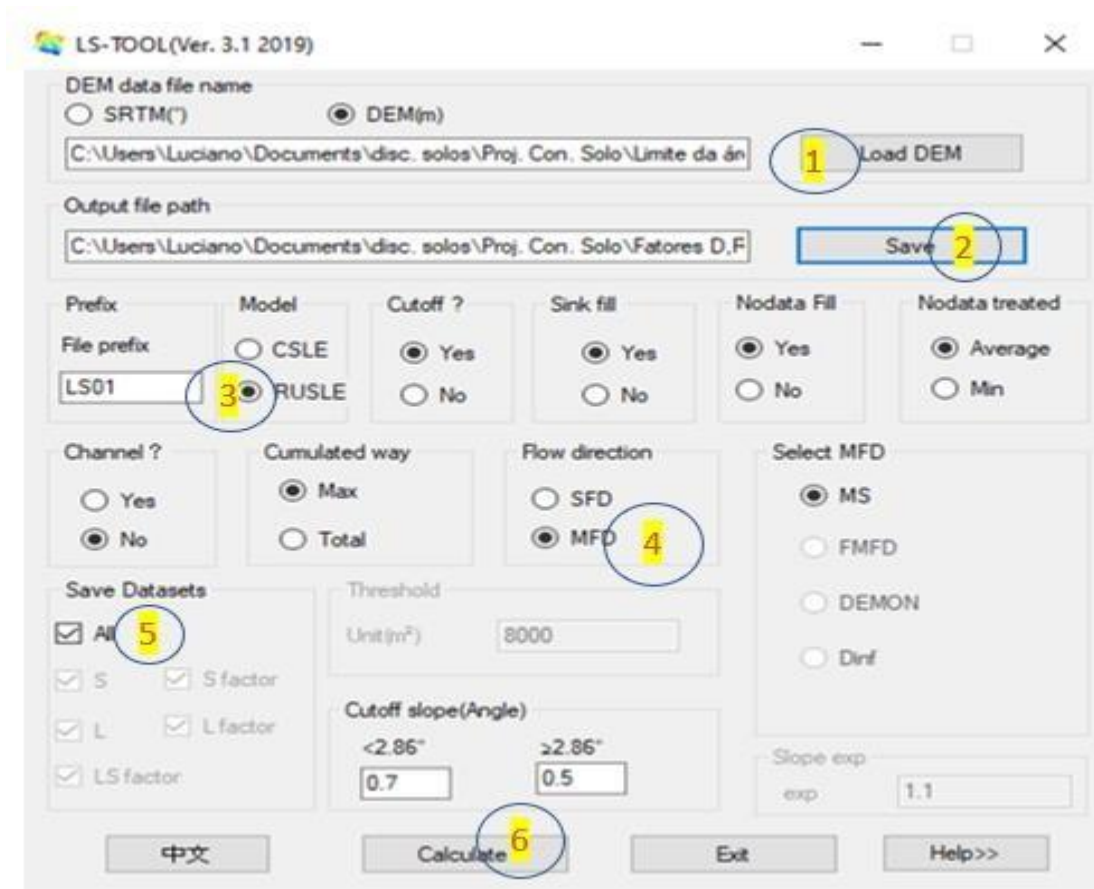


Figura 5. Guia do programa LS_TOOL e as seções indicadas para o cálculo do fator LS.

O LS foi classificado nas seguintes classes (Bertoni e Lombardi Neto, 2012): muito baixa (< 1); baixa (1 - 2); moderada (2 - 5); alta (5 - 10) e muito alta (> 10). A distribuição espacial do fator LS foi realizada pelo método da ponderação pelo inverso da distância (em inglês - *Inverse Distance Weighting – IDW*).

3.4.4. Fator Cobertura Vegetal e Manejo do Solo (C)

Para estabelecer e espacializar o Fator C, foram utilizados os dados de uso e ocupação do solo dos anos de 2010, 2020, 2021 e 2022. Foram estabelecidas as seguintes classes de uso e ocupação: 1 Reforma de cana-de-açúcar; 2 Plantas daninhas; 3 Cana em transição (brotação); 4 Cana em pleno desenvolvimento; 5 Mata; 6 Frutífera (citrus); 7 Palhada de cana; 8 Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas; 9 Solos exposto com terraços (reforma de cana) e 10 Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo). Estas classes levantadas permitiram estabelecer o uso do solo predominante e com base na literatura atribuir um valor de fator C (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de fator C atribuídos aos usos predominantes nas URH do MBHCR.

Uso predominante	Fator C	Fonte
Cana-de-açúcar	0,115	Bertoni e Lombardi Neto (2012), De Maria et al. (1994) e Amaral (2003)
Vegetação rasa (Plantas daninhas)	0,013	Oliveira et al. (2015)
Mata	0,015	Silva et al. (2016)
Frutífera (citros)	0,088	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
Vegetação não identificada (Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas)	0,531	Média pastagem degradada (C = 0.0143; Galdino, 2012) e solo nú (C = 1.00; Bertoni e Lombardi Neto, 2012)
Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo)	0,020	Martins et al. (2010)

A distribuição espacial do fator C foi realizada pelo método da ponderação pelo inverso da distância (em inglês - *Inverse Distance Weighting – IDW*).

3.4.5. Fator Práticas Conservacionistas (P)

O fator práticas conservacionistas (P) foi obtido pela equação proposta por Lagrotti (2000) como:

$$P = 0,69947 - 0,08991D + 0,01184D^2 - 0,000335D^3 \quad (2)$$

em que, D é a declividade (%).

Após a obtenção dos valores fator (P), foi realizada a espacialização dos dados pelo método da ponderação pelo inverso da distância (em inglês - *Inverse Distance Weighting – IDW*).

3.4.6. Potencial Natural de Erosão (PNE)

O potencial natural de erosão fator (PNE), em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, foi calculado com a seguinte equação:

$$PNE = R \times K \times LS \quad (3)$$

Os fatores R, K e LS dependem das condições naturais de clima, solo e relevo, enquanto os fatores C e P relacionam-se a ações antrópicas, por meio da forma de ocupação e uso e manejo das áreas.

A espacialização do PNE foi realizada por álgebra de mapas a partir do comando *Map Calculation* no sistema de informação geográfica (SIG) ArcGis. A operação foi realizada para calcular os dados especializados do potencial natural de erosão no MBHCR. A fórmula executada consistiu no mapa de saída que continha o resultado do cálculo realizado da expressão aritmética da multiplicação na combinação do Fator R, Fator K e Fator LS. O cálculo foi realizado pixel por pixel. O PNE foi classificado como apresentado por Perusi et al. (2022): fraco ($0 - 400\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), moderado ($400 - 800\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), forte ($800 - 1.600\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) e muito forte ($>1.600\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$).

3.4.7. Risco de Erosão (RE) e Tolerância de Perdas de Solo (T)

Para estabelecer zonas prioritárias, em termos de conservação do solo e da água no MBHCR, determinou-se o risco de erosão (RE) como:

$$RE = \frac{A}{T} \quad (4)$$

em que, A é a perda de solo por erosão hídrica, t ha⁻¹ ano⁻¹; T é a tolerância de perda de solo por erosão hídrica, t ha⁻¹ ano⁻¹.

O valor de T foi estabelecido como (Mannigel et al., 2008):

$$T = 11,6420 e^{-0,1968 RT} \quad (5)$$

em que, e é a base do logaritmo natural; RT é a relação textural do solo.

Considerou-se uma RT média de 1,56, para os Argissolos do MBHCR, o que resultou num valor de T igual a 8,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ com o uso da Eq. 5. O RE foi classificado como (Lagrotti, 2000): muito baixo (<1); baixo (1-2); moderado (2-5); alto (5-10) e muito alto (> 10).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Equação Universal de Perdas de Solo (USLE)

Uma das maneiras de determinar a perda de solo de uma região é utilizar a modelagem e dentre os modelos tem-se a equação universal de perda de solo (USLE). Os fatores da equação serão discutidos na sequência para a área do MBHCR.

4.1.1. Fator Erosividade (R)

A distribuição espacial dos valores de erosividade das chuvas no MBHCR é apresentada na Figura 6. Neste estudo os valores do fator R ficaram dentro da faixa de 7768 a 7969 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Os maiores valores de R concentram-se a noroeste e ao sul da bacia, enquanto que os menores valores ocorrem a nordeste no MBHCR. Todos os valores de R obtidos indicam que, climatologicamente, as chuvas que ocorrem na bacia têm alto potencial erosivo. Valores do fator R, segundo Camargo (2008), na faixa $7357 < R \leq 9810$ MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ permitem classificar a erosividade das chuvas como alta.

Constata-se uma distribuição com menores valores à jusante (URH 11, 12, 13, 14, 17, 18, 19, 25 e 28) e maiores valores a montante (URH 1, 2, 48, 49, 52 e 53), com influência da altitude da área, visto que em locais de maiores elevações ocorreram maiores valores de erosividade. Os valores da erosividade para o estado de São Paulo, de acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012) variam de 5750 a 8000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. Os valores observados na área de estudo encontram-se neste padrão estabelecido por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

Em outros estudos realizados no município de Monte Alto - SP, que tem 30,49% da sua área inserida no MBHCR, Damasceno (2014) e Costa (2014) obtiveram erosividades de 7916 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e 7664 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, corroborando com os valores estimados neste estudo. Entretanto, a despeito da alta erosividade das chuvas no MBHCR, tem sido amplamente reconhecido que as características climáticas em associação com a topografia, solo e fatores de uso e manejo têm promovido considerável erosão do solo na região de

Monte Alto — SP, como apontaram Damasceno (2014) na bacia hidrográfica do córrego do Gambá.

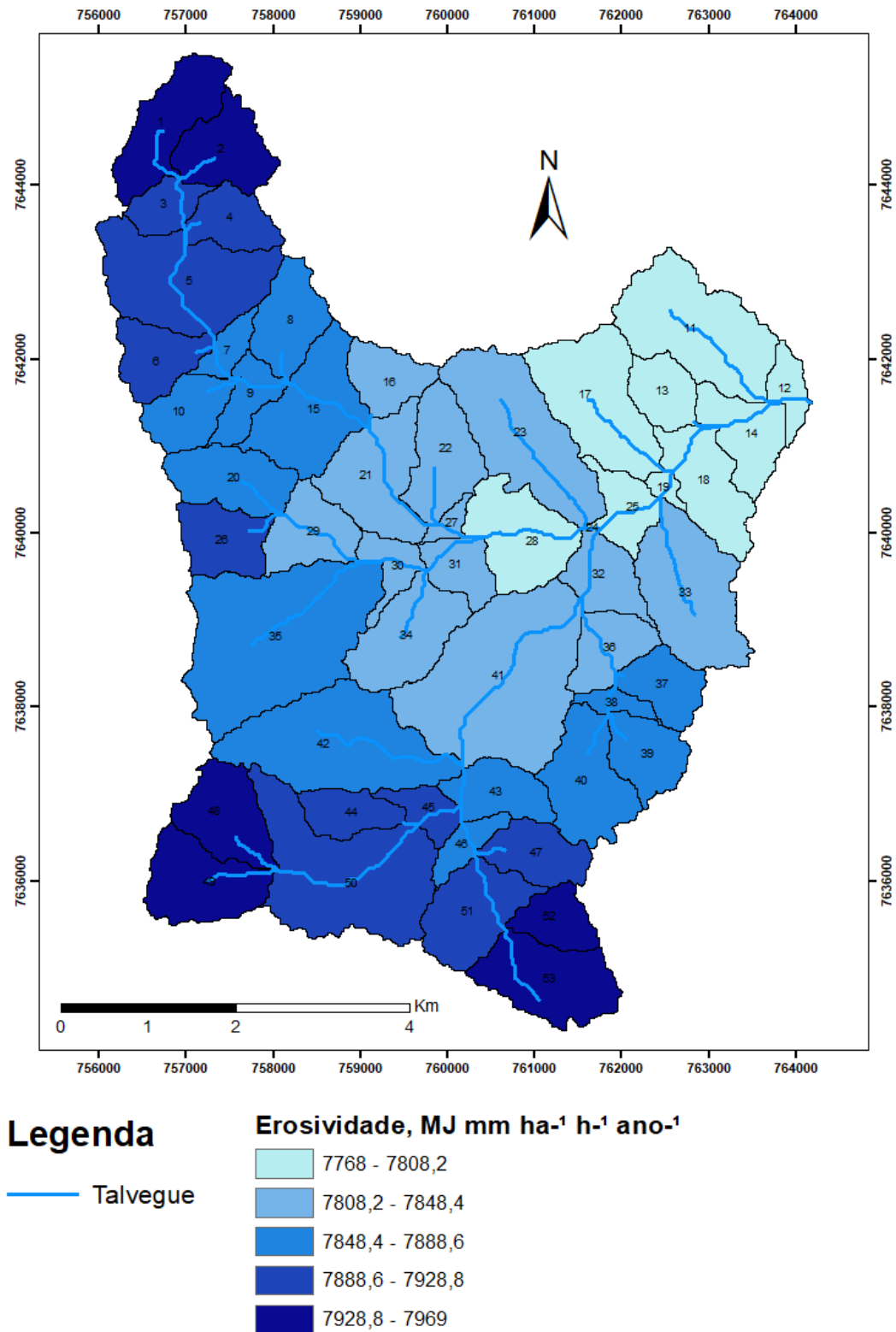


Figura 6. Erosividade das chuvas (R) nas URH (1 a 53) do MBHCR.

Na microbacia hidrográfica do córrego da fazenda Glória, localizada em Taquaritinga — SP e que faz parte da bacia do Córrego Rico, Rodrigues et al. (2011) observaram no período 1983 a 2000, ao longo dos anos, aumento significativo no estado de erosão intensa 1 - sulcos raros ou ocasionais em detrimento do estado de erosão laminar - ligeira/moderada. Esse cenário refletiu a diferença entre o impacto causado anteriormente nas práticas agrícolas e nos processos naturais e a crescente perda de solo no meio. Segundo Rodrigues et al. (2011), o estado de erosão intensa 2 - sulcos comuns e erosão muito intensa 3 - sulcos frequentes/muito frequentes também foram crescentes, refletindo o manejo inadequado na área e a suscetibilidade ao processo erosivo mais intenso. Tal fato foi observado pelos autores, principalmente, nas áreas a montante da microbacia, em relevos mais acidentados.

4.1.2. Fator Erodibilidade (K)

A erodibilidade do solo (Fator K), no presente estudo, foi considerada como igual a $0,0425 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Tabela 3) para os solos integrantes do manancial da microbacia do córrego Rico (MBHCR), com base em mapeamento de solos para o estado de São Paulo apresentado por Medeiros et al. (2016). Este valor é considerado como característico de Argissolos, como já haviam descrito Mannigel et al. (2008), os quais são os solos predominantes no MBHCR.

Tabela 3. Valores da erodibilidade dos solos da região do MBHCR.

Solo	Descrição	Erodibilidade, K ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)
PVA80	Argilossolo Vermelho-Amarelo	0,0425
PVA77	Argilossolo Vermelho-Amarelo	0,0425

Fonte: Medeiros et al. (2016).

Uma erodibilidade igual a $0,0425 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ pode ser classificada como alta de acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), quando $K > 0,030 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação da erodibilidade do solo (Fator K).

Classificação	Classe do Fator K*
	Mg h MJ ⁻¹ mm ⁻¹
Baixo	0,010 a 0,02
Moderado	0,02 a 0,030
Alto	>0,030

* Bertoni; Lombardi Neto (2012)

Para áreas no município de Monte Alto - SP, Miqueloni et al. (2012) e Damasceno (2014) observaram valores de erodibilidade iguais a 0,036 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ e 0,0300 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente. Segundo Oliveira et al. (1999), há um predomínio de Argissolos no município de Monte Alto, o que influencia a erodibilidade e a determinação das perdas de solo por erosão em áreas de solos com acúmulo de argila no horizonte subsuperficial (Bertoni e Lombardi Neto, 2012).

Valores semelhantes à área do estudo foram determinados por Silva et al. (2022) com média de 0,04642305 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ ao analisarem o parâmetro de erodibilidade do solo na bacia hidrográfica do rio Jaboatão - PE. Os Argissolos são solos naturalmente suscetíveis aos processos erosivos, pois têm como característica marcante um aumento de argila no horizonte B textural (B_t), o que cria gradiente diferencial de infiltração, ou seja, maior no horizonte A que no B.

A erodibilidade está diretamente relacionada com a variabilidade das propriedades do solo que variam na paisagem (Souza et al., 2003). Para Cambardella et al. (1994), a espacialização da erodibilidade do solo fornece informações dos locais que possuem maior risco de erosão, além de permitir o estabelecimento de zonas de manejo.

4.1.3. Fator Topográfico (LS)

O fator LS interfere na dinâmica do processo de erosão devido ao efeito do comprimento da rampa (L) e da declividade do terreno (S), os quais são importantes na compreensão do processo do escoamento superficial (Pinheiro e Cunha, 2011). Quanto maior o valor de LS mais intenso pode ser o processo de erosão do solo.

Os maiores valores de LS foram observados nas URH 3, 4, 5, 6, 8 10 e 26, os quais foram classificados como alto (10 — 20) e muito alto (>20) (Figura 7). Tais valores de LS coincidem com as maiores declividades nas URH descritas neste parágrafo (Figura 7). Este grupo de URH representam 11,51% da área do MBHCR. Segundo Silva et al. (2022), nos locais onde o fator LS apresenta valores significativos para o aumento da suscetibilidade erosiva (Figura 7), o grau de declive (Figura 8) e o comprimento de rampa da encosta influenciam na velocidade do escoamento superficial, o que favorece a intensidade do processo erosivo, em termos de tamanho e quantidade de material transportado.

Nas áreas URH 1, 2, 20, 48 e 49, à montante e à jusante no MBHCR, há a ocorrência de valores moderados de LS (5 — 10), os quais também exercem uma contribuição considerável na dinâmica do escoamento superficial das águas pluviais e na sua velocidade. Este grupo de URH com LS moderado representam 9,65% da área do MBHCR.

Os menores valores das classes de ocorrência de LS, muito baixos (<1) e baixos (1-5), encontram-se nas URH 7, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 23, 24, 25, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 50, 51, 52 e 53, em sua maioria em locais com menores declives próximos ao corpo hídrico. Segundo Caraminan e Morais (2022), as áreas nas proximidades dos canais de drenagem têm menor efeito da topografia, tendo em vista apresentarem superfícies de menor declive (Figura 8).

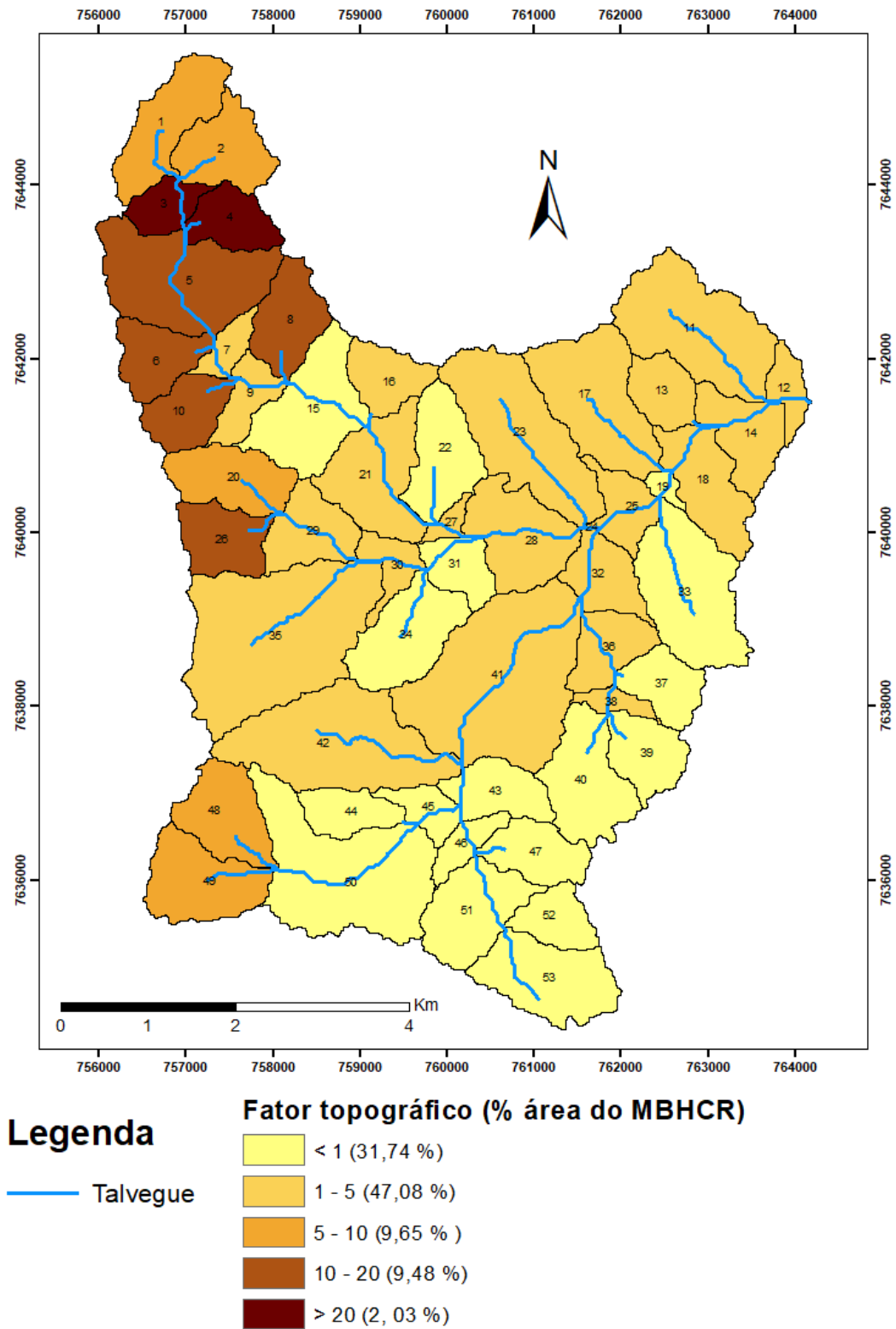


Figura 7. Fator topográfico (LS) das URH (1 a 53) do MBHCR.

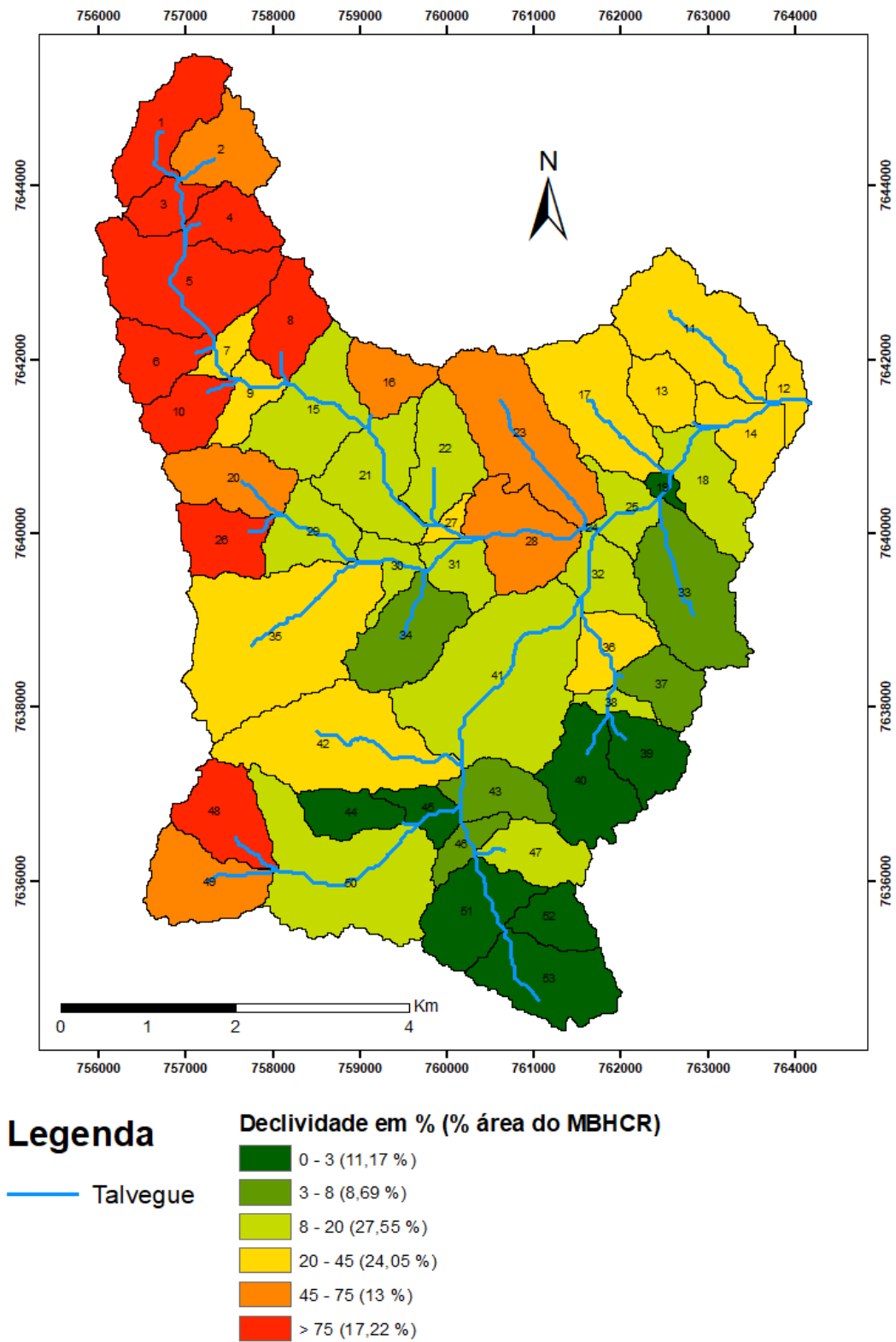


Figura 8. Declividade das URH (1 a 53) do MBHCR.

Os valores LS de 0 a 5 sobrepõem grande parte das áreas com declividades de 0 a 20%. A análise dessa classe pode ser feita a partir das declividades (Figura 8), em que é observado um relevo predominantemente plano, suavemente ondulado a ondulado.

Os valores LS > 5 são aproximadamente coincidentes com as declividades >20 %, quando o relevo é considerado forte ondulado, montanhoso e escarpado (Figuras 7 e 8; Tabela 5).

O relevo no MBHCR em 24,05% da sua área é forte ondulado, o que corresponde as URH 7, 9, 11, 12, 13, 14, 17, 27, 35, 36 e 42 (Figura 8). Em 13% da área do MBHCR há a ocorrência de relevo montanhoso, ou seja, nas URH 2, 16, 20, 23, 28 e 49. Já nas URH 1, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 26 e 48 o relevo é escarpado, o que representa 17,22% da área do MBHCR. Portanto, em 54,25% do MBHCR o declive da paisagem para sistemas de produção agrícolas pode ser considerado em média como íngreme. Declives íngremes em paisagens agrícolas referem-se a áreas cultivadas com ângulos de inclinação acima de 7° (FAO, 1999), ou seja, 12,3% de declividade. Os trabalhos Pijl et al. (2020) e Merchán et al. (2023) apontam quão graves podem ser o escoamento superficial e a erosão do solo, em declives íngremes com solos de alta erodibilidade. Todas as evidências levantadas são também motivos de preocupação na área do MBHCR.

Tabela 5. Classes de relevo.

Classes do Relevo	Declividade (%)
Plano	0 - 3
Suave ondulado	3 - 8
Ondulado	8 – 20
Forte ondulado	20 – 45
Montanhoso	45 – 75
Escarpado	>75

Fonte: Santos et al. (2018).

Segundo Pereira e Cabral (2021), as susceptibilidades mais acentuadas à perda de solo coincidem com os maiores declives das áreas estudadas, com terrenos fortemente ondulados (20 a 45%) e montanhosos (>45%), conforme a classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Santos et al., 2018).

4.1.4. Fator Cobertura Vegetal e Manejo do solo (C)

A magnitude e a distribuição espacial do fator cobertura vegetal e manejo do solo são apresentadas na Figura 9, como uma função da composição de usos observados (Tabela 2) em cada URH. Na área de estudo foi observado que os valores ocorrem entre 0,013 a 0,115, com o valor médio de 0,064. Os maiores valores do fator C foram estabelecidos nas regiões noroeste, centro e sudeste do MBHCR.

Na área de estudo foram observadas dez categorias de usos principais nas URH do MBHCR: 1) Reforma de cana-de-açúcar; 2) Plantas daninhas; 3) Cana-de-açúcar em transição (brotação); 4) Cana-de-açúcar em pleno desenvolvimento; 5) Mata; 6) Frutífera (citrus); 7) Palhada de cana-de-açúcar; 8) Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas; 9) Solos exposto com terraços (reforma de cana-de-açúcar); 10) Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo) (Tabela 6).

Os maiores valores de fator C de 0,099 a 0,115 ocupam 38,3 % da área do estudo (Figura 9), basicamente concentrados na região próxima ao corpo hídrico mais central com declives inferiores a 5% (Figura 8) nas URH 20, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35 e inferiores a 1% nas URH 51, 52 e 53.

Já os menores valores do fator C de 0,013 a 0,030 ocorrem em 52,5% da área do MBHCR, nas URH 1, 2, 3, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 36, 37, 38, 39, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49 e 50 (Figura 9). Nas referidas URH, as classes de uso principais são frutífera (citrus), cana-de-açúcar em pleno desenvolvimento, solos expostos com terraços (reforma de cana-de-açúcar), baixa cobertura vegetal, pastagens e áreas degradadas, plantas daninhas e mata (Tabela 6). Já nas demais URH ocorrem valores de 0,082 a 0,098, o que corresponde a 9,2% da área do MBHCR, cujos principais usos são apresentados na Tabela 6.

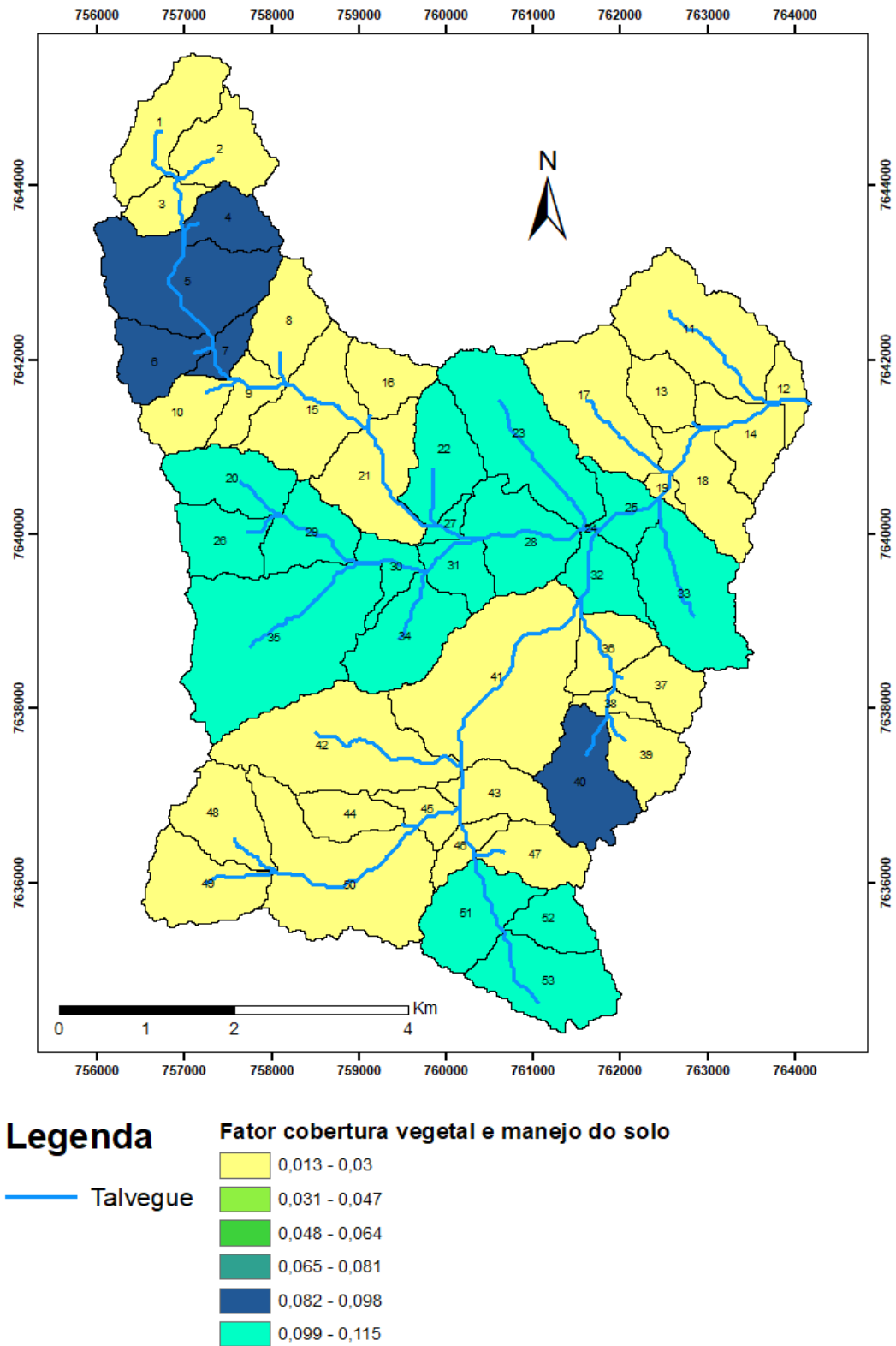


Figura 9. Fator cobertura vegetal e manejo do solo (C) nas URH (1 a 53) do MBHCR.

Tabela 6. Usos e manejos do solo e respectivas áreas nas URH do MBHCR.

Principais usos e manejos do solo	URH	Área (%)
Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo); Mata; Frutífera (Citrus); Vegetação rasa (Plantas daninhas); pastagem degradada.	1, 2, 3, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 36, 37, 38, 39, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49 e 50.	52,5
Frutífera (citrus); Cana-de-açúcar em pleno desenvolvimento; Solos expostos com terraços (reforma de cana-de-açúcar); Baixa cobertura vegetal, pastagens e áreas degradadas; Plantas daninhas; Mata.	20, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 51, 52 e 53.	38,3
Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo); Mata; Frutífera (Citrus); Vegetação rasa (Plantas daninhas); pastagem degradada; Cana-de-açúcar em pleno desenvolvimento; Solos expostos; Baixa cobertura vegetal, pastagens e áreas degradadas.	4, 5, 6, 7 e 40	9,2

Em que, URH = unidade de resposta hidrológica.

4.1.5. Fator Práticas Conservacionistas (P)

Os valores do fator P foram estabelecidos pelo modelo de Lagrotti (2000), o qual foi ajustado com dados experimentais obtidos por Wishmeier e Smith (1978) e Bertoni e Lombardi Neto (2012) considerando cultivos em nível. A distribuição espacial dos valores do fator P é apresentada na Figura 10.

Na área de estudo foi observado que os valores ocorrem entre 0,5071 a 0,8567, com o valor médio de 0,6019 (Figura 10). Os valores típicos do fator P variam de 0,2 para terraços invertidos, até 1,0 onde não há práticas de controle de erosão (Panagos et al., 2015). A efetividade da condição de cultivo em contorno considerada para se obter P, no presente trabalho, foi dependente do gradiente de

declive. Os valores de P obtidos (Figura 10) são concordantes com resultados apresentados por Panagos et al. (2015).

Os maiores valores do fator P estão localizados nas URH 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 16, 20, 23, 26, 28, 48 e 49 em que há locais com maiores declividades (Figuras 8 e 10), os quais compreendem 26,37 % da área de estudo. Os menores valores ocupam a maior parte da área de estudo, ou seja, as URH 15, 21, 22, 29, 30, 31, 34, 41, 32, 25, 19, 18, 33, 37, 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46, 47, 50, 51, 52 e 53, que representam 49,57% do MBHCR. Os valores médios do fator P ocupam menor percentual da área de estudo (24,06%), ou seja, as URH 7, 9, 11, 12, 13, 14, 17, 27, 35, 36 e 42 (Figura 10).

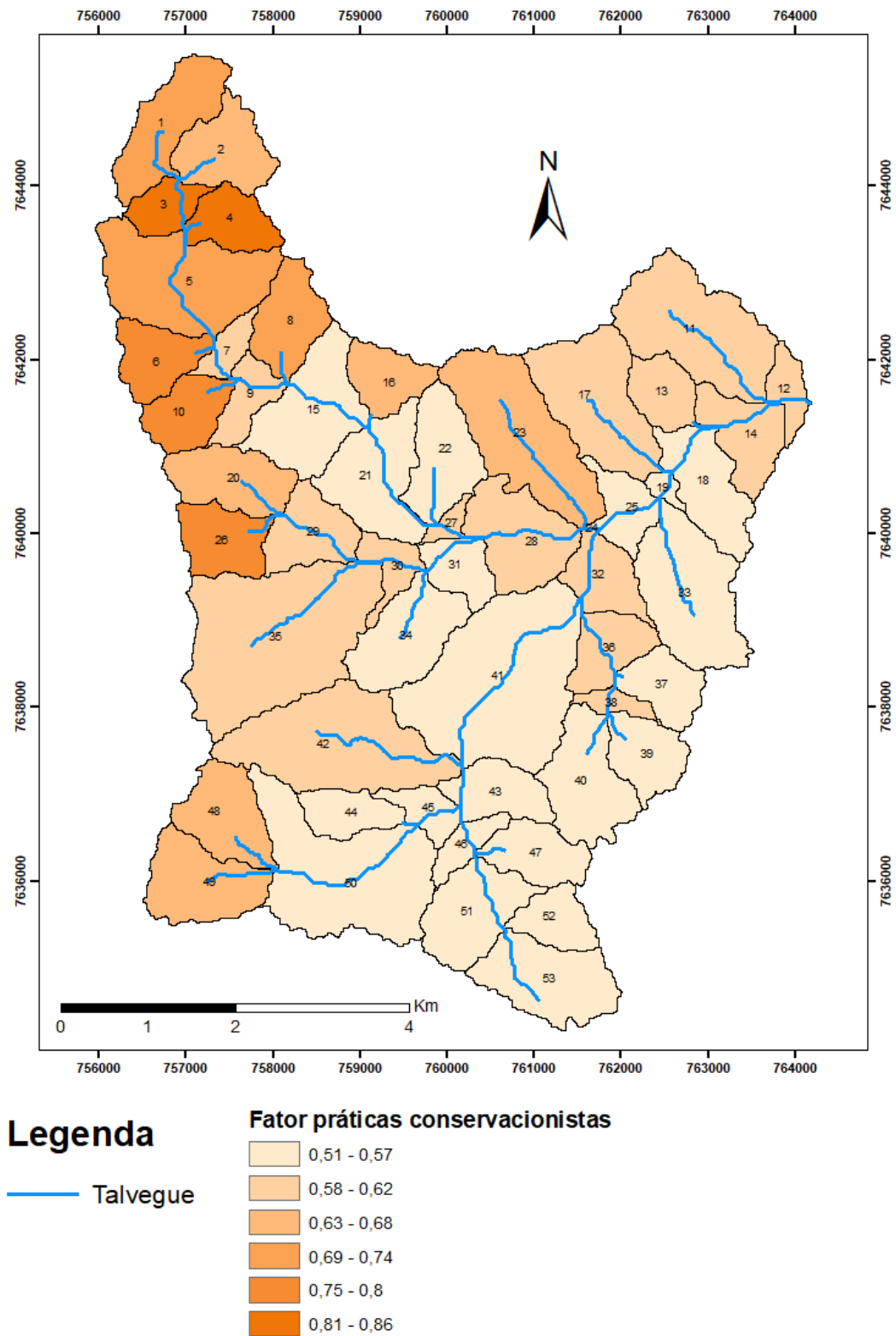


Figura 10. Fator práticas conservacionistas (P) nas URH (1 a 53) do MBHCR.

4.2. Potencial Natural de Erosão (PNE)

Os fatores naturais como erosividade das chuvas, erodibilidade do solo e o fator topográfico influenciam a ocorrência da erosão, os quais representam a perda de solo sem a interferência antrópica, o chamado potencial natural de erosão (PNE).

Na Figura 11 verifica-se que o PNE predominante no MBHCR é fraco, $0 - 400 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o qual ocorre em 47,17% da área do manancial. Trabalhos de Falcão e Leite (2018) e Perusi et al. (2022) verificaram valores predominantes de PNE $< 400 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e ao fazerem uma análise entre o mapa de PNE e seus condicionantes, verificaram ampla semelhança entre o fator LS e o resultado obtido. Tais resultados corroboram os apresentados nas Figuras 3 e 7, ao considerar que o PNE sempre foi obtido em condições de elevada erosividade e alta erodibilidade do solo para todas as URH no MBHCR.

Na bacia do rio Longá, ao norte do estado do Piauí e parte no Ceará, Morais e Silva (2020) concluíram que em mais de 70 % da referida bacia ocorre um PNE Fraco ($< 400 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), apesar de um quadro crítico de degradação do solo e da água. Tal quadro, quanto à presença de intensos processos erosivos e consequente assoreamento dos corpos hídricos, Morais e Silva (2020) atribuíram às ações antrópicas, como as que determinam o uso da terra e as práticas conservacionistas.

Estudos aplicados em bacias hidrográficas mostram que áreas com valores do PNE mais elevados, caracterizadas como áreas críticas são responsáveis por uma quantidade desproporcional e mais elevada de sedimentos que são transportadas e depositadas na rede de drenagem (Raimo et al., 2022; Queiroz, 2022).

Como se observa na Figura 11, as áreas classificadas com PNE alto e muito alto, caso das URH 1, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 26 e 48, são as com declividades mais acentuadas e consequentemente com maiores valores do fator topográfico (Figura 8). Portanto, é imprescindível o planejamento do uso do solo da área, principalmente para a adoção de práticas conservacionistas, assim como na adoção destas por parte de órgãos públicos para o planejamento urbano, principalmente em limitar as áreas classificadas como alta e muito alta do potencial natural de erosão no plano diretor para a expansão urbana.

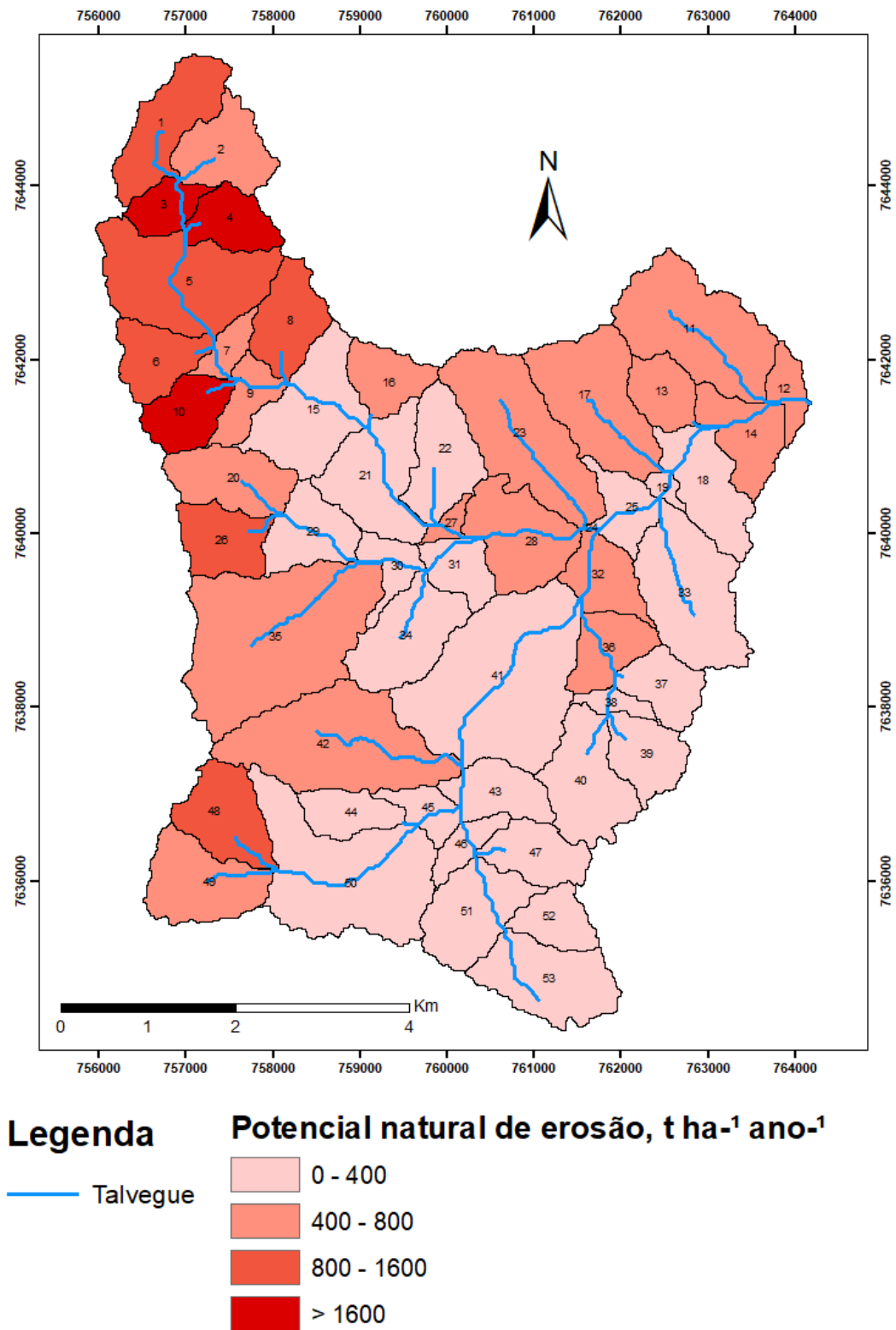


Figura 11. Potencial natural de erosão (PNE) nas URH (1 a 53) do MBHCR.

4.3. Perdas Anuais de Solo (A) e Risco de Erosão (RE)

Perdas médias anuais de solo por erosão que são menores e iguais a $8,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ocorrerem em 62,88% da área do MBHCR (Figura 12). As URH 1, 2, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 21, 36, 37, 38, 39, 43, 44, 45, 46, 47, 48 e 49 constituem esse grupo. O risco de erosão nestas URH é considerado baixo ($RE \leq 1$, Figura 13), ou seja, a erosão é inferior ao nível tolerável (T) para o solo que é $8,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Mannigel et al., 2008). São áreas com predomínio de relevo de suave ondulado a ondulado, ou seja, com valores de LS baixos variando de 1 a 5 (Figura 7).

Nas URH 7, 11, 17, 30, 41, 42 e 50 as perdas médias anuais de solo por erosão variaram de $8,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $17 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O RE para este conjunto de URH foi classificado como moderado (Figura 13). Em termos territoriais este grupo de RE corresponde a 25,4% da área do MBHCR. São áreas com predomínio de relevo suave ondulado.

Outro grupo de URH, com perdas médias de $17 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $34 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 12), é constituído pelas de número 4, 6, 25, 26, 31, 32 e 52. O RE deste grupo é alto ($2 < Re \leq 4$), o qual ocorre em 8,31% da área do MBHCR.

É possível observar que as URH 20, 22, 28, 34, 40 e 51 apresentaram perdas médias por erosão de $34 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $70 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 12), ou seja, com RE muito alto ($4 < Re \leq 8$) em 2,48% do MBHCR. Já as URH 5, 33 e 53 apresentaram RE severo ($8 < Re \leq 16$) e as URH 23 e 35 RE muito severo ($RE > 16$), ou seja, com perdas médias por erosão de $70 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $138 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 0,72% do MBHCR e superiores a $138 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 0,17% do MBHCR, respectivamente.

As URH 4, 5, 6 e 7 (Noroeste do MBHCR); 20, 22, 23, 25, 27, 28, 29, 35, 30, 31, 32, 33, 34, e 35 (Centro do MBHCR) e 51, 52 e 53 (Sudeste MBHCR) são áreas ocupadas principalmente com o cultivo de cana-de-açúcar.

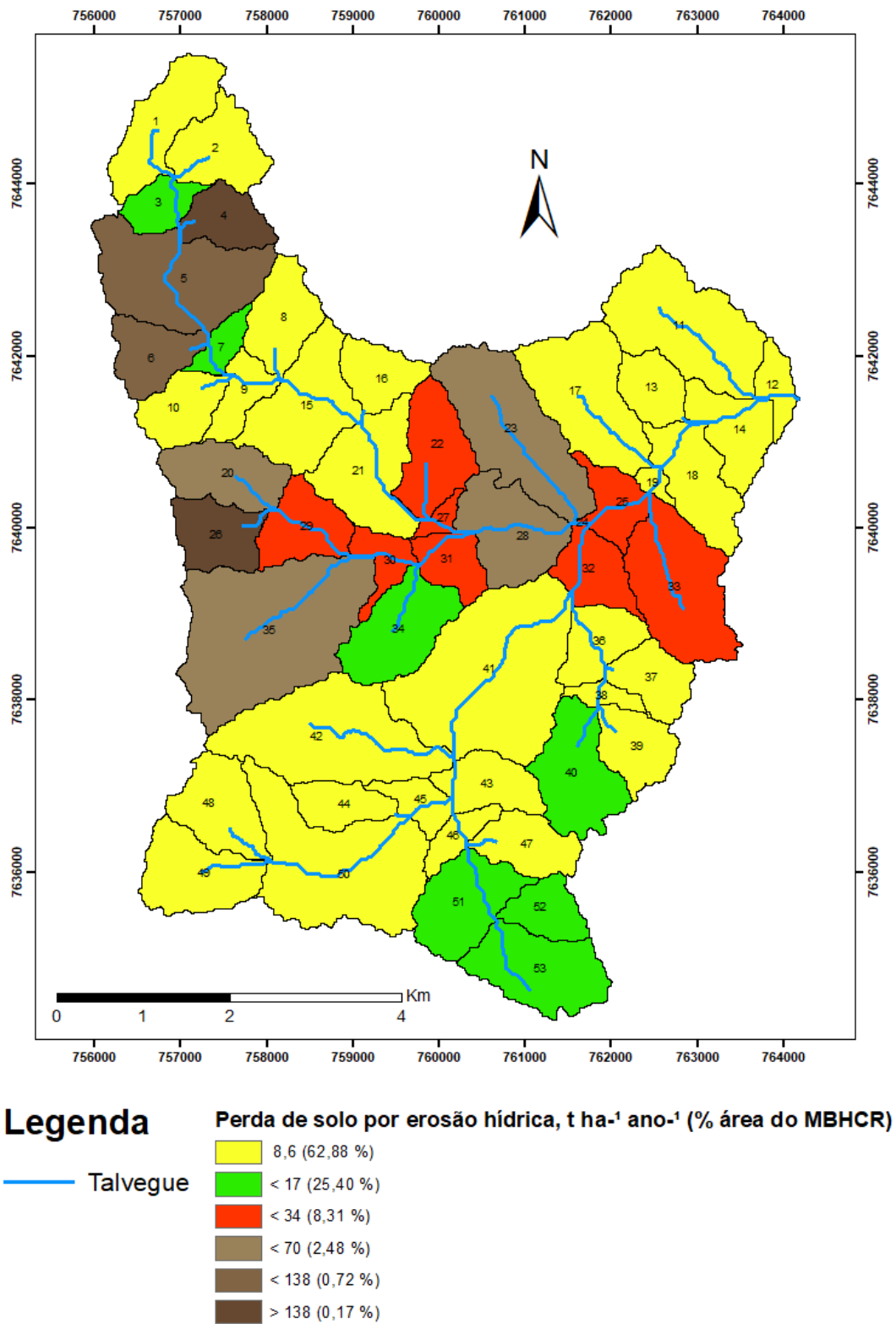


Figura 12. Perda de solo por erosão hídrica nas URH (1 a 53) do MBHCR.

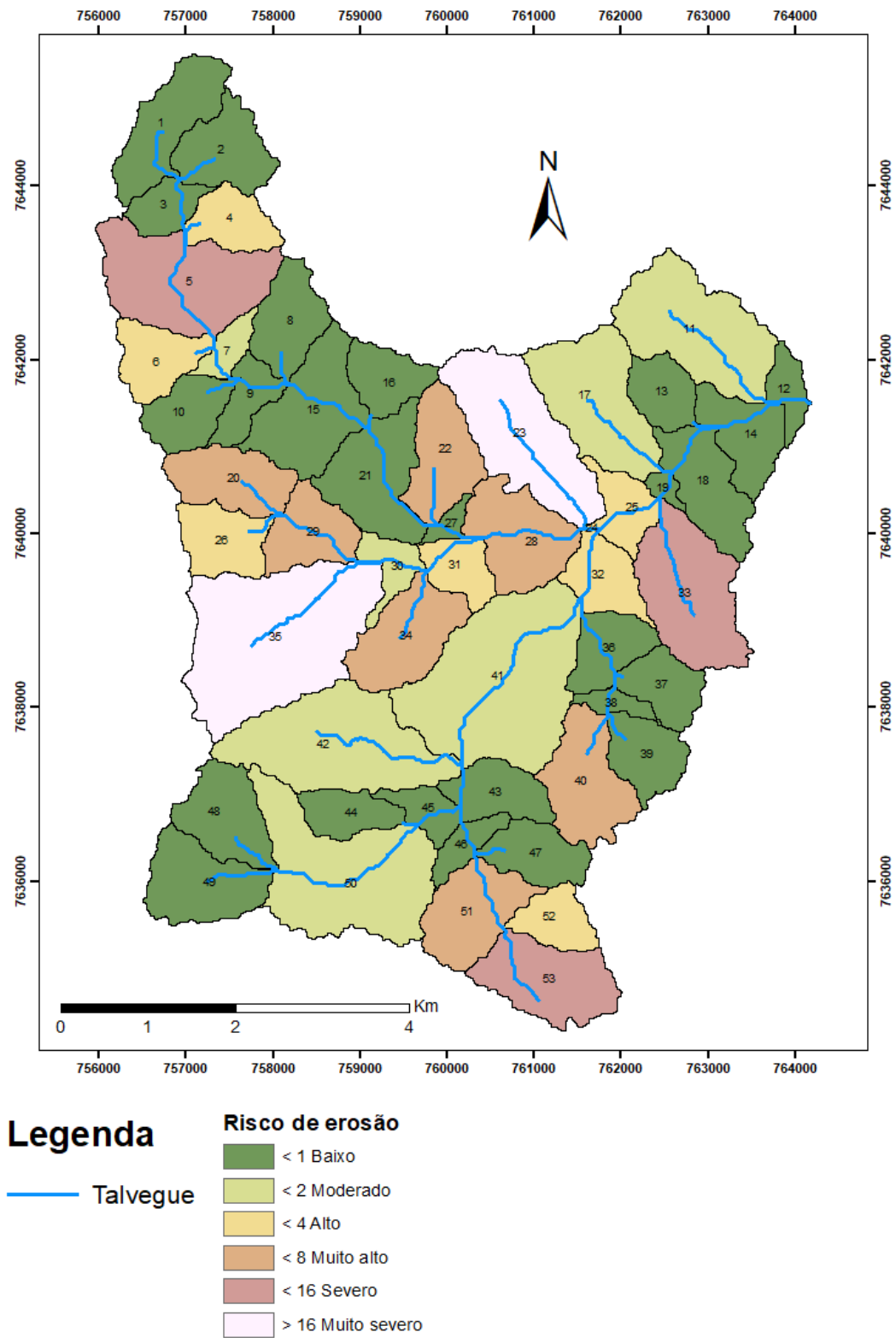


Figura 13. Risco de erosão (RE) nas URH (1 a 53) do MBHCR.

Em um Argissolo Vermelho-Amarelo, Corrêa et al. (2016) obtiveram perdas da ordem de $12,30 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em área cultivada com cana-de-açúcar. Já em um cambissolo háplico, Corrêa et al. (2018) obtiveram perdas de solo por erosão de 49,04 e $84,85 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em duas parcelas cultivadas com cana-de-açúcar. Tais valores podem ser considerados de moderados a muito altos quando se considera o valor tolerável de erosão $8,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ adotado no presente trabalho. Este valor é inferior ao valor de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ proposto por Morgan (1995), como limite anual de perdas de solo para uso sustentável das terras agrícolas. Perdas superiores a este limite de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ não podem ser repostas ou revertidas num período de 50 a 100 anos (Kouli et al., 2009; Yesuph e Dagneu, 2019).

Em muitas bacias hidrográficas, uma quantidade desproporcional de sedimentos é transportada para a rede de drenagem oriunda de algumas áreas críticas (Tripathi et al., 2003; Bewket e Teferi, 2009; Silva et al., 2012). Na perspectiva do recurso solo, as áreas críticas são aquelas áreas onde a taxa de erosão do solo excede o valor de tolerância de perda do solo (Silva et al., 2012). Neste sentido 37,1% das URH do MBHCR enquadram-se como áreas críticas em termos de taxa de erosão do solo (Figura 12). Dentre as URH críticas destacam-se a 23 e 35, visto que o RE é muito severo (Figura 13). Portanto, o uso da USLE em conjunto com o SIG são ferramentas úteis para estimar o RE em bacias hidrográficas e, ainda, permitem indicações para o planejamento visando o manejo sustentável do solo. Para o MBHCR as classes de prioridade para conservação do solo e da água foram estabelecidas com base no RE (Tabela 7). A priorização das URH pode ser considerada uma ferramenta útil para o monitoramento ambiental e dos recursos hídricos e manejo do solo do MBHCR, a exemplo do estabelecido por Silva et al. (2012), na bacia de captação Tapacurá em Pernambuco.

Tabela 7. Taxas anuais de erosão do solo, magnitude e área de risco.

Taxa de perda de solo (A, $\text{tha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	Classe de risco de erosão	Área (ha)	Porcentagem da área total	URH	Classe de prioridade para conservação do solo e da água*
>8,6	Baixo	3327,41	62,88	1, 2, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 21, 36, 37, 38, 39, 43, 44, 45, 46, 47, 48 e 49.	VI
8,6 a 34	Moderado	1343,66	25,40	7, 11, 17, 30, 41, 42 e 50	V
17 a 34	Alto	439,07	8,31	4, 6, 25, 26, 31, 32 e 52.	IV
34 a 70	Muito alto	132,25	2,48	20, 22, 28, 29, 34, 40 e 51.	III
70 a 138	Severo	37,03	0,72	5, 33 e 53.	II
>138	Muito severo	10,58	0,17	23 e 35.	I
		5290	100		

Em que, URH = unidade de resposta hidrológica; * = indica a ordem da maior (I) para a menor prioridade (VI), quanto à conservação do solo e da água.

As URH com risco de erosão classificados de alto a muito severo (Tabela 7) são aquelas em que o uso do solo é predominantemente com agricultura, cujos valores do fator C são os maiores obtidos no MBHCR (Figura 9). Portanto, são estas URH que produzirão o maior aporte de sedimento, provavelmente, impactando os corpos d'água no MBHCR. Nas URH com RE alto a muito severo a proteção dos corpos d'água não é fator dominante no MBHCR. Este fato é preocupante, quanto à qualidade da água no MBHCR que é fonte de abastecimento público para municípios paulistas como Jaboticabal, Monte Alto e Taquaritinga. Resultados de Valera et al. (2019) demonstraram que os buffers ripários de 10, 30 ou mesmo 50 m de largura não são capazes de cumprir a função ambiental de preservar os recursos hídricos na área de preservação ambiental (APA) na bacia hidrográfica do rio

Uberaba — MG. Verificaram, ainda, que os limites impostos pelo atual Código Florestal Brasileiro devem ser ampliados substancialmente. Logo, a situação do MBHCR quanto a qualidade da água deve ser preocupação de estudo futuro e premente devido ao grande aporte de sedimentos gerados por processos.

Quanto a qualidade da água, Lopes et al. (2021) demonstraram quão prejudicial são os grandes aportes de sedimentos e nutrientes provenientes de áreas de terras altas erodidas, em represa sem proteção de floresta nativa, na bacia hidrográfica do Córrego Olaria no município de Pindorama - SP. Na área do MBHCR há corpos d'água com baixa proteção por vegetação nativa nas suas margens, isto reforça a importância da organização da paisagem para a proteção dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas como apontaram Valera et al. (2019) e Lopes et al. (2021), principalmente com a adoção de práticas de conservação do solo e da água.

5. CONCLUSÕES

Os índices médios de erosividade (R) no manancial do córrego Rico (MBHCR) foram de 7984 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e 7936 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, nas porções que abrangem os municípios de Monte Alto e Taquaritinga, respectivamente. A análise dos valores de R obtidos nas unidades de respostas hidrológicas (URH) indica que, climatologicamente, as chuvas que ocorrem na bacia têm alto potencial erosivo.

Os maiores valores do fator topográfico (LS) foram observados nas URH 3, 4, 5, 6, 8, 10 e 26, os quais foram classificados como alto (10 — 20) e muito alto (>20), e coincidem com as maiores declividades nas URH. Este grupo de URH representam 11,51% da área do MBHCR e nestes locais o fator LS apresenta valores significativos para o aumento da suscetibilidade erosiva, grau de declive e comprimento de rampa da encosta que influenciam na velocidade do escoamento superficial, o que favorece a intensidade do processo erosivo, em termos de quantidade de sedimento transportado.

A estimativa média da perda de solo para a região do manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico foi de 1343,66 t ha⁻¹ ano⁻¹. Os pontos críticos de erosão determinados com a equação universal de perdas de solo (USLE) ocorrem nas URH 23 e 35, visto que o risco de erosão (RE) é muito severo.

Este estudo corrobora que o modelo USLE integrado a um SIG é uma técnica relevante e prática, para verificar a variabilidade espacial da perda de solo na área do manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico.

6. REFERÊNCIAS

Aires A, Costa J, Bezerra J, Rêgo A (2022) Análise Multicritério da Suscetibilidade Erosiva da Microbacia Hidrográfica da Barragem de Pau dos Ferros/RN. **Revista Brasileira de Geografia & Física** 15: 1128-1141.

Almeida APP, Reis MS, Berreta MSR (2021) APLICAÇÃO DA EQUAÇÃO DE USLE PARA MENSURAR A PERDA DE SOLO NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA RIO SANTA CRUZ, SÃO FRANCISCO DE PAULA/RS. In: 10 Salão Integrado de Ensino, Pesquisa e Extensão da Uergs (**SIEPEX**); Nov 18-30; Uergs; p. 1-4.

Almeida WS, Seitz S, Oliveira LFC, Carvalho DF (2021) Duration and intensity of rainfall events with the same erosivity change sediment yield and runoff rates. **International Soil and Water Conservation Research** 9: 69-75.

Amaral LK, Cadorin SB, Back AJ, Szymanski FD, Corseuil CW (2020) Estimation of soil loss by the USLE model in a mountain basin in the south of Santa Catarina state, Brazil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** 24: 1-23.

Amaral NS (2003) **Variabilidade espacial da expectativa e risco de erosão num Argissolo sob cultivo de cana-de-açúcar em Catanduva — SP.** Monografia (Bacharel) – Unesp, Jaboticabal.

Amorim RSS (2003) **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras.** Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) UFV, Viçosa.

Armenise E, Simmons RW, Ahn S, Garbout A, Doerr SH, Mooney SJ, Sturrock CJ, Ritz K (2019) Soil seal development under simulated rainfall: structural, physical and hydrological dynamics. **Journal of Hydrology** 556: 211-219.

Arnold JG, KINIRY JR, SRINIVASAN R, WILLIAMS JR, HANEY EB., NEITSCH, SI (2012). Soil & Water Assessment Tool. Input/Output Documentation. Version 2012. Texas Water Resources Institute, 650p.

Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo - ALESP. Regulamenta Lei no 6.171, de 4 de julho de 1988, alterada pela Lei 8.421 de 23 de novembro de 1993, que dispõe sobre o uso, conservação e preservação do solo agrícola. São Paulo: Diário Oficial; [1997/Abr/17]. Available from: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto / 1997 / decreto - 41719-16.04.1997.html>

Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo - ALESP. Dispõe sobre o uso, conservação e preservação do solo agrícola. São Paulo: Diário Oficial; [1988/Jul/04]. Available from: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1988/original-lei-6171- 04.07.1988.html>

Baldotto JB, Buarque DC, Oliveira EM (2021) Levantamento da perda de solo e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo) por modelagem matemática. **Revista Brasileira de Meio Ambiente** 9: 002-023.

Barbosa RS, Junior JM, Barron V, Filho MVM, Diego SS, Rafael GP, Camargo LA, Silva LS (2019) Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in northeastern São Paulo state, **Brazil. Environmental Earth Sciences** 78: 1-12.

Batista RAW, Nery LM, Matus GN, Simonetti VC, Silva DCC (2021) ESTIMATIVA DO FATOR DE EROSIVIDADE DO SOLO DA REGIÃO DO VALE DO RIBEIRA PAULISTA, BRASIL. **Revista Formação (ONLINE)** 28: 441-460.

Belasri A, Lakhouili A Estimation of Soil Erosion Risk Using the Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geo-Information Technology in Oued El Makhazine Watershed, Morocco. **Journal of Geographic Information System** 8: 98-107.

Bertol I, Schick J, Batistela O (2001) Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico alumínico. **Revista Brasileira Ciências do Solo** 25: 451-461.

Bertoni J, Neto LF (8ª. ed.) (2012) Conservação do Solo. São Paulo: Ícone editora.

Bewket W, Teferi E (2009) Assessment of soil erosion hazard and prioritization for treatment at the watershed level: case study in the Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. **Land degradation & development**, 20(6): 609-622.

Brito H, Fantinatti GF, Silva RMN, Silva R, Júnior GLDR, Guerra Q, Cordeiro JS (2022) ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DA PILHA DE DISPOSIÇÃO DE ESTÉRIL (PDE) CONVAP, COMPLEXO MINERADOR DE ITABIRA (MG). **Revista Geociência Unesp** 41: 377-396.

Brito WBM, Campos MC, Filho EGB, Lima, AFL (2020) Dynamics and spatial aspects of erodibility in Indian Black Earth in the Amazon, Brazil. **Catena** 185: 104281. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104281>.

Brychta J, Podhrázká J, Šťastná M (2022) Review of methods of spatio-temporal evaluation of rainfall erosivity and their correct application. **Catena** 217: 106454 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106454>.

Cambardella CA, Moorman TB, Novak JM, Parkin TB, Karlen DL, Turco RF, Konopka AE (1994) Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal** 58: 1501-1511.

Caraminan LM, Morais ES (2022) Explorando à álgebra de mapas com a EUPS e a sua utilidade para a gestão integrada: a bacia hidrográfica do córrego Pindaúva, PR. Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia** 23: 1117-1133.

Cardozo G, Zanandrea F, Michel GP, Poletto C (2015) Aplicação da USLE na Predição de Perdas de Solo em uma Subbacia Hidrográfica na Região Metropolitana de Porto Alegre–RS. In: I Congresso Internacional de Hidrossedimentologia; Nov 30 — Dez 1; Porto Alegre, Rio grande do sul.

Carvalho EM, Pinto SAF, Sepe PM, Rosseti LAFG (2010) Utilização do geoprocessamento para avaliação de riscos de erosão do solo em uma bacia hidrográfica: estudo de caso da bacia do rio Passa Cinco/SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO; Jul 27-30; Recife, Pernambuco. p. 1–8.

Carvalho NO (2º. ed.) (2008) Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: Interciência 599p.

Corrêa, E.A. **Perdas de solo e índices de vegetação: proposta metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em pastagens e cana-de-açúcar.** 2016. 187f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rio Claro. 2016

Corrêa EA, Moraes IC, Lupincci CM, Pinto SAF (2018) Influência do cultivo de cana-de-açúcar nas perdas de solo por erosão hídrica em Cambissolos no estado de São Paulo. **Revista Brasileira Geomorfologia** 19: 231-243.

Cassol EA, Eltz FLF, Martins D, Lemos AM, Lima VS, Bueno AC (2008) Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira Ciencia do Solo** 32: 1239-1251.

Chang Y, Lei H, Yang D (2022) Spatial and temporal variations of rainfall erosivity in the middle Yellow River Basin based on hourly rainfall data. **Catena** 216. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106406>

Costa BO (2014) **Perda de solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico-SP, utilizando técnicas de geoprocessamento.** 85 f. Tese (Doutorado em Agronomia-Produção Vegetal) – Unesp, Jaboticabal.

Damasceno GF (2014) **Estimativa da erosão na microbacia do córrego do Gambá no município de Monte Alto, SP.** 92 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do solo) - Unesp, Jaboticabal.

De Maria IC, Lombardi Neto F, Dechen SCF, Castro OM (1994) Fator da equação universal de perdas de solo (EUPS) para a cultura de cana-de-açúcar. **Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água.** 10: 148-149.

Delgado D, Sadaoui M, Ludwiga W, Méndez W (2022) Spatio-temporal assessment of rainfall erosivity in Ecuador based on RUSLE using satellite-based high frequency GPM-IMERG precipitation data. **Catena** 219:106597 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106597>

Demarchi JC (2012) **Geotecnologias aplicadas a estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo, São Paulo**. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Energia na agricultura) Unesp, Botucatu.

Demarchi JC, Piroli EL, Zimback CRL (2019) Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. **Raega – O Espaço Geográfico em Análise** 46: 110-131.

Demir S, Akdoğan Y, Oğuz I, Koçyiğit R (2021) Comparison of the K factor in different areas on the slope. **Journal of New Results in Science** 10: 46-53.

Duarte ML, Filho EPS, Brito WBM, Silva TA (2020) DETERMINAÇÃO DA ERODIBILIDADE DO SOLO POR MEIO DE DOIS MÉTODOS INDIRETOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA REGIÃO SUL DO ESTADO DO AMAZONAS, BRASIL. **Revista Brasileira de Geomorfologia** 21: 329-341.

Durigon VL, Carvalho D, Antunes MAH, Oliveira PTS (2014) NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing** 35: 441- 453.

Environmental Systems Research Institute – ESRI. 2018. Esri Releases Guide Teaching ArcGIS Desktop 10.8. Redlands, Califórnia, EUA, Software.

Falcão KS; Leite EF (2018) Avaliação do potencial natural à erosão hídrica na bacia do rio Nioaque. **Revista GeoAraguaia** 8: 79-97.

Fan J, Motamedi A, Galoie M (2021) Impact of C factor of USLE technique on the accuracy of soil erosion modeling in elevated mountainous area (case study: the Tibetan plateau). **Environment, Development and Sustainability** 23:12615–12630.

Ferreira NCF, Duarte JRM, Oliveira LAB, Silva EC, Carvalho IA (2019) O papel das matas ciliares na conservação do solo e água. **Biodiversidade** 3: 171 - 179.

Fiorese CHU, Carvalho JA, Batista AMS, Batista JG, Torres H (2019) Levantamento da perda de solo atual por erosão hídrica do município de cachoeiro de Itapemirim (ES). **Cadernos Camilliani** 16: 1525-1546.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1999). New Concepts and Approaches to Land Management in the Tropics with Emphasis on Steeplands. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/36ea4ae2-1b84-4fe2-bf19-decebdb6ec5a/> (accessed 27 February 2022).

Francisco PRM, Santos D, Brito TP (2022) Potencial natural de erosão e limite de tolerância de perdas de solo em bacia hidrográfica na região do brejo paraibano. **Revista Geama** 8: 33-42.

Galdino S. (2012). **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari-MS/MT**. 82 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Unicamp, Campinas.

Gao J, Bai Y, Cui H, Zhang Y (2020) The effect of different crops and slopes on runoff and soil erosion. **Water Practice & Technology** 15: 773-780.

Gomes DJC, Sousa EVS, Ferreira NS, Lobato RRC, Ribeiro BF, Dias GFM (2021) Vulnerabilidade à erosão hídrica do solo, bacia hidrográfica do rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geografia e Física** 14: 816-833.

Google. Google Earth. Version 7.3.2.5776. 2019. Disponível em: <http://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>.

Guedes FC, Viegas JÁ, Aguiar MCP (2022) Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) na Bacia Hidrográfica Urbana do Córrego Carneirinhos, na cidade de João Monlevade–MG. **Research, Society and Development** 1: 1-17.

Gunawan G, Sutjningsih D, Soeryantono H, Sulistioweni W (2013) Soil erosion estimation based on GIS and remote sensing for supporting integrated water resources conservation management. **International Journal of Technology** 4: 157-166.

Instituto Geográfico e Geológico - IGG. Mapa geológico do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto Geográfico e Geológico; [1974]. Available from: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutogeologico/2017/01/53-1974/>

JAXA - Japan Aerospace Exploration Agency. ALOS PALSAR 26825_FBS_F7130_RT1, 2011. Acessado através do ASF –Alaska Satellite Facility. Disponível em: <<https://search.asf.alaska.edu/#/>>. Acesso em: 30 ago. 2022.

Kouli M, Soupios P, Vallianatos F (2009) Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environmental Geology** 57:483–497.

Lagrotti CAA (2000) **Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP: estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego do Jardim**. 122 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Unicamp, Campinas.

Lense GHE, Servidoni LE, Cristo T, Ayer B, Spalevic V, Mincato RL (2022) Modeling of soil loss by water erosion in the Tietê River Hydrographic Basin, São Paulo, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias** 43: 1403-1422.

Li A, Zhang XJ, Liu B (2021) Effects of DEM resolutions on soil erosion prediction using the Chinese Soil Loss Equation. **Geomorphology** 384: 1-15.

Lima MTV, Oliveira CW, Moura MM (2021) Análise multicritério em geoprocessamento como contribuição ao estudo da vulnerabilidade à erosão no estado do Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física** 14: 3156-3172.

Lima WP, Ferraz SFB, Ferraz, KMPM (2013) Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva ecoidrológica. In: Calijuri, MC, Cunha, DG. **Engenharia Ambiental Conceitos Tecnologia e Gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. p.215-44.

Lopes MC, Martins ALM, Simedo MBL, Martins Filho MV, Costa RCA, do Valle Junior RF, Pissarra TCT (2021) A case study of factors controlling water quality in two warm monomictic tropical reservoirs located in contrasting agricultural watersheds. **Science of The Total Environment** 762: 1-17.

Lollo, J A. (2016) A influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água, Gestão e qualidade dos recursos hídricos: conceitos e experiências em bacias hidrográficas. In: JHP Américo-Pinheiro, MHP Mirante e SM Benini, Tupã: ANAP, p.20-39.

Lu S, Liu B, Hu Y, Fu S, Cao Q, Shi Y, Huang T (2020) Soil erosion topographic factor (LS): Accuracy calculated from different data sources. **Catena** 187: 104334. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104334.1-12>.

Macedo PMS, Sanches PTO, Homem MAA, Durigon VL, Cardoso ECF, Fonseca DC (2021) New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. **International Soil Water Conservation Research** 9: 207–216.

Majhi A, Shaw R, Mallick K, Patel PP (2021) Towards improved USLE-based soil erosion modelling in India: A review of prevalent pitfalls and implementation of exemplar methods **Earth-Science Reviews** 221: 1-25.

Mannigel AR, Carvalho MP, Moreti D, Medeiros LR (2008). Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy** 24: 1335-1340. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>

Martins SG, Silva MLN, Avanzi JC, Curi N, Fonseca S (2010) Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis** 38(87): 517-526.

Medeiros GOR, Giarolla A, Sampaio G, Marinho MDA (2016) Estimates of annual soil loss rates in the state of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 40: 1-18.

Medeiros PHA, Güntner A, Francke T, Mamede GL, Araújo JC (2010) Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal** 55: 636-648.

Meinen BU, Robinson DT (2021) De encostas a bacias hidrográficas: Variabilidade nos resultados do modelo com o USLE. **Modelagem Ambiental e Software** 146: 1-13.

Merchán L, Martínez-Graña AM, Rojo PA, Criado M (2023) Water Erosion Risk Analysis in the Arribes del Duero Natural Park (Spain) Using RUSLE and GIS Techniques. **Sustainability** 15: 1-15.

Miqueloni DP, Bueno CRP, Ferraudo AS (2012) Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 47: 1358-1367.

Morais, F. (2012) Infiltração – uma variável geomorfológica. **Cadernos de Geografia** 22: 73-87.

Morais RCS, Silva AJO (2020) Estimativa do potencial natural de erosão dos solos na bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **GEOTemas** 10: 116-137.

Moreira MC, Cecílio RA, Pinto FdeAdeC, Neto FL, Pruski FF (2006) Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no Estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. **Engenharia na Agricultura** 14: 88-92.

Morgan RPC (1995) Soil erosion and conservation, 2nd edn. Longman, Essex.

Morgan RPC, Nearing MA (2011) Handbook of erosion modelling. John Wiley & Sons, p. 400.

Nascimento RJA, Oliveira FP, Santos D, Beirigo RM, Francisco PRM, Nascimento RRA (2019) Selamento superficial e formação de crosta em solos representativos do estado da Paraíba. **Colloquium Agrariae** 15: 79-93.

Neves PdeM, Lollo Jadi (2022) Erosividade da Chuva no Município de São Pedro-SP: Análise entre 1960-2020. **Sociedade & Natureza** 2022; 34: 1-12.

Oliveira JA, Dominguez JML, Nearing MA, Oliveira PTS (2015) A GIS-Based procedure for automatically calculation soil loss from the universal soil loss equation: GISus-M. **American Society of Agricultural and Biological Engineers** 31: 907-917.

Oliveira JB, Camargo MN, Rossi M, Filho BC (1999) Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Instituto Agrônômico/EMBRAPA Solos, p. 64.

Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Van Der ZEH, Poesen J, Alewell, C (2015) Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. **Environmental Science & Policy** 51: 23-34.

Parveen R, Kumar U (2012) Integrated approach of universal soil loss equation (USLE) and geographical information system (GIS) for soil loss risk assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. **Journal of Geographic Information System** 4: 588-596.

Pereira MDR, Cabral JBP (2021) Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). **Revista Brasileira de Geografia Física** 14: 332-339.

Perusi MC, Demarchi JC, Piroli EL, Ferreira JJ, Galvanin, EAS, Fuzzo DfS (2022) DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL NATURAL DE EROÇÃO (PNE) E DEGRADAÇÃO DO SOLO ASSOCIADA A RODOVIAS NO MUNICÍPIO DE OURINHOS/SP. **Revista Formação (Online)** 29: 357-386.

Pijl A, Reuterb LEH, Quarellaa E , Vogelmta , Tarolli P (2020) GIS-based soil erosion modelling under various steep-slope vineyard practices. **Catena** 193: 104604. DOI:10.1016/j.catena.2020.104604

Pinheiro LS, Cunha CML (2011) A importância da geração do fator topográfico (LS) da EUPS para modelagem erosiva de bacia hidrográfica. **Revista Geográfica de América Central** 2: 1-13.

Pissarra TCT, Borges MJ, Galbiatti JA, Rodrigues FM, Politano W (2006) Análise morfométrica da microbacia hidrográfica do córrego rico, região nordeste do Estado de São Paulo. **Científica** 34: 170-177.

Rodrigues FM, Pissarra TCT, Campos S (2011) Análise temporal dos processos erosivos na microbacia hidrográfica do córrego da fazenda Glória, Taquaritinga, SP, Brasil. **Revista Árvore** 35: 745-750.

QGIS Development Team, <2022>. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em <<<http://qgis.osgeo.org>>>

Queiroz KB (2022) **POTENCIAL NATURAL DE EROÇÃO E LIMITE DE TOLERÂNCIA DE PERDAS DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE DO NAMORADO**. 77 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - UFCG, Sumé.

Raimo LAL, Amorim RSS, Couto EG, Hunter MO, Torres GN, Bocuti ED, Silva LCM (2022) Natural erosion potential in the Mato Grosso state, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 26: 655 — 661.

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, DC: Agriculture Handbook.

Rojas O (2007) Operational maize yield model development and validation base don remote sensing and agrometeorological data in Kenya. **Jornal Internacional de Sensoriamento Remoto** 28: 3775-3793.

Rolim GS, Lucas EOA (2016) Camargo, Köppen and Thornthwaite climate classification systems in defining climatical regions of the state of São Paulo, Brazil. **INTERNATIONAL JOURNAL OF CLIMATOLOGY** 36: 636-643.

Romariz DA. (2º ed.) (1968) A vegetação. In: Azevedo, A. Brasil: a terra e o homem. São Paulo: Nacional.

Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW (1974) Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: 3 Symposium Earth Resources Technology Satellite-1; 1974. Proceedings... Whashington: NASA. p. 309-317.

Santos GG, Griebeler NP, Oliveira LF (2010) Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 14: 115-123.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumbreras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araújo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF (5. ed. rev. ampl.) (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa.

Santos VS, Oliveira OJ, Moreira MAA, Lorandi R. Análise e espacialização das perdas médias de solo por erosão hídrica laminar na bacia hidrográfica do Tenente Amaral em Jaciara, Mato Grosso, Brasil. In: Anais do 1º Simpósio de geotecnologias no Pantanal; 2006; Campo Grande. Campo Grande: Embrapa Informática Agropecuária/ INPE; 2006. p. 247-256.

Santos WPdos, Avanzi JC, Viola MR, Chou SC, Guzman SFA, Pontes LM, Curi N (2022) Projections of rainfall erosivity in climate change scenarios for the largest watershed within Brazilian territory. **Catena** 213: 1-15.

Shanshan W, Baoyang S, Chaodong L, Zhanbin LM (2018) Runoff and soil erosion on slope cropland. **A review. Journal of Resources and Ecology** 9: 461- 470.

Silva AM (2008) POTENCIAL NATURAL DE EROSÃO NO MUNICÍPIO DE SOROCABA, SÃO PAULO, BRASIL. **Revista Internacionale de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil** 8: 5–14.

Silva BPC, Silva MLN, Batista PVG, Pontes LM, Araújo EF, Curi N (2016) Perdas de solo e água em plantios de eucalipto e floresta nativa e originária dos fatores da USLE em sub-bacia hidrográfica piloto no Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia** 40: 432-442.

Silva DF, Neto MVB, Miranda MRB, Silva JFL (2022) Analysis of soil loss potential in the area of Jaboação river hydrographic basin – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física** 15: 2025-2041.

SILVA RM, MONTENEGRO SMG, SANTOS CAG (2012) Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards** 63: 576–592.

Silva VC (2003) Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do Paracatu. **Pesquisa. agropecuária Tropical** 33: 29-34.

Souza CK, Júnior JM, Filho MVM, Pereira GT (2003) Influência do relevo e influência na variabilidade espacial de um latossolo em Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 27: 1067-1074.

Teixeira DBS, Cecílio RA, Moreira MC, Pires GF, Filho EIF (2022a) Recent advancements in rainfall erosivity assessment in Brazil: A review. **Catena** 219: 1-13.

Teixeira DBS, Cecílio RA, Oliveira JPB, Almeida LT, Pires GF (2022b) Rainfall erosivity and erosivity density through rainfall synthetic series for São Paulo State, Brazil: Assessment, regionalization and modeling. **International Soil and Water Conservation Research** 10: 355-370.

Teng, H, Liang Z, Chen S, Liu Y, Rossel R.A.V, Chappell A, Yu W, Shi A (2018) Current and future assessments of soil erosion by water on the Tibetan Plateau based on RUSLE and CMIP5 climate models. **Science of the Total Environment** 635: 673–686.

Tripathi MP, Panda RK, Raghuwanshi NS (2003) Identification and prioritisation of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. **Biosystems Engineering** 85(3): 365-379.

Thomé TC, Colman CB, Souza DAF, Oliveira PTS, Sobrinho TA (2018) FATOR USO E COBERTURA DO SOLO NA EROSÃO EM BACIA TROPICAL. In: XIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos I Partículas nas Américas; Set 24-28; Vitória, Espírito Santo. p. 1-8.

Toniolo BP, Paixão BM, Cunha DC, Medeiros GA, Filho AP, Ribeiro AÍ (2021) Análise espacial de perda de solo por erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-

Mirim–SP. Guaju. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável** 7: 209-236.

Valera CA, Pissarra TCT, Filho MVM, Valle Júnior RFD, Oliveira CF, Moura JP, Pacheco FAL (2019) The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. **Water** 11(3), 1-16.

Van der Knijff, JMF, Jones RJA, Montanarella L (1999). "Soil erosion risk assessment in Italy". Brussels, Belgium: European Soil Bureau, European Commission.

Van Remortel RD, Maichle RW, Hickey RJ (2004) Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences** 30: 1043- 1053.

Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington: Agriculture handbook.

Yang P, Li R, Gu Z, Qin L, Song T, Liu Z, Yuan J (2022) Runoff sediment characteristics affected by erosive rainfall patterns in a small watershed in karst areas of southwest China. **Catena** 219: 1-14.

Yesuph AY, Dagneb AB (2019) Soil erosion mapping and severity analysis based on RUSLE model and local perception in the Beshillo Catchment of the Blue Nile Basin, Ethiopia. **Environmental Systems Research** 8:17. <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0145-1>.

Zhang H, Wei J, Yang Q, Baartman JE, Gai L, Yang X, Geisse V (2017) An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma** 308: 36-45.

Zhang H, Yang Q, Li R, Liu Q, Moore D, He P, Ritsema CJ, Geissen (2013) V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers and Geosciences** 52: 177-188.