

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO”**

**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 MESQUITA
FILHO”**

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 Cardoso, Edson Lopes
Perdas de solo por erosão usando usle e sig no manancial
da bacia hidrográfica do córrego rico / Edson Lopes Cardoso. --
Jaboticabal, 2023
59 p. : il., tabs., fotos, mapas + 1 CD-ROM

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista
(Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias,
Jaboticabal
Orientador: Marcílio Vieira Martins Filho
Coorientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra

1. Geoprocessamento. 2. Conservação do solo. 3.
Erosividade. I. Título.

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

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

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

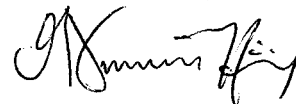
AUTOR: EDSON LOPES CARDOSO

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

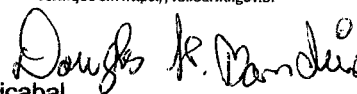


Prof. Dr. ANILDO MONTEIRO CALDAS (Participação Virtual)
Universidade Federal Rural de Pernambuco / Recife/PE

gov.br

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

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



Jaboticabal, 03 de agosto de 2023

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 o 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.

SUMÁRIO

	Página
1. Introdução	1
2. Revisão de Literatura	4
2.1 Equação universal de perda de solo (USLE)	5
2.1.1 Fator Erosividade R	5
2.1.2 Fator Erodibilidade K	8
2.1.3 Fator Relevo LS	9
2.1.4 Fator Cobertura Vegetal C	10
2.1.5 Fator Práticas Conservacionistas P	11
2.1.6 Perda Média Anual de Solo A	13
2.1.7 Fator Potencial Natural de Erosão PNE	13
2.1.8 Impacto da Água na conservação do solo	15
3. Materiais e Métodos	16
3.1 Área de estudo	16
3.2 Programas	18
3.2.1 Google Earth	18
3.2.2 Qgis	18
3.3 Base de dados cartográficos	18
3.3.1 Modelo de Elevação Digital do Terreno (MEDT).....	18
3.4. Equação universal de perda de solo (USLE)	18
3.4.1 Fator Erosividade R	19
3.4.2 Fator Erodibilidade K	21
3.4.3 Fator Relevo LS	21
3.4.4 Fator Cobertura Vegetal C	23
3.4.5 Fator Práticas Conservacionistas P	23
3.4.6 Fator Potencial Natural de Erosão PNE	24
3.4.7 Risco de Erosão	24
4. Resultados e Discussão.....	25
5. Conclusão	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 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 $0.0425 \text{ t.ha.h/ha.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$, constante para área de estudo, devido a predominância dos Argissolos. 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 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.

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

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 in the Watershed of the Córrego Rico River Basin (MBHCR). For each factor of the equation, a cartographic map of the study area was prepared, 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.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 yr⁻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 - Comprimento de Rampa
- LV - Latossolos Vermelhos
- MCR - Manancial 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
- USLE - *Universal Soil Loss Equation*
- UTM - *Universal Transversa Mercator*
- WEPP - *Watershed Erosion Prediction Project*

Lista de Tabelas

	Página
Tabela 1. Classificação da erosividade das chuvas (fator R).	20
Tabela 2. Valores de fator C atribuídos aos usos predominantes nas URH do MCR	23
Tabela 3. Valores da Erodibilidade de solos da região do MCR.	28
Tabela 4. Classificação do Fator K.....	28
Tabela 5. Classes de relevo segundo a (EMBRAPA, 2018)	33
Tabela 6. Usos e manejos do solo e respectivas áreas na Sub-Bacia do MCR	36
Tabela 7. Classes de ocorrência do Fator Práticas conservacionistas	39
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 (MCR)	16
Figura 2. Municípios integrantes do MCR, SP. Fonte: Imagem do Google Earth	17
Figura 3. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo	20
Figura 4. Fator K para Estado de São Paulo conforme (Medeiros et al., 2016)	21
Figura 5. Guia do programa LS_TOOL, as seções indicadas para o cálculo de fator LS	22
Figura 6. Valores de erosividade para as sub-bacias do MCR, SP	27
Figura 7. Fator topográfico (LS) da Sub-Bacias do MCR	31
Figura 8. Declividade da Sub-Bacias do MCR	32
Figura 9. Mapa de uso e manejo do solo da Sub-Bacia do MCR	35
Figura 10. Fator Práticas Conservacionistas (Fato P)	38
Figura 11. Potencial Natural de Erosão do MCR	41
Figura 12. Perda de solo por erosão do MCR	43
Figura 13. Risco de erosão (RE) nas unidades de repostas hidrológicas (URH, 1 a 53) do MCR	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 Moraes (2012), é primordial preservá-la, pois o reabastecimento dos aquíferos depende das condições da preservação ambiental dos locais onde se encontram.

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 espacializados 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, 2012).

Entretanto, para o uso da USLE é necessário obter os resultados dos fatores proposto por (Wischmeier & Smith, 1978), para suprir o modelo. A obtenção do fator erosividade é imprescindível para determinar o índice erosivo e, simula o produto da energia cinética total da chuva pela sua intensidade máxima com duração de 30 minutos (Cassol et al., 2008). O fator (R) erosividade de perdas de solo concebe o potencial erosivo pluvial de uma determinada região, assumido períodos de dados pluviais de 20 a 30 anos.

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 fator LS relevo interfere na dinâmica erosiva do comprimento da rampa (L) e da declividade do relevo (S), os quais são fatores importantes na compreensão do processo do escoamento superficial (Pinheiro & 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 et al. 2007).

Dentre os fatores da USLE, o fator C é o principal fator que pode ser planejado a fim de 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 maiores incertezas, grande variabilidade em comparação aos outros fatores para mesma área de estudo.

Para o fator C, um dos índices utilizados para análise de cobertura é o “*Normalized Difference Vegetation Index*” – NDVI, proposto por (Rouse et al. 1973). Segundo Rojas (2007) devido às propriedades da vegetação verde, o NDVI é um indicador direto da atividade fotossintética da planta. É calculado a partir dos fatores de reflectância bidirecional das bandas vermelho e infravermelho próximo.

O fator P é considerado o valor mais incerto devido a dificuldades em sua estimativa, como a necessidade de observações diretas no terreno específico para determinar o tipo de uso da terra e identificar o sistema agrícola específico, o que é notadamente demorado e caro (Morgan & Nearing, 2011). Entretanto, o fator P é ajustado por meio da implementação dos efeitos de contorno, cultivo em faixa e cultivo de contorno com terraços (Wischmeier & Smith, 1978).

O fator 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 EUPS (R, K e LS), para estimar as perdas de solos (Silva, 2008; Carvalho et al., 2010; Demarchi, 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.

O principal objetivo desta pesquisa foi determinar as perdas de solo por erosão hídrica 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, 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 resultados dos fatores proposto por (Wischmeier, Smith, 1978), para suprir o modelo.

Meinen e Robinson (2021) destacaram que os resultados obtidos na USLE não podem ser realizados sem uma abordagem de modelagem padronizada. O modelo ideal para avaliações ambientais de erosão do solo com mais rigor precisa ser empregado pelos usuários para garantir que os resultados da modelagem não sejam invalidados.

Majhl et al. (2021) revisaram a modelagem de erosão do solo baseada em USLE aprimorada na Índia. Procuram destacar as falhas em estudos anteriores que usaram o modelo USLE para estimar a erosão do solo na Índia em escalas espaciais variadas. No entanto, constataram que algumas equações elaboradas, carecem de atualidade e para melhorar a aplicabilidade do USLE na Índia seriam necessários a geração e a atualização regular de conjuntos de dados hidrológicos, climáticos, de solo e topográficos de alta resolução.

Muitos dos cientistas do solo têm utilizado o Sistema de Informação Geográfica (SIG) como ferramenta para obter o mapa espacial de cada variável e estimar a perda de solo por erosão em várias escalas (Gunawan et al., 2013, Parveen e Kumar, 2012; Trinh, Ali e Hagos, 2016; Belasri e Lakhouili, 2016).

2.1 Equação universal de perda de solo (USLE)

A equação universal de perda de solo (EUPS) foi aplicada no Manancial do Córrego Rico de acordo com o trabalho desenvolvido por (Wischmeier, Smith, 1978), conforme Equação 1.

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

em que, A= perda de solo por unidade de área e tempo, (t.ha-1.ano-1) valor final da equação; R= fator Erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); K= fator Erodibilidade do solo (t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); L= fator comprimento de rampa (adimensional); S= fator 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, 2005).

O fator (R) erosividade de perdas de solo concebe o potencial erosivo pluvial de 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 e simula o produto da energia cinética total da chuva pela sua intensidade máxima com duração de 30 minutos (Cassol et al., 2008). Segundo Yang et al. (2021), a precipitação pluviométrica influencia significativamente o escoamento superficial e a produção de sedimentos nas microbacias, principalmente para a intensidade máxima de 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 (Podhrázská e Šťastná 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 durante 1960-2017. Os resultados da erosividade das chuvas apresentaram uma tendência de aumento não significativo durante 1960-2017 e com uma taxa crescente da 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 h e 12865,81 MJ mm/ha h, com média de 3172,60 MJ mm/ha h, 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.

Segundo Teixeira et al. (2022), a erosividade pluviométrica anual encontrada na literatura para o Brasil 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. 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. (2022) 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. (2020) calcularam a erosividade da chuva usando os dados pluviométricos de 55 estações. Os resultados demonstraram alta variabilidade, onde se verificou uma amplitude de 5.360, 60MJ mm h⁻¹ ha⁻¹a 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). Visto isso, verifica-se que a área de estudo tem alto potencial de erosividade da chuva com valores máximos de $9.278,75 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$

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 $8.822 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No município de São Pedro ocorrem chuvas com médio e alto potencial erosivo. Constatou-se também uma redução do potencial erosivo, todavia, em função das características do meio físico e uso do solo, as chuvas que ocorrem na região podem contribuir tanto com a deflagração como aceleração das erosões.

Segundo Teixeira et al. (2022), a krigagem é a técnica mais difundida para obtenção de mapas de erosividade pluviométrica no Brasil. 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.

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 de (Moreira et al., 2006).

2.1.2 Fator Erodibilidade (Fator K)

O fator de erodibilidade do solo é a taxa de perda por erosão de um solo específico medido em terreno por unidade definido com o comprimento de 72,6 pés (21,78m) com 9% de inclinação (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).

Keli et al. (2019) estudaram o uso do fator K USLE para solos agrícolas na China. 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.

Demir et al. (2021) compararam o fator K em diferentes áreas da encosta. Observaram que os valores da erosão estão próximos relacionados com o teor de matéria orgânica e argila. O teor de argila dos solos da área de estudo é muito alto. Desta forma as partículas de argila formam agregados resistentes à decomposição, o valor de erosão do solo da região é reduzido.

Barbosa et al. (2019) estudaram a erodibilidade (USLE e WEPP) por suscetibilidade magnética em solos derivados de basalto no nordeste do estado de São Paulo, Brasil. Constatou-se variações nas proporções de caulinita e gibsitita fornecidas por materiais de origem que explicam as variações das taxas desses fatores de erodibilidade. E desta forma, as variações das concentrações de Fe de formas cristalinas de óxido de ferro e Fe de óxidos de ferro de formas de baixa cristalinidade resultam em diferentes níveis de estabilidade do agregado, o que oferece maior ou menor resistência do solo à erosão.

Brito et al. (2020) estudaram a dinâmica e os aspectos espaciais da erodibilidade em terras negras indígenas na Amazônia, Brasil. Indicaram textura e o teor de matéria orgânica (MOS), bem como cobertura vegetal (indiretamente), como os principais indicadores de erodibilidade. Todavia, o estudo revelou que os fatores de erodibilidade estão sob dinâmica espacial com

dependência moderada entre os atributos, valores elevados de amplitude e influência moderada do relevo, indicando alta variabilidade espacial.

O conhecimento da variabilidade espacial do K é fundamental para o uso sustentável do solo e o planejamento ambiental regional. Conhecendo o valor 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) na área íngreme 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 Relevo (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 relevo interfere na dinâmica erosiva 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 et al. 2007).

Zhang et al., (2017) apresentaram um método aprimorado para calcular o comprimento do declive (λ) e os parâmetros LS da USLE. Revisada 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 métodos existentes (por exemplo, LS-TOOL SFD e UCA). Entretanto, LS-TOOL MFD calculou o comprimento da inclinação e o LS com mais precisão do que outros métodos, quando comparados aos dados de campo.

Shaojuan et al. (2020) avaliaram a eficácia e precisão no cálculo dos fatores LS de cinco bacias hidrográficas na China. Foram testadas 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 mostram que a precisão do cálculo do fator LS diminuiu com maiores tamanhos de grade entre as cinco fontes de dados topográficos nas bacias de estudo.

O uso de um modelo de elevação digital do terreno, da sigla em inglês, Digital Elevation Model (DEM) de resolução de 2,5 m confere uma precisão muito alta na escala espacial e permite um cálculo com maior precisão da erosão do solo em áreas alpinas, onde as características topográficas variam mesmo nas células vizinhas (Konstantinos et al., 2021).

Segundo Zhang 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 sozinho 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 sozinho.

2.1.4 Fator Cobertura Vegetal (Fator C)

O Fator C é uma razão entre a perda de solo numa área com específica cobertura e manejo e aquela obtida, em condições, em parcela unitária não padrão ($P = 1$ 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 a fim de 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 maiores incertezas, grande variabilidade em comparação aos outros fatores para mesma área de estudo.

Motamedi e Galoie (2021) estudaram o impacto do fator C da técnica USLE na precisão da modelagem de erosão do solo em área montanhosa

elevada. Entretanto, a taxa média anual de erosão do solo foi de 2,76 t ha⁻¹ ano⁻¹. As diferenças indicaram que o parâmetro do fator chave nesta área foi o fator C.

Para o fator C, um dos índices utilizados para análise de cobertura é o *Normalized Difference Vegetation Index* – NDVI, proposto por (Rouse et al., 1973). Segundo Rojas (2007), devido às propriedades da vegetação verde, o NDVI é um indicador direto da atividade fotossintética da planta. É calculado a partir dos fatores de reflectância bidirecional das bandas vermelho e infravermelho próximo.

Thomé et al. (2018) estimaram o fator uso e cobertura do solo na erosão em bacia tropical. Foram utilizados dois métodos para obtenção do Fator C da USLE. O primeiro método, denominado Cr e que utiliza séries temporais de NDVI, a perda de solo foi maior em comparação ao método de classificação da cobertura terrestre. Concluíram que o método que utiliza imagens de satélite superestima os valores de C indicando, assim, a necessidade da utilização de fator de correção.

2.1.5 Fator Práticas Conservacionistas (Fator P)

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

Caraminan e Moraes (2022) exploraram a álgebra de mapas usando a USLE como ferramenta na gestão integrada na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva/PR, Brasil. 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 consequente assoreamento de cursos hídricos (Fiorese et al., 2019). As maiores perdas de água e solo estão relacionadas com maior densidade e menor macroporosidade do solo (Chang et al., 2021). A relação entre a massa seca da palha e a cobertura verde é inversamente proporcional, o que mostra que a erosão pode ser controlada na combinação entre palha e cobertura verde.

Guedes et al., (2022) estudaram perda do solo (USLE) na Bacia Hidrográfica Urbana do Córrego Carneirinhos, na cidade de João Monlevade/MG. O estudo revelou que 92,75% da superfície da Bacia Hidrográfica apresentou nenhuma ou 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 $20 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e 20 a $50 \text{ t ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, 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 que possui mosaico de pastagens temporária com maior nível de inclinação.

Amaral et al. (2020) estimaram perdas de solos na bacia hidrográfica de região montanhosa no sul de Santa Catarina, Brasil. A perda de solo na bacia variou de 0 a mais de $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com 87,38% da área apresentando grau de erosão laminar normal a leve, 9,68% apresentando grau moderado, e apenas 2,94% da área apresenta grau de erosão alto ou muito alto. Os resultados corroboram com o uso e cobertura do solo na bacia, 59,8% da área de bacia hidrográfica está coberta por vegetação arbórea, o que proporciona maior proteção ao escoamento e, consequentemente, menores perdas de solo por erosão.

2.1.6 Perda Média Anual de Solo (Fator A)

O fator (A) é a perda de solo calculada por unidade de área, expressa nas unidades selecionadas para os fatores K e R. Na prática, estes são geralmente escolhidos de modo que o A seja calculado em toneladas/hectare/ano, mas outras unidades podem ser selecionadas (Wishmeir e Smith, 1978).

Baldotto et al. (2021) realizaram o levantamento da perda de solo e a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo) por modelagem matemática. A perda do solo estimado no valor médio foi de 26,60 t ha⁻¹ ano⁻¹. Concluíram que a região sudeste da bacia registou as maiores métricas, pois, além de sua predisposição erosiva devido ao tipo de solo, declive e taxas de precipitação, as práticas agrícolas vem contribuindo para os altos valores.

Segundo Francisco et al. (2022), o limite de tolerância de perdas dos solos da classe muito alta ocorre em 95,53% da bacia que estão associados ao Argissolo e ao Latossolo.

Lense et al. (2022) estudaram a Modelagem da perda de solo por erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do rio Tietê, São Paulo, Brasil. 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 e baixa cobertura vegetal.

Demarchi et al., (2019) estimaram a perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do ribeirão das Perobas (SP), nos anos 1962 e 2011. 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 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 Fator Potencial Natural de Erosão (Fator PNE)

O fator 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).

Raimo et al. (2022) estudaram o potencial natural de erosão 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. Entretanto, o fator topográfico foi correlacionado com a principal causa de potencial de erosão natural.

Para Toniolo et al. (2021), é visível a influência da declividade do terreno associada aos aspectos geológicos e antrópicos nos processos erosivos da Bacia Hidrográfica. 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.

Lima et al. (2021) analisaram o estudo da vulnerabilidade à erosão no estado do Ceará. O fator declividade e o índice de vegetação foram os principais fatores levados em consideração (25% de peso para cada componente). Seguidos do tipo de uso e ocupação e erosividade das chuvas (15%). Os resultados mostram que as áreas de maior vulnerabilidade foram aquelas com maior interferência antrópica e sem vegetação. E as áreas com maior índice de vegetação mantiveram-se 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 predominante do PNE foi a Fraca, $0-400 \text{ t.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$. Porém, portanto, mesmo que a bacia apresente baixo Potencial Natural de Erosão, o planejamento inadequado da obra resultou em forte impacto ambiental negativo.

O conhecimento do potencial erosivo é de grande importância, possibilitando identificar e descrever unidades homogêneas por tecnologia de sistema de informação geográfica (SIG). A identificação de processos erosivos pode auxiliar no planejamento da gestão e do 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 Impacto da Água na conservação do solo

A água é um recurso essencial, finito, utilizado por todos os organismos vivos e setores da sociedade (De Moraes 2012). As nascentes são pontos de afloramentos provenientes do lençol freático que originam a uma fonte de água de acúmulo (represa), ou a um curso d'água (reatos, ribeirões e rios), popularmente também descritas como olho d'água, mina d'água, fio d'água, fonte e cabeceira. 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 (Bertol 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 a 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 no país, tendo em vista o seu uso irracional, decorrentes do fato de a água não ser tratada nem compreendida como um bem limitado e, ao mesmo tempo, estratégico. Nessa perspectiva, deve-se priorizar técnicas de melhoria na utilização e aproveitamento dos recursos hídricos, os quais carecem de melhores estratégias de eficiência e conservação para que sejam distribuídos e utilizados de maneira mais igualitária (OCDE, 2015, on-line).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

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

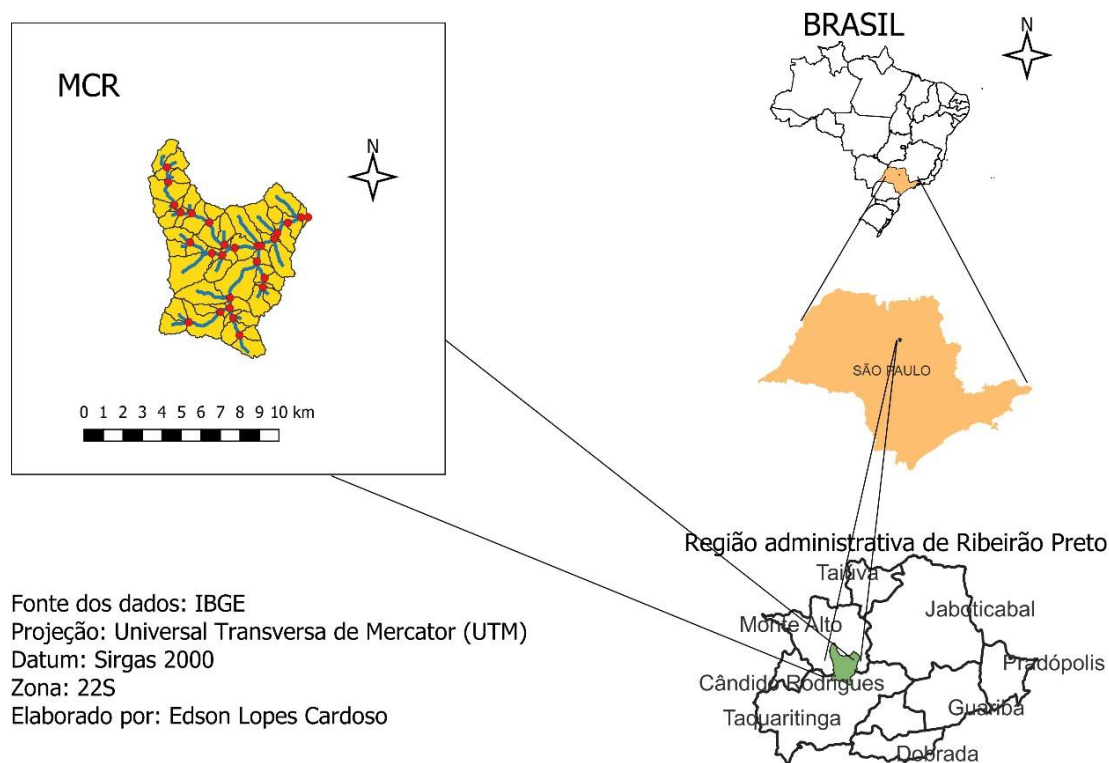


Figura 1. Localização do Manancial do Córrego Rico (MCR).

O MCR 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 abrange parte dos municípios de Monte Alto e Taquaritinga, (75 %) e (25 %), respectivamente (Figura 2).



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

Esta região é importante para a investigação no que diz respeito ao manejo e ao uso do solo que 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, 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. 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 de 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 (<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/versions/>) 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 foi sobreposto imagens, formando um mosaico de imagens de satélite obtidas de fontes diversas.

3.2.2 Qgis

A versão atualizada do QGIS 3.24.2 (<https://qgis.org/en/site/>), 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) tem seu uso restrito, através de uma licença que precisa ser comprada. Seus pacotes são regulados através de uma chave de licenciamento (ativação). Para este estudo foi utilizado a versão 10.8 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/gprh/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 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 (ALOS PALSAR, 2022-<https://search.asf.alaska.edu/#/>)

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 $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$

¹. O cálculo foi realizado pixel por pixel. A espacialização da perda média anual de solo no MCR foi realizada por álgebra de mapas a partir do comando Map Calculation no sistema de informação geográfica (SIG) ArcGis. erosão do MCR.

A *Universal Soil Loss Equation* foi utilizada como proposta por Wischmeier & Smith (1978):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (2)$$

em que, A= perda de solo por unidade de área e tempo, (t.ha⁻¹.ano⁻¹) valor final da equação; R= fator Erosividade da Chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); K= fator Erodibilidade do Solo (ta ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); L= fator comprimento de rampa (adimensional); S= fator declividade do terreno (adimensional); C= fator cobertura vegetal e manejo do solo (adimensional); P= fator práticas conservacionistas (adimensional).

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.

3.4.1 Fator Erosividade (R)

Para a determinação do fator erosividade da chuva (Fator R) da USLE, foi utilizado o *software* netErosividade SP. O programa netErosividade informatizado é uma rede neural artificial (RNA), desenvolvida por Moreira et al. (2006), para estimar o valor de R em qualquer localidade do Estado de São Paulo. As coordenadas principais, latitude e longitude, para 53 Unidades de Respostas Hidrológicas (URH) componentes do MCR, 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., 1998; Neitsch et al., 2011) considerando o solo, uso do solo, manejo e declividade no MCR.

Após a obtenção dos valores da erosividade, foi realizada a espacialização dos valores distribuídos espacialmente para estimar a Erosividade na área de estudo. A estimativa da Erosividade no MCR foi realizada pelo método da ponderação pelo inverso da distância (em inglês - *Inverse Distance Weighting* – IDW). Esse método interpola os valores no espaço do MCR 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 contribuem com menos peso para o valor final que vizinhos mais próximos. A imagem ilustrativa da interface do usuário do programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo consta da Figura 3.

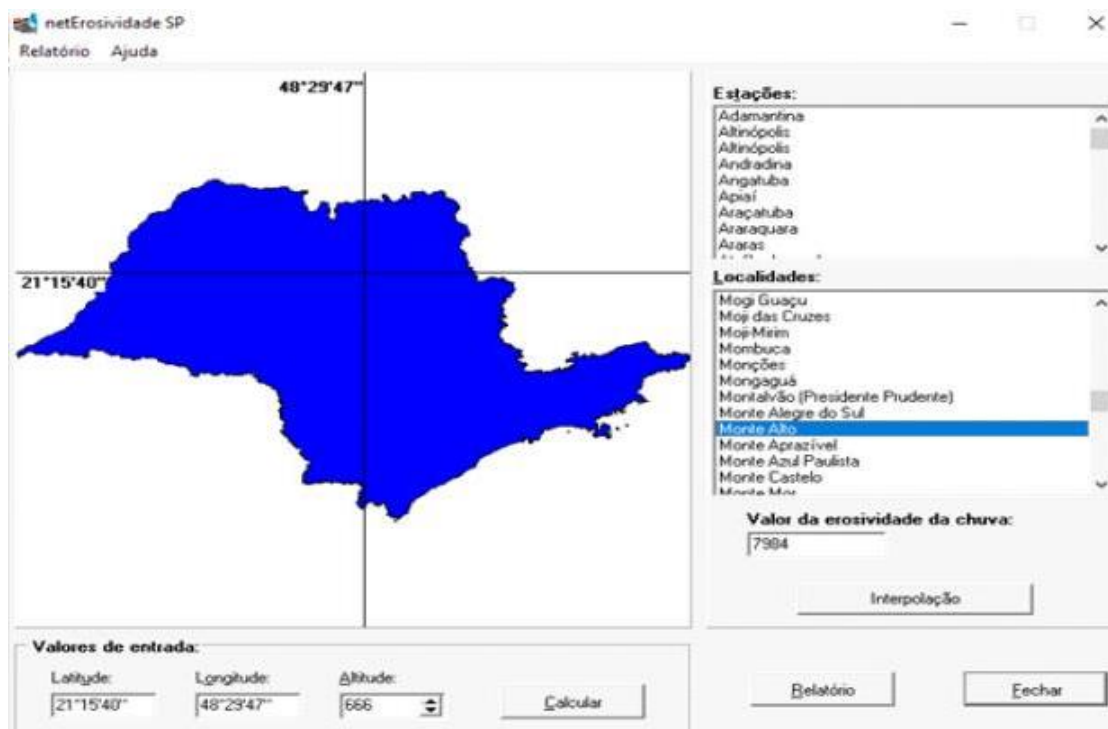


Figura 3. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo.

A erosividade das chuvas foi classificada, segundo Carvalho (2008), como apresentado na Tabela 1.

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), no qual estudou “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 MCR no Estado de São Paulo condiz com área de ocorrência de Argissolos, como já haviam descrito Mannigel et al. (2002), os quais são os solos predominantes no MCR, conforme ilustrado na (Figura 4).

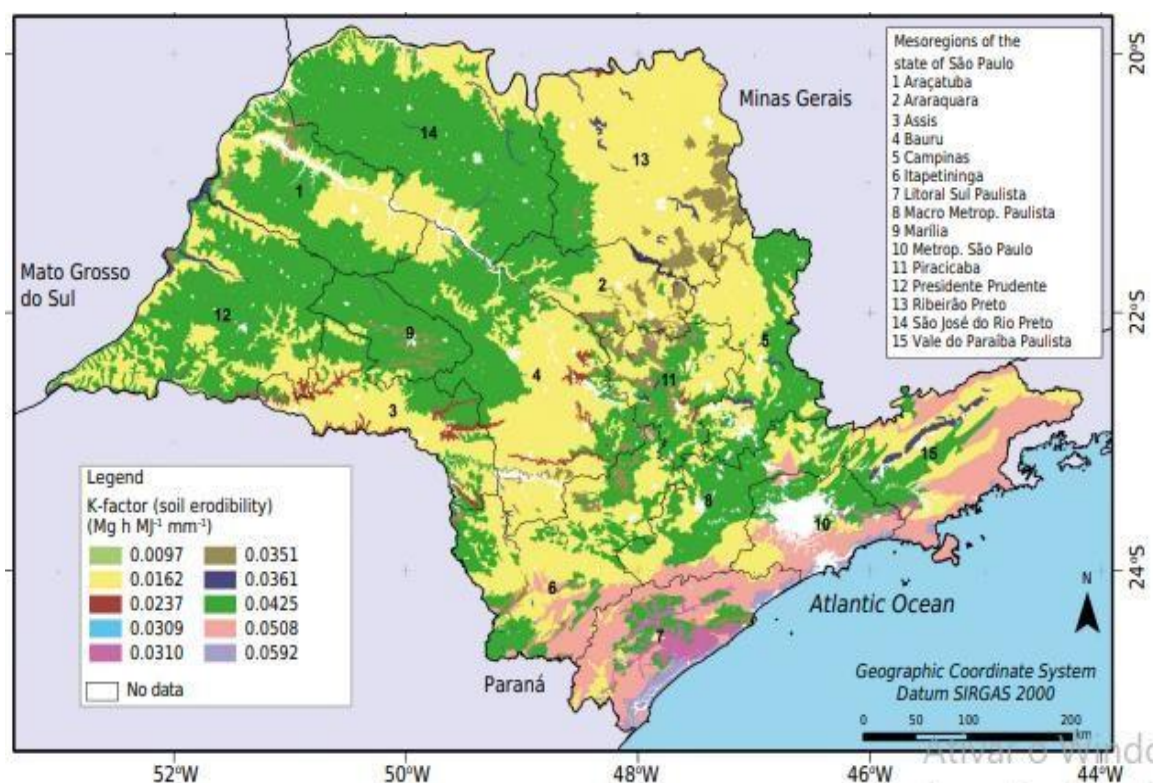


Figura 4. Fator K para o Estado de São Paulo conforme (Medeiros et al., 2016).

3.4.3 Fator Relevo (LS)

O fator LS é um dos fatores que emprega mais 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), foi revisado por Zhang et al. (2017). Para o cálculo do Fator LS os seguintes procedimentos foram adotados:

1º Download do Digital Elevation Model (DEM) da área de estudo no site de ALOS PALSAR;

2º Transformação do arquivo DEM para ASCII no Arcamp, de modo a inserir no programa LS_TOOL (Zhang et al., 2013);

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

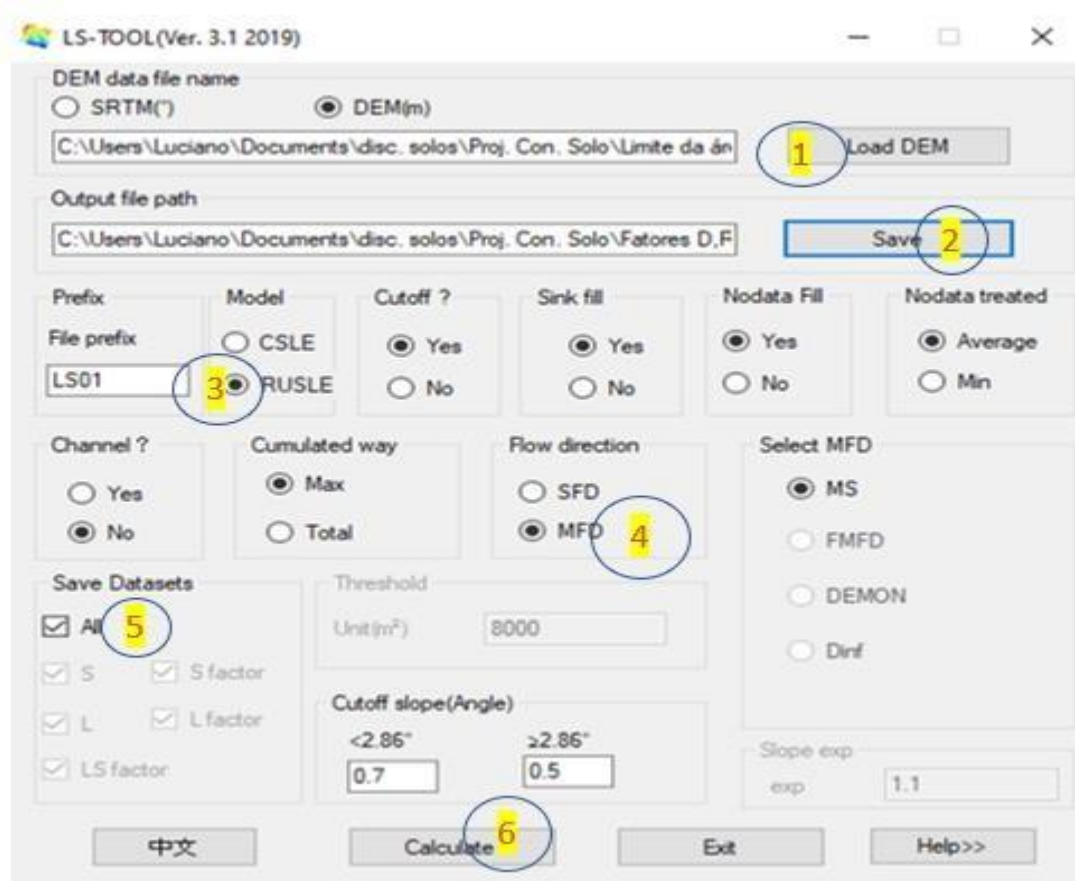


Figura 5. Guia do programa LS_TOOL, as seções indicadas para o cálculo de fator LS.

O LS foi classificado nas seguintes classes (Bertoni e Lombardi Neto, 2010): 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 (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 MCR.

Uso predominante	Fator	
	C	Fonte
Cana-de-açúcar	0.115	Bertoni e Lombardi Neto (1992), 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 (1992)
Vegetação não identificada (Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas)	0.531	Média pastagem degradada (C = 0.0143; Gaildino, 2012) e solo nú (C = 1.00; Bertoni e Lombardi Neto, 1992)
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)

As práticas conservacionistas fator (P) foi obtido pela equação determinada por Lagrotti (2000) como:

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

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 Fator Potencial Natural de Erosão (PNE)

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

$$PNE = R \times K \times LS \quad (4)$$

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-manejo das áreas.

A espacialização fator (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 do MCR. 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 ($0 - 400 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), moderado ($400 - 800 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), forte ($800 - 1.600 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e muito forte ($>1.600 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

3.4.7 Risco de erosão (RE)

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

$$RE = \frac{A}{T} \quad (5)$$

em que, A é a perda de solo por erosão hídrica ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e T é a tolerância de perda de solo por erosão hídrica ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

O valor de T foi estabelecido como (Mannigel et al., 2002):

$$T = 11,6420 e^{-0,1968 RT} \quad (6)$$

em que, RT é a relação textural do solo.

Considerou-se uma RT média de 1,56, para os Argissolos do MCR, 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); alta (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 abaixo para a área do MCR:

4.1.1 Fator Erosividade (R)

A distribuição espacial dos valores de erosividade das chuvas no MCR 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 MCR. 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 (2010) 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 (2010).

Em outros estudos realizados no município de Monte Alto - SP, que tem 30,49% da sua área inserida no MCR, Damasceno (2013) e Costa (2014) obtiveram erosividades de 7911 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 na bacia do MCR, tem sido amplamente reconhecido que as características climáticas nesta 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 et al. (2015) na bacia hidrográfica do córrego do Gambá.

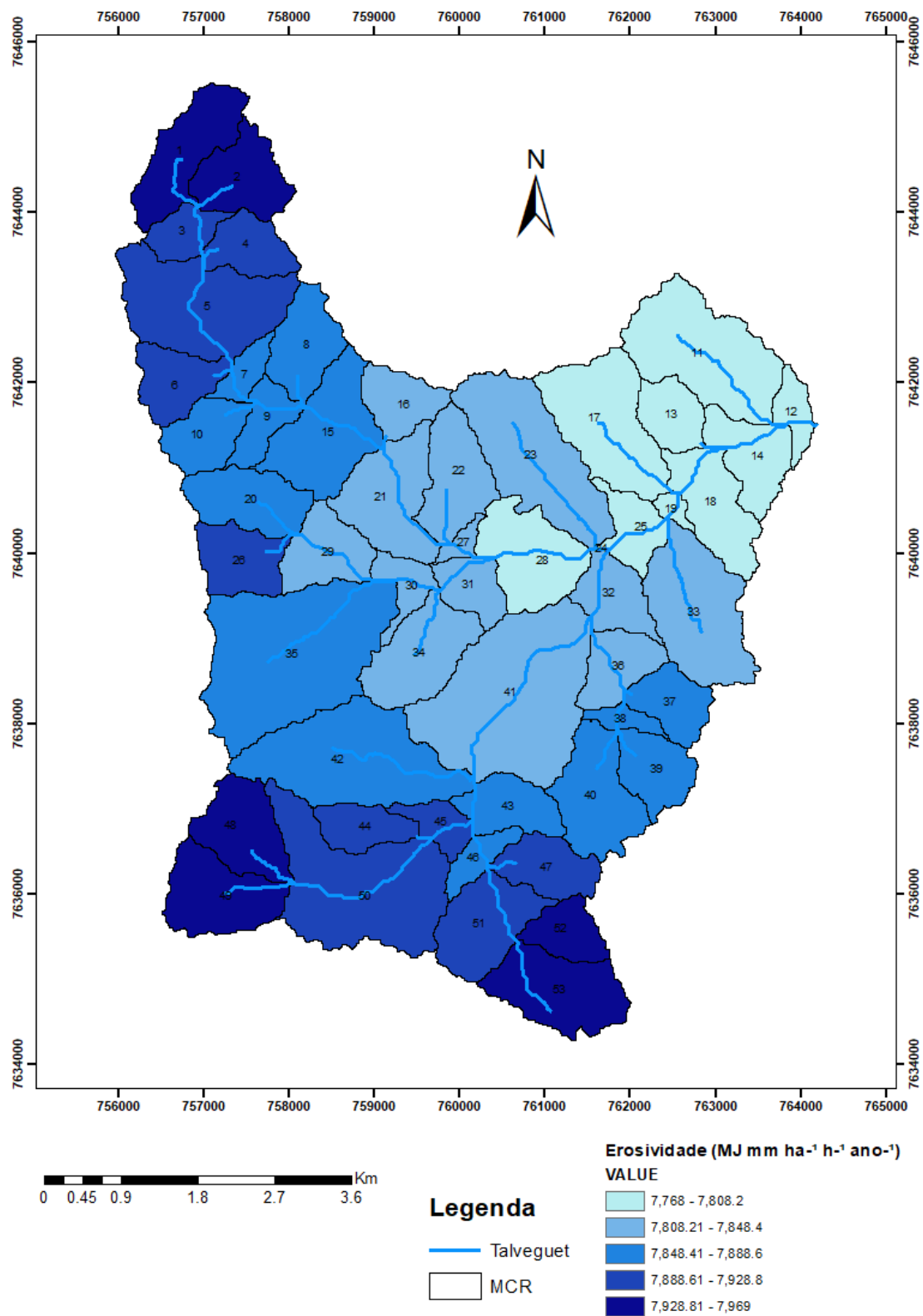


Figura 6. Valores de erosividade para as sub-bacias do MCR, SP.

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 de 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 alta $0,0425 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, para os solos integrantes do manancial da microbacia do córrego Rico (MCR) Tabela 4, 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. (2002), os quais são os solos predominantes no MCR.

A erodibilidade do solo (Fator K) estimado para os solos integrantes do manancial da microbacia do córrego Rico (MCR), SP, é expressa na Tabela 3.

Tabela 3. Valores da Erodibilidade de solos da região do MCR.

Tipo de Solo	Descrição	Erodibilidade - K ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)	Classes de K
PVA80	Argilossolo Vermelho-Amarelo	0.0425	Alta
PVA77	Argilossolo Vermelho-Amarelo	0.0425	Alta

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 (2010), quando $K > 0,030 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação do 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 (2010)

Para áreas no município de Monte Alto - SP, Miqueloni e Bueno (2011) e Damasceno (2013) 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, 2010).

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 um 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 MCR (Figura 3). Segundo Silva et al. (2022), nos locais onde o fator LS apresenta valores significativos para o aumento da suscetibilidade erosiva (Figura 3), o grau de declive 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 MCR, 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 MCR.

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 e próximos ao corpo hídrico. Segundo Caraminan e Moraes (2022), as áreas nas proximidades dos canais de drenagem têm menor efeito da topografia, tendo em vista apresentarem superfícies de menor declive (Figura 8).

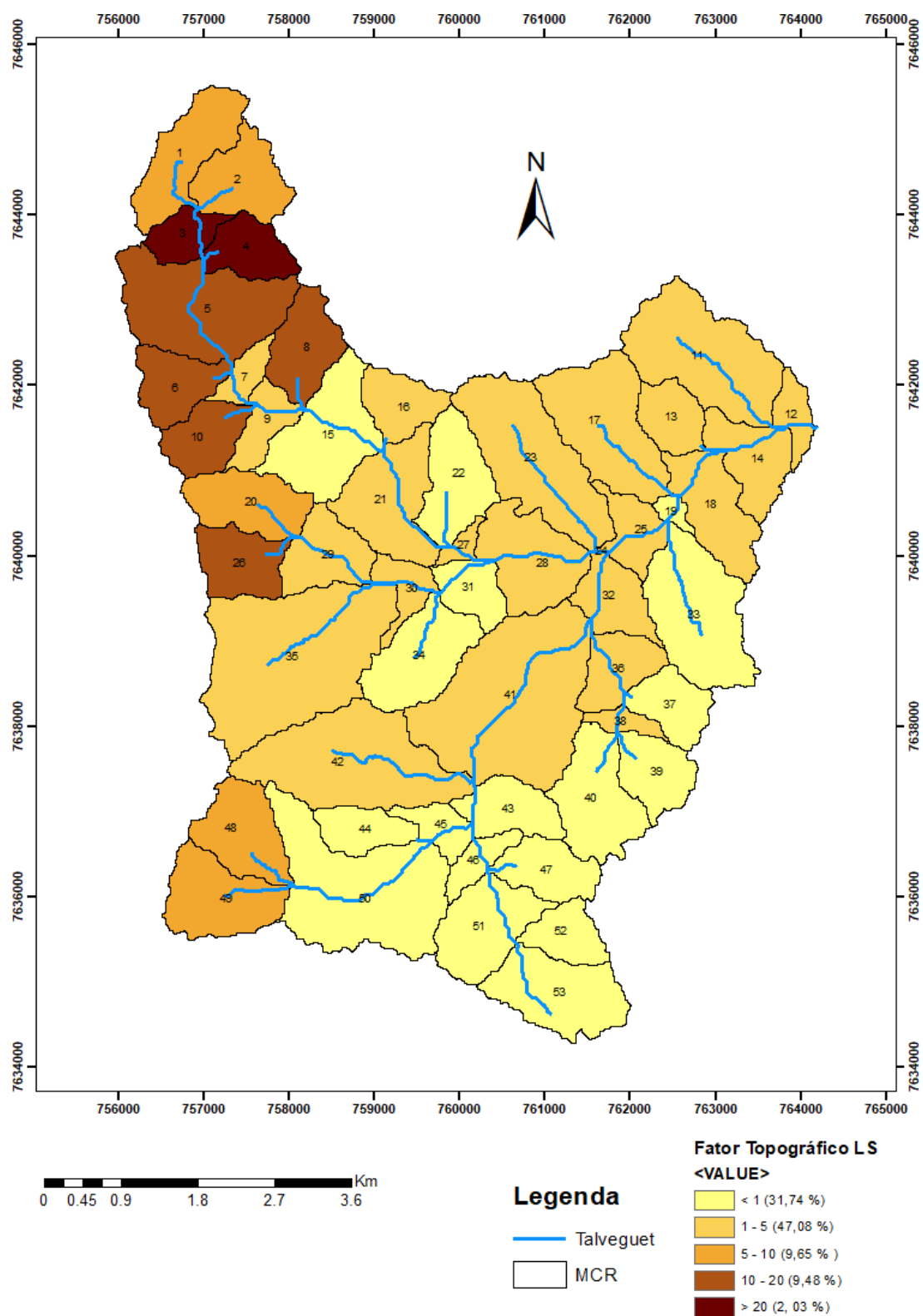


Figura 7. Fator topográfico (LS) da Sub-Bacias do MCR.

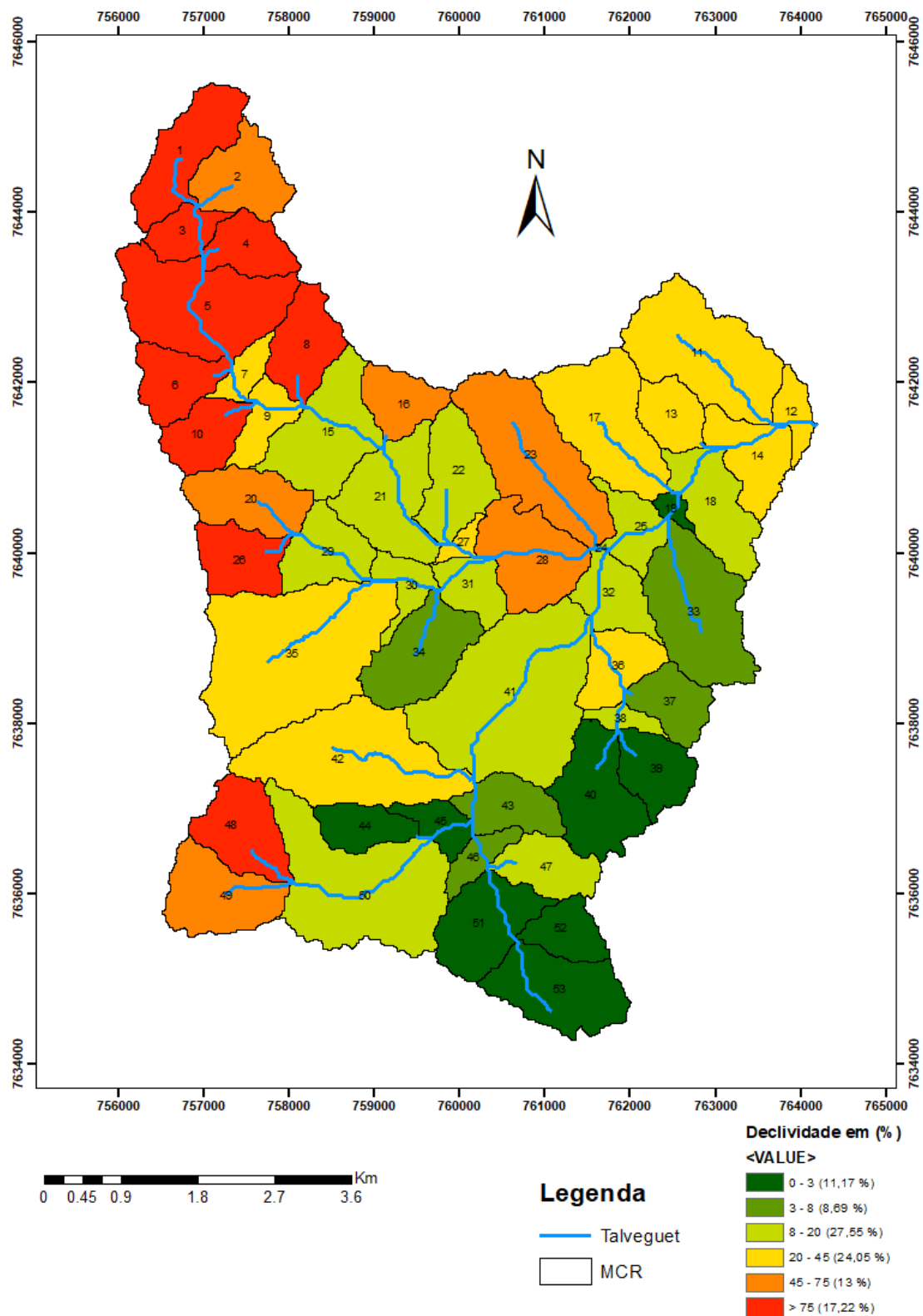


Figura 8. Declividade da Sub-Bacias do MCR.

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 MCR 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 MCR 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 MCR. Portanto, em 54,25% do MCR 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; Wang et al., 2022), ou seja, 12,3% de declividade. Diversos trabalhos (Siswanto e Sule, 2019; Pijl et al. 2020; Sus et al., 2021; Zhu et al., 2022; 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 MCR.

Tabela 5. Classes de relevo segundo a (EMBRAPA, 2018)

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

Fonte: EMBRAPA (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 ondutados (20 a 45%) e montanhosos ($>45\%$), conforme a

classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 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 MCR.

A Tabela 6 apresenta as áreas das classes de uso e manejo do solo da microbacia do MCR em hectares e porcentagem da área total.

Na área de estudo observa-se que os valores ocorrem entre 0,34 e 0,51, e foram observadas dez categorias de usos principais: 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) ; 10) Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo) (Tabela 7).

Os menores valores ocupam a terceira maior parte da área de estudo, centrado na região próxima ao corpo hídrico e menores altitudes, na área de microbacias (2, 4, 9, 28, 40 e 47), considerada a área de menor risco à erosão. Pode-se observar no mapa os dados da Tabela 7 e Figura 9, que os menores valores variaram do fator C, varia de 0,34 – 0,38 (adimensional), nas classes de Cana em pleno desenvolvimento; Frutífera (citrus); Palhada de cana e Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo) representam 20,75%, da área de estudo.

Os valores intermediários ocupam maior parte da área de estudo, nas regiões jusante e zona de baixa altitude na área de microbacias (1, 6, 13, 17, 21, 23, 26, 31, 35, 37, 39, 42, 44, 45, 49 e 53). Observando no mapa ocorrem os valores de 0,42 a 0,43 (adimensional), nas classes de Plantas daninhas; Cana em transição (brotação) e Mata; que correspondem 49,05 %, da área de estudo.

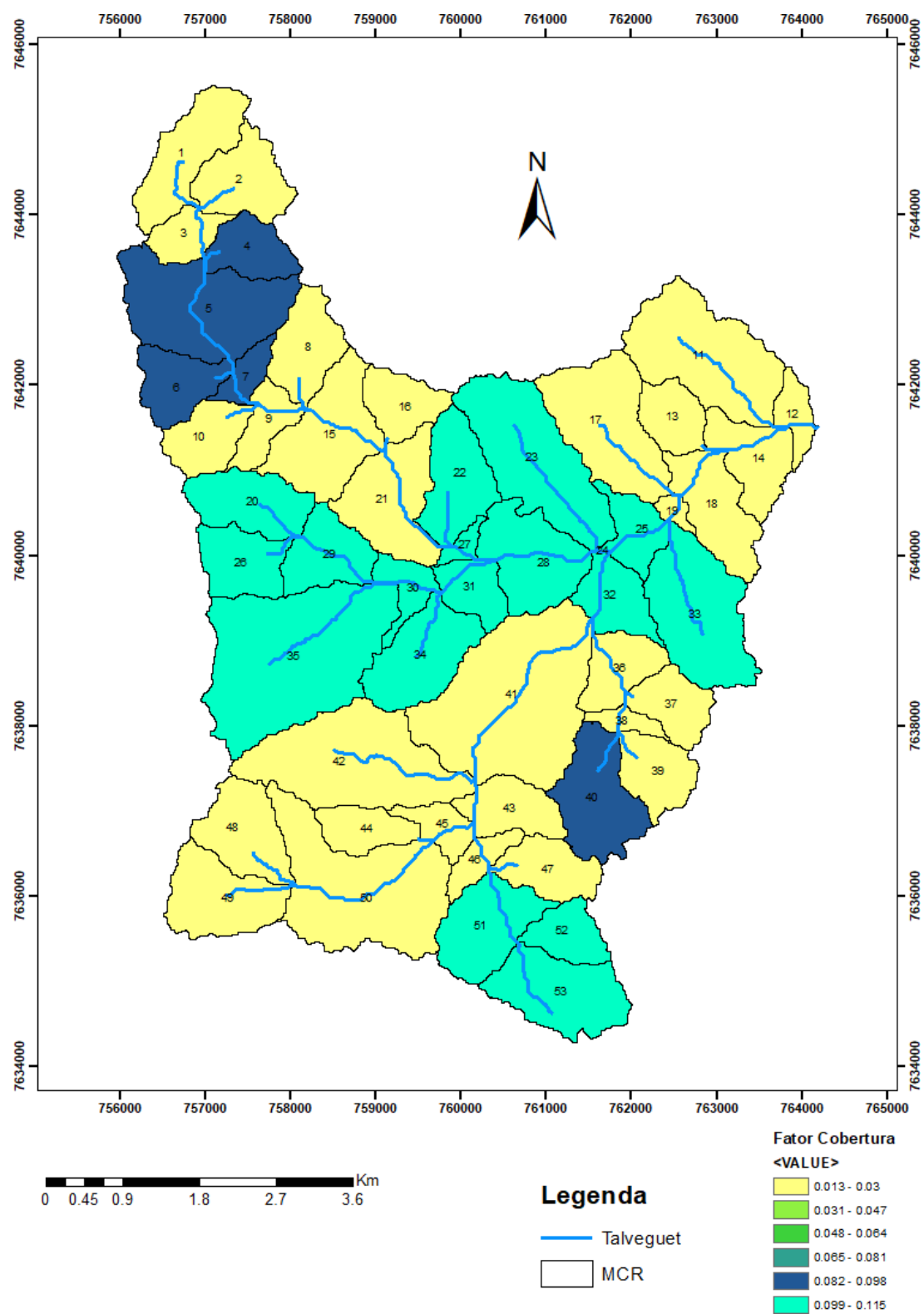


Figura 9. Mapa de uso e manejo do solo da Sub-Bacia do MCR.

Tabela 6. Usos e manejos do solo e respectivas áreas na Sub-Bacia do MCR.

Principais uso	Microbacias	Área (%)
Frutífera (citrus); Palhada de cana; Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo); Cana em pleno desenvolvimento.	2, 4, 9, 28, 40 e 47	20,75
Solos exposto com terraços (reforma de cana); Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas; Área em recuperação reforma de cana-de-açúcar.	14, 15, 16, 25, 27, 29, 30, 43 e 52	26,41
Plantas daninhas; Cana em transição (brotação); Mata.	1, 6, 13, 17, 21, 23, 26, 31, 35, 37, 39, 42, 44, 45, 49 e 53)	49,05

Os maiores valores estão localizados na região montante de maiores declividades da área de microbacias (14, 15, 16, 25, 27, 29, 30, 43 e 52), considerado região crítica e suscetíveis a erosão. No mapa o Fator C manejo e uso do solo apresentado na Figura 9 e Tabela 6, observa-se que os maiores valores variam de 0,47 e 0,51 (adimensional), e estão nas classes de Solos exposto com terraços (reforma de cana); Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas e Área em recuperação reforma de cana-de-açúcar, que compreendem 26,41 %, da área de estudo.

As áreas destinadas solos exposto com terraços (reforma de cana), cana em transição (brotação) e área em recuperação reforma de cana-de-açúcar, estão em áreas de solo caracterizados com alto índice de erosividade e erodibilidade, indicando que é necessária uma preocupação em relação às práticas conservacionistas adotadas com vistas à conservação do solo.

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 (1990) 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).

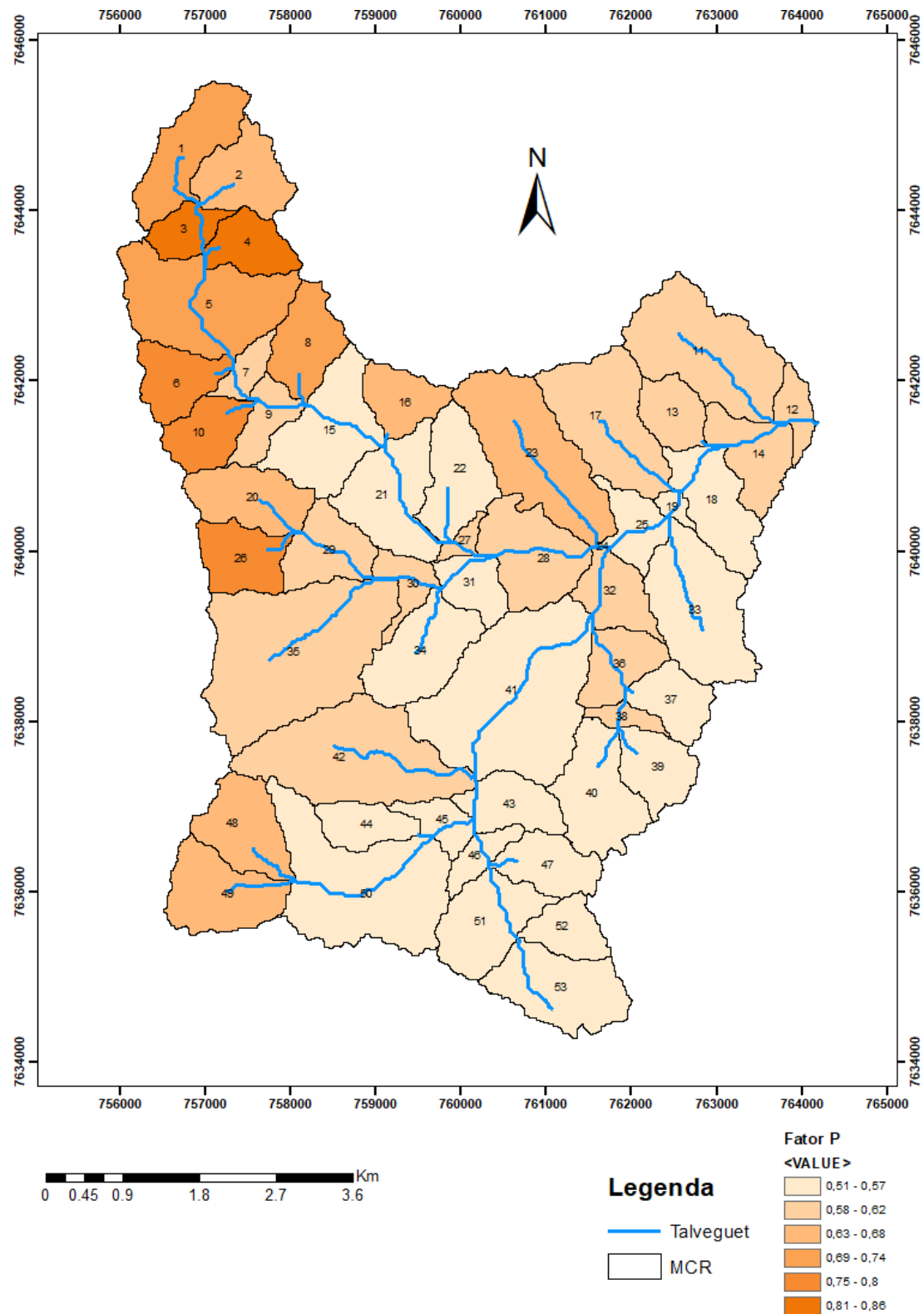


Figura 10. Mapa do Fator Práticas Conservacionistas (Fator P).

Os maiores valores do fator P estão localizados nas URH 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 16, 20, 23, 26, 28 e 48 em que há locais com maiores declividades, 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 MCR. 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, (Tabela 7).

Tabela 7. Classes de ocorrência do Fator Práticas conservacionistas

Classes de uso	Microbacias	Área (%)
Frutífera (citrus); Palhada de cana; Mata (Vegetação de cerrado porte arbustivo); Cana em pleno desenvolvimento.	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	49,05
Solos exposto com terraços (reforma de cana); Baixa cobertura vegetal, áreas degradadas; Área em recuperação reforma de cana-de-açúcar.	7, 9, 11, 12, 13, 14, 17, 27, 35, 36 e 42	20,75
Plantas daninhas; Cana em transição (brotação); Mata.	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 16, 20, 23, 26, 28 e 48	26,41

4.3 Fator 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 MCR é fraco, 0 - 400 t ha⁻¹ 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 t ha⁻¹ 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 MCR.

Na bacia do rio Longá, ao norte do estado do Piauí e parte no Ceará, Moraes 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, Moraes 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.

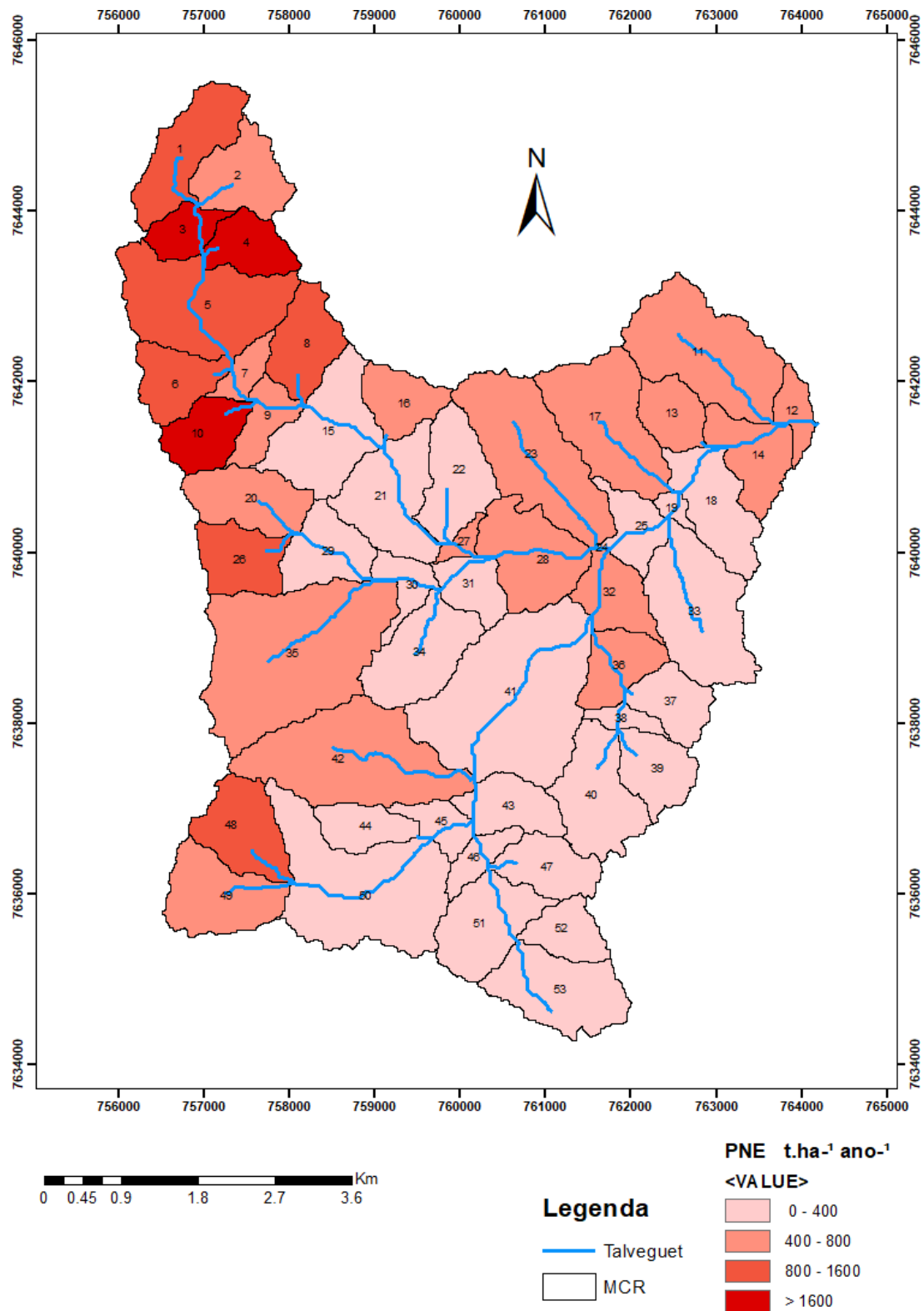


Figura 11. Potencial Natural de Erosão do MCR.

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 MCR (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., 2002). 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 MCR. 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 $34 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, 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 MCR.

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 $70 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ou seja, com RE muito alto ($4 < Re \leq 8$) em 2,48% do MCR. 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 MCR e superiores a $138 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 0,17% do MCR, respectivamente.

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

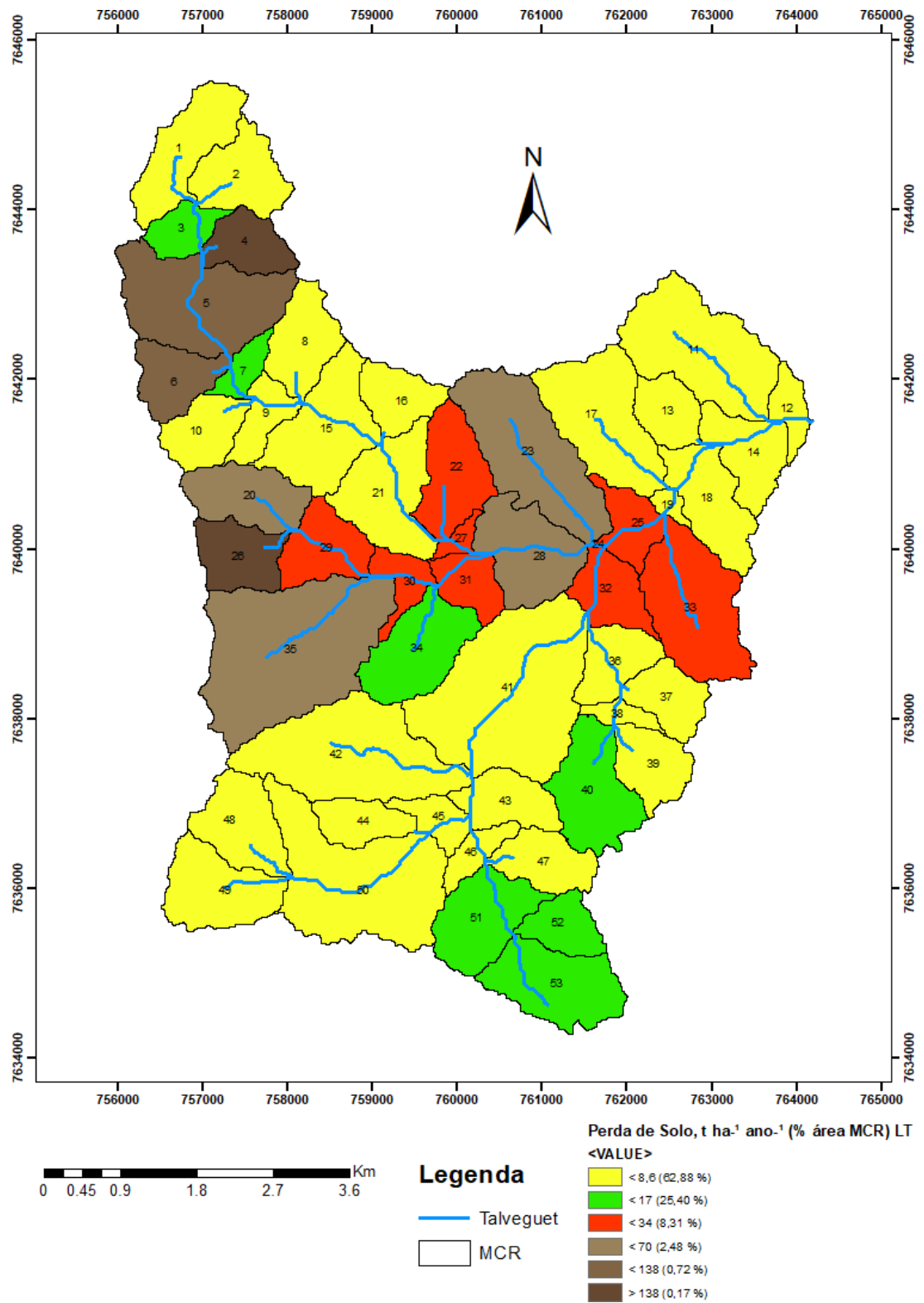


Figura 12. Perda de solo por erosão do MCR.

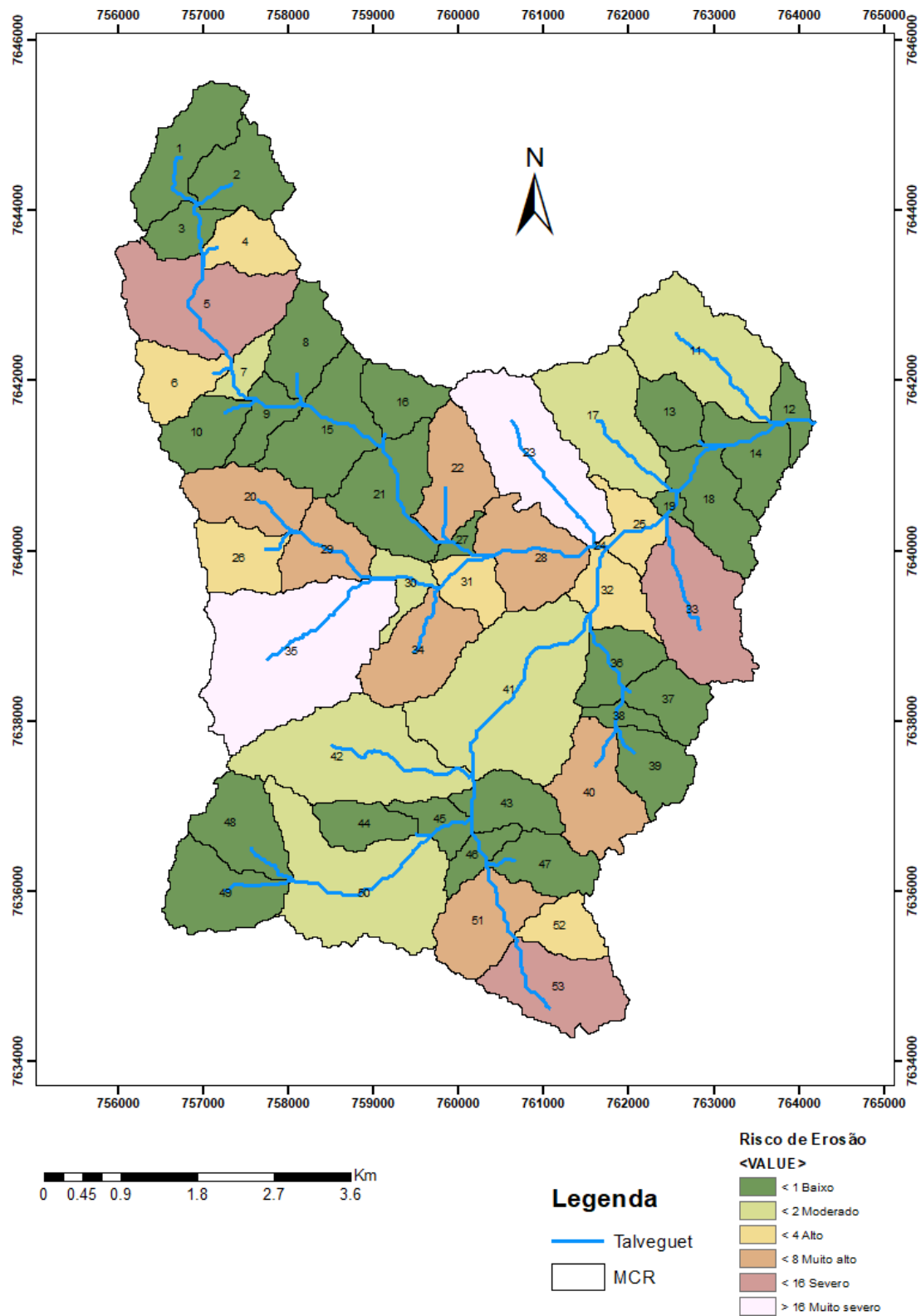


Figura 13. Risco de erosão (RE) nas unidades de respostas hidrológicas (URH, 1 a 53) do MCR.

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 Dagnew, 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 MCR 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 MCR as classes de prioridade para conservação do solo e da água foram estabelecidas com base no RE (Tabela 8). A priorização das URH pode ser considerada uma ferramenta útil para o monitoramento ambiental e dos recursos hídricos e manejo do solo do MCR, a exemplo do estabelecido por Silva et al. (2012), na bacia de captação Tapacurá em Pernambuco.

Tabela 8. Taxas anuais de erosão do solo, magnitude e área de risco.

Taxa de perda de solo (A, t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Classe de risco de erosão	Área (ha)	Percentagem 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 17	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
Total		5290	100		

As URH com risco de erosão classificados de alto a muito severo (Tabela 9) são aquelas em que o uso do solo é predominantemente com Agricultura, cujos valores do fator C são os maiores obtidos no MCR (Figura 9). Portanto, são estas URH que produzirão o maior aporte de sedimento, provavelmente, impactando os corpos d'água no MCR. Nas URH com RE alto a muito severo a proteção dos corpos d'água não é fator dominante no MCR. Este fato é preocupante, quanto à qualidade da água no MCR 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 MCR 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 MCR 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 Chaplin-Kramer et al. (2016); Valera et al. (2019) e Lopes et al. (2021), principalmente com a adoção de práticas de conservação do solo e da água..

5 Conclusão

Os índices médios de erosividade (R) foram de 7984 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e 7936 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, para o município 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), coincidem com as maiores declividades nas URH. Este grupo de URH representam 11,51% da área do MCR nestes locais onde o fator LS apresenta valores significativos para o aumento da suscetibilidade erosiva, o grau de declive 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.

A estimativa média da perda de solo para a região de 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 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.

6 Referências

Aires A, Costa J, Bezerra J, Rêgo A. Análise Multicritério da Suscetibilidade Erosiva da Microbacia Hidrográfica da Barragem de Pau dos Ferros/RN. *Rev. Bras. Geogr. Fís.* 2022;15: 1128-1141.

Almeida APPde, Reis MdaS, Berreta MdosSR. 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); 2021 Nov 18-30; Uergs; 2021. p. 1-4.

Almeida WSde, Seitz S, Oliveira LFCde, Carvalho DFde. Duration and intensity of rainfall events with the same erosivity change sediment yield and runoff rates. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2021; 9: 69-75.

Alves WDosS, Martins AP, Moraes WA, Pôssa EM, Castro RM, Moura DMBDe. Modelagem USLE de perda de solo em uma bacia hidrográfica do cerrado brasileiro. *Remote Sens. Appl.: Soc. Environ.* 2022; 27: 1-19.

Amaral LK, Cadorin SB, Back AJ, Szymanski FD, Corseuil CW. Estimation of soil loss by the USLE model in a mountain basin in the south of Santa Catarina state, Brazil. *Rev. Eletrônica Gest., Educ. Tecnol. Ambient.* 2020; 24: 1-23.

Amaral NS. Variabilidade espacial da expectativa e risco de erosão num Argissolo sob cultivo de cana-de-açúcar em Catanduva – SP [monografia]. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista; 2003.

Amorim RSS. Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras [tese]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 2003.

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

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

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

Bertol OJ. Manejo e conservação do solo e da água. In: ALIMENTAÇÃO SAUDÁVEL E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NAS ESCOLAS DO PARANÁ. Curitiba: Paraná; 2014. p.197-.203.

Bertol I, Schick J, Batistela O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico aluminico. Rev Bras Cienc Solo. 2001; 25: 451-461.

Bertoni J, Neto LF Conservação do Solo. 6°. ed. São Paulo: Ícone editora; 2008.

Bertoni J, Neto LF Conservação do Solo. 8°. ed. São Paulo: Ícone editora; 2012.

Bertoni J, Neto LF. Conservação do solo. 2° ed. São Paulo, Ícone editora; 1992.

Bewket W, Teferi E. 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, 2009; 20(6): 609-622.

Brito H, Fantinatti GF, Silva RMNDa, Silva R, Júnior GLDDaR, Guerra Q, Cordeiro JS. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DA PILHA DE DISPOSIÇÃO DE ESTÉRIL (PDE) CONVAP, COMPLEXO MINERADOR DE ITABIRA (MG). Rev. Geoci. Unesp. 2022; 41: 377-396.

Brito WBM, Campos MC, Filho EGdeB, Lima, AFLde. Dynamics and spatial aspects of erodibility in Indian Black Earth in the Amazon, Brazil. Catena. 2020; 185: 1-10.

Brychta J, Podhrázká J, Šťastná M. Review of methods of spatio-temporal evaluation of rainfall erosivity and their correct application. CATENA. 2022; 217: 1-9.

Cambardella CA, Moorman TB, Novak JM, Parkin TB, Karlen DL, Turco RF, Konopka AE (1994). Variabilidade em escala de campo das propriedades do solo em solos centrais de Iowa. Soil Sci. Soc. Am. J. 1994; 58: 1501-1511.

Caraminan LM, Moraes ESDe (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. Rev. Bras. Geomorf. 2022; 23: 1117-1133.

Cardozo G, Zanandrea F, Michel GP, Poletto C. 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; 2015 Nov 30 – Dez 1; Porto Alegre, Rio grande do sul. 2015.

Carvalho EM, Pinto SAF, Sepe PM, Rosseti LAFG. 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; 2010 Jul 27-30; Recife, Pernambuco. UFPE; 2010. p. 1-8.

Carvalho NO. Hidrossedimentologia prática. 2°. ed. Rio de Janeiro: Interciência; 2008.

Cassol EA, Eltz FLF, Martins D, Lemos AM, Lima VS, Bueno AC. Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. *Rev Bras Cienc Solo*. 2008; 32: 1239-1251.

Chang P, Secco D, Marins Acde, Rizzi RL, Tokura LK. Modelagem matemática das perdas de água e solo em latossolo argiloso sob sistemas de manejo. *Res., Soc. Dev*. 2021; 10: 1-14.

Chang Y, Lei H, Yang D. Spatial and temporal variations of rainfall erosivity in the middle Yellow River Basin based on hourly rainfall data. *CATENA*. 2022; 21: 1-13.

Costa BdeO. Perda de solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico-SP, utilizando técnicas de geoprocessamento [tese]. Jaboticabal: Unesp: 2014.

Damasceno GF. ESTIMATIVA DA EROSÃO NA MICROBACIA DO CÓRREGO DO GAMBÁ NO MUNICÍPIO DE MONTE ALTO, SP [dissertação]. Jaboticabal: Unesp: 2014.

De Maria IC, Lombardi Neto F, Dechen SCF, Castro OM. Fator da equação universal de perdas de solo (EUPS) para a cultura de cana-de-açúcar. *Reun. Bras. Man. Cons. Sol. Água*. 1994; 10: 148-149.

Delgado D, Sadaoui M, Ludwiga W, Méndez W. Spatio-temporal assessment of rainfall erosivity in Ecuador based on RUSLE using satellite-based high frequency GPM-IMERG precipitation data. *CATENA*. 2022; 219: 1-23.

Demarchi JC. 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 [dissertação]. Botucatu: Unesp: 2012.

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- Esp. Geog. Análise*. 2019; 46: 110-131.

Demir S, Akdoğan Y, Oğuz I, Koçyiğit R. Comparison of the K factor in different areas on the slope. *j. new result eng. nat. sci*. 2021; 10: 46-53.

Duarte ML, Filho EPDaS, Brito WBM, Silva, TADa. DETERMINAÇÃO DA ERODIBILIDADE DO SOLO POR MEIO DE DOIS MÉTODOS INDIRETOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA REGIÃO SUL DO ESTADO DO AMAZONAS, BRASIL. *Rer. Bras. Geom*. 2020; 21: 329-341.

Durigon VL, Carvalho D, Antunes MAH, Oliveira PTS. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *Int J Remote Sens*. 2014; 35: 441- 453.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. In: Reunião Técnica de Levantamento de Solos, 2015 Jan 10; Rio de Janeiro. 2015. p. 1-82.

Ferreira NCDeF, Duarte JRDeM, De Oliveira LAB, Da Silva EC, Carvalho IADe. O papel das matas ciliares na conservação do solo e água. *Biodiversidade*. 2019; 3: 171 - 179.

Fiorese CHU, Carvalho JAde, Batista AMdaS, Batista JG, Torres H. Levantamento da perda de solo atual por erosão hídrica do município de cachoeiro de Itapemirim (ES). *Cadernos Camilliani*. 2021; 16: 1525-1546.

Francisco PRM, Santos D, Brito TPde. Potencial natural de erosão e limite de tolerância de perdas de solo em bacia hidrográfica na região do brejo paraibano. *Rev. Geama*. 2022; 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 [tese]. Campinas: Unicamp; 2012.

Gao J, Bai Y, Cui H, Zhang Y. The effect of diferente crops and slopes on runoff and soil erosion. *Water Pract. Technol*. 2020; 15: 773-780.

Gomes DJC, Sousa ÉVS, Ferreira NS, Lobato RRDaC, Ribeiro BF, Dias, GFDeM. Vulnerabilidade à erosão hídrica do solo, bacia hidrográfica do rio Araguaia. *Rev. Bras. Geog. Fís*. 2021; 14: 816-833.

Gomes FEF, Mamede GL, Lopes FB. Alternativa para o cálculo automático e especializado do fator topográfico da USLE em bacias hidrográficas. *IRRIGA*. 2018; 1: 6-13.

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. *Res., Soc. Dev*. 2022; 1: 1-17.

Gunawan G, Sutjningsih D, Soeryantono H, Sulistioweni W. Soil erosion estimation based on GIS and remote sensing for supporting integrated water resources conservation management. *Int. J. Technol*. 2013; 4: 157-166.

Jianga Q, Zhou P, Liao C, Liu Y, Liu F. Spatial pattern of soil erodibility factor (K) as affected by ecological restoration in a typical degraded watershed of central China. *Sci. Total Environ*. 2020; 749 1-12.

Jihui F, Artemis M, Majid G. Impact of C factor of USLE technique on the accuracy of soil erosion modeling in elevated mountainous area (case study: the Tibetan plateau). *Environ. Dev. Sustain*. 2021; 23: 12615-12630.

Kaffasa K, Pisinaras V, Al Sayah MJal, Santopietro S, Righetti M. A USLE-based model with modified LS-factor combined with sediment delivery module for Alpine basins. *Catena*. 2021; 207: 1-17

Kinnell PIA. The USLE-M and modeling erosion within catchments. In: *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil*

Conservation Organization Meeting held; 2001 May 24-29; 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory; 2001. p. 924-928.

Lagrotti CAA. Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP: estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego do Jardim [tese]. Campinas: Unicamp; 2000.

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

Li A, Zhang XJ, Liu B. Efeitos das resoluções DEM na previsão da erosão do solo usando a Equação Chinesa de Perda de Solo. *Geomorfologia*. 2021; 384: 1-15.

Lima MTV, Oliveira CW, Moura MM. Análise multicritério em geoprocessamento como contribuição ao estudo da vulnerabilidade à erosão no estado do Ceará. *Rev Bras. Geog Fis*. 2021; 14: 3156-3172.

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

Lu S, Liu B, Hu Y, Fu S, Cao Q, Shi Y, Huang T. Fator topográfico de erosão do solo (LS): Precisão calculada a partir de diferentes fontes de dados. *Catena*. 2020; 187: 1-12.

Majhi A, Shaw R, Mallick K, Patel PP. Rumo a uma modelagem de erosão do solo baseada em USLE aprimorada na Índia: uma revisão das armadilhas prevalentes e implementação de métodos exemplares. *Earth Sci Rev*. 2021; 221: 1-25.

Mannigel, AR, de Passos M, Moreti D, da Rosa ML. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Rev. Scien. Agron*. 2002; 24: 1335-1340.

Martins, S. G., Silva, M. L. N., Avanzi, J. C., Curi, N., & Fonseca, S. 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. *Sci For*. 2010; 38(87): 517-526.

Medeiros GdeOR, Giarolla A, Sampaio G, Marinho MDA. Estimates of annual soil loss rates in the state of São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Cienc. Solo*. 2016; 40: 1-18.

Medeiros PHA, Güntner A, Francke T, Mamede GL, Araújo JCDe. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. *Hydrol Sci J*. 2010; 55: 636-648.

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

Miguel P, Dalmolin RSD, Moura-Bueno JM, Soares MF, Cunha HND, Albert RP, Leidemer JD (2021). Mapeamento da erodibilidade e erosão potencial do solo em uma bacia hidrográfica de encosta. *Eng. Sanit. e Ambient.* 2021; 26: 01-09.

Miqueloni DP, Bueno CRP, Ferraudo AS. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. *Pesq. Agropec. Bras.* 2012; 47: 1358-1367.

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

Moreira MC, Cecílio RA, Pinto FdeAdeC, Pruski FF. Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo. *Rev Bras. Ciên Solo.* 2006; 30: 1069-1076

Morgan RPC, Nearing MA. *Handbook of erosion modelling.* John Wiley & Sons; 2011.

Neves PdeM, Lollo JAdi. 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. A GIS-Based procedure for automatically calculation soil loss from the universal soil loss equation: GISus-M. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 2015; 31: 907-917.

Oliveira JB, Camargo MN, Rossi M, Filho BC. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Instituto Agrônomo/EMBRAPA Solos; 1999.

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

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

Pereira MDR, Cabral JBP. Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). *Rev Bras. Geog. Fís.* 2021; 14: 332-339.

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

Pinheiro LDeS, Cunha CMLDa. A importância da geração do fator topográfico (LS) da EUPS para modelagem erosiva de bacia hidrográfica. *Rev Geog. Amér. Central.* 2011; 2: 1-13.

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

Porto MF, Porto RLL. Gestão de bacias hidrográficas. *Rev USP Est. Avan.* 2008; 22: 43-60.

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

Queiroz KBDe. POTENCIAL NATURAL DE EROÇÃO E LIMITE DE TOLERÂNCIA DE PERDAS DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE DO NAMORADO [dissertação]. Sumé: Universidade Federal de Campina Grande: 2022.

Raimo LADiLDi, Amorim RSS, Couto EG, Hunter MO, Torres GN, Bocuti ED, Silva LdeCMda. Potencial Erosivo Natural no Estado de Mato Grosso, Brasil. *Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient.* 2022; 26: 655 – 661.

Remortel RDV, Maichle RW, Hickey RJ. Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. *Comput Geosci.* 2004; 30: 1043-1053.

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

Rojas O. Operational maize yield model development and validation base don remote sensing and agrometeorological data in Kenya. *Int. J. Remote Sens.* 2007; 28: 3775-3793.

ROLIM GDeS, Lucas EDeOA. Camargo, Köppen and Thornthwaite climate classification systems in defining climatical regions of the state of São Paulo, Brazil. *Int. J. Climatol.* 2016; 36: 636-643.

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

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

Santos GG, Griebeler NP, Oliveira LFDe. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. *Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient.* 2010; 14: 115-123.

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

Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo - ALESP. Regulamenta e 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>

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/>

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

Silva ALH, Ribeiro HJ, Kopp KA, Ferreira NC. ESTIMATIVA DA PERDA DE SOLO NO MUNICÍPIO DE GOIÂNIA ENTRE OS ANOS DE 1998 E 2018, UTILIZANDO-SE DADOS DA LITERATURA CIENTÍFICA E DO PROJETO RADAM. *GEOAMBIENTE ONLINE*. 2021; 41: 159-180.

Silva AMda. Potencial natural de erosão no município de Sorocaba. *Rev. Int. Desas. Nat., Accid. Infra. Civil*. 2008; 8: 5-14.

Silva BPC, Silva MLN, Batista PVG, Pontes LM, Araújo EF, Curi N. 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*. 2016; 40: 432-442.

Silva DFDa, Neto MVB, Miranda MRBDe, Silva JFL. Analysis of soil loss potential in the area of Jabotão river hydrographic basin - PE. *Rev Bras. Geog. Fís.* 2022; 15: 2025-2041.

Silva VCda. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do Paracatu. *Pesq. agropec Trop*. 2003; 33: 29-34.

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

Teixeira DBdeS. Erosividade da chuva no estado de São Paulo com base em séries sintéticas de dados pluviográficos [dissertação]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa: 2019.

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

Teixeira DBdeS, Cecílio RA, Oliveira JPBde, Almeida LTde, Pires GF. Rainfall erosivity and erosivity density through rainfall synthetic series for São Paulo State, Brazil: Assessment, regionalization and modeling. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2022; 10: 355-370.

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

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

Toniolo BP, Paixão BMda, Cunha DCda, Medeiros GAde, Filho AP, Ribeiro AÍ. Análise espacial de perda de solo por erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim-SP. *Guaju*. 2021; 7: 209-236.

Valera CA, Pissarra TCT, Filho MVM, Valle Júnior RFD, Oliveira CF, Moura JP, Pacheco FAL. 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*. 2019; 11(3), 1-16.

Viel JA. Análise da erosão superficial do solo na região da denominação de origem vale dos vinhedos (RS) por meio da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e do geoprocessamento [monografia]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul: 2015.

WIKIPÉDIA. A enciclopédia livre. Google. Google Earth, 2022. Disponível em: < https://pt.wikipedia.org/wiki/Google_Earth > Acessado em 11/05/2022.

WIKIPÉDIA. A enciclopédia livre. Google. QGIS, 2022. Disponível em: < <https://pt.wikipedia.org/wiki/QGIS> > Acessado em 11/05/2022.

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

Wu L, He Y, Ma X. Can soil conservation practices reshape the relationship between sediment yield and slope gradient? *Ecol. Eng.* 2020; 142: 1-12.

Wu L, Yao W, Ma X. Using the comprehensive governance degree to calibrate a piecewise sediment delivery ratio algorithm for dynamic sediment predictions: A case study in an ecological restoration watershed of northwest China. *Jour. of Hydr.* 2018; 564: 888-899.

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

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

Zhang H, Wei J, Yang Q, Baartman JE, Gai L, Yang X, Geissen V. Um método aprimorado para calcular o comprimento da encosta (λ) e os parâmetros LS da Equação Universal de Perda de Solo Revisada para grandes bacias hidrográficas. *Geoderma*. 2017; 308: 36-45.

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

Zhang K, Yu Y, Dong J, Yang Q, Xu X. Adapting & testing use of USLE K factor for agricultural soils in China. *Agric Ecosyst Environ*. 2019; 269: 148-155.