

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**VARIABILIDADE ESPACIAL DA ERODIBILIDADE DE
UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, EM ÁREA
AGRÍCOLA, NA BACIA DO CÓRREGO SECO NO
PLANALTO OCIDENTAL PAULISTA**

Sabrina da Silva Nascimento Sousa

Engenheira Agrônoma

2023

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**VARIABILIDADE ESPACIAL DA ERODIBILIDADE DE
UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, EM ÁREA
AGRÍCOLA, NA BACIA DO CÓRREGO SECO NO
PLANALTO OCIDENTAL PAULISTA**

Discente: Sabrina da Silva Nascimento Sousa

Orientador: Prof. Dr. Marcílio Vieira Martins Filho

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutora em Agronomia (Ciência do Solo).

2023

S725v Sousa, Sabrina da Silva Nascimento
Variabilidade espacial da erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo, em área agrícola, na bacia do Córrego Seco no Planalto Ocidental Paulista / Sabrina da Silva Nascimento Sousa. -- Jaboticabal, 2023
65 p. : il., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Marcílio Vieira Martins Filho

1. Fator K. 2. Erosão entressulcos. 3. USLE. 4. Conservção do solo. 5. Geoestatística. 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).

Essa ficha não pode ser modificada.

REGISTRO DE IMPACTO

A presente tese destaca a importância de conhecer e prever fatores causadores da erosão do solo, tal como a sua erodibilidade. O acesso a cenários da distribuição espacial da erodibilidade em âmbito regional pode ser utilizado para propósitos de conservação do solo e da água, e contribuir para a criação de diferentes estratégias quanto à tomada de decisão sobre o uso, ocupação e gestão dos solos brasileiros nas bacias hidrográficas.

IMPACT RECORD

This thesis highlights the importance of knowing and predicting factors that cause soil erosion, such as erodibility. Access to scenarios of the spatial distribution of erodibility at a regional level can be used for soil and water conservation purposes, and contribute to the creation of different strategies for decision-making on the use, occupation and management of Brazilian soils in watershed.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: VARIABILIDADE ESPACIAL DA ERODIBILIDADE DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, EM ÁREA AGRÍCOLA, NA BACIA DO CÓRREGO SECO NO PLANALTO OCIDENTAL PAULISTA

AUTORA: SABRINA DA SILVA NASCIMENTO SOUSA

ORIENTADOR: MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora 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. GENER TADEU PEREIRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas DECEX / FCAV UNESP Jaboticabal



Profa. Dra. TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas DECEX / FCAV UNESP Jaboticabal




Prof. Dr. RENATO FARIAS DO VALLE JUNIOR (Participação Virtual)
Instituto Federal do Triângulo Mineiro - IFTM / Uberaba/MG

 Documento autenticado eletronicamente por RENATO FARIAS DO VALLE JUNIOR, PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO, em 25/05/2023, às 14:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 4º, § 3º, do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020, a partir de documento original.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://www.iftm.edu.br/autenticacao/> informando o código verificador 64418F8 e o código CRC 0A248CF.

Profa. Dra. VERA LUCIA ABDALA (Participação Virtual)
Instituto Federal do Triângulo Mineiro - IFTM / Uberaba/MG

 Documento autenticado eletronicamente por VERA LUCIA ABDALA, PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO, em 25/05/2023, às 14:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 4º, § 3º, do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020, a partir de documento original.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://www.iftm.edu.br/autenticacao/> informando o código verificador 11D8FC6 e o código CRC 051C084.

Jaboticabal, 24 de maio de 2023

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Sabrina da Silva Nascimento Sousa – Maranhense nascida na cidade de Chapadinha no dia 15 de agosto de 1995, filha de Sonia Torquato da Silva Nascimento e Erandi da Silva Nascimento. No segundo semestre de 2012 ingressou no curso de Engenharia Agrônômica na Universidade Federal do Maranhão-UFMA/CCAh, concluindo o curso no ano de 2017. Foi bolsista de iniciação científica (PIBIC-UFMA) durante 01 ano, desenvolvendo trabalhos na área de perdas pós-colheita de frutas e hortaliças no mercado varejista de Chapadinha - MA. Participou efetivamente de grupos de pesquisa durante toda a graduação, atuando em pesquisas na área de produção vegetal, manejo do solo e fitotoxicidade de plantas invasoras. No segundo semestre de 2017 ingressou no curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo) na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – *Campus* Jaboticabal, sendo bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), obtendo o título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo) no ano de 2019.

Epígrafe

“São as nossas escolhas que revelam o que realmente somos, muito mais do que as nossas qualidades.” (Alvo Dumbledore)

Dedicatória

Dedico aos meus **pais e familiares** e ao meu **esposo**, por todo amor, carinho e apoio a mim oferecido.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois sem ele nada seria possível.

Aos meus pais Sonia Torquato da Silva Nascimento e Erandi da Silva Nascimento e minhas irmãs Samara e Sanara pelo amor, carinho, dedicação, apoio, respeito e força que me ofereceram durante toda minha vida.

Ao meu digníssimo esposo Bruno Sousa por estar sempre ao meu lado, pelo companheirismo que me oferece e por ser um grande exemplo de determinação e superação para todos que o conhecem, te amo!!

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Unesp "Júlio de Mesquita Filho" *Campus* de Jaboticabal por me proporcionar a oportunidade de realizar um curso de Pós-Graduação em Agronomia de excelência.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcílio Vieira Martins Filho, por todos os ensinamentos a mim repassados, pela paciência, disponibilidade, amizade e confiança em mim depositada e por não ter desistido de nossa pesquisa quando as coisas pareciam distantes de darem certo.

Aos amigos (as) Kamilla Oliveira, Poliana Freire, Mayara Germana, Diego Sodre que pude conhecer na Unesp/FCAV e ao amigo de graduação e Pós-Graduação Isaias Reis, por terem tornado essa jornada mais descontraída.

Ao Grupo CSME por ter oferecido suporte tecnológico e educacional.

Aos demais professores da Unesp/FCAV que contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

A todos que, direta ou indiretamente, colaboraram para que esta pesquisa fosse realizada.

Muito Obrigada!!!

SUMÁRIO

RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
INTRODUÇÃO	1
REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Erosão hídrica	5
2.2 Modelos de predição da erosão e erodibilidade do solo	6
2.3 Erosão em bacias hidrográficas e aplicação dos modelos de previsão	9
2.4 Parâmetros e dados de entrada para aplicação dos modelos	11
2.5 Aplicação de SIG's e geoestatística nos estudos de erosão	15
MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1 Descrição do local de estudo	17
3.2 Procedimentos de campo e laboratório	19
3.3 Análises estatísticas	22
RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
CONCLUSÕES	41
REFERENCIAS	42

VARIABILIDADE ESPACIAL DA ERODIBILIDADE DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, EM ÁREA AGRÍCOLA, NA BACIA DO CÓRREGO SECO NO PLANALTO OCIDENTAL PAULISTA

RESUMO – As perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica devido à erosão hídrica é um grave problema global, que põe em risco a segurança alimentar das pessoas e a sustentabilidade dos ecossistemas. Conhecer e prever os fatores causadores da erosão do solo, bem como sua distribuição espacial e temporal, é fundamental para o planejamento da conservação do solo e da água. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização de métodos indiretos para determinar a erodibilidade, fator K - USLE e erodibilidade em entressulcos, fator K_i - WEPP e estabelecer a variabilidade espacial desta propriedade em um Argissolo Vermelho-Amarelo em área agrícola, na bacia do Córrego Seco no Planalto Ocidental Paulista. Métodos indiretos foram utilizados para estimar K e K_i , a partir de atributos do solo determinados em 626 amostras de solo obtidas em uma grade regular com pontos espaçados de 50 a 50 m. Análises estatísticas e geoestatísticas foram utilizadas para estabelecer o padrão espacial de K e K_i . Os valores de K obtidos variaram de 0,0145 a 0,0482 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, o que corrobora os resultados obtidos para Argissolos no estado de São Paulo (0,0178 a 0,0466 t h MJ⁻¹ mm⁻¹) enquanto que os valores obtidos para K_i variaram de 1,88 a 4,204 kg s m⁻⁴. As principais conclusões foram que, o fator K estimado apresenta uma estrutura de dependência espacial, o que permitiu verificar sua distribuição espacial na área de interesse por meio de técnicas geoestatísticas e que atributos do solo como teor de matéria orgânica, silte, areia muito fina e argila têm alta correlação com a erodibilidade em entressulcos (K_i) e apresenta moderado grau de dependência espacial na área de estudo. Além disso, a distribuição espacial da erodibilidade em entressulcos obtida com krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG) demonstram existir maior variabilidade local numa mesma classe de solo.

Palavras-chave: Fator K, Erosão entressulcos, USLE, Conservação do solo, Geoestatística.

**SPATIAL VARIABILITY OF ERODIBILITY OF A RED-YELLOW ARGISSOL,
IN AN AGRICULTURAL AREA, IN THE CÓRREGO SECO BASIN IN THE
WESTERN PLANALTO OF PAULISTA**

ABSTRACT – The loss of soil, water, nutrients and organic matter caused by water erosion is a serious global problem, which jeopardizes people's food security and the sustainability of ecosystems. Knowing and predicting the factors that cause soil erosion, as well as their spatial and temporal distribution, are fundamental for soil and water conservation planning. Therefore, the objective of this work is to evaluate the use of indirect methods to determine the erodibility, K factor - USLE and interrill erodibility, K_i factor - WEPP and to establish the spatial variability of this property in a Red-Yellow Argisol in an agricultural area, in the basin of the Córrego Seco in the Paulista Western Plateau. Indirect methods were used to estimate K and K_i from soil attributes determined on 626 soil samples obtained on a regular grid with points spaced 50-50 m apart. Statistical and geostatistical analyzes were used to establish the spatial pattern of K and K_i . The K values obtained ranged from 0.0145 to 0.0482 t h MJ⁻¹ mm⁻¹, which corroborates the results obtained for Argisols in the state of São Paulo (0.0178 to 0.0466 t h MJ⁻¹ mm⁻¹) while the values obtained for K_i ranged from 1.88 to 4.204 kg s m⁻⁴. The main conclusions were that the estimated K factor presents a structure of spatial dependence, which allowed verifying its spatial distribution in the area of interest through geostatistical techniques and that soil attributes such as organic matter content, silt, very fine sand and clay have a high correlation with interrill erodibility (K_i) and show a moderate degree of spatial dependence in the study area. In addition, the spatial distribution of erodibility in interrills obtained with ordinary kriging (KO) and Gaussian sequential simulation (SSG) show that there is greater local variability in the same soil class.

Keywords: K factor, Interrill erosion, USLE, Soil conservation, Geostatistics.

1. INTRODUÇÃO

Dentre os aspectos mais importantes relacionados aos estudos de solo está a erosão. O processo de erosão tem sido acelerado pela intervenção humana e conseqüentemente tem gerado grande impacto negativo no ambiente agrícola e meio ambiente de forma geral, sendo visto inclusive como um problema ambiental global.

O crescimento populacional desordenado gera uma grande demanda por alimentos, entretanto, as atividades antrópicas têm provocado grandes impactos negativos principalmente nos centros de produção agrícola. Realizar a manutenção da qualidade do solo e da água é primordial do ponto de vista de existência humana, pois sem água e alimentos suficientes, não há vida.

A erosão é um processo que ocorre naturalmente no planeta, é a partir dela que muitas paisagens são formadas. Entretanto, o manejo agrícola inadequado gera a aceleração desse fenômeno à medida que camadas finas de solo vão sendo removidas em diferentes espessuras ao longo de décadas. Com isto o processo de erosão progride até atingir um ponto de não retorno, abrindo caminho a um processo de desertificação (Ferreira, 2013; Fiorese, 2020). De acordo com as estimativas da Convenção das Nações Unidas para Combater a Desertificação (2011) e FAO (2011), cerca de 12 milhões de hectares de terras são transformados em novos desertos artificiais todos os anos, e um quarto das terras agrícolas estão em processo avançado de degradação (Saygin et al., 2017).

Existem várias formas de erosão como a hídrica, eólica e glacial, cada uma com sua importância no meio ambiente. Entretanto, uma delas tem propiciado maiores danos não só para as áreas agrícolas, mas para o ecossistema na sua totalidade, ou seja, a erosão hídrica decorrente das precipitações pluviométricas. Dentre todas as formas de erosão, a hídrica é considerada uma das mais severas por afetar os rendimentos das culturas e elevar os custos de produção, além de prejudicar a qualidade das águas superficiais e causar a eutrofização das fontes de água (Mendonça et al., 2015; Sousa, 2019). Vale ressaltar que, segundo Bandara et al. (2001) e Karunaratne et al. (2022), o custo anual provocado pela erosão do solo é de cerca de US\$ 90 - 125 por hectare.

Ao atingir a superfície do solo, as gotas da chuva provocam o salpico das partículas, dando início à primeira etapa do processo de erosão, a desagregação, logo em seguida a energia contida no fluxo superficial de água realiza a segunda etapa do processo, que é o transporte de partículas do seu local de origem, e por fim, após serem levadas pela enxurrada, elas são depositadas. O resultado disso é o empobrecimento do solo e conseqüentemente a redução da produção agrícola.

Mesmo que a erosão do solo ocorra de forma distinta entre cada região, de acordo com seu clima, solo, relevo e cobertura vegetal, desenvolver técnicas para entendimento do processo na sua totalidade se torna essencial. Assim, têm-se adotado o estudo em bacias hidrográficas, pois, a adoção das mesmas como unidade de planejamento permite a avaliação dos elementos da natureza e sociedade (água, relevo, solo, fauna, flora, urbanização, agropecuária) de forma integrada (Soares, 2015; Freire, 2020). Yassuda (1993) e Neves (2017) verificaram que outros países como Alemanha, França, Inglaterra e Portugal já haviam realizado a gestão integrada apontando que o gerenciamento da água, como recurso natural renovável, deve ser realizado na esfera do ciclo hidrológico, considerando os aspectos físicos, bióticos, sociais e econômicos.

Para tentar prever e quantificar as taxas de perdas de solo e água, métodos diretos e indiretos foram desenvolvidos para a predição da erosão. Os métodos diretos são baseados em experimentos de campo, com chuva natural ou simulada, e geralmente levam um longo tempo até a obtenção dos resultados finais. Já os métodos indiretos são baseados em modelos matemáticos e equações que consideram alguns aspectos do solo como, textura, relevo, cobertura vegetal, entre outros. Os métodos indiretos são considerados mais rápidos quanto à obtenção dos resultados, mas muitos necessitam ser validados para determinar se os valores obtidos apresentam confiabilidade.

Duas são as formas propostas para avaliar o processo erosivo do solo: a qualitativa e a quantitativa. A primeira foca no tipo e no grau da erosão, enquanto a segunda considera como mais importante as características que podem ser determinadas matematicamente, seja por de ensaios de campo ou de modelos físicos e paramétricos (Almorox et al., 2010; Neves, 2017; Giovanini Junior, 2019).

Em resumo, os modelos quantitativos são os responsáveis pela geração de valores palpáveis relacionados às perdas de solo, possibilitando assim que estratégias possam ser elaboradas para os locais mais afetados. Giovanini Junior (2019) afirmou que modelos de predição, quantificação e mapeamento de processos erosivos são importantes ferramentas para a criação de diferentes estratégias quanto a tomada de decisões em relação ao uso, ocupação e gestão do solo em uma bacia hidrográfica.

Dentre os principais modelos quantitativos têm-se a USLE (*Universal Soil Loss Equation*) e o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*). O primeiro é considerado empírico, desenvolvido a partir de dados obtidos nos Estados Unidos, mas, conceitualmente simples e fácil de ser aplicado (Bagarello et al., 2008; Ostovari et al., 2016; Corral-Pazos-de-Provens et al., 2023). O segundo é considerado um modelo físico, que ainda passa por desenvolvimento e avaliações contínuas, mas, por ser semidistributivo ele atinge suas previsões representando os processos que regem a erosão com mais detalhes que os modelos agrupados (McGehee et al., 2023), como a USLE. Além disso, ainda possui a capacidade de aferir tanto a variabilidade espacial quanto a variabilidade temporal das perdas de solo.

Nos modelos USLE e WEPP, o fator erodibilidade (K) é um dos parâmetros fundamentais de entrada. Ele é considerado uma ferramenta vital que avalia a suscetibilidade dos solos à erosão (Wang et al., 2013; Ojo et al., 2023). O fator erodibilidade da USLE representa a taxa de perda de solo por unidade do índice de erosividade da chuva medida em uma parcela unitária padrão (Wischmeier e Smith, 1978; Corral-Pazos-de-Provens et al., 2023). Já no modelo WEPP o fator K é subdividido em K_r (erodibilidade em sulcos) e K_i (erodibilidade entressulcos). A separação do processo de erosão em entressulcos e em sulcos contribui na identificação e modelagem espacial de fontes potenciais de sedimentos, possibilitando o uso de manejos adequados às necessidades de cada área avaliada (Martins Filho, 2007; Garbiate et al., 2011; Sousa, 2019). Conseqüentemente, a avaliação de K_i e K_r nos permite entender com maior clareza todos os processos envolvidos na erosão do solo, seja de natureza física e/ou química.

No Brasil, as pesquisas envolvendo a determinação da erodibilidade dos solos ainda são bastante escassas, principalmente devido o método direto ser

considerado oneroso e demorado quanto à obtenção dos resultados finais. Dessa forma, explorar o uso dos métodos indiretos, em diferentes regiões, é de grande importância, para possibilitar futuramente um mapeamento completo da erodibilidade dos solos brasileiros.

Assim, o objetivo principal da presente pesquisa foi avaliar o potencial de uso de métodos indiretos para determinação do fator erodibilidade (K) da USLE e em entressulcos (K_i) para aplicação do modelo WEPP, e estabelecer a variabilidade espacial desta propriedade em um Argissolo Vermelho-Amarelo em área agrícola, na bacia do Córrego Seco no Planalto Ocidental Paulista.

Como hipótese considerou-se que agregar ferramentas de SIG's (Sistemas de Informação Geográfica) e geoestatística, nas análises realizadas, pode promover uma melhor visualização dos resultados na forma de mapas de distribuição espacial da erodibilidade na área de estudo. A união dessas ferramentas pode permitir realizar um mapeamento adequado de um fator de erosão, o qual é importante na elaboração futura de estratégias mitigadoras de impactos ambientais, visando à conservação do solo e da água.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Erosão hídrica

A água é o principal agente causador da erosão hídrica, e os solos com baixa qualidade são os mais afetados por esse processo de degradação, o que pode reduzir os rendimentos das culturas (Cantón et al., 2011; Ochoa et al., 2016; Vaezi e Bahrami, 2014; Vaezi et al., 2018). Além da água, há outros fatores, como práticas agrícolas inadequadas, que contribuem para que os solos estejam cada vez mais expostos ao processo erosivo, prejudicando principalmente suas funções essenciais de sequestro e armazenamento de carbono e reciclagem de nutrientes (Liu et al., 2019; Brito et al., 2020).

As perdas de carbono orgânico do solo e de nutrientes primários como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), pelo processo de erosão, têm um efeito significativo na produtividade dos solos (Leys e McTainsh, 1994, Müller-Nedebock e Chaplot, 2015; Yang et al., 2023). Além disso, os nutrientes levados pela enxurrada podem gerar impactos fora do local de ocorrência da erosão hídrica, incluindo redução da qualidade da água por meio do aumento da turbidez da água dos mananciais, ocasionando danos irreparáveis ao ambiente aquático, reduzindo a capacidade dos reservatórios, alterando a morfologia dos rios e aumentando os riscos de inundação (Khosravi et al., 2023)

Os estudos da erosão superficial do solo têm se concentrado em três subprocessos diferentes: erosão por respingos (salpicos), em sulcos e em entressulcos (Auerswald et al., 2009; Kinnell, 2005; Parts et al., 2019, Sun et al., 2021). A erosão por respingos é entendida como o processo inicial da erosão hídrica dos solos, esta ocorre, quando as gotas da chuva atingem a superfície do solo e ocasionam a separação e migração das partículas de seu local de origem (Angulo-Martínez et al., 2012; Fernández- Raga et al., 2017; Liu et al., 2022). Já a erosão em sulcos está diretamente relacionada com um nível mais grave de erosão do solo, ampliando a degradação e ameaçando o desenvolvimento agrícola (Ban & Lei, 2022). A erosão em sulcos está entre a erosão superficial e as voçorocas e ela se forma e se desenvolve quando a erosividade da chuva e do escoamento é maior do que a erosividade do solo (Zuo et al., 2022). Já o processo de erosão entressulcos é

provocado pelo impacto das gotas das chuvas e consequente escoamento superficial (Wang, et al., 2022).

De acordo com Franco et al. (2012), a erosão em entressulcos ocorre independente da erosão em sulcos, a qual ocorre em áreas relativamente curtas e geralmente orientadas segundo o microrrelevo superficial. Além disso, esse tipo de erosão possui seletividade quanto ao tamanho das partículas do solo, uma vez que nela ocorre maior transporte de partículas menores, as quais são desprendidas pelo impacto das gotas da chuva (Bertol, 2007; Sousa, 2019).

O impacto das gotas da chuva realiza um papel duplo na erosão entressulcos, pois não apenas desagrega o solo, mas também aumenta a capacidade de transporte de sedimentos pelo fluxo superficial (Guy et al., 1987; Singer e Walker 1983; Zhang, 2019; Zhang, 2022). Em áreas sujeitas à erosão entressulcos, diferentes mecanismos de transporte de sedimentos foram observados por Kinnell (2009). Dentre eles incluem-se: salpico e rolamento provocados pelas gotas da chuva, salpico e rolamento promovidos pelo fluxo, além do transporte em suspensão.

2.2 Modelos de predição da erosão e erodibilidade do solo

Ao longo dos anos alguns modelos de previsão de erosão foram desenvolvidos por pesquisadores da área de conservação do solo. Tais modelos foram criados para prever o processo de sedimentação e tentar controlar a degradação dos solos (Ban & Lei, 2022), um dos principais é o modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*).

A USLE é um modelo de previsão de erosão que afere a perda média anual de solo, num amplo período de tempo com uma precisão considerável. O modelo é constituído de cinco fatores: fator erosividade da chuva (R), fator erodibilidade do solo (K), fator topográfico (LS) e fator práticas de manejo e conservação do solo (P). O produto dos fatores R, K e LS origina a erosão potencial (potencial natural do ambiente para processos erosivos) e, a associação da erosão potencial com os fatores C e P geram a erosão real (relacionada aos aspectos físicos naturais e ações antrópicas) (Alves et al., 2022).

Como mencionado acima, a interferência de tantos fatores torna complexo o entendimento dos processos envolvidos na erosão do solo. O fator K tem recebido uma atenção especial por representar a resistência do solo ao desprendimento. Dessa forma, a erodibilidade (fator K) retrata o efeito dos processos que regem a infiltração da água no solo, a desagregação ocasionada pelo impacto da gota de chuva e a resistência ao transporte pelo fluxo superficial, os quais são responsáveis pelo comportamento do solo, em relação aos processos erosivos (Aquino & Oliveira, 2017; Sousa, 2019).

O modelo USLE é expresso pela seguinte equação:

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

em que, A é a perda de solo por erosão, $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; R é o fator de erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; K é o fator de erodibilidade do solo, $t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$; LS é o fator topográfico que engloba o comprimento da encosta (L) e a declividade (S), adimensional; C é o fator de uso e manejo da terra, adimensional; e P é o fator de práticas de conservação do solo, adimensional.

Devido à necessidade de realizar a predição da erosão, em uma menor escala de tempo, alguns modelos com fundamentação física foram desenvolvidos, de modo que, estimam as perdas de solo para eventos individuais de chuvas, simulando os elementos envolvidos no processo erosivo (Wang et al., 2022a). Assim, o modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) conquistou seu espaço por simular distúrbios naturais e antropogênicos de perdas de solo. O WEPP é um modelo distributivo com base física que simula as três etapas do processo erosivo, ou seja, o desprendimento, o transporte e a deposição (Wang et al., 2022b).

O modelo WEPP, além de possuir todas as capacidades do modelo USLE e demais modelos, ainda leva em consideração o escoamento como um elemento na previsão das perdas de solo (Flanagan et al. 2007; Jiang et al. 2019; Kinnell 2017, Ahmadi et al., 2020). Boa parte dos modelos de base física realiza a divisão da erosão em duas partes, a erosão entressulcos ou fluxo superficial (D_i) e erosão em sulcos ou fluxo concentrado (D_r). Para realizar o cálculo de ambas o modelo WEPP utiliza as seguintes equações (Foster et al., 1995, Mirzaee et al., 2017):

$$D_i = K_i I q S_f \quad (2)$$

$$D_r = D_c \left(1 - \frac{G}{T} \right) \quad (3)$$

$$D_c = K_r (\tau - \tau_c) \quad (4)$$

em que, K_i é a erodibilidade em entressulcos (kg s m^{-4}); I é a intensidade da chuva (m s^{-1}); q é a taxa de escoamento (m s^{-1}); S_f é o fator de ajuste da inclinação, D_c é a capacidade de desagregação por um fluxo de água limpa ($\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$), G é a carga de sedimento no fluxo ($\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$), T é a capacidade de transporte do fluxo ($\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$), K_r é a erodibilidade em sulcos (s m^{-1}), τ é a tensão de cisalhamento atuando no solo (Pa) e τ_c é a tensão cisalhante crítica do solo (Pa).

O fator K , erodibilidade, como é denominado nos modelos matemáticos de previsão da erosão, é bastante difícil de ser determinado devido ser afetado por diversos outros fatores como: chuva, escoamento superficial, propriedades do solo (infiltração, estabilidade dos agregados, resistência ao cisalhamento), inclinação do terreno, tipo de vegetação e uso do solo (Bonilla e Johnson, 2012; Zhao et al., 2018; Rehman et al., 2022).

Pesquisas recentes têm comprovado que o tamanho das partículas do solo influencia diretamente o processo de erosão entressulcos (Angulo-Martínez et al., 2012; Saedi et al., 2016; Cheng et al., 2008; Fernandez-Raga et al., 2017; Fu et al., 2017, Sun et al., 2021). De acordo com resultados obtidos por Saed et al., (2016), a elevação no teor de silte ampliou a erosão entressulcos em decorrência de seu alto desprendimento. Entretanto, a erosão reduziu quando houve a formação de uma camada superficial selada. Portanto, partículas menores são consideradas mais susceptíveis ao escoamento em detrimento das partículas grandes, principalmente devido a sua baixa capacidade de resistência ao desprendimento e arraste.

Alguns estudos também mostraram o efeito do uso do solo sobre a sua erodibilidade em diversas condições (Aneseyee et al., 2020; Melese et al., 2021; Chen et al., 2023). Parker et al. (1995) descobriram que a taxa de erosão aumentava de acordo com a resistência do solo à penetração e Cerdà (1998) determinou que o

tipo de vegetação também tem influência sobre a erodibilidade dos solos. Esses indicadores de erodibilidade são influenciados significativamente por algumas características do solo, como crostas biológicas do solo, serapilheira, sistema radicular e propriedades físico-químicas do solo (Wang et al., 2019).

A erodibilidade é considerada como a resistência de todo o perfil do solo às forças que geram a erosão. Além disso, é um fator dinâmico que muda amplamente com o tempo conforme as condições climáticas (temperatura e precipitação), cobertura e uso da terra que se modificam ao longo do ano (Torri et al., 2006; Sanchis et al., 2008; Borselli et al., 2012; Madenoglu et al., 2020). A erodibilidade pode ser afetada pelo teor e tipo de óxidos de ferro. De acordo com Kampf & Curi (2003) e Franco et al. (2012), a concentração dos óxidos de ferro está relacionada com o material de origem, grau de intemperismo e outros processos pedogenéticos, pois os óxidos contribuem para uma melhor agregação das partículas do solo, conseqüentemente quanto maior for a quantidade deles no solo, menor será o valor da erodibilidade.

Assim, conhecer as propriedades físicas e químicas do solo que influenciam a erodibilidade e a distribuição espacial dessas propriedades é fundamental para identificar as áreas suscetíveis à erosão do solo. Conseqüentemente, será possível elaborar diagnósticos para fins de manejo específico de acordo com cada área em detrimento de suas características e necessidades.

2.3 Erosão em bacias hidrográficas e aplicação dos modelos de previsão

A expansão urbana e agropecuária desajustada, e a conseqüente aceleração de processos erosivos do solo, estão relacionadas com a degradação tanto da quantidade quanto da qualidade de recursos hídricos em bacias hidrográficas (Costa et al., 2019; Souza et al., 2019.) As interações que ocorrem em uma bacia hidrográfica entre as águas das chuvas e os elementos naturais, como os solos, a vegetação e as rochas, proporciona fluxos de matéria e energia responsáveis pela formação da paisagem (Hutton, 2012, Sousa & Paula 2019). Além disso, a disponibilidade de água nas bacias hidrográficas está diretamente relacionada com a

atividade do setor agropecuário e suas ramificações, abastecimento da população e geração de energia.

De acordo com Antunes (2015) e Freire (2020), as bacias hidrográficas são unidades fisiográficas delimitadas por divisores topográficos e freáticos, tal que seus limites separam a precipitação incidente para dentro da unidade e toda drenagem da mesma sai por uma única foz. A deterioração dos sistemas de drenagem em bacias hidrográficas possui um efeito rigoroso sobre a erosão do solo, proporcionando um encharcamento elevado e salinidade de áreas agrícolas, além disso, os sedimentos gerados também são poluentes devido à adsorção de agroquímicos contendo nitrogênio e fósforo, podendo assim, elevar os teores desses nutrientes nos corpos d'água, resultando na eutrofização (Sibbesen, 1995; Steegen et al., 2001, Singh & Panda, 2017).

A modelagem da erosão do solo considera muitas interações complexas que podem afetar as taxas de perdas de solo dentro de uma bacia hidrográfica (Devatha et al., 2015). Assim, existe uma importante ferramenta base que proporciona um planejamento integrado de ações mitigadoras de danos em regiões que possuem maior sensibilidade ambiental aos processos erosivos. Neste contexto, cumpre lembrar que, o risco de erosão do solo será muito maior em bacias hidrográficas com alta conectividade hidrológica da superfície, caso estratégias de gerenciamento não sejam elaboradas no futuro (Sherriff et al., 2018).

A utilização de modelos para simulação computacional já é considerada uma ferramenta de grande potencial no gerenciamento de uso das terras e tem sido aplicada para prever as perdas de solo em bacias hidrográficas por pesquisadores como Singh & Panda (2017), Weiler et al, (2021) e Meinen et al., (2021). Os modelos estimam as taxas de perdas de solo quando são agregados aos SIG's (Sistemas de Informação Geográficas), permitindo assim a visualização da distribuição espacial das áreas mais sensíveis ao processo erosivo, consequentemente geram informações importantes para a produção agrícola e prevenção de riscos ambientais (Couto Júnior et al, 2019).

As taxas de perdas de solo podem ser obtidas de forma direta, pela realização de experimentos no campo com chuva natural ou simulada, e de forma indireta com o uso de modelos de predição. Na figura 1 é possível observar os

principais exemplos de modelos, os quais podem ser aplicados na avaliação quantitativa indireta da erosão do solo.

Dentre os modelos citados, USLE e WEPP têm sido amplamente utilizados para avaliações em bacias hidrográficas, não só no Brasil como também no exterior. Isso ocorre principalmente por esses modelos conseguirem simular os processos hidrológicos de forma equitativa na bacia hidrográfica, permitindo determinar com confiabilidade a produção de água e sedimentos (Colombo et al., 2016; Freire, 2020).

Tipo	Autor	Modelo
Paramétricos	Wischmeier e Smith (1978)	USLE
	Renard et al (1997)	RUSLE
Conceituais	Wilkinson (2004)	SEDNET
	Neitsch (2004)	SWAT (Soil and water assessment tool)
	Beasley (1977)	ANSWER (Areal Non-Point Source Watershed Environmental Response Simulation)
	Schmidt et al. (1999)	EROSION – 3D
	Morgan et al. (1998)	EUROSEN (European Soil Erosion Model)
	Rose et al. (1997)	GUEST (Griffit University Erosion System Template)
	Smith et al. (1995)	KINEROS (Kinematic Erosion Simulation)
Base Física	De Roo (1996)	LISEM (Limburg Soil Erosion Model)
	Nunes (2005)	MEFIDIS (Modelo de erosão físico distributivo)
	Kirkby et al. (2004)	PESERA (Pan-European Soil Erosion Risk Assessment)
	Montgomery e Dietrich	SHALSTAB
	O’Loughlin (1986)	TOPOG
	Laflen et al. (1991)	WEPP (Water Erosion Prediction Project)

Figura 1. Principais tipos de modelos quantitativos indiretos da erosão do solo. Fonte: Adaptado de Furegatti (2012) e Neves (2017).

2.4 Parâmetros e dados de entrada para aplicação dos modelos

De acordo com Furegatti (2012) e Giovanini Junior (2019) grande parte dos parâmetros que são utilizados como dados de entrada, utilizados nos modelos de previsão de erosão do solo, são obtidos no campo ou em laboratório, com sistemas de controle e monitoramento, cartas topográficas e geológicas, interpretação e fotos de satélite e modelos digitais, bem como por observações gerais no campo.

O modelo USLE realiza a predição da erosão do solo (A) como o produtório de cinco fatores de erosão ($A = R \times K \times LS \times C \times P$). Assim, é necessário o aferimento de todos os fatores de entrada. Além disso, conhecer como cada um deles interfere nos processos erosivos pode nos permitir tomar decisões mitigadoras de impactos ambientais.

O Fator R, erosividade da chuva, é um índice médio plurianual, como uma variável que representa a associação da energia da chuva (derivada da intensidade da precipitação) e do potencial de escoamento superficial (derivado da altura precipitada num evento), ou seja, refletindo o efeito da precipitação na erosão superficial (Fiener et al., 2013). Contudo, para determinar o valor do fator R, é necessária a realização de observações de precipitações sub-horárias que geralmente não estão disponíveis com qualidade suficiente quanto à cobertura e resolução espacial e temporal (Verstraeten et al., 2006, Fiener et al., 2013, Padulano et al., 2023). O LS, fator relevo, representa o efeito combinado do comprimento e inclinação do declive (Kaffas et al., 2021). Já os fatores C e P, cobertura vegetal e manejo do solo e práticas de conservação, nesta ordem, na USLE, são considerados os fatores dinâmicos em que o próprio agricultor pode determinar por si mesmo através do manejo adotado, modificando-os em curto prazo (Bircher et al., 2021).

Dentre os cinco fatores de erosão, o mais complexo de ser determinado é o fator erodibilidade representado por K na USLE. De acordo com Sheridan et al. (2000) e Martins Filho (2007) o termo erodibilidade representou inicialmente apenas um conceito geral de distinção quanto ao comportamento dos solos quando expostos aos processos erosivos, assim o entendimento do significado desse termo é primordial para os estudos de modelagem da erosão (Martins Filho, 2007).

De acordo com Denardin (1990) e Lima et al. (2007), no Brasil a determinação da erodibilidade pode ser considerada de alto custo e morosa. Isso se deve principalmente pela extensão territorial e diversidade de solos existente no país. O fator K pode ser determinado diretamente sob condições de chuva natural, opção que é onerosa e demorada, ou com a realização de chuvas simuladas, as quais são onerosas, cujos resultados podem ser obtidos a curto prazo. Um terceiro método de obtenção de K seria por regressões múltiplas, que contenham variáveis

independentes de atributos do solo associadas ao fator K obtido por um método direto (Lima et al. 2007).

No modelo USLE o fator K mensurado é independente da forma de erosão, já em modelos de base física e determinística como o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), a erodibilidade é dividida em entressulcos (K_i) e em sulcos (K_r) sob condições de estado de equilíbrio dinâmico quanto à chuva e enxurrada (Martins Filho, 2007). No modelo WEPP é reconhecido que o fator K_i é uma propriedade intrínseca do solo e que as perdas de solo em um declive com comprimento inferior a 0,5 m é provocada pela erosão entressulcos (Meyer e Harmon, 1984, Vaezi et al., 2018).

Para Knapen et al. (2007) e Gumiere et al. (2009), geralmente parâmetros que descrevem a coesão do solo ou a resistência crítica ao cisalhamento são utilizados para representar a resistência do solo ao processo de erosão em sulcos, enquanto para a área entressulcos parâmetros como a estabilidade agregada e índice de destacamento podem ser considerados (Morgan, 2001).

Considerando que os métodos diretos de determinação de K da USLE e K_i do WEPP são onerosos e morosos, existe grande interesse no desenvolvimento de métodos indiretos de estimativa de K e K_i a partir de atributos do solo (Lima et al. 2007). Deste modo, o emprego de equações oriundas de procedimentos de regressão e outros métodos indiretos têm sido amplamente difundidos entre os pesquisadores (Dumas, 1965; Wischmeier Mannering, 1969; Wischmeier et al., 1971; Roth et al., 1974; El-Swaify & Dangler, 1977; Römkens et al., 1977; Denardin, 1990; Flanagan & Livingston, 1995).

Flanagan & Livingston (1995) apresentaram equações de regressão para estimativas de K_i (kg s m^{-4}) e K_r (s m^{-1}), em solos cultivados nos EUA, como:

- para teor de areia $\geq 30\%$,

$$K_i = 2728000 + 192100 \text{ AMF} \quad (5)$$

$$K_r = 0,00197 + 0,00030 \text{ AMF} + 0,03863 e^{-1,81 \text{ MO}} \quad (6)$$

- para teor de areia < 30%,

$$K_i = 6054000 - 55130 \text{ Arg} \quad (7)$$

$$K_r = 0,0069 + 0,134 e^{-0,20 \text{ Arg}} \quad (8)$$

em que, AMF é a areia muito fina (%); MO é o conteúdo de matéria orgânica (%); Arg é a argila (%).

Já Sheridan et al. (2000), após análises num conjunto de 34 solos, na Austrália, obtiveram as seguintes equações para K_i e K_r :

$$K_i \times 10^{-6} = 3,7 - 0,8891 \text{ MO} \quad (9)$$

$$K_r = 63,96 + 0,00009797 \text{ CP}^3 - 3,20 \text{ pH} - 30,47 \rho_s \quad (10)$$

em que, CP é a classe de partículas de 0,002 a 1,000 mm (%); pH é o potencial hidrogeniônico obtido em água; ρ_s é a densidade do solo (g cm^{-3}).

A carência de dados básicos e a indefinição do melhor método para a determinação da erodibilidade de maneira indireta constituem problemas a serem resolvidos (Silva & Alvares, 2005, Lima et al., 2007). Além disso, identificar as relações que aproximam os parâmetros de erodibilidade baseados em processos do modelo WEPP ao USLE-K de base empírica é de extrema importância para os usuários de ambas as tecnologias superarem as diferenças conceituais dos modelos na estimativa da erodibilidade do solo (Saygin et al., 2017).

2.5 Aplicação de SIG's e geoestatística nos estudos de erosão

O sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas (SIG's) têm se tornado grandes aliados no suporte à decisões e planejamento do gerenciamento de riscos ambientais (Kheir et al., 2006; Gliz et al., 2015; Aouichaty et al., 2022). Quando se trata de extensos territórios, a grande variabilidade espacial na paisagem como uso da terra, topografia, solo e clima acaba inibindo o uso apenas de modelos cujas medições foram realizadas em parcelas experimentais (Kirkby et al., 1996, Renschler e Harbour, 2002; Kheir et al., 2006), o que faz necessário a inclusão dos SIG's para realização de um mapeamento adequado da erosão do solo.

De acordo com Gelagay e Minale (2016) e Siqueira et al. (2022), o grande avanço tecnológico bem como a criação dos “bancos de dados” mundiais são importantes facilitadores de acesso a diversas informações espaciais, que podem ser utilizadas nas aplicações de modelos de predição da erosão do solo. Entretanto, ainda existem áreas que não foram mapeadas quanto a sua topografia, uso do solo, relevo entre outros, dificultando assim a utilização dos SIG's.

O principal conceito da análise geoestatística é a dependência espacial, isto é, a relação de continuidade das variáveis aleatórias previamente georreferenciadas que são dependentes da distância e expressas pela autocorrelação espacial (Miqueloni, 2011). A dependência será expressa por meio da comparação dos valores de amostras com os seus vizinhos.

A geoestatística envolve um conjunto de métodos cujo objetivo é realizar a estimativa de valores de um atributo, que podem ser correlacionados no tempo e/ou espaço (Koppe et al., 2006; Sibaldelli et al., 2015). Assim, a quantificação da perda de solos por erosão, realizada por meio de técnicas geoestatísticas, tem se tornado imprescindível para a determinação de zonas de manejo específico. Entretanto, existem algumas limitações em relação à calibração e validação da distribuição espacial obtida por modelagem, pois geralmente elas apresentam elevada variabilidade espacial e temporal quando se trata da erosão dos solos (Jetten et al., 2003; Silva Júnior 2014).

Vários métodos geoestatísticos de estimação como a Krigagem e a simulação, tem sido aplicados para a determinação de valores de propriedades do solo em locais não amostrados (Vieira et al., 1983; Isaaks & Srivastava, 1989; Wang et al., 2001; Gertner, 2003; Souza et al., 2005; Martins Filho, 2007). Ainda de acordo com Vieira et al. (1983) e Martins Filho (2007), a krigagem é um interpolador linear não tendencioso e de variância mínima que assegura a melhor estimativa de um atributo, permitindo ainda realizar estimativas para locais não amostrados.

O método da krigagem utiliza uma série de técnicas de análise de regressão com informações de modelos matematicamente ajustados ao semivariograma das observações (Isaaks; Srivastava, 1989; Goovaerts, 1997). A Krigagem pode ser classificada de acordo com a hipótese considerada para a média tendência de acordo com Camargo et al. (2004):

- Krigagem Simples: considera a média constante e conhecida;
- Krigagem Ordinária: admite flutuações locais na média para os vizinhos locais, sendo esta constante localmente e desconhecida;
- Krigagem Universal ou não estacionária: a média flutua sobre toda a área considerada.

O método geoestatístico tem sido amplamente utilizado em pesquisas de erosão do solo (Souza et al., 2005; Martins Filho, 2007; Sanchez et al., 2009; Silva Júnior, 2014; Siqueira et al., 2022), visto que seus resultados permitem determinar a variabilidade espacial e temporal dos atributos e ainda mapear a interação dos fatores de perdas de solos. Essa técnica tem sido fundamental para o desenvolvimento de medidas de mitigação e manejo específico em áreas suscetíveis ao processo erosivo e de degradação do solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do local de estudo

A área de estudo está inserida na microbacia do Córrego Seco, que pertence a Bacia Hidrográfica do rio São Domingos que é definida como Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-15). Possui 220 ha e está localizada no município de Tabapuã, noroeste do Estado de São Paulo, cujas coordenadas em UTM (Universal Transversa de Mercator) são: longitudes 694000 m E e 703000 m E, latitudes 7679200 m N e 7674800 m N, fuso 22 K, Meridiano Central 51° WGr (Figura 2a).

O relevo local foi classificado como suave ondulado a ondulado (2 a 10%, Figura 2b), de acordo com as classes descritas por Barberi et al. (2012). A região está inserida na província geomórfica do Planalto Ocidental Paulista tendo como material de origem as unidades geológicas pertencentes às rochas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Adamantina. Esta formação se estende por vasta extensão no noroeste paulista e caracteriza-se pelos bancos de arenito de granulação fina a muito fina, sendo comum a ocorrência de seixos de argilito, cimento e nódulos carbonáticos.

O clima local, segundo a classificação de Koppen, é o denominado tropical quente úmido, tipo Aw, com estação seca no inverno e precipitação média anual de 1.350 mm.

A área de estudo apresenta um histórico de mais de 20 anos consecutivos com cultivo de cana-de-açúcar. Logo, a cobertura vegetal da área, na época da realização deste trabalho, era constituída por resíduos de cana-de-açúcar.

O solo da área foi classificado como Argissolo Vermelho eutrófico, conforme os critérios da Embrapa (2013). Ele apresenta em seu horizonte superficial (0,00 a 0,20 m) composição granulométrica média com 171 g kg⁻¹ de argila, 35 g kg⁻¹ de silte e 796 g kg⁻¹ de areia total e 1,6 % de Matéria orgânica.

a

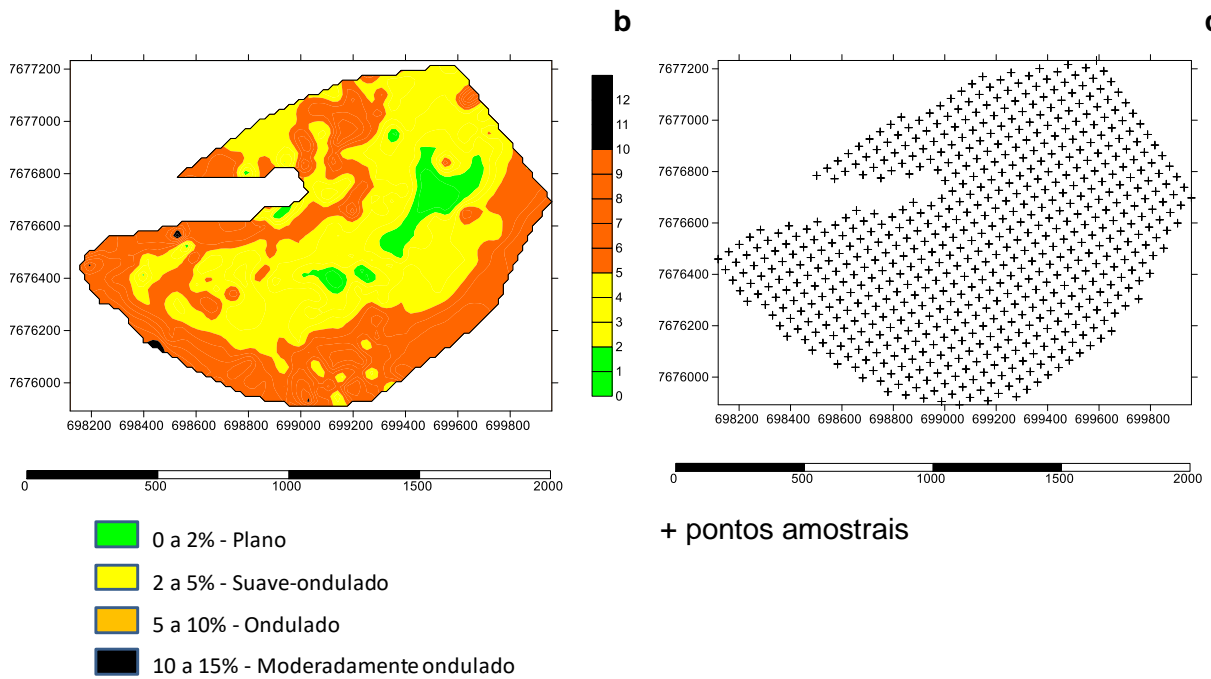
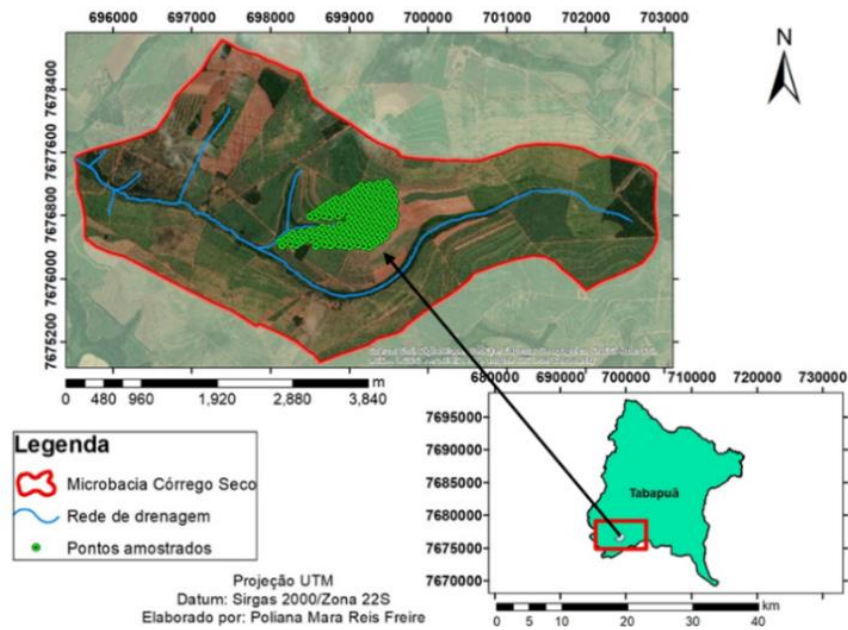


Figura 2. Área experimental na microbacia do Córrego Seco: a) localização (Adaptado de Freire, 2020); b) classes de declividade do relevo; c) 626 pontos amostrais.

3.2 Procedimentos de campo e laboratório

O solo local foi amostrado em pontos georreferenciados espaçados de 50 em 50 m, que gerou uma malha regular e um banco de dados de 626 pontos (Figura 2c). Para cada amostra dos 626 pontos a análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta, utilizando uma solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ como dispersante químico e a agitação mecânica de baixa rotação durante 16 h. As frações granulométricas foram separadas com base na classificação proposta pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia da Embrapa (1997).

Uma sequência de chuvas simuladas foi estabelecida em três parcelas de 3,50 m de largura por 11,00 m de comprimento na área de estudo, como recomendado por Iapar/Embrapa (1975), para determinar diretamente a erodibilidade do solo, fator K da USLE, cujo valor médio foi estabelecido em 0,0329 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ (valor referência de K, K_{ref}).

A erodibilidade do solo (fator K) também foi estimada indiretamente, para o horizonte A, por meio de dois métodos para os 621 pontos amostrais.

O primeiro método para estimar K foi proposto por Auerswald et al. (2014), o qual é uma aproximação do nomógrafo de Wischmeier et al. (1971). Este método visa corrigir o efeito de solos com altos teores de silte (≥ 70%) e matéria orgânica (≥ 4%), bem como a divergência de solos com erodibilidade muito baixa. Nesta proposta a erodibilidade do solo (K_A) é determinado por partes, em t ha⁻¹ h N⁻¹, como:

- Para Silt + AMF < 70%,

$$K_1 = 2,77 \times 10^{-5} \times (\text{Sil} + \text{AMF}) \times (100 - \text{Arg})^{1,114} \quad (11)$$

- Para Silt + AMF ≥ 70%,

$$K_1 = 1,75 \times 10^{-5} \times (\text{Sil} + \text{AMF}) \times (100 - \text{Arg})^{1,114} + 0,0024 \times (\text{Sil} + \text{AMF}) + 0,161 \quad (12)$$

- Para $MO < 4\%$,

$$K_2 = (12 - MO) / 10 \quad (13)$$

- Para $MO \geq 4\%$,

$$K_2 = 0,8 \quad (14)$$

- Para $K_1 \times K_2 > 0,2$,

$$K_A = K_1 \times K_2 + 0,043 \times (A - 2) + 0,033 \times (P - 3) \quad (15)$$

- Para $K_1 \times K_2 \leq 0,2$,

$$K_A = 0,091 - 0,34 \times K_1 \times K_2 + 1,79 \times (K_1 \times K_2)^2 + 0,24 \times K_1 \times K_2 \times A + 0,033 \times (P - 3) \quad (16)$$

em que, Sil+AMF é silte mais a areia muito fina,%; Arg é a argila, %, MO é a matéria orgânica, %; A é o código de estrutura do solo: muito pequena granular = 1, pequena granular = 2, média a grande granular = 3 e blocos, laminar ou maciça = 4; P é o código de permeabilidade do solo: muito rápida = 1, moderada a rápida = 2, moderada = 3, lenta a moderada = 4, lenta = 5, muito lenta = 6. Para uso na USLE como fator K, o valor K_A obtido deve ser dividido por 10 (dez) para ser expresso em $t h MJ^{-1} mm^{-1}$.

O segundo método utilizado foi a equação proposta por Denardin (1990):

$$K = 0,00000748 \times M + 0,004448059 \times p - 0,06631175 \times DMP + 0,01039567 \times X32 \quad (17)$$

em que, $M = \text{Novo silte} \times (\text{Novo silte} + \text{Nova areia})$; $p =$ permeabilidade codificada segundo Wischmeier et al. (1971); $DMP =$ diâmetro médio ponderado das partículas do solo inferiores a 2,00 mm, mm; $X32 = (\text{nova areia} \times MO) / 100$; Novo silte = silte + areia muito fina, %; Nova areia = areia muito grossa + areia grossa + areia média + areia fina, %.

Para a aplicação das equações 11 a 17 a taxa básica de infiltração de água no solo foi considerada igual a $27,36 \text{ mm h}^{-1}$, com base em resultados obtidos em condições de chuva simulada por Martins Filho (2007) na mesma área experimental. Com esta taxa de infiltração básica a classe de permeabilidade foi estabelecida como moderada a lenta, com código p igual a 4 (Tabela 1), segundo critérios de Wischmeier et al. (1971).

Tabela 1. Classe de codificação da permeabilidade do solo.

Classe de permeabilidade	Taxa básica de infiltração de água no solo (mm h^{-1})	Código de permeabilidade p
Muito rápida	> 250	1
Rápida a moderada	127 a 250	2
Moderada	63 a 127	3
Moderada a lenta	20 a 63	4
Lenta	5 a 20	5
Muito lenta	< 5	6

Fonte: Adaptado de Soil Survey Staff (1993).

A erodibilidade em entressulcos (K_i) foi estimada, a partir de atributos do solo, com equação proposta por Martins Filho (2007):

$$K_i = 1.863.273,279 + 32.014,52 \times N_{\text{sil}} - 16,151 \times M - 4.571,116 \times \text{Arg} - 98.856,025 \times \text{MO} \quad (18)$$

em que, N_{sil} é o Novo silte, %.

A equação 18 estabelecida por Martins Filho (2007), para os solos da área experimental utilizada no presente trabalho, foi obtida da análise dos resultados de chuvas simuladas em 2 campos experimentais: um localizado na meia encosta e outro na posição de ombro.

Com valores de K_i obtidos num Campo 3, em condições de chuva artificial, não utilizados por Martins Filho (2007), novas análises de regressão foram estabelecidas por *Stepwise* com os mesmos atributos validados por Martins Filho

(2007). A regressão escolhida foi a com maior R^2 , menor diferença média (MD) e menor erro padrão da estimativa normalizado (RMSE). Com a regressão obtida estimou-se valores de K_i utilizando-se 302 pontos aleatórios dos 626 estabelecidos por Sanchez (2003). Com estes resultados ajustou-se semivariograma a fim de verificar a dependência espacial de K_i . Testou-se após verificar a dependência espacial de K_i os métodos de KO (Krigagem ordinária) e SSG (Simulação sequencial gaussiana) para verificar a validade da distribuição espacial de K_i por KO e SSG. Para os testes de validação 274 pontos não utilizados para ajustar o semivariograma de K_i foram utilizados para validação de KO e SSG.

A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta, utilizando uma solução de NaOH 0,1N como dispersante químico e agitação com aparato de alta rotação (12.000 rpm) (Gee & Bauder, 1986). As frações granulométricas foram separadas com base na classificação proposta pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (Day, 1965). O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia da EMBRAPA (1979).

Em todo o texto os métodos indiretos, para estimar K (USLE), foram designados como: a) M1 - Equações 11 a 16 propostas por Auerswald et al. (2014); b) M2 - Equação 17 proposta por Denardin (1990).

3.3 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise da variância, segundo um DIC, sendo que, para as comparações múltiplas das médias, utilizou-se o teste de Duncan, a 5%. Análises de regressão também foram conduzidas entre erodibilidade em entressulcos e atributos do solo.

Uma análise geoestatística de K e K_i foi realizada seguindo-se metodologia descrita em Vieira et al. (1983) e Robertson (1998), em três etapas: 1) cálculo do semivariograma experimental; 2) escolha de modelo para ajustar o semivariograma, e 3) obtenção de valores das variáveis em estudo, em local não-amostrado, para interpolação através da krigagem. Para ajuste do semivariograma de K utilizou-se os 626 pontos amostrais. Já no ajuste do semivariograma de K_i , utilizou-se de 366 pontos, aleatoriamente escolhidos no espaço, à semelhança do realizado por

Gertner (2003). Os demais pontos dos 626 totais foram utilizados para obter estatísticas nos testes de validação dos métodos de krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG).

A variabilidade da erodibilidade do solo foi avaliada pela análise exploratória dos dados, calculando-se média, mediana, variância, coeficiente de variação, coeficiente de assimetria e coeficiente de curtose. A hipótese de normalidade dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov no programa Statistica (Statsoft, 1994). A dependência espacial foi analisada por meio de ajustes de semivariogramas (Vieira, 2000), com base na pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca, a qual foi estimada por:

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathbf{h})} [z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})]^2 \quad (19)$$

em que, $\hat{\gamma}(\mathbf{h})$ é a semivariância estimada, e $N(\mathbf{h})$ é o número de pares de valores observados $Z(\mathbf{x}_i)$, $Z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})$, separados pela distância \mathbf{h} .

O ajuste de modelos nos semivariogramas experimentais possibilitou definir os seguintes parâmetros: efeito pepita (C_0) – valor da semivariância quando $\mathbf{h} = 0$; alcance da dependência espacial (a) – valor de \mathbf{h} quando a semivariância se estabiliza próximo a um valor constante; patamar ($C_1 + C_0$) – valor da semivariância quando se obtém um valor constante próximo à variância dos dados. Foram ajustados aos dados os seguintes modelos:

a) esférico (Esf),

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = C_0 + C_1 [1,5 (\mathbf{h}/a) - 0,5 (\mathbf{h}/a)^3] \quad \text{para } 0 < \mathbf{h} < a \quad (20)$$

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = C_0 + C_1 \quad \text{para } \mathbf{h} > a \quad (21)$$

b) exponencial (Exp),

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = C_0 + C_1 [1 - \exp(-3\mathbf{h}/a)] \quad \text{para } 0 < \mathbf{h} < d \quad (22)$$

c) gaussiano (Gau),

$$\hat{y}(\mathbf{h}) = C_0 + C_1[1 - \exp(-3\mathbf{h}^2/a^2)] \quad (23)$$

em que, d é a máxima distância na qual o semivariograma é definido.

Todos os resultados da análise variográfica foram obtidos utilizando o software GS⁺ Versão 9.0 (Gama Design Software, 1998).

A razão entre o efeito pepita e o patamar $C_0/(C_0+C_1)$, expressa em porcentagem, permitiu a classificação do grau de dependência espacial, a qual, segundo Cambardella et al. (1994), é considerada forte se esta razão for $\leq 25\%$ do patamar, moderada quando ela está entre 25 e 75%, e fraca se a razão for $> 75\%$. O ajuste de modelos nos semivariogramas experimentais foi realizado no programa GS+ (Gama design software, 2004). Para dirimir dúvida na escolha do melhor modelo, para um mesmo semivariograma, adotaram-se como critérios a menor soma de quadrados do resíduo (SQR) e o melhor coeficiente de determinação (R^2).

Para a elaboração dos mapas da distribuição espacial das erodibilidades K e K_i utilizou-se da krigagem ordinária (KO). O valor da erodibilidade em local não amostrado \mathbf{x}_0 foi estimado como:

$$\hat{z}(\mathbf{x}_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(\mathbf{x}_i), \quad \text{com } \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (24)$$

em que, $\hat{z}(\mathbf{x}_0)$ é a estimativa de krigagem no ponto \mathbf{x}_0 ; $z(\mathbf{x}_i)$ - valores medidos em \mathbf{x}_i , $i = 1, 2, \dots, N$; λ_i - pesos da krigagem calculados com base no variograma ajustado, atribuídos aos valores vizinhos $z(\mathbf{x}_i)$ para estimar $z(\mathbf{x}_0)$.

Na implementação da simulação sequencial condicionada, para obtenção de valores em m posições não amostradas, seguiram-se as seguintes etapas: 1) Transformação dos z dados da distribuição das amostras disponíveis para uma distribuição gaussiana e a modelagem do variograma desses dados normalizados; 2) Definição de um caminho aleatório capaz de passar por todos os pontos; 3) Construção de uma função de densidade de probabilidade acumulada (fdpac), baseada nos pontos vizinhos com as amostras originais e previamente simuladas, e utilizar a KO para determinar a média e a variância da fdpac gaussiana em cada nó;

4) Sorteio de um valor da fdpac; 5) Adição do valor simulado ao conjunto de amostras, mais os pontos simulados anteriormente; 6) Repetição dos procedimentos de 1 a 4 para todos os pontos; 7) transporte dos valores simulados dentro do espaço original, permitindo confrontar conjunto de realizações com o modelo de histograma dos dados; 8) repetição dos procedimentos de 1 a 7 para as L realizações.

Para executar a SSG, como descrito anteriormente, utilizou-se o programa GS⁺ (Gama design software, 2004) para um número de realizações L igual a 5.000. O resultado final apresentado foi com base na média das 5.000 realizações.

Valores de K_i destinados ao processo de validação foram utilizados para avaliar os mapas de predições e das variâncias dessas predições, obtidos por KO e SSG, conforme Gertner (2003).

Para a elaboração e confecção de mapas, relacionados com a distribuição espacial das erodibilidades K e K_i , foi utilizado o programa GS⁺ (Gama design software, 2004).

Nos testes de calibração e validação de modelos, obtidos no presente estudo, foram utilizados parâmetros estatísticos apresentados por Loague & Green (1991) e Lengnick & Fox (1994) como:

- Erro padrão da estimativa normalizado (RMSE),

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n} \right]^{0,5} (100/O) \quad (25)$$

- Diferença média (MD),

$$MD = \sum_{i=1}^n (P_i - O_i) / n \quad (26)$$

em que, O_i é o valor observado; P_i é o valor predito ou provável; i é o índice de 0 a n ; n é o espaço amostral, e O é a média dos valores observados.

O RMSE é semelhante ao coeficiente de variação e foi utilizado para comparar a acurácia da simulação para os tratamentos. Quando o MD apresentou

sinal (+) ou (-), foi assumido que os valores preditos, em média, superestimavam ou subestimavam os valores observados, respectivamente.

Como não há um padrão para a validação de modelos, quando os valores preditos e observados eram os mesmos, considerou-se que os parâmetros estatísticos RMSE e MD assumem valores iguais a 0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de K estimados pelas Eq. 11 a 16 (M_1) e Eq. 17 (M_2) apresentaram, nesta ordem, valores variando de 0,0145 a 0,0336 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ e 0,0191 a 0,0482 t h MJ⁻¹ mm⁻¹. O erro padrão de 0,0001 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ foi obtido com M_1 e 0,0002 t h MJ⁻¹ mm⁻¹ para M_2 . Nota-se que os valores da média e mediana de K são próximos, considerando-se um mesmo método. Os valores de K obtidos pelos métodos M_1 e M_2 estão de acordo com valores apresentados por Mannigel et al. (2002) para Argissolos no Estado de São Paulo (0,0178 a 0,0466 t h MJ⁻¹ mm⁻¹).

De acordo com a classificação do coeficiente de variação (CV) proposta por Warrick e Nielsen (1980), a variável K na profundidade de 0,00 a 0,20 m, com M_1 e M_2 , apresentou baixa variabilidade (Tabela 2). Mesmo que os valores de CV sejam moderados, segundo Sanchez et al. (2009) este não é bom indicador da variabilidade espacial de atributos do solo. Porém, na mesma área do presente trabalho, Sanchez et al. (2009) observaram que para todos os atributos físicos (Argila, silte, areia e espessura horizontes A+E) e químicos (Ca, Mg, Mo, V% e CTC) estudados as formas do relevo foram bons indicadores da variabilidade dos atributos do solo, pois os maiores coeficientes de variação foram observados na pedofoma côncava em relação à pedofoma convexa.

Os coeficientes de assimetria e curtose para K não são próximos de zero com o M_1 , o que caracteriza uma distribuição assimétrica positiva. No caso de K obtido com M_2 a assimetria ficou próxima de zero, enquanto a curtose não.

Verifica-se na Tabela 2 que os valores de K obtidos com M_1 não apresentaram distribuição normal (K-S, $p < 0,01$). Já os valores de K obtidos com M_2 apresentaram distribuição normal (K-S, $p > 0,05$).

A normalidade dos dados não é uma exigência da geoestatística, é conveniente apenas que a distribuição não apresente caudas muito alongadas, o que poderia comprometer as estimativas da krigagem, as quais são baseadas nos valores médios (Isaaks e Srivastava, 1989 e Warrick e Nielsen, 1980). Mais importante que a normalidade dos dados é a ocorrência do efeito proporcional em que a média e a variância dos dados não sejam constantes na área de estudo

(Souza et al., 2004). Tal fato não ocorreu no presente estudo, tendo em vista que o semivariograma para K obtido com M_2 apresentou patamar bem definido.

Tabela 2. Estatística descritiva dos valores de erodibilidade estimados por métodos indiretos em $t h MJ^{-1} mm^{-1}$.

Variável	K (M_1)	K (M_2)
Número pontos (n)	626	626
Média	0,0189	0,0327
Mediana	0,0182	0,0326
Mínimo	0,0145	0,0191
Máximo	0,0336	0,0482
Erro padrão	0,000119	0,000167
Coeficiente de variação (%)	15,7	12,8
Assimetria	1,44	0,05
Curtose	2,87	1,32
d	0,10583 ($p < 0,01$)	0,04839 ($p > 0,05$)

M_1 - Equações 11 a 16 propostas por Auerswald et al. (2014); M_2 - Equação 17 proposta por Denardin (1990); d é a estatística do teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (K-S). Fonte: próprio autor.

Comparando-se as médias de $K(M_1)$ e $K(M_2)$ com K_{ref} de $0,0329 t h MJ^{-1} mm^{-1}$ obtido por método direto (valor referência de K, K_{ref}), observa-se que a média $K(M_1)$ foi significativamente diferente de K_{ref} (Teste t, $p < 0,05$, Tabela 3). Já $K(M_2)$ não diferiu significativamente de K_{ref} (Tabela 3), o que sugere ser o método M_2 melhor estimador de K para o solo da área de estudo.

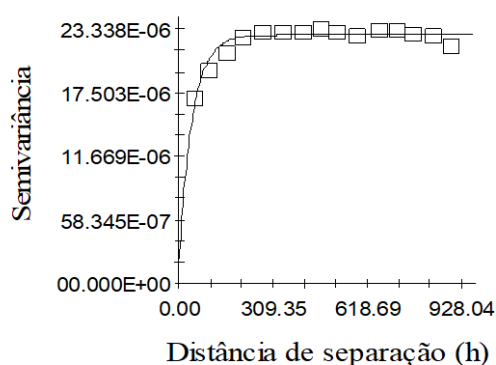
Tabela 3. Teste de t de média contra média referência para valores de erodibilidade.

Variável	Média	n	Erro Padrão			
				K_{ref}	t	p
K (M ₁)	0,0189	626	0,000119	0,0329	-117,95	0,00
K (M ₂)	0,0327	626	0,000167	0,0329	-1,04	0,30

M₁ e M₂ - erodibilidades estimadas em t h MJ⁻¹ mm⁻¹ pelo método de Auerswald et al. (2014) e Equação proposta por Denardin (1990), respectivamente; n – número de pontos; K_{ref} – erodibilidade determinada com chuva simulada, método direto, em em t h MJ⁻¹ mm⁻¹; t - Teste t, p < 0,05; p – probabilidade. Fonte: próprio autor.

O resultado da análise geoestatística (Figura 3) demonstra que a variável analisada apresentou dependência espacial na profundidade de 0,00 a 0,20 m. O modelo ajustado para o semivariograma da erodibilidade, com base no menor valor da soma de quadrado dos resíduos (SQR) e no maior valor do coeficiente de determinação (R²), foi o exponencial. Para atributos do solo como areia, silte, argila e espessura dos horizontes A+E, Sanchez et al. (2009) também ajustaram semivariograma ao modelo exponencial, na mesma área de estudo do presente trabalho. Estes atributos sabidamente influenciam a erodibilidade do solo como descrito por Wischmeier et al. (1971), Denardin (1990) e Auerswald et al. (2014).

A relação $C_0/(C_0+C)$ mostrou que a variável estudada apresentou dependência espacial forte (Figura 3). Na profundidade de 0,00 a 0,20 m, o alcance para a variável K foi de 135 m, indicando possível maior descontinuidade na distribuição espacial das propriedades do solo que afetam a erodibilidade na camada de 0,00 a 0,20 m. Esta possibilidade tem por referência resultados de Sanchez et al. (2009), obtidos na mesma área do presente trabalho, que determinaram valores de alcance (a) da ordem 279 a 457 m para fatores relativos à erosão como perdas de solo, risco de erosão (RE) e potencial natural de erosão (PNE). Logo, valores superiores aos determinados para a erodibilidade (Figura 3).



Modelo	Efeito pepita	Patamar	Alcance	1	2	3
	C_0	C_0+C	a	$C_0/(C_0+C)$	SQR	R^2
Exponencial	0,000002	0,000023	135	8,7	$5,1 \times 10^{-12}$	0,89

1 - $C_0/(C_0+C)$ = grau de dependência espacial; 2 - SQR = Soma de quadrado dos resíduos; 3 - R^2 = coeficiente de determinação.

Figura 3. Semivariograma para erodibilidade do solo (K) obtida com o método M_2 .
Fonte: próprio autor.

Os valores de erodibilidade de $0,019$ a $0,029 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ pertencem a classe de erodibilidade do solo média ocupando $1,4\%$ da área e os superiores a $0,029 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ a classe alta de erodibilidade, segundo critérios de Mannigel et al. (2002). Os valores de $K > 0,039 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ não parecem estar associados à forma do relevo (Côncavo ou Convexo, Figura 4) e ocupam $6,2\%$ da área. Valores de K na faixa de $0,029$ a $0,039 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, classe alta de erodibilidade, ocupam $92,4\%$ da área total. Este fato é relevante, pois no total $98,6\%$ da área apresenta valores de erodibilidade classe alta. Portanto, no planejamento de uso e manejo do solo da área o conhecimento da distribuição espacial da erodibilidade local é primordial para a conservação do solo e da água. Isto pode permitir estimar perdas de solo por erosão em função do uso e manejo do solo.

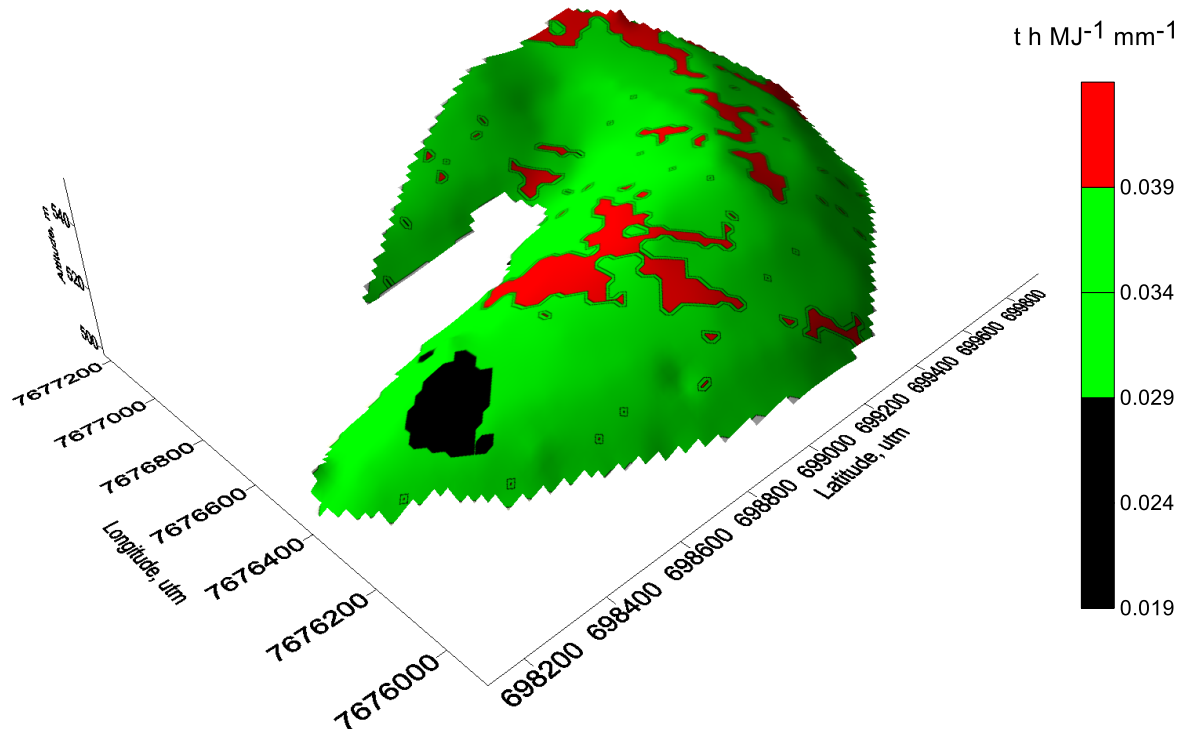


Figura 4. Distribuição espacial da erodibilidade do solo (K). Fonte: próprio autor.

A erodibilidade em entressulcos (K_i) foi correlacionada com os diferentes atributos físicos e químicos do solo obtidos nos Campos 1, 2 e 3. O propósito foi encontrar equações com coeficientes de determinação $\geq 0,60$ utilizando no máximo 5 atributos do solo para estimar K_i , como realizado por Martins Filho (2007). Os resultados obtidos, os quais são representados pelas equações de (27) a (29) (Tabela 4), demonstram que atributos do solo como argila, silte, areia muito fina, N_{areia} e MO afetam a erodibilidade em entressulcos, o que é corroborado por trabalhos de Flanagan e Livingston (1995), Martins Filho (1999) e Martins Filho (2007).

Tabela 4. Parâmetros estimados para modelar a erodibilidade em entressulcos (K_i) em função de atributos do solo.

Coeficientes	Modelo: $K_i = \alpha + \beta N_{\text{sil}} + \chi M_d + \delta \text{Argila} + \varepsilon \text{MO}$		
	Equação (27)	Equação (28)	Equação (29)
α	1.973.131,65	1.603.473,74	2.233.529,99
β	17067,077	27.478,78	30.086,50
χ	—	-10,806	-15,116
δ	—	—	-4.328,65
ε	-135.332,56	133.816,98	-111.212,64
R^2	0,95**	0,96**	0,96**
RMSE	9,152	8,834	8,254
MD	$8,635 \times 10^{-16}$	$3,528 \times 10^{-15}$	$2,220 \times 10^{-16}$

Em que, N_{sil} = novo silte = silte + areia muito fina (g kg^{-1}); $M_d = N_{\text{sil}} (N_{\text{sil}} + N_{\text{areia}})$, $N_{\text{areia}} = \text{areia total} - \text{areia muito fina}$ (g kg^{-1}); $\text{MO} = \text{matéria orgânica}$ (g dm^{-3}); R^2 = coeficiente de determinação da regressão; $\text{RMSE} = \text{erro-padrão da estimativa normalizado}$ (%); $\text{MD} = \text{diferença média}$ (kg s m^{-4}); ** significativo a 1% de probabilidade. Fonte: próprio autor.

A Eq. 29 foi selecionada para estimar valores de K_i ponto a ponto a partir da malha estabelecida na área deste estudo por Sanchez (2003). Ela foi a que apresentou melhor desempenho com os parâmetros R^2 , RMSE e MD, em relação às demais Eq. (27 e 28), ou seja, maior R^2 , menor RMSE e menor MD. Embora o MD obtido com a Eq. 29 seja o menor, o seu sinal negativo, segundo Lengnick e Fox (1994), indica que os valores estimados subestimam os valores observados.

Os valores de K_i estimados com as Eq. 18 e 29 apresentaram distribuição normal, segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov (Figura 5). Os valores da média e mediana para K_i são próximos, o que demonstra uma distribuição simétrica dos valores de K_i com o uso das Eq. 18 e 28. A assimetria e a curtose também dão suporte a uma distribuição normal dos valores de K_i (Figura 5). Adotando-se o

critério de classificação para o coeficiente de variação (CV), proposto por Warrick e Nielsen (1980), observa-se nas Figuras 5a e 5b que a variabilidade dos valores de K_i pode ser considerada como média ($12\% \leq CV \leq 24\%$).

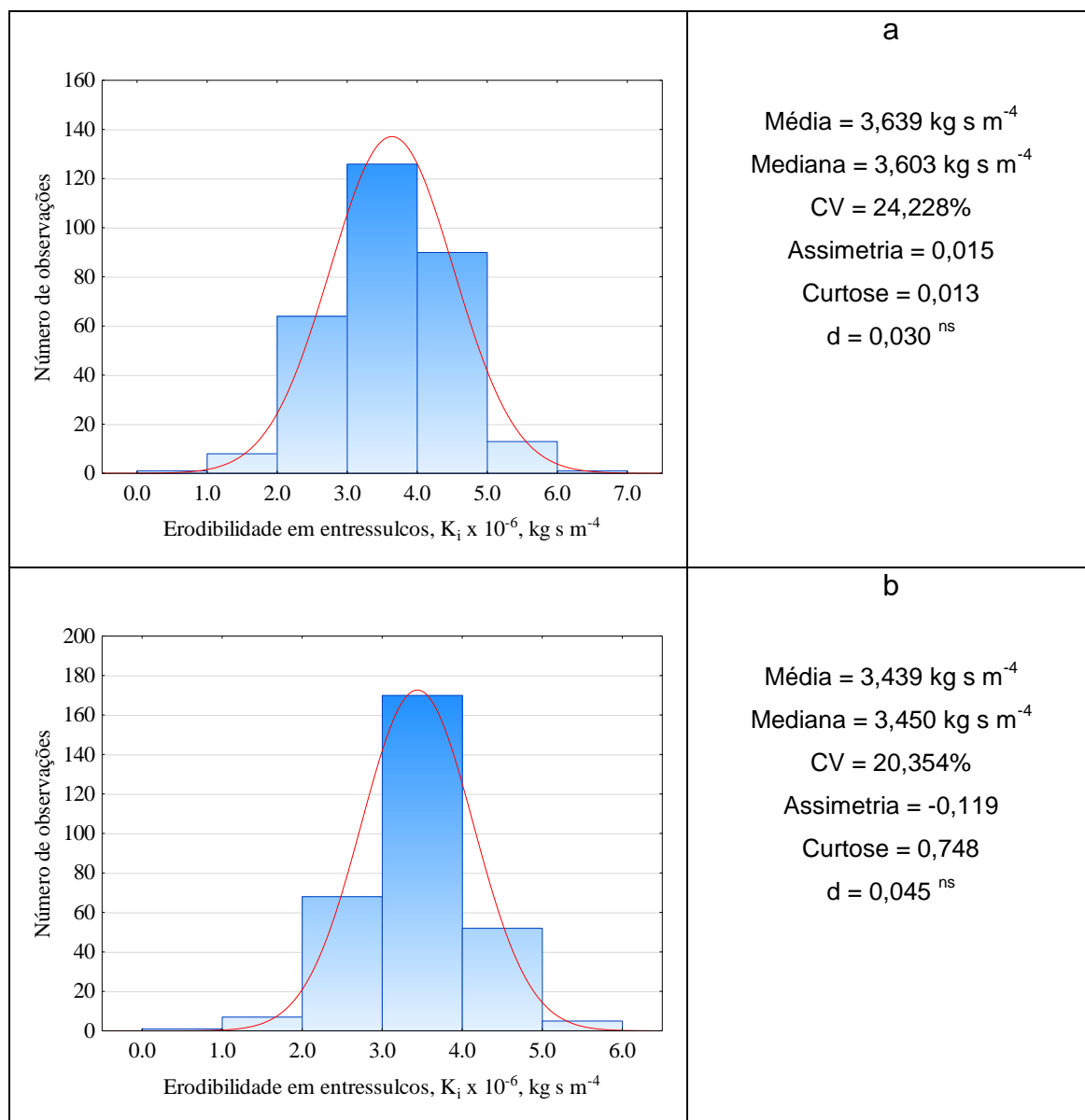
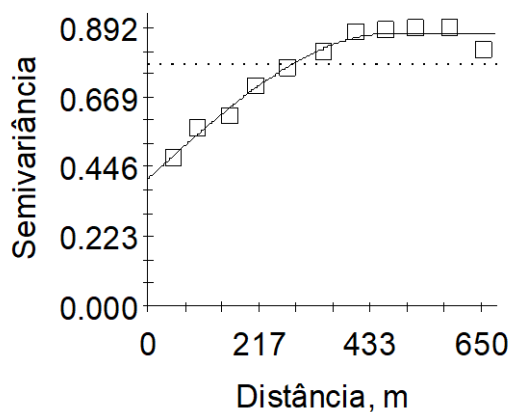


Figura 5. Histograma de distribuição e estatísticas descritivas para a erodibilidade em entressulcos (K_i): a) Eq. 18; b) Eq. 29. Em que, CV é o coeficiente de variação; d é a estatística do teste de Kolmogorov-Smirnov; ns é não significativo a 5% de probabilidade. n = 303. Fonte: próprio autor.

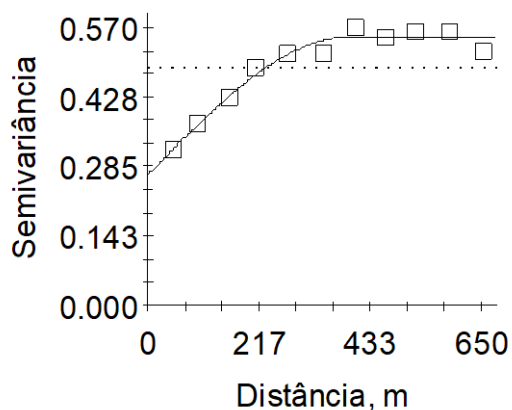
Com os valores de K_i estimados com as Eq. 18 e 29 foram estabelecidos os semivariogramas apresentados na Figura 6, os quais demonstraram que a erodibilidade em entressulcos apresentou dependência espacial.

a



Esf. $(0,367-0,853-447-0,98-5,250 \times 10^{-3})$

b



Esf. $(0,267-0,550-394-0,96-2,590 \times 10^{-3})$

Figura 6. Semivariograma para a erodibilidade em entressulcos (K_i): a) Eq. 18; b) Eq. 29. Esf. (C_0 ; $C+C_0$; a ; R^2 ; SQR) é o modelo esférico ajustado, C_0 = efeito pepita, C_0+C = patamar, a = alcance, R^2 = coeficiente de determinação, SQR = Soma de quadrado dos resíduos. Fonte: próprio autor.

O modelo ajustado para os semivariogramas de K_i foi o esférico (Figura 6). A erodibilidade em entressulcos apresentou coeficiente de determinação do teste de validação cruzada igual a 0,98 (Figura 6a) e 0,96 (Figura 6b). A variância não explicada ou ao acaso, efeito pepita (C_0), frequentemente causada por erros de medições ou por variações dos atributos que não podem ser determinadas na escala de amostragem (Trangmar et al., 1985), não apresentaram valores expressivos, como obtido por Martins Filho (2007) na mesma área deste estudo. A relação $C_0/(C_0+C)$ apresentou valores iguais 0,430 no caso da Figura 6a e 0,485 para a Figura 6b, o que demonstrou ter K_i um moderado grau de dependência espacial segundo critérios de Cambardella et al. (1994). Os alcances para K_i foram de 447 e 394 m, os quais são da mesma ordem de grandeza e próximos a valor estabelecido de 430 m por Martins Filho (2007).

Como valores de K_i foram estimados com a Eq. 29, a partir de atributos como argila, silte, areia muito fina e matéria orgânica, verificou-se a exemplo de Martins Filho (2007) que o alcance da erodibilidade em entressulcos foi superior àquele estabelecido por Sanchez (2003) para silte ($a = 144$ m), areia muito fina ($a = 393$ m) e matéria orgânica ($a = 308$ m) na camada de 0,00 a 0,20 m na mesma área do presente estudo. Nessa mesma profundidade, com base em Sanchez (2003), o alcance de K_i foi inferior ao da argila ($a = 549$ m).

Foi observado por Sanchez (2003) existir maior continuidade na distribuição dos atributos do solo na sua camada superficial (0,00 a 0,20 m), na área estudada, condicionada por maiores taxas de intemperismo das camadas superiores, como descrito por Buol et al. (1997). Isto pode ter contribuído para aumentar o alcance da dependência espacial de atributos físicos e químicos de 0,00 a 0,20 m em relação a 0,60 a 0,80 m de profundidade (Sanchez, 2003). A variabilidade espacial de atributos do solo pode ser influenciada por fatores intrínsecos e extrínsecos (Cambardella et al. (1994). Como pode ser observado os valores de K_i são uma função de atributos do solo (Tabela 4).

A erodibilidade em entressulcos apresentou estrutura de dependência espacial, o que permitiu com os parâmetros dos semivariogramas ajustados (Figura 6) estimar e simular valores em locais não amostrados, pelos métodos da krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG) (Figuras 7 e 8).

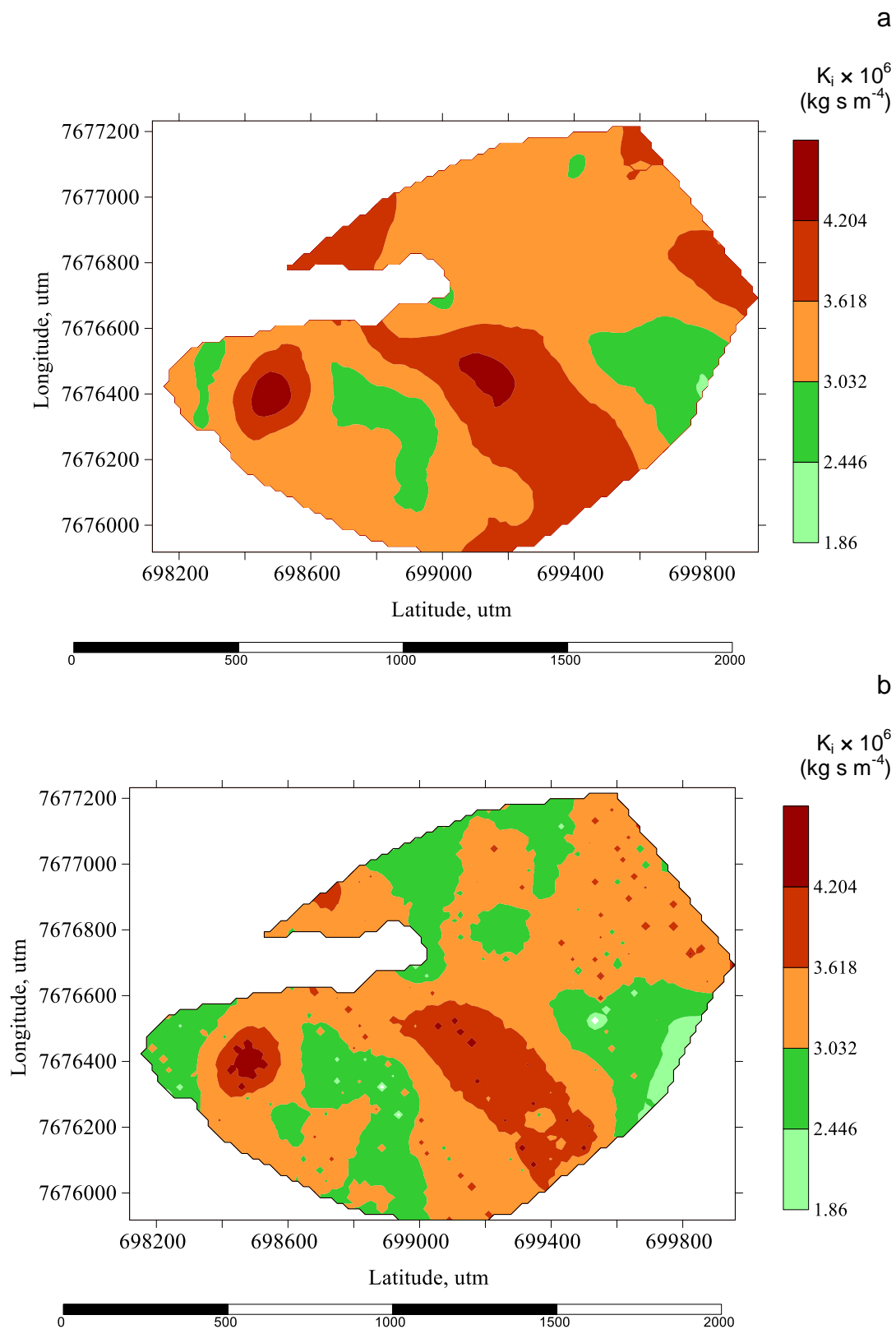


Figura 7. Padrão espacial da erodibilidade em entressulcos estimada pela Eq. 29: a) krigagem ordinária (KO); b) simulação sequencial gaussiana (SSG). Fonte: próprio autor.

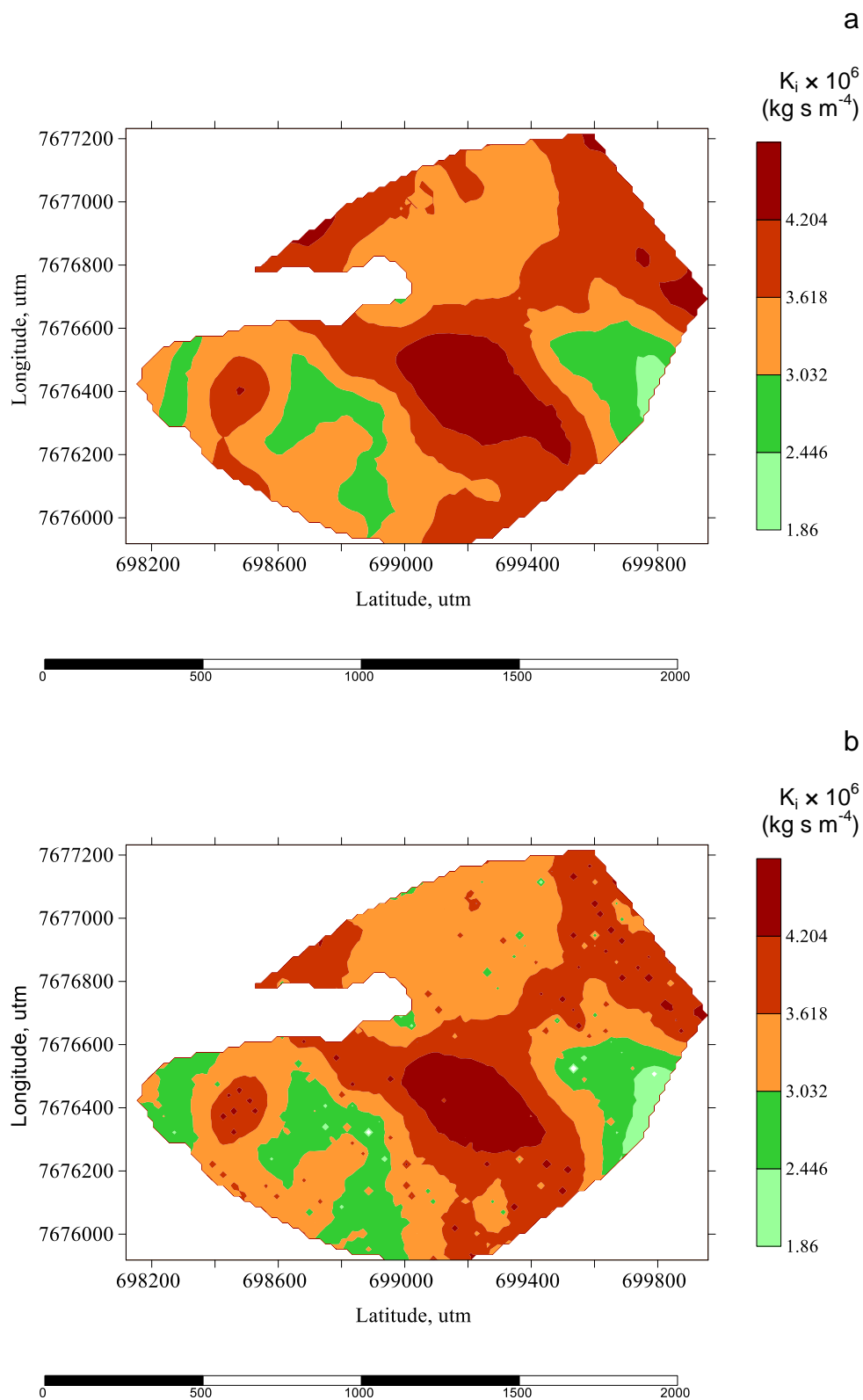


Figura 8. Padrão espacial da erodibilidade em entressulcos estimada pela Eq. 18: a) krigagem ordinária (KO); b) simulação sequencial gaussiana (SSG). Fonte: próprio autor.

Como K_i apresentou estrutura espacial, os parâmetros do modelo ajustado foram utilizados para estimar e simular valores em locais não amostrados pelos métodos da krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG), cujos resultados são apresentados na Figura 7 e 8. Elas demonstram a distribuição espacial de K_i . Observa-se que as Figuras 7a e 7b, 8a e 8b apresentam algumas semelhanças.

É possível observar que a krigagem tendeu a suavizar detalhes locais (Figura 7 e 8), por superestimar valores altos ($3,618 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4} \leq K_i \leq 4,204 \text{ kg s m}^{-4}$) e extremamente altos ($K_i > 4,204 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$) e, também, por subestimar valores baixos ($K_i \leq 3,032 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$), em relação aos valores de K_i obtidos com SSG (Tabela 5). A ocorrência de valores de K_i entre $2,446 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$ e $3,032 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$ foi maior com a SSG (Eq. 29) que as apresentadas por KO e SSG (Figura 7 e 8, Tabela 5). Na Figura 8b, a faixa de valores de $K_i \geq 3,618 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$ é maior por KO e SSG (Eq. 18) que as estimadas por KO e SSG (Eq. 29). Os valores de K_i obtidos na presente pesquisa são semelhantes, quanto a ordem de grandeza, com os resultados encontrados por Franco et al. (2012), o qual obteve K_i médio de $1,82 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$ e por Bezerra e Cantalice (2006), K_i médio de $1,87 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$, ambos trabalhando com Argissolos.

Tabela 5. Faixa de valores de ocorrência de erodibilidade em entressulcos estimadas por KO e SSG e percentagem de ocorrência em relação a área total amostrada.

$K_i \times 10^{-6}$	KO (Eq. 29)	SSG (Eq. 29)	KO (Eq. 18)	SSG (Eq. 18)
Kg s m^{-4}	%	%	%	%
1,86 - 2,446	0,10	1,61	0,76	1,46
2,446 - 3,032	12,07	28,76	11,84	15,88
3,032 - 3,618	60,56	56,21	40,08	42,36
3,618 - 4,204	25,22	12,52	37,17	32,67
> 4,204	2,05	0,88	10,14	7,62

KO = krigagem ordinária e de simulação sequencial gaussiana (SSG). Fonte: próprio autor.

Os métodos de krigagem ordinária (KO) e de simulação sequencial gaussiana (SSG) foram comparados em termos de média, variância, diferença média e erro-padrão da estimativa normalizado (Tabela 6), com o intuito de avaliar o uso delas representação da distribuição espacial da erodibilidade em entressulcos na área estudada.

Observou-se a partir de teste de validação que as previsões e variâncias para KO e SSG são praticamente as mesmas (Tabela 6). Os sinais negativos para a DM obtidos com a SSG e positivos para KO sugerem, em média, que os valores preditos superestimam e subestimam os valores observados, respectivamente. Em função dos resultados apresentados, é possível inferir que a KO (Eq. 29) e a SSG (Eq. 29) apresentaram os menores RMSE, ou seja, maiores acuracidades quanto aos valores simulados em relação aos observados para K_i , concordando com resultados obtidos por Wang et al. (2002b) quanto à erosividade das chuvas e, ainda, por Gertner (2003) para área basal e K_i (Martins Filho, 2007).

Tabela 6. Comparação de parâmetros estatísticos na validação dos métodos de krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG), com base em 274 pontos amostrais, aleatoriamente distribuídos na área estudada.

Modelo	Método	Média	Variância	DM	RMSE
Eq. 29	KO	3,424	0,097	0,012 z	13,571
Eq. 18		3,609	0,181	0,047 z	15,121
Eq. 29	SSG	3,193	0,098	-0,219 z	14,901
Eq. 18		3,507	0,175	-0,054 z	15,376

DM = diferença média; e RMSE = erro-padrão das estimativas normalizado. z = não difere de zero, pelo teste t ($p < 0,05$). Fonte: próprio autor.

A distribuição espacial da erodibilidade em entressulcos obtida com a KO ou com a SSG, têm potencial para gerar valores de K_i com maior acurácia, o que permite não seguir o padrão tradicional já criticado por Parysow et al. (2003), ou seja, o procedimento de adotar um único valor de erodibilidade para representar

uma classe toda de solo. Evidencia-se, portanto, que tal procedimento tradicional não considera a variabilidade espacial das propriedades do solo, a qual tem um importante efeito na modelagem de processos e de propriedades como a erodibilidade (Wang et al., 2001; Parysow et al., 2003). Tal fato é fortemente apontado no presente estudo pelos resultados aqui apresentados e discutidos.

5. CONCLUSÕES

A erodibilidade do solo pode ser estimada indiretamente considerando-se atributos do solo como textura, permeabilidade, teor de matéria orgânica, visto que em média esta não diferiu do valor médio de referência, o qual foi obtido com método direto utilizando chuva simulada. O fator K estimado apresenta estrutura de dependência espacial, o que permitiu verificar sua distribuição espacial na área de interesse utilizando técnicas geoestatísticas. Variações da erodibilidade em entressulcos refletem a tendência de mudanças de propriedades do solo. Atributos do solo como teor de matéria orgânica, silte, areia muito fina e argila afetam a erodibilidade em entressulcos (K_i) que apresenta moderado grau de dependência espacial na área de estudo. A distribuição espacial da erodibilidade em entressulcos obtida com krigagem ordinária (KO) e simulação sequencial gaussiana (SSG) demonstram existir maior variabilidade local numa mesma classe de solo. O procedimento adotado para a predição do padrão espacial na obtenção da erodibilidade em entressulcos com a KO e SSG tem potencial para gerar valores de K_i com alta acuracidade. O acesso a cenários da distribuição espacial da erodibilidade em entressulcos pode ser utilizado para propósitos de planejamento local, quanto à conservação do solo e da água.

6. REFERENCIAS

- Ahmadi M, Minaei M, Ebrahimi O, Nikseresht M (2020) Evaluation of WEPP and EPM for improved predictions of soil erosion in mountainous watersheds: A case study of Kangir River basin, Iran. **Modeling Earth Systems and Environment** 6:2303–2315.
- Almorox AJ, Bermudez FL, Rafaelli S (2010) **La degradacion de los suelos por erosion hídrica: métodos de estimacion**. Murcia: Universidade de Murcia. 384 p.
- Alves WS, Martins AP, Morais WA, Pôssa EM, Castro RM, Moura DMB (2022) USLE modelling of soil loss in a Brazilian cerrado catchment. **Remote Sensing Applications: Society and Environment** 27:100788.
- Aneseyee AB, Elias E, Soromessa T, Feyisa GL (2020) Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment** 728:138776.
- Angulo-Martínez M, Beguería S, Navas A, Machín J (2012) Splash erosion under natural rainfall on three soil types in NE Spain. **Geomorphology** 175:38e44.
- Antunes TA (2015) **Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Alto Canoas através do modelo SWAT**.130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - UFES, Lages.
- Aouichaty N, Bouslihim Y, Hilali S, Zouhri A, Koulali Y (2022) Estimation of water erosion in abandoned quarries sites using the combination of RUSLE model and geostatistical method. **Scientific African** 16:e01153.
- Aquino CMS, Oliveira JGB (2017) Estimativa do fator erodibilidade (K) das associações de solos do estado piauí descritas em Jacomine (1986). **GEOTemas** 7: 26-36.
- Auerswald K, Fiener P, Dikau R (2009) Rates of sheet and rill erosion in Germany-A meta-analysis. **Geomorphology** 111:182e193.
- Auerswald K, Fiener P, Martin W, Elhaus D (2014) Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling: an alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibility values. **Catena** 118:220–225.
- Bagarello V, Di Piazza GV, Ferro V, Giordano G (2008) Predicting unit plot soil loss in Sicily, south Italy. **Hydrological Processes** 22:586-595.
- Ban YY, Lei TW (2022) Mathematical method for physics-based rill erosion process using detachment and transport capacities. **Scientific Reports** 12(1):4812.
- Bandara JS, Chisholm A, Ekanayake A, Jayasuriya S (2001) Environmental Cost of Soil Erosion in Sri Lanka: Tax/Subsidy Policy Options. **Environmental Modelling & Software** 16:497–508.

Barberi A, Dos Santos HG, Oliveira IEA, Gomes MF (2012) **Elaboração de Mapas Temáticos no Quantum GIS**. 5. ed. [S.l.]: INCRA. Curso do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária.

Bertol OJ, Rizzi NE, Bertol I, Roloff G (2007) Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 31:781-792.

Bezerra AS, Cantalice JRB (2006) Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo sob cultivo da cana-deaçúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 30:565-573.

Bircher P, Liniger HP, Kupferschmied, Prasuhn V (2021) Tools for USLE-CP- factor calculation and actual erosion risk on field block level for Switzerland. **MethodsX** 8:2215-0161.

Bonilla CA, Johnson OI (2012) Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. **Geoderma** 189:116-123.

Borselli L, Torri D, Poesen J, Iaquina P (2012) A robust algorithm for estimating soil erodibility in different climates. **Catena** 97:85-94.

Brito WBM, Campos MCC, Brito Filho EG, Lima AFL, Cunha JM, Silva LI, Santos LAC, Mantovanelli BC (2020) Dynamics and spatial aspects of erodibility in Indian Black Earth in the Amazon, Brazil. **Catena** 185:104281.

Buol SW, Hole FD, Mccracken RJ, Southard RJ (1997) **Soil genesis and classification**. Ames: Iowa State University Press, 527 p.

Camargo ECG, Druck S, Câmara G (2004) Análise espacial de superfícies. In: Druck S, Carvalho MS, Câmara G, Monteiro AMV (Ed.) **Análise espacial de dados geográficos**. Brasília: Embrapa Cerrados, p. 79-122.

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

Cantón Y, Solé-Benet A, De Vente J, Boix-Fayos C, Calvo-Cases A, Asensio C, Puigdefábregas J (2011) A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid South-Eastern Spain. **Journal of Arid Environments** 75:1254–1261.

Cerdà A (1998) Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. **Catena** 32:73-86.

Chen S, Zhang G, Zhu P, Wang C, Wan Y (2023) Impact of land use type on soil erodibility in a small watershed of rolling hill northeast China. **Soil and Tillage Research** 227:105597.

Cheng QJ, Cai QG, Ma WJ (2008) Comparative study on rain splash erosion of representative soils in China. **Chinese Geographical Science** 18:155e161.

Colombo TC, Corseuil CW, Back AJ, Mamedio FMP, Sehnem M, Bellettini A (2016) Estimativa de vazão de uma Bacia Hidrográfica do Sul de Santa Catarina com modelagem distribuída. In: SIMPÓSIO DE INTEGRAÇÃO TECNOLÓGICA DO SUL CATARINENSE, **Resumos...** Araranguá: SICT-Sul, p.1-7.

Corral-Pazos-de-Provens E, Rapp-Arrarás I, Domingo-Santos JM (2023) The USLE soil erodibility nomograph revisited. **International Soil and Water Conservation Research** 11:1-13.

Costa CW, Lorandi R, Lollo JÁ, Santos VS (2019) Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. **Groundwater for Sustainable Development** 8:10-23.

Couto Júnior AP, Conceição FT, AM Fernandes AM, Spatti Junior EP, Lupinacci CM, Moruzzi RB (2019) Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **Catena** 172:313-323.

Denardin JE (1990) **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 122 f. Tese (Doutorado em Nutrição de Plantas) –ESALQ, Piracicaba.

Devatha CP, Deshpande V, Renukaprasad MS (2015) Estimation of Soil loss Using USLE Model for Kulhan Watershed, Chattisgarh- A Case Study. **Aquatic Procedia** 4:1429-1436.

Dumas J (1965) Relation entre l'érodibilité des sols et leurs caractéristiques analytiques. **Cahiers ORSTOM - Série Pédologie** 3:307-333.

El-Swaify SA, Dangler EW (1977) Erodibilities of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters. In: NATIONAL CONFERENCE ON SOIL EROSION, WEST LAFAYETTE. **Proceedings**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, p.105-110.

EMBRAPA (1979) **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro: Embrapa, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Disponível em:<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/213515/1/Manual-de-metodos-de-analise-de-solo-1979.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2023.

EMBRAPA (1997) **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

EMBRAPA (2013) **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa.

FAO - Food and Agriculture Organization (2011). **The state of the world's land and water resources for food and agriculture: Managing systems at risk**. Abingdon: Earthscan and FAO.

Fernandez-Raga M, Palencia C, Keesstra S, Jordan A, Fraile R, Angulo-Martínez M, Cerda A (2017). Splash erosion: A review with unanswered questions. **Earth-Science Reviews** 171:463e477.

Ferreira C (2013) O mundo (im)perfeito dos modelos de erosão. **Revista da Faculdade de Letras-Geografia** 2:51-82.

Fiener P, Neuhaus P, Botschek J (2013) Long-term trends in rainfall erosivity: analysis of high resolution precipitation time series (1937–2007) from western Germany **Agricultural and Forest Meteorology** 171:115-123.

Fiorese CHU (2020) Vulnerabilidade atual e natural à erosão do solo na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Floresta, no município de Cachoeiro de Itapemirim, Espírito Santo, Brasil. **Labor & Engenho**.14:1-13.

Flanagan DC, Gilley JE, Franti TG (2007) Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements. **Trans ASABE** 50:1603–1612.

Flanagan DC, Livingston SJ (1995) **USDA - Water erosion prediction project: WEPP user summary**. West Lafayette: National Soil Research Laboratory & USDA - Agricultural Research Service, p. 25-26. (Report, 11).

Foster GR, Flanagan DC, Nearing MA, Lane LJ, Risse LM, Finkner SC (1995) Hillslope erosion component USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation. **National Soil Erosion Research Laboratory** p. 10.1.

Franco AMP, Cassol EA, Pauletto EA, Inda AV (2012) Erodibilidade do solo em entressulcos determinada experimentalmente e por modelos matemáticos em um argissolo vermelho. **Revista Brasileira de Agrociência** 18:175-187.

Freire PMR (2020) **Produção de sedimentos na microbacia do córrego seco em Tabapuã SP**. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – UNESP, Jaboticabal.

Fu Y, Li GL, Zheng TH, Li BQ, Zhang T (2017) Splash detachment and transport of loess aggregate fragments by raindrop action. **Catena** 150:154e160.

Furegatti AS (2012) **Avaliação da variabilidade das características geotécnicas relacionadas aos processos erosivos com ensaios in situ**. 2012. 467 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - USP, São Carlos.

GAMMA DESIGN SOFTWARE (2004) **GS+**: geostatistics for the environmental sciences. Plainwell: Gamma Design Software.

Garbiate MV, Vitorino ACT, Tomasini BA, Bergamin AC, Panachuki E (2011) Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 35: 2145-2155.

Gee GW, Bauder JW (1986) Particle-size analysis. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. 2nd. ed. Madison: ASA. p. 383-411, Part 1. (Agronomy Monography, 9).

Gelagay HS, Minale AS (2016) Soil loss estimation using GIS and Remote sensing techniques: a case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research** 4:126-136.

Gertner G (2003) Assessment of computationally intensive spatial statistical methods for generating inputs for spatially explicit error budgets. **Forest Biometry, Modelling na Information Sciences** 1:27-34.

Giovanine Júnior N (2019) **Análise e Aplicação de Metodologias de Predição de Processos Erosivos Utilizando SIG na Bacia Hidrográfica do Córrego do Engano, Nova Canaã Paulista – SP**. 177f. Dissertação (Mestrado) - Unesp, Ilha Solteira.

Gliz M, Remini B, Anteur D, Makhoulouf M (2015) Vulnerability of soils in the watershed of wadi el hammam to water erosion (Algeria). **Journal of Water and Land Development** 24:3-10.

Goovaerts P (1997) **Geostatistics for natural resources evaluating**. New York, NY: Oxford University Press, 496 p.

Gumiere SJ, Bissonnais YL, Raclot D (2009) Soil resistance to interrill erosion: model parameterization and sensitivity. **Catena** 77:274-284.

Guy BT, Dickinson WT, Rudra RP (1987) The roles of rainfall and runoff in the sediment transport capacity of interrill flow **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers** 30:1378-1386.

Hutton CJ (2012) **Modelling Geomorphic Systems: Numerical Modelling: Geomorphological Techniques**. Londres: British Society for Geomorphology.

IAPAR, EMBRAPA (1975) **Encontro nacional sobre pesquisa da erosão com simulador de chuva**. Londrina, 126p.

Isaaks EH, Srivastava RM (1989) **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press. 561 p.

Jetten V, Govers G, Hessel R (2003) Erosion models: quality of spatial predictions. **Hydrological Processes** 17:887-900.

Jiang C, Zhang H, Zhang Z, Wang D (2019) Model-based assessment soil loss by wind and water erosion in China's Loess Plateau: dynamic change, conservation effectiveness, and strategies for sustainable restoration. **Glob Planet Change** 172:396–413

Kaffas K, Pisinaras V, Al Sayah MJ, Santopietro S, Righetti M (2021) A USLE-based model with modified LS-factor combined with sediment delivery module for Alpine basins, **Catena** 207:105655.

Kampf N, Curi N (2003) Argilominerais em solos brasileiros. In: Curi N, Marques J J, G de S e M, Guilherme L R G, Lima J M, Lopes A S, Alvarez V V H, Ed. **Tópicos em Ciência do Solo**. Ed. UFV, 3:1-54.

Karunaratne AS, Wimalasiri EM, Piyathilake U, Gunatilake SK, Muttill N, Rathnayake U (2022) Modelling Potential Soil Erosion and Sediment Delivery Risk in Plantations of Sri Lanka. **Soil Systems** 6(97)2-16.

Kheir RB, Cerdan O, Abdallah C (2006) Regional soil erosion risk mapping in Lebanon. **Geomorphology** 82:347-359.

Khosravi K, Rezaie F, Cooper JR, Kalantari Z, Abolfathi S, Hatamiafkoueieh J (2023) Soil water erosion susceptibility assessment using deep learning algorithms. **Journal of Hydrology** 618:129229.

King S (2000) Sequential Gaussian simulations vs. simulation annealing for locating pockets of high-value commercial trees in Pennsylvania. **Annals of Operations Research** 95:177-203.

Kinnell PIA (2005) Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: a review. **Hydrological Processes** 19:2815-2844.

Kinnell PIA (2009) The impact of slope length on the discharge of sediment by rain impact induced saltation and suspension. **Earth Surface Processes and Landforms** 34:1393–1407

Kinnell PIA (2017) A comparison of the abilities of the USLE-M, RUSLE2 and WEPP to model event erosion from bare fallow areas. **Science Total Environment** 596–597:32–42.

Kirkby MJ, Imeson ACG, Cammeraat LH (1996) Scaling up processes and models from the field plot to the watershed and regional áreas. **Journal of Soil and Water Conservation** 51:391-396.

Knapen A, Poesen J, Govers G, Gyssels G, Nachtergaele J (2007) Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review. **Earth-Science Reviews** 80:75-109.

Koppe VC, Costa JFCL, Koppe JC (2006) Coordenadas cartesianas x coordenadas geológicas em geoestatística: aplicação à variável vagarosidade obtida por perfilagem acústica. **Revista Escola de Minas** 59:25-30.

Lengnick LL, Fox RH (1994) Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn: I. soil nitrate. **Agronomy Journal** 87:167-75.

Leys JF, McTainsh G (1994) Soil loss and nutrient decline by wind erosion – cause for concern. **Australian Journal of Soil and Water Conservation** 7:30-35.

Liebenow AM, Elliot WJ, Laflen JM, Kohl KD (1990) Interrill erodibility: collection and analysis of data from cropland soils. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers** 33:1882-1888.

Lima JEFW, Silva EM, Eid NJ, Martins ES, Koide S, Reatto A (2007) desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da bacia experimental do alto rio jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia** 8:23-36.

Liu C, Li Z, Berhe AA, Zeng G, Xiao H, Liu L, Wang D, Peng H (2019) Chemical characterization and source identification of organic matter in eroded sediments: role of land use and erosion intensity. **Chemical Geology** 506:97–112.

Liu J, Hua F, Xu C, Du W, Yu Z, Zhao S, Zheng F (2022) Specific ion effects on soil aggregate stability and rainfall splash erosion. **International Soil and Water Conservation Research** 10:557-564.

Loague K, Green RE (1991) Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. **Journal of Contaminant Hydrology** 7:51-73.

Madenoglu S, Atalay F, Erpul G (2020) Uncertainty assessment of soil erodibility by direct sequential Gaussian simulation (DSIM) in semiarid land uses. **Soil and Tillage Research** 204:10473.

Mannigel AR, Carvalho MP, Moreti D, Medeiros LR (2002) Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy** 24:1335-1340.

Martins Filho MV (2007) **Modelagem do processo de erosão e padrão espacial da erodibilidade em entre sulcos**. 121f (Tese de Livre-Docência) - Unesp, Jaboticabal.

Martins Filho MV (1999) **Modelagem do processo de erosão entressulcos em latossolos de Jaboticabal – SP**. 140 f. Tese. (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – UFLA, Lavras.

McGehee RP, Flanagan DC, Engel BA (2023) A WEPP-Water Quality model for simulating nonpoint source pollutants in nonuniform agricultural hillslopes: Model development and sensitivity. **International Soil and Water Conservation Research** 11:455-469.

Meinen BU, Robinson DT (2021) From hillslopes to watersheds: Variability in model outcomes with the USLE. **Environmental Modelling & Software** 146:105229.

Melese T, Senamaw A, Belay T, Bayable G (2021) The spatiotemporal dynamics of land use land cover change, and its impact on soil erosion in Tagaw Watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Global Challenges** 5:2000109.

Mendonça PG, Júnior JFS, Oliveira IR, Teixeira DB, Moitinho MR, Filho MVM, Júnior JM, Pereira GT (2015) Spatial uncertainty of nutrient loss by erosion in sugarcane harvesting scenarios. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 39:1181-1189.

Meyer LD, Harmon WC (1984) Susceptibility of agricultural soils to interrill erosion. **Soil Science Society of America Journal** 48:1152–1157.

Miqueloni DP (2011) **Perda de solo em área de nascentes caracterizada por análise multivariada e modelos de geoestatística**. 88 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Unesp, Jaboticabal.

Mirzaee IS, Ghorbani-Dashtaki S, Mohammadi J, Asadzadeh F, Kerry R (2017) Modeling WEPP erodibility parameters in calcareous soils in northwest. **Ecological Indicators** 74:302-310.

Morgan RPC (2001) A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. **Catena** 44:305-322.

Müller-Nedebock D, Chaplot V (2015) Soil carbon losses by sheet erosion: a potentially critical contribution to the global carbon cycle. **Earth Surface Processes and Landforms** 40:1803-1813.

Neves MP (2017) **Análise dos processos erosivos na Bacia do Córrego do Meio – Município de São Pedro – SP: estudo do desencadeamento das erosões**. 2017. 179 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - USP, São Carlos.

Ochoa PA, Fries A, Mejía D, Burneo JI, Ruíz-Sinoga JD, Cerdà A (2016) Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. **Catena** 140:31–42.

Ojo AO, Nwosu NJ, Oshunsanya SO, Ayantayo – Ojo VI, Aladele SE (2023) Impacts of soil conservation techniques on soil erodibility on an Alfisol. **Heliyon** 9:e13768.

Ostovari Y, Ghorbani-Dashtaki S, Bahrami H-A, Naderi M, Dematte JAM, Kerry R (2016) Modification of the USLE K factor for soil erodibility assessment on calcareous soils in Iran. **Geomorphology** 273:385-39.

Padulano R, Santini M, Mancini M, Stojiljkovic M, Rianna G (2023) Monthly to seasonal rainfall erosivity over Italy: Current assessment by empirical model and future projections by EURO-CORDEX ensemble. **Catena** 223:106943.

Parker DB, Michel TG, Smith JL (1995) Compaction and water velocity effects on soil Erosion in shallow flow. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering** 121:170-178.

Parts SA, Malvar MC, Coelho COA, Wagenbrenner JW (2019) Hydrologic and erosion responses to compaction and added surface cover in post-fire logged areas: Isolating splash, interrill and rill erosion. **Journal of Hydrology** 575:408-419.

Parysow P, Guangxing W, Gertner G, Anderson AB (2003) Spatial uncertainty analysis for mapping soil erodibility based on joint sequential simulation. **Catena** 53:65-78.

Rehman MA, Desa SM, Rahman NA, Mohd MSF, Aminuddin NAS, Taib AM, Karim AO, Awang S, Mohtar WHMW (2022) Correlation between soil erodibility and light penetrometer blows: A case study in Sungai Langat, Malaysia. **Physics and Chemistry of the Earth** 128:103262.

Renschler CS, Harbor J (2002) Soil erosion assessment tools from point to regional scales—the role of geomorphologists in land management research and implementation. **Geomorphology** 47:189-209.

Robertson GP (1998) **GS+ geostatistics for the environmental sciences: GS+ user's guide**. Plainwell: Gamma Design Software, 152 p.

Romkens MJM, Roth CB, Nelson DW (1977) Erodibility of Selected Clay Subsoils in Relation to Physical and Chemical Properties. **Soil Science Society of America** 41:954-960.

Roth CB, Nelson DW, Römken MJM (1974) **Prediction of subsoil erodibility using chemical, mineralogical and physical parameters**. Washington: United States Environmental Protection Agency. 111p. (Report).

Saedi T, Shorafa M, Gorji M, Moghadam BK (2016) Indirect and direct effects of soil properties on soil splash erosion rate in calcareous soils of the central zagross, Iran: A laboratory study. **Geoderma** 271:1e9.

Sanchez RB (2003) **Zonas de manejo caracterizadas por meio de pedoformas em área sob cultivo de cana-de-açúcar**. 140 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Unesp, Jaboticabal.

Sanchez RB, Marques Júnior J, De Souza ZM, Pereira GT, Martins Filho MV (2009) Variabilidade espacial de atributos do solo e de fatores de erosão em diferentes pedoformas. **Bragantia** 68:1095-1103.

Sanchis DS, Torri LB, Poesen J (2008) Climate effects on soil erodibility. **Earth Surface Processes and Landforms** 33:1082-1097.

Saygin SD, Huang CH, Flanagan DC, Erpul G (2017) Process-based estimation of soil erodibility for empirical water control models. **Journal of Hydraulic Research** 56:181-195.

Sheridan GJ, So HB, Loch RJ, Walker CM (2000) Estimation of erosion model erodibility parameters from media properties. **Australian Journal of Soil Science** 38:129-136.

Sherriff SC, Rowanb JS, Fenton O, Jordan P, Ó hUallacháin D (2018) Sediment fingerprinting as a tool to identify temporal and spatial variability of sediment sources

and transport pathways in agricultural catchments. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 267:188-200.

Sibaldelli RNR, Carvalho JFC, Oliveira MCN (2015) Uso de geoestatística no estudo da variabilidade espacial da capacidade de troca de cátions do solo. **Global Science and Technology** 08:141-156.

Sibbesen E (1995) Phosphorus nitrogen and carbon in particle-size fractions of soils and sediments. In: Schjonning P, Sibbesen E, Hansen AC, Hasholt B, Heidmann T, Madsen MB, Nielsen JD (Ed.) **Surface runoff, erosion and loss of phosphorus at two agricultural soils in Denmark: plot studies 1989–1992**, p. 135-148. (SP-report, 11).

Silva AM, Alvares CA (2005) Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências** 24:33-42.

Silva Júnior JF (2014) **Simulação geoestatística e classificação numérica para o delineamento de unidade de mapeamento de atributos e erosão do solo**. 111 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Unesp, Jaboticabal.

Singer MJ, Walker PH (1983) Rainfall-runoff in soil erosion with simulated rainfall, overland flow and cover Australian. **Journal of Soil Research** 21:109-122.

Singh G, Panda RK (2017) Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research** 5:202-211.

Siqueira HE, Pereira GT, Pissarra TCT, Martins Filho MV, Campos CAA (2022) Estimativa de perdas de solo na área de proteção ambiental do rio Uberaba. **Ciência Florestal** 32:1205-1226.

Soares FB (2015) **Planejamento e zoneamento ambiental da bacia hidrográfica do manancial Balneário da Amizade nos municípios de Álvares Machado e Presidente Prudente - São Paulo/Brasil**. 230 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – UNESP, Rio Claro.

SOIL SURVEY STAFF (1993) **Keys to Soil Taxonomy**. 10th. ed. Washington, DC: Natural Resources Conservation Service.

Sousa FRC, Paula DP (2019) Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do rio Coreaú (CEARÁ-BRASIL). **Revista Brasileira de Geomorfologia** 20(3):492-507. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v20i3.1393>.

Sousa SSN (2019) **Validação de equações para estimar o subfator Cill por resíduos de milho em superfície**. 48 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UNESP, Jaboticabal.

Souza AR; Dupas FA, Drummond IN, Costa CW (2019) Zoneamentos da vulnerabilidade ambiental e expectativa de perda de solo: é possível usar a usle na determinação de vulnerabilidade ambiental? **Geociências** 38:1105 -1119.

Souza ZM, Marques Júnior J, Pereira GT, Bento MJC (2004) Variabilidade espacial de atributos físicos de um latossolo vermelho sob cultivo de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 8:51-58.

Souza ZM, Martins Filho MV, Marques Júnior J, Pereira GT (2005) Variabilidade de fatores de erosão em latossolo vermelho eutroférico sob cultivo de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola** 25:105-114.

STATSOFT. **Statistica**: quick reference. Tulsa: StatSoft, 1994. 148 p. 16

Steegeen GA, Govers I, Takken J, Nachtergaele J, Poesen R (2001) Merckx Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments **Journal of Environmental Quality** 30:1249-1258.

Sun L, Zhou JL, Cai Q, Liu S, Xiao J (2021) Comparing surface erosion processes in four soils from the Loess Plateau under extreme rainfall events. **International Soil and Water Conservation Research** 9:520-531.

Torri D, Borselli L, Guzzetti F, Calzolari MC, Bazzoffi P, Ungaro F, Bartolini D, Salvador Sanchis MP (2006) Italy. In: Boardman SJ, Poesen J (Ed.). **Soil Erosion in Europe**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 245-261p.

Trangmar BB, Yost RS, Uehara G (1985) Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Advances in Agronomy** 38:45-93.

UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification) (2011) **Land and soil in the context of a green economy for sustainable development, food security and poverty eradication**. Revised version 18. Bonn: UNCCD. Disponível em: http://www.cawater-info.net/bk/water_land_resources_use/english/english_ver/pdf/rio6-eng.pdf. Acesso em 28 jun. 2023.

Vaezi AR, Bahrami HA (2014) Relationship between soil productivity and erodibility in rainfed wheat lands in northwestern Iran. **Journal of Agricultural Science and Technology** 16:1455–1466.

Vaezi AR, Eslamia SF, Keesstrab S (2018) Interrill erodibility in relation to aggregate size class in a semi-arid soil under simulated rainfalls. **Catena** 167:385–398.

Verstraeten G, Poesen J, Demarée G, Salles C (2006) Long-term (105 years) variability in rain erosivity as derived from 10-min rainfall depth data for Ukkel (Brussels, Belgium): Implications for assessing soil erosion rates. **Journal Geophysical Research – Atmospheres** 111(D22): 1-11.

Vieira SR (2000) Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: Novais RF, Alvarez VVH, Schaefer CE (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 1-54.

Vieira SR, Hatfield JL, Nielsen DR, Biggar JW (1983) Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia** 51:1-75.

Wang B, Zheng F, Romkens MJ, Darboux F (2013) Soil erodibility for water erosion: a perspective and Chinese. **Experience Geomorphology** 187:1-10.

Wang G, Fang S, Shinkareva S, Gertner G, Anderson A (2002) Spatial uncertainty prediction of the topographical factor for the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Transactions of the ASAE** 45:109-118.

Wang G, Gertner G, Liu X, Anderson A (2001) Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. **Catena** 46:1-14.

Wang H, Zhang G-h, Li N-n, Zhang B-j, Yang H-y (2019) Variation in soil erodibility under five typical land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China. **Catena** 174:24-35.

Wang L, Zhang G, Wang X (2022a) Undecomposed litter mixed in the soil can increase interrill erosion on hillslopes: a laboratory study. **Soil and Tillage Research** 219:105350.

Wang S, McGehee RP, Guo T, Flanagan DC, Engel BA (2022b) Calibration, validation, and evaluation of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for hillslopes with natural runoff plot data. **International Soil and Water Conservation Research**, p.02-19. In press. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.10.004>. Acesso em: 28 jun. 23.

Wang Y, He W, Zhang T, Zhang Y, Cao L (2022) Adapting the WEPP Hillslope Model and the TLS Technology to Predict Unpaved Road Soil Erosion. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 19:9213.

Warrick AW, Nielsen DR (1980) Spatial variability of physical properties in the field. In: HILLEL, D. (Ed.) **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, p.319-344.

Weiler EB, Cruz JC, Tamiosso MF, Reichert JM, Mantovanelli BC, Broetto T, Santos FD, Fantinel RA (2021) Estratégia Metodológica para Zoneamento pelo Potencial de Perda de Solo em uma Bacia Hidrográfica no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física** 14:2391-2402.

Wischmeier W, Johnson C, Cross B (1971) A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation** 26:189–193.

Wischmeier WH, Mannering JV (1969) Relation of soil properties to its erodibility. **Soil Science Society of America Journal** 33:131-137.

Wischmeier WH, Smith DD (1978) **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, Science and Education Administration.

Yang X, Leys J, Zhang M, Gray JM (2023) Estimating nutrient transport associated with water and wind erosion across New South Wales, Australia. **Geoderma** 430:16345.

Yassuda ER (1993) Gestão de Recursos Hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista Administração Pública** 27:5-18.

Zhang XC (2019) Determining and modeling dominant processes of interrill soil erosion. **Water Resources Research** 55:4-20.

Zhang XJ (2022) Roles of raindrop impact in detachment and transport processes of interrill soil erosion. **International Soil and Water Conservation Research** p. 02-10. In press. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633922000867>. Acesso em 28 jun. 2023.

Zhao W, Wei H, Jia L, Daryanto S, Zhang X, Liu Y (2018) Soil erodibility and its influencing factors on the Loess Plateau of China: a case study in the Ansai watershed. **Solid Earth** 9:1507-1516.

Zuo Z, Wang H, Ding S, Wu Y (2022) Effect of Rill Development on Slope Erosion and Sediment Yield Based on Stereophotogrammetry Technology. **Water** 14:2951.