

## ***Geostatistics applied to estimate soil erodibility in the Vaca Brava watershed, Areia-PB***

Thiago P. de Brito\*, Djail Santos\*\*, Paulo R. M. Francisco\*\*\*, Flavio P. de Oliveira\*\*\*\*,  
Guttemberg da S. Silvino\*\*\*\*\*, Antonio C. dos Santos\*\*\*\*\*

\*Eng. Agrônomo, Universidade Federal da Paraíba, UFPB. E-mail: tpereiradebrito@gmail.com;

\*\*Dr. Prof. Titular, Universidade Federal da Paraíba, UFPB. E-mail: djail.santos@academico.ufpb.br;

\*\*\*Doutorando em Eng. e Gestão de Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, UFCG.  
E-mail: paulomegna@gmail.com;

\*\*\*\*Dr. Prof. Associado, Universidade Federal da Paraíba, UFPB. E-mail: flavio.oliveira@academico.ufpb.br;

\*\*\*\*\*Dr. Prof. Associado, Universidade Federal da Paraíba, UFPB. E-mail: guttemberg.silvino@academico.ufpb.br;

\*\*\*\*\*Dr. Prof. Associado, Universidade Federal do Tocantins, UFTO. E-mail: clementino@uft.edu.br

Received 05 December 2021; accepted 21 April 2022

### **ABSTRACT**

The use of mathematical models and geostatistics to evaluate soil erosion is a strategy of fundamental importance for agricultural and environmental planning, especially in areas of family farming inserted in the domains of watersheds. Thus, this work aimed to model and estimate the potential for soil erosion in the Vaca Brava watershed and map it using the statistical method of kriging interpolation. For the determination of the K factor of the soils the indirect method was used from the mathematical models EPIC, Torri and Shirazi. Regarding the estimate K factor, the mean values of 0.0187, 0.0287 and 0.0225 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>) were verified for the obtained EPIC, Torri and Shirazi values, respectively, being the EPIC model the one that best fitted the data, followed by the Torri model. Thus, both the EPIC model and the Torri model can be used to estimate the soil erodibility factor in the evaluation of soil losses in the areas of the Vaca Brava watershed.

Keywords: Erosion risk, potential erosion, kriging, watershed.

## **Geoestatística aplicada na estimativa da erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB**

### **RESUMO**

A utilização de modelos matemáticos e da geoestatística na avaliação da erosão do solo é uma estratégia de fundamental importância para o planejamento agropecuário e ambiental, principalmente em áreas de agricultura familiar inseridas nos domínios de microbacias hidrográficas. Desta forma, este trabalho objetivou modelar e estimar o potencial de erosão dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava e mapear utilizando método estatístico de interpolação de krigagem. Para a determinação do fator K dos solos foi utilizado o método indireto a partir dos modelos matemáticos EPIC, Torri e Shirazi. Foram verificados valores médios de 0,0187, 0,0287 e 0,0225 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>) para os modelos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente, sendo o modelo EPIC o que melhor se ajustou aos dados, seguido pelo modelo de Torri. Desta forma, tanto o modelo EPIC quanto o modelo Torri podem ser usados para estimar o fator de erodibilidade do solo na avaliação das perdas de solo nas áreas da microbacia hidrográfica de Vaca Brava.

Palavras-chave: Risco de erosão, erosão potencial, krigagem, bacia hidrográfica.

### **1.Introdução**

Estimativas da Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação

(FAO), apontam que 33% dos solos mundiais apresentam degradação provocada pela erosão, acidificação, contaminação, salinização e compactação (FAO, 2015).

A erosão do solo é considerada de grande impacto para humanidade, haja que afeta diretamente a produtividade agrícola e os recursos naturais (Morais & Sales, 2017). Dessa maneira, transforma milhões de hectares de áreas agricultáveis estão se tornando improdutivos, resultando em solos de baixa competitividade agrícola (Bertol et al., 2019). Como consequência, áreas produtivas sofrem perdas de 20-40 bilhões de toneladas de solo pela erosão por ano (FAO, 2015).

O fator de erodibilidade do solo é um atributo complexo e é considerado como a suscetibilidade com que o solo é desagregado pelas gotas de chuva e pelos salpicos durante a chuva ou por escoamento superficial ou ambos (Römkens et al., 1997). Este fator é afetado pelas propriedades intrínsecas do solo, como a textura, estabilidade de agregados, resistência ao cisalhamento, capacidade de infiltração de água e demais atributos químicos e orgânicos (Blanco & Lal, 2008; Morgan, 2005).

A erodibilidade do solo pode ser obtida por três métodos de determinação (Silva et al., 2000). O primeiro compreende a obtenção do fator K por meio de experimentos em campo com chuva natural, em parcelas permanentes para estudo de erosão, metodologia esta que envolve altos custos e demanda um período relativamente longo. O segundo é similar ao primeiro, no entanto, a estimativa ocorre sob chuva simulada, em período mais reduzido. Esses dois métodos diretos são caracterizados como padrões para expressar a erodibilidade do solo, sendo o seu uso recomendado na aplicação da EUPS (Wischmeier & Smith, 1978). O terceiro método utilizado para se determinar a erodibilidade de forma indireta, utilizando regressões múltiplas que abrangem variáveis independentes como propriedades morfológicas, físicas, químicas, mineralógicas ou reações destas (Silva et al., 2000).

O estudo da estimativa da erodibilidade tem gerado um amplo interesse nas últimas décadas e a partir disso diversos trabalhos vêm sendo produzidos para a obtenção do fator K, por exemplo: Cutillas et al. (2009), Silva et al. (2009), Wei e Zhao (2017). Os modelos EPIC, Torri e

Shirazi são amplamente utilizados em trabalhos de erosão do solo (Zhang et al., 2018; Wang et al., 2012; Cutillas et al., 2009).

A krigagem compreende um conjunto de técnicas geoestatísticas de ajuste usadas para aproximar dados pelo princípio de que: fixado um ponto no espaço, os pontos no seu entorno são mais relevantes do que os mais afastados. Isto pressupõe a existência de dependência entre os dados, exigindo saber até onde, espacialmente, esta correlação importa (Isaaks & Srivastava, 1989). A técnica consiste em estimar valores médios e também uma medida de acuracidade dessa estimativa. Seus pesos são calculados com base na distância entre a amostra e o ponto estimado, na continuidade espacial e no arranjo geométrico do conjunto (Bettini, 2007).

A krigagem é apontada como uma boa ferramenta de interpolação de dados (Jakob, 2002). Trabalhos como os de Francisco et al. (2015; 2016), mapeando índices de umidade, hídrico e de aridez, discriminação de cenários pluviométricos e insolação utilizando krigagem, obtiveram excelentes resultados.

Portanto, este trabalho objetiva modelar e estimar o potencial de erosão dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava-PB e mapear utilizando método estatístico de interpolação por Krigagem.

## 2. Material e métodos

A microbacia hidrográfica da Vaca Brava está localizada na região do Brejo Paraibano, nos contrafortes do Planalto da Borborema, a área apresenta altitude média de 637 m (Santos, 2004) (Figura 1). Está localizada no ponto central sob coordenadas 6°58'22,9'' S e 35°45'30,26'' W. (Silva, 2012). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo as tropicais com chuvas de inverno (Alvares et al., 2013), com precipitação média anual de 1370,9mm (INMET, 2020) e apresenta uma área de 14,043 km<sup>2</sup>.

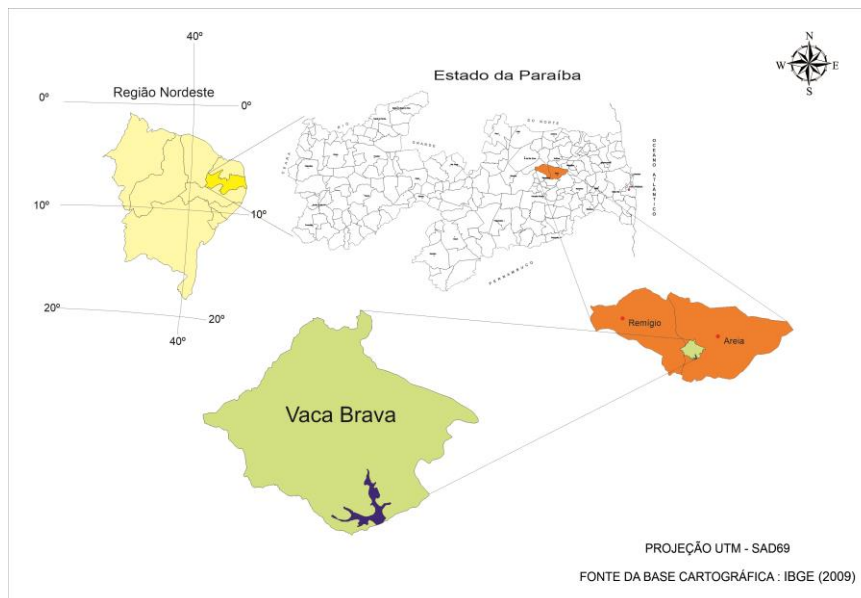


Figura 1. Localização da área de estudo. Fonte: adaptado de IBGE (2009).

A área de estudo se encontra 50% florestal localizada no Parque Estadual Mata do Pau-Ferro (Andrade e Machado, 2018) enquanto a outra parte sob uso antrópico compreende por capoeira, reflorestamento com sabiá e de uso agropecuário (Santos, 2004). Os solos predominantes de acordo

com Campos e Queiroz (2006) são o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico abruptico; Neossolo Litólico Eutrófico típicos; Latossolo Amarelo Distrófico argissólico; Neossolo Flúvico Ta Eutrófico solódico, respectivamente (Figura 2).

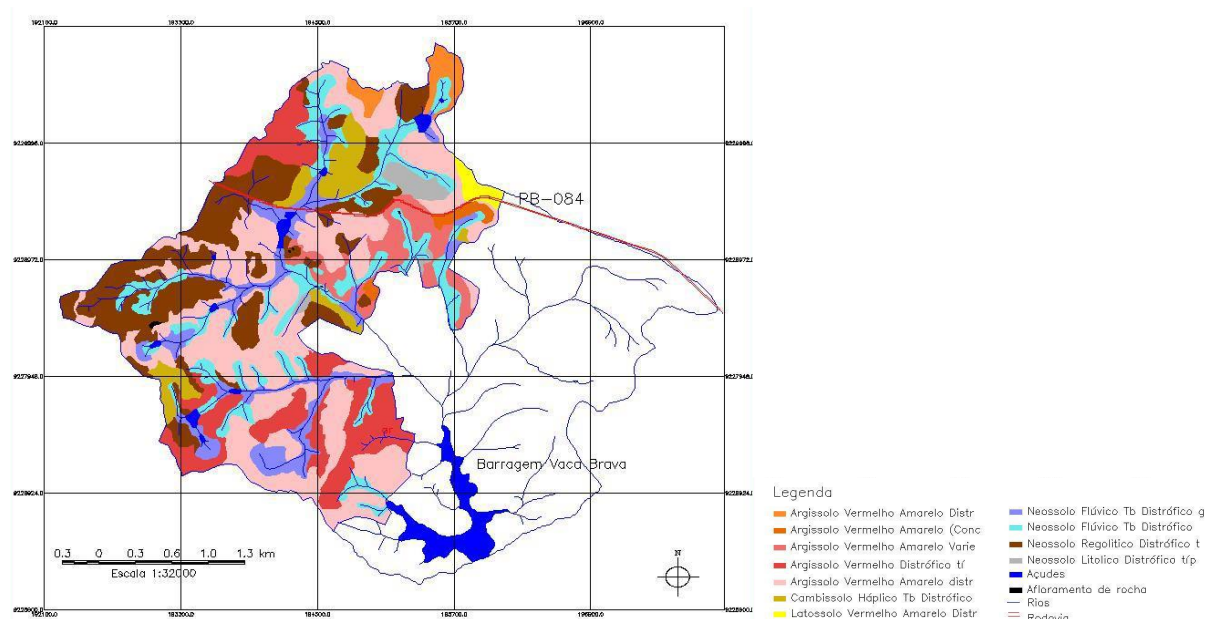


Figura 2. Solos da bacia. Fonte: Farias (2006).

O banco de dados utilizado para este trabalho foi o do trabalho de Santos (2004) em que procedimentos de amostragem de coleta de solo foram realizados na microbacia. Foram acessados dados de 360 amostras de solo (0-20 cm), obtidas em pontos amostrais georreferenciados e estratificados pela posição do relevo (topo, ombro, meia encosta, pedimento e várzea) e por cobertura vegetal (agricultura, pastagens, capineira -

*Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone; sabiá - *Mimosa caesalpinifolia* Benth, capoeira, e mata nativa).

A área de topo representa aproximadamente 2% (28 ha) tendo como solo predominante o Latossolo Amarelo distrófico; o ombro representa 20% (281 ha) com o solo predominante Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico; a meia encosta representa 31% (435 ha)

apresentando os solos mais representativos Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico distrófico. Já o pedimento ocupa 31,8% (446 ha), e os solos predominantes são Neossolo Regolítico distrófico e Neossolos Flúvicos; e por fim, as várzeas ocupam 15% (211 ha), com predominância de Neossolo Flúvico e Gleissolos (Santos, 2004).

Para a determinação do fator K dos solos foi utilizado o método indireto a partir dos modelos

$$K = \left[ 0.2 + 0.3e^{-0.0256SAN\left(1-\frac{SIL}{100}\right)} \right] \left( \frac{SIL}{CLA+SIL} \right)^3 \left( 1.0 - \frac{0.25C}{C + e^{3.72-2.95C}} \right) \left( 1.0 - \frac{0.7SN_1}{SN_1 + e^{-5.51+22.95SN_1}} \right) \text{Eq. (1)}$$

Em que: SAN = representa a porcentagem do conteúdo de areia, SIL = silte, CLA = argila, C = carbono orgânico, e  $SN_1$  = representa o produto da equação  $(1-SAN / 100)$ . O valor K resultante no

matemáticos de impacto da erosão sobre a produtividade (EPIC) (Equação 1), desenvolvido por Williams et al. (1990); do modelo de Torri et al. (1997) (Equações 2 e 3) que utiliza os atributos físicos e químicos do solo; e do modelo de Shirazi et al. (1988) (Equações 4 e 5) que utilizada o diâmetro médio geométrico das frações granulométricas do solo.

sistema tradicional de unidades (Rowlett, 2000), short ton.ac. h / (100 ft. short ton.ac.in).

$$K = 0.0293(0.65 - D_g + 0.24D_g^2) \times \exp \left\{ -0.021 \frac{OM}{C} - 0.00037 \left( \frac{OM}{C} \right)^2 - 4.02C + 1.72C^2 \right\} \text{Eq.(2)}$$

Em que: OM e C são conteúdos de matéria orgânica do solo e de argila, respectivamente, em %. O valor de  $D_g$  foi obtido por meio da Equação 3.

$$D_g = \sum f_i \lg \sqrt{d_i d_{i-1}} \text{Eq.(3)}$$

Em que:  $D_g$  = logaritmo Neperiano da média geométrica da distribuição do tamanho de partículas,  $d_i$  (mm) = diâmetro máximo da  $i$ -ésima classe,  $d_{i-1}$  (mm) = diâmetro mínimo e  $f_i$  = fração de massa da classe correspondente de tamanho de partícula.

O  $D_g$  é calculado com base em três classes de tamanho de partículas: areia, silte e argila. Os valores de K resultantes são apresentados no Sistema Internacional de Unidades ( $t \text{ hm}^2 \text{ h}/(MJ \text{ mm hm}^2)$ ).

$$K = 7.594 \left\{ 0,0034 + 0,0405e^{-\frac{1}{2} \left( \frac{\lg(D_g) + 1.659}{0.7101} \right)^2} \right\} \text{Eq.(4)}$$

$$D_g(\text{mm}) = e^{0.01 \sum f_i \ln m_i} \text{Eq.(5)}$$

Em que:  $f_i$  = porcentagem em peso da  $i$ -ésima fração de tamanho de partícula (%);  $m_i$  = média

aritmética dos limites de tamanho de partícula para a fração  $i$  (mm). O valor K resultante do uso da fórmula é expresso no sistema tradicional de unidades (Rowlett, 2000), short ton. ac h/(100 ft. short ton. ac. in).

Para comparação entre os diferentes modelos, todos os resultados expressos no sistema tradicional de unidades foram multiplicados por 0,1317 para converter no Sistema Internacional de Unidades dos valores K ( $t \text{ hm}^2 \text{ h}/(MJ \text{ mm hm}^2)$ ).

Utilizando-se o Software Surfer® v.9 trial, foram gerados por meio do método de interpolação de krigagem, os mapas dos valores de K pelos métodos EPIC, Shirazi e Torri, e após recortados com os limites da bacia em estudo.

### 3.Resultados e discussão

Os resultados da utilização dos modelos estimativos de erodibilidade dos solos da microbacia de hidrográfica Vaca Brava realizado através da krigagem pode-se ser visualizado através da Figura 1 e da Tabela 1.

A estatística descritiva indica diferentes valores para o fator K dos solos da bacia para os três métodos avaliados.

Tabela 1. Variabilidade estatística dos modelos estimativos

| Modelo  | Variabilidade dos parâmetros ( $t \text{ hm}^2 \text{ h}/(MJ \text{ mm hm}^2)$ ) |        |        |         |          |         |         |          |
|---------|----------------------------------------------------------------------------------|--------|--------|---------|----------|---------|---------|----------|
|         | Mínimo                                                                           | Média  | Máxima | Mediana | $\sigma$ | AS      | Curtose | C.V. (%) |
| EPIC    | 0,0112                                                                           | 0,0187 | 0,0310 | 0,0187  | 0,0028   | 0,5654  | 1,8198  | 15,47    |
| Torri   | 0,0219                                                                           | 0,0287 | 0,0374 | 0,0294  | 0,0036   | -1,4341 | 6,8493  | 12,62    |
| Shirazi | 0,0099                                                                           | 0,0225 | 0,0439 | 0,0191  | 0,0107   | 0,6262  | -0,9779 | 47,71    |

$\sigma$  = desvio-padrão; AS = coeficiente de assimetria; C.V. = coeficiente de variação.

No mapa de distribuição da estimativa pela modelagem EPIC (Figura 3), pode-se observar que os valores variam entre 0,011 a 0,031  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , distribuídos por toda a microbacia, e com valores entre 0,025 a 0,029  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$  localizados no centro da microbacia. O valor mínimo foi de 0,0112  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , máximo de 0,0310  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , com média geral de 0,0187  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , com desvio-padrão de 0,0028  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , e coeficiente de variação de 15,47% (Tabela 1).

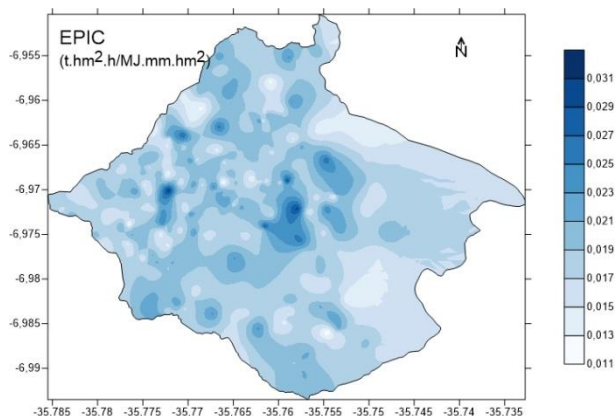


Figura 3. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo EPIC em  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ .

Para a condição específica de seu estudo, Dias e Silva (2015) observaram que as classes de solos Neossolos Flúvicos e Neossolos Quartzarênicos se mostraram mais suscetíveis à erosão. Em estudo sobre o mapeamento da deterioração ambiental em área de vegetação de Caatinga, Francisco et al. (2014) observaram que, nas condições em que o estudo foi realizado, a classe de erodibilidade alta foi verificada em Neossolos Litólicos e Luvisolos Crômicos, enquanto a classe muito alta geralmente estava relacionada ao baixo nível de proteção do solo pela vegetação.

A cobertura do solo é de fundamental importância para amenizar o impacto das gotas de chuva. Francisco et al. (2013), estudando a bacia hidrográfica do rio Taperoá, observaram que a classe de risco de erosão muito alta estava relacionada à baixa cobertura do solo pela vegetação. A utilização de plantas com alto índice de cobertura do solo e elevada

produtividade de fitomassa propicia melhor proteção ao solo, amortecendo o impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo reduzindo, consequentemente, os processos erosivos (Cardoso et al., 2012). O efeito da cobertura florestal na redução da perda de solo anual é variável, em função da declividade média da microbacia e da largura da faixa das áreas de preservação permanente (Mingoti & Vetorazzi, 2011).

Em estudo avaliando a erodibilidade do solo em terras pretas estruturadas, Lourenço et al. (2020), observaram valores médios variando de 0,0893 a 0,0983  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ , para pastagem e floresta, respectivamente. Esses valores são considerados altos, sendo superiores aos valores médios encontrados no presente estudo. Esse resultado demonstra que a adoção de sistemas de manejo conservacionistas e a redução do impacto ambiental sobre as áreas de floresta é primordial para o controle da erosão e manutenção das funções ecossistêmicas do solo.

No mapa de distribuição da estimativa pela modelagem Torri (Figura 4), que utiliza os atributos físicos e químicos do solo, pode-se observar que os valores variam entre 0,023 a 0,032  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , distribuídos por toda a bacia, e com menores valores entre 0,002 a 0,008  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$  no centro da microbacia. O valor mínimo de 0,0294  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , máximo de 0,0374  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , com média de 0,0287  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , desvio-padrão de 0,0036  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ , e coeficiente de variação de 12,62%, podem ser observados na Tabela 1.

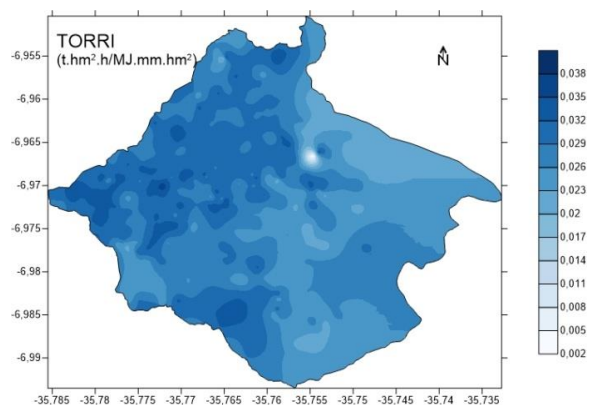


Figura 4. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Torri em  $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ .

Avaliando a incerteza e a previsibilidade do fator de erodibilidade do solo usando conjunto global de dados, Torri et al. (1997), observaram que essa abordagem não ofereceu informações suficientes sobre a distribuição dos valores de K observados. Para esses autores, o conhecimento do erro associado à estimativa do valor de K pode ser usado em muitos casos, particularmente quando as classes de risco de erosão devem ser determinadas.

No mapa de distribuição da estimativa pela modelagem Shirazi (Figura 5), pode-se observar que os valores variam entre 0,008 a 0,047 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>), distribuídos por toda a microbacia. Os maiores valores estão concentrados na região nordeste, enquanto os menores valores variaram de 0,008 a 0,023 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>), na região sudeste da área. O valor mínimo de 0,0099 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>), máximo de 0,0439 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>), com média de 0,0225 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>), desvio-padrão de 0,0107 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>) e coeficiente de variação de 47,71%, podem ser observados na Tabela 1.

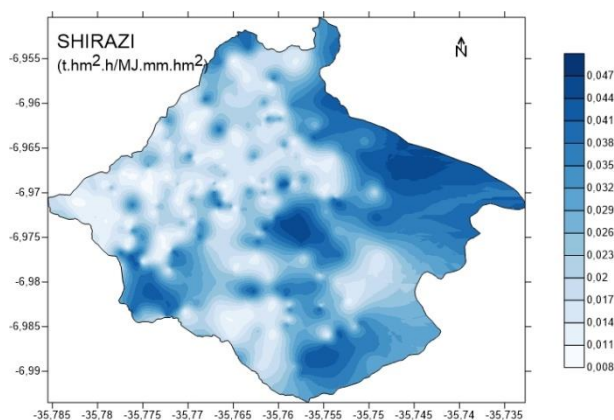


Figura 5. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Shirazi em t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>).

De acordo com Francisco e Chaves (2017), modelos relativamente simples podem descrever com certo grau de confiança os processos de degradação ambiental, facilitando a complementação de diagnósticos integrados dos recursos naturais e das suas relações com as atividades humanas.

Os resultados encontrados para os valores de erodibilidade (fator K) demonstram diferentes estimativas (Tabela 1). Tendo em vista que, os diferentes métodos de estimativa

utilizam distintos atributos do solo como dados de entrada, observa-se que os coeficientes de variação dos modelos tenderam a resultados diferentes.

A diferença entre os valores médios são de 0; 0,0007 e 0,0034 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>) para os métodos EPIC, Shirazi e Torri, respectivamente. Os valores de desvio-padrão do fator K para cada modelo são de 0,0028 para o EPIC; 0,0036 para Torri e 0,0107 para Shirazi. Os coeficientes de variação para os valores de K são de 15,47% para o EPIC, 12,62% para Torri e 47,71% para Shirazi.

Utilizou-se o modelo de EPIC como parâmetro de referência no diagrama de Taylor devido a menor variação estatística dos dados dentre os três modelos avaliados (Tabela 1).

Os resultados da comparação dos distintos modelos para estimativa do fator K são apresentados no diagrama de Taylor (Figura 6), em que são demonstrados a raiz do erro quadrático médio (REQM), o desvio-padrão (DP) e o coeficiente de correlação.

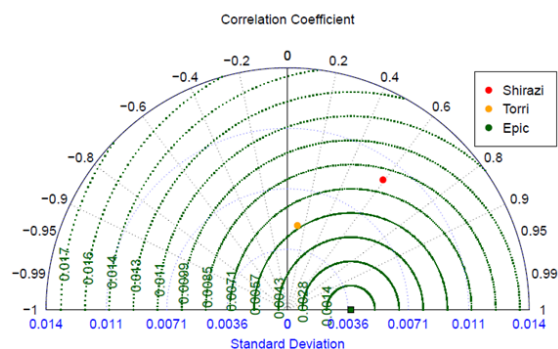


Figura 6. Diagrama de Taylor quanto aos valores K estimados pelos modelos.

Conforme o diagrama de Taylor observa-se diferença no desvio-padrão (DP) e raiz do erro quadrático médio (REQM) entre os modelos Torri e Shirazi, em que ambos apresentam o mesmo parâmetro de entrada, ou seja, o diâmetro médio geométrico das partículas minerais do solo (Dg). Entretanto, o modelo de Torri contempla também os valores de argila e matéria orgânica.

Em estudo conduzido nas parcelas experimentais das bacias hidrográficas de Sázava e Vltava, localizadas na República Tcheca, Kadlec et al. (2012), constataram que a matéria orgânica do solo é importante atributo para estimar o fator de erodibilidade do solo. Nesse estudo, os autores verificaram

que a matéria orgânica influenciou expressivamente a redução de perda de solo por erosão e a quantidade de escoamento superficial.

O desvio-padrão do modelo Torri está mais próximo dos valores estimados pelo modelo EPIC do que dos valores estimados pelo modelo Shirazi, embora o modelo de Shirazi apresente coeficiente de correlação próximo do modelo de EPIC. Por sua vez, a estimativa do fator K pelo modelo de Torri está mais próxima dos valores estimados pelo modelo EPIC.

Levando-se em consideração a escolha do modelo EPIC como parâmetro de referência inserido no diagrama de Taylor, bem como os valores de DP e REQM, e ainda, o número de variáveis de cada modelo, pode-se afirmar que o modelo Torri é o que mais se aproxima do modelo EPIC. Desta forma, tanto o modelo de EPIC quanto o modelo Torri podem ser usados para estimar o fator de erodibilidade do solo para aplicação em estudos de avaliação das perdas de solo nas áreas da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, por meio da EUPS.

Para avaliar o grau de aplicabilidade do uso dos modelos EPIC, Torri, NOMO e Shirazi, Zhang et al. (2018) compararam os seus resultados com dados de erodibilidade determinados diretamente em campo em solos da China. Conforme os resultados obtidos pelos autores, os métodos EPIC e Shirazi apresentaram diferentes faixas de erros. Segundo Zhang et al. (2018), a escolha do modelo de Shirazi et al. (1988), levou em consideração os resultados obtidos dos menores erros nos valores de desvio-padrão, raiz do erro quadrático médio, coeficiente de correlação e menor variabilidade do fator K encontrado, comparado aos demais modelos analisados.

Para determinar as diferenças dos valores de erodibilidade dos solos na bacia hidrográfica do rio Segura, na Espanha, Cutillas et al. (2009), utilizaram três modelos matemáticos propostos por: Römken et al. (1986); Torri et al. (1997) e Wang et al. (2013), e dois métodos (um de modelagem com variáveis ambientais e outro com uso dos valores do fator K), obtidos por meio do mapeamento de atributos empíricos de solo.

Em ambas os métodos, os autores verificaram que o modelo de Torri et al. (1997) apresentou tendência de maior estabilidade em áreas de solos com coberturas heterogêneas.

Ao conduzirem trabalhos na área da bacia hidrográfica de Ansai, Planalto de Loess, localizado na China, Wei e Zhao (2017), calcularam os valores do fator K usando cinco modelos: EPIC, NOMO, M-NOMO; Torri e Shirazi. NOMO e M-NOMO significam Nomograma original e Nomograma modificado de Wischmeier e Smith (1972), respectivamente. Os resultados observados mostram que, em comparação aos outros modelos, o de Shirazi apresentou a maior aplicabilidade regional, seguido pelo modelo EPIC. Na simulação dos valores, e até mesmo na pesquisa de avaliação da erosão do solo, o modelo Shirazi foi considerado o de melhor precisão na predição do valor do fator K, resultando em valores mais próximos da situação real, embora os autores não tenham apresentado os valores de K determinados em campo. Zhang et al. (2018), verificaram que o modelo Shirazi foi o que melhor se adaptou para aplicação em escalas de microbacia e regional.

No estudo de estimativa do fator K de solos distribuídos em áreas montanhosas do sul da China, usando os modelos Nomo, M-NOMO, RUSLE2, EPIC, Shirazi e Torri, Zhang et al. (2009), constataram que o modelo Torri apresentou a menor incerteza de predição do valor K, e o modelo Shirazi a maior incerteza de predição. Por apresentar a menor incerteza de predição, os autores atribuíram a melhor estimativa do fator erodibilidade do solo ao modelo de Torri.

Em uma comparação com base de dados de 51 parcelas de erosão com valores determinados em campo, representando as principais regiões da China, e com valores estimados pelos modelos USLE, EPIC e RUSLE2, Wang et al. (2012) mostraram que os modelos, em sua quase totalidade, tenderam a superestimar os valores de K. Os modelos USLE e EPIC superestimaram o valor de K em 93,6 e 96,2%, em média, respectivamente; RUSLE2 superestimou os valores de K em 54,4%, em média; porém, quando o valor de K observado foi maior do que 0,32, o modelo RUSLE2 subestimou os valores de K. De

acordo com os autores, estudos recentes destacam a falta de dados de valores do fator K de calibrações de ajuste, ocorrendo uma previsão de superestimação ou de subestimação das taxas de erosão do solo.

Levando-se em consideração a escolha do modelo EPIC como parâmetro de referência inserido no diagrama de Taylor (Figura 3) bem como os valores de DP e REQM, e ainda, o número de variáveis de cada modelo, pode-se afirmar que o modelo Torri é o que mais se aproxima do modelo EPIC. Desta forma, tanto o modelo de EPIC quanto o modelo Torri podem ser usados para estimar o fator de erodibilidade do solo para aplicação em estudos de avaliação das perdas de solo nas áreas da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, por meio da EUPS.

#### 4. Conclusão

O uso da krigagem permitiu mapear e prognosticar adequadamente a erodibilidade dos solos da bacia em estudo.

A estimativa da erodibilidade (fator K), foram verificados os valores médios de 0,0187, 0,0287 e 0,0225 t hm<sup>2</sup> h/(MJ mm hm<sup>2</sup>) para os modelos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente, sendo o modelo EPIC o de melhor ajuste dos dados, seguido pelo modelo de Torri.

Quanto à variabilidade dos parâmetros de erodibilidade, o modelo de estimativa que apresentou os menores valores de coeficiente de variação e desvio-padrão foi o EPIC, seguido dos modelos Torri e Shirazi.

#### Referências

- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(2) 711-728.
- Andrade, L.A.; Machado, C.C.C. 2018. Diagnóstico geoambiental integrado do município de Areia, Paraíba, como subsídio para o planejamento e gestão ambiental: caracterização do uso e cobertura da terra no município de Areia-PB. 24f. Universidade Federal da Paraíba. Areia.
- Bertol, I.; Cassol, E.; Merten, G.H. 2019. Modelagem e modelos utilizados para estimar a erosão do solo. In: Bertol, I.; Maria, I.C. de; Souza, L. da S. Manejo e conservação de solo e da água. Viçosa: SBCS, 1355p.
- Bettini, C. Conceitos básicos de geoestatística. 2007. In: Meirelles, M.S.P.; Câmara, G.; Almeida, C. M. (Ed.). *Geomática: modelos e aplicações ambientais*. Brasília: Embrapa, p.193-234.
- Blanco, H.; Lal, R. 2008. *Principles of soil conservation and management*. New York: Springer.
- Campos, M.C.C.; Queiroz, S.B. 2006. Reclassificação dos perfis descritos no Levantamento Exploratório - Reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 6(1).
- Cardoso, D.P.; Silva, M.L.N.; Carvalho, G.J.; Freitas, D.A.F.; Avanzi, Jr.C. 2012. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 16(6) 632-638.
- Cutillas, P.P.; Barberá, G.G.; García, C.C. 2019. Evaluación de la erosionabilidad (factor k) y su variabilidad espacial en relación con los usos del suelo. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 23 71-96.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Status of the World's Soil Resources. Main report. Roma, 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>. Acesso em: 13 de janeiro de 2021.
- Farias, L.C. de. 2006. Diagnóstico físico-conservacionista das terras e a percepção comunitária – Bacia hidrográfica da barragem Vaca Brava–Areia, PB. 127f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água. Universidade Federal da Paraíba. Areia.
- Francisco, P.R.M.; Chaves, I.B. 2017. Modelo para estimativa da vulnerabilidade à desertificação. *Revista Educação Agrícola Superior* 32(2) 37-50.
- Francisco, P.R.M.; Chaves, I.B.; Chaves, L.H. G.; Brandão, Z.N.; Lima, E.R.V.; Silva,

- B.B. 2013. Mapeamento da vulnerabilidade das terras da bacia hidrográfica do Rio Taperoá. *Revista Brasileira de Geografia Física* 6(2) 271-286.
- Francisco, P.R.M.; Medeiros, R.M.; Matos, R.M.; Bandeira, M.M.; Santos, D. 2015. Análise e mapeamento dos índices de umidade, hídrico e aridez através do BHC para o estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física* 8(4) 1093-1108.
- Francisco, P.R.M.; Ribeiro, G.N.; Moraes Neto, J.M. 2014. Mapeamento da deterioração ambiental em área de vegetação Caatinga. *Revista Brasileira de Geografia Física* 7(2) 304-318.
- Francisco; P.R.M.; Pedroza; J.P.; Bandeira; M.M.; Silva; L.L. da; Santos, D. 2016. Mapeamento da insolação do estado da Paraíba utilizando krigagem. *Revista de Geografia* 33(1) 248-262.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 de dezembro de 2020.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil. Normais climatológicas do Brasil. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: 12 de dezembro de 2020.
- Isaaks, E.H.; Srivastava, R.M. 1989. An introduction to applied geostatistics. New York: Oxford University Press, 561p.
- Jakob, A.A.E. 2002. A krigagem como método de análise de dados demográficos. In: Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais, 13, 2002, Ouro Preto. Anais...Ouro Preto.
- Kadlec, V.; Holubík, O.; Procházková, E.; Urbanová, J.; Tippl, M. 2012. Soil organic carbon dynamics and its influence on the soil erodibility factor. *Soil and Water Research* 7(3) 97-108.
- Mingoti, R.; Vettorazzi, C.A. 2011. Relative reduction in annual soil loss in micro watersheds due to the relief and forest cover. *Engenharia Agrícola* 31(6) 1202-1211.
- Morais, R.C. de S.; Sales, M.C.L. 2017. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. *Caderno de Geografia* 27(1) 138-158.
- Morgan, R.P.C. 2015. Soil erosion and conservation. 3. ed. Londres: Blackwell Science, 304p.
- Römkens, M.J.M. et al. 1997. Soil erodibility factor (K). In: Renard, K. G. et al. (Eds.) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), Washington: US Department of Agriculture, 407p. (Agriculture Handbook, n. 703).
- Rowlett, R. 2000. A dictionary of units of measurement. University of North Carolina at Chapel Hill.
- Santos, A.C. dos. 2004. Fertilidade de solo e redistribuição de <sup>137</sup>Cs em função da cobertura vegetal, relevo e classes texturais, em uma microbacia hidrográfica do Estado da Paraíba. 67f. Tese de Doutorado (Doutorado em Tecnologia Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco. Recife.
- Shirazi, M.A.; Boersma, L.; Hart, J.W. 1988. A unifying quantitative analysis of soil texture: improvement of precision and extension of scale. *Soil Science Society of America Journal* 52(1) 181-190.
- Silva, A.M.; Silva, M.L.N.; Curi Junior, N.; Avanzi, C.; Ferreira, M.M. 2009. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33(6) 1811-1820.
- Silva, B.T. 2012. Uso de geotecnologias na determinação das condições ambientais e do assoreamento ao açude Vaca Brava, Areia-PB. 68p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água). Universidade Federal da Paraíba. Areia.
- Silva, M.L.N.; Curi, N.; Lima, J.M.; Ferreira, M.M. 2000. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35(6) 1207-1220.
- Torri, D.; Poesen, J.; Borselli, L. 1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. *Catena* 31(1-2) 1-22.

- Wang, B.; Zheng, F.; Römken, M.J.M. 2012. Comparison of soil erodibility factors in USLE, RUSLE2, EPIC and Dg models based on a Chinese soil erodibility database. *Acta Agriculturae Scandinavica* 63(1) 69-79.
- Wei, H.; Zhao, W. 2017. The optimal estimation method for K value of soil erodibility: A case study in Ansai Watershed. *China Soil and Water Conservation Science* 15 52-65.
- Williams, J.R. 1990. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 329(1255) 421-428.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion loss: a guide to conservation planning. U.S. Department Agric. Washington D.C. Handbook. No. 537. 58p.
- Zhang, X.; Zhao, W.; Wang, L.; Liu, Y.; Feng, Q.; Fang, X.; Liu, Y. 2018. Distribution of shrubland and grassland soil erodibility on the Loess Plateau. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(6) 1193-1193.