



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CAMPUS II – AREIA-PB
CURSO DE AGRONOMIA**

THIAGO PEREIRA DE BRITO

**ESTIMATIVA DA ERODIBILIDADE DOS SOLOS DA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA DE VACA BRAVA, AREIA-PB, UTILIZANDO DIFERENTES
MODELOS**

**AREIA
2021**

THIAGO PEREIRA DE BRITO

**ESTIMATIVA DA ERODIBILIDADE DOS SOLOS DA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA DE VACA BRAVA, AREIA-PB, UTILIZANDO DIFERENTES
MODELOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de graduação em Agronomia do campus II da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. Djail Santos (UFPB)

Coorientador: Pesq. Dr. Paulo Roberto Megna
Francisco (UFCG)

**AREIA
2021**

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

B862e Brito, Thiago Pereira de.

Estimativa da erodibilidade dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB, utilizando diferentes modelos / Thiago Pereira de Brito. - Areia:UFPB/CCA, 2021.
68 f. : il.

Orientação: Djail Santos.

Coorientação: Paulo Roberto Megna Francisco.
TCC (Graduação) - UFPB/CCA.

1. Agronomia. 2. Erosão potencial. 3. Modelos de predição de erosão. 4. Variabilidade espacial. I. Santos, Djail. II. Francisco, Paulo Roberto Megna. III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 631/635(02)

THIAGO PEREIRA DE BRITO

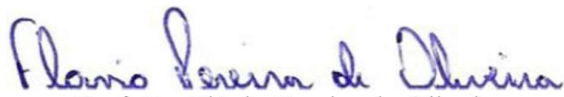
**ESTIMATIVA DA ERODIBILIDADE DOS SOLOS DA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA DE VACA BRAVA, AREIA-PB, UTILIZANDO DIFERENTES
MODELOS**

Aprovado em: 04/05/2021

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Djail Santos
(DSER/CCA/UFPB)
(Orientador)



Prof. Dr. Flávio Pereira de Oliveira
(DSER/CCA/UFPB)
(Examinador)



Prof. Dr. Guttemberg da Silva Silvino
(DSER/CCA/UFPB)
(Examinador)



Prof. Dr. Antônio Clementino dos Santos
(UFNT)
(Examinador)

A minha mãe, pela dedicação, companheirismo e amizade, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus todo poderoso, por me guiar em todos os obstáculos da minha vida.

À Universidade Federal da Paraíba e ao Centro de Ciências Agrárias, por todo o suporte que me foi dado, do começo ao fim da minha graduação.

Ao orientador Professor Dr. Djail Santos, por aceitar me orientar, com paciência, compreensão e dedicação na condução deste trabalho.

Ao coorientador, Dr. Paulo Roberto Megna Francisco, cuja contribuição influenciou diretamente para que esse trabalho fosse realizado.

Ao Professor Dr. Antônio Clementino dos Santos, que disponibilizou gentilmente o banco de dados de sua tese para a realização deste trabalho.

Ao Professor Dr. Guttemberg da Silva Silvino, cuja colaboração foi fundamental para este trabalho.

Ao professor Dr. Walter Esfrain Pereira, pela sua importante colaboração no trabalho.

Ao CIA (Comitê de Inclusão e Acessibilidade) que me apoiou, auxiliou e me orientou nos momentos mais difíceis da minha graduação, em especial a Professora Dra. Ana Cristina Silva Daxenberger.

Ao professor Dr. Flávio Pereira de Oliveira, que sempre deu atenção às minhas dúvidas.

Aos amigos Pedro Luan Ferreira da Silva e Thyago Oliveira, por me ajudarem nos momentos mais difíceis do curso.

Aos meus pais, José Honório de Brito e Maria das Dores Pereira de Brito e ao meu irmão Marcos José Pereira Alves, por me apoiarem incondicionalmente em todos os momentos de minha vida, fazendo de tudo para que a minha educação fosse a melhor possível, mesmo com muita dificuldade.

A minha Tia Jacqueline; embora tão distante, sempre me apoiou e aconselhou com palavras de sabedoria e carinho.

A Maria da Luz (Marinhinha) (*in memoriam*), embora fisicamente ausente, sentia sua presença ao meu lado, dando-me força.

A minha namorada Thais Granjeiro de Pontes, pelas palavras de conforto, apoio, carinho e paciência.

Aos meus amigos de longa data, Arthur Luna, José Pacífico (Zinho), Joallyson Flores, José Lucas, Luandson Benício (Luan), que sempre participam da minha vida com conselhos valiosos para as minhas tomadas de decisões.

Aos amigos que fiz na Universidade, Márcio Fernando, Aelson de Pontes, Rafael Luís (Bolla), Abraão Neto, Eduardo Marinho, Cássio Levi, Juscelino Teixeira, José Bernardo (Seu Zé), Silvio Junior, Vaneilson Araújo, Juanderson Moura (JuJu) e Pedro Gadelha (Seu Pedro), pelo companheirismo.

A todos que, de alguma forma, colaboraram para a realização deste trabalho.

*“Mude
Mas comece devagar, porque a direção é mais importante que a velocidade.
Mude de caminho, ande por outras ruas, observando os lugares por onde você passa.
Veja o mundo de outras perspectivas.”
(Edson Marques)*

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, objetivou-se estimar a erodibilidade dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, na mesorregião do Agreste da Paraíba, utilizando diferentes modelos. A microbacia hidrográfica de Vaca Brava apresenta área de 14,03 km², compreendendo os municípios de Areia (06°57'48" S e 35°41'30" W; 618 m a.n.m.) e Remígio (06°53'30" S e 35°49'51" W; 535 m a.n.m.). Informações sobre a precipitação média mensal para o município de Areia (PB), no período entre 1994 e 2019 foram utilizadas para obtenção da erosividade das chuvas (fator R). Os dados de areia total, silte, argila, carbono orgânico matéria orgânica do solo (n = 360) foram inseridos em três modelos para estimar a erodibilidade do solo (fator K), utilizando os modelos EPIC, Torri e Shirazi. Os resultados foram avaliados por meio da análise de estatística descritiva e de mapas de distribuição espacial das frações texturais obtidos por meio da técnica de interpolação por krigagem. A erosividade anual estimada foi de 4313 MJ ha⁻¹ mm ano⁻¹, classificada como erosividade média. A maior variabilidade espacial foi verificada para os teores de areia total e silte, enquanto os teores de argila apresentaram a menor variabilidade espacial. Em relação à estimativa do fator K, foram verificados valores médios de 0,0187, 0,0287 e 0,0225 t hm² h/(MJ mm hm²) para os modelos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente, sendo o modelo EPIC o que melhor se ajustou aos dados, seguido pelo modelo de Torri. Conclui-se que a erosividade depende do volume de chuvas e aumenta nos meses de maior precipitação, junho e julho, com valores de EI₃₀ de 9953 e 9579 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹, respectivamente. O estudo da espacialização das frações texturais indicou uma elevada concentração e distribuição dos teores de areia total e silte, indicando a necessidade de adoção de práticas de manejo do solo que contribuam para conservar solo e água.

Palavras-Chave: Erosão potencial. Modelos de predição de erosão. Variabilidade espacial.

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, the aim was to estimate the soil erodibility of the Vaca Brava watershed, in the mesoregion of Agreste da Paraíba, using different models. The Vaca Brava watershed has an area of 14,03 km², including the municipalities of Areia (06°57'48" S and 35°41'30" W; 618 m a.n.m.) and Remígio (06°53'30" S and 35°49'51" W; 535 m a.n.m). Information on the average monthly precipitation for the municipality of Areia (PB), in the period between 1994 and 2019 was used to obtain the rainfall erosivity (R-factor). Data of soil total sand, silt, clay, organic carbon and organic matter contents (n = 360) were inserted in three models to estimate the soil erodibility (K factor), using the EPIC, Torri and Shirazi models. The results were evaluated by descriptive statistical analysis and spatial distribution maps of the textural fractions obtained by means of the kriging interpolation technique. The estimated annual erosivity was 4313 MJ ha⁻¹ mm year⁻¹, classified as medium erosivity. The greatest spatial variability was verified for total sand and silt contents, while clay contents presented the least spatial variability. Regarding the estimate K factor, the mean values of 0.0187, 0.0287 and 0.0225 t hm² h/(MJ mm hm²) 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. We conclude that the erosivity depends on the volume of rainfall and increases in the months of higher precipitation, June and July, with EI₃₀ values of 9953 and 9579 MJ ha⁻¹ mm h⁻¹, respectively. The study of the spatialization of the textural fractions indicated a high concentration and distribution of total sand and silt contents, indicating the need to adopt soil management practices that contribute to the conservation of soil and water.

Key-words: Potential erosion. Erosion prediction models. Spatial variability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	27
Figura 2. Mapa base da microbacia hidrográfica Vaca Brava, Areia-PB	28
Figura 3. Mapa de solos de área parcial da microbacia hidrográfica Vaca Brava, Areia-PB	29
Figura 4. Mapa de distribuição da areia total (g kg^{-1}) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	36
Figura 5. Mapa de distribuição do silte (g kg^{-1}) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.....	37
Figura 6. Mapa de distribuição de argila (g kg^{-1}) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	38
Figura 7. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo EPIC em $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	43
Figura 8. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Torri em $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	45
Figura 9. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Shirazi em $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	46
Figura 10. Diagrama de Taylor para os valores de erodibilidade (fator K) estimados pelos modelos Shirazi, Torri e EPIC	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores médios de granulometria e teores de carbono e matéria orgânica nas posições da paisagem e usos dos solos predominantes na Microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	31
Tabela 2. Estatística descritiva dos atributos granulométricos das amostras dos solos na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	35
Tabela 3. Dados estatísticos (média e desvio-padrão) da granulometria das amostras de solo nos diferentes usos da terra na Microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	40
Tabela 4. Distribuição média anual e mensal de precipitação e erosividade da chuva na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	41
Tabela 5. Estatística descritiva dos valores da erodibilidade (fator K) estimados por três modelos para solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	44
Tabela 6. Estatística descritiva dos modelos estimativos do fator K da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	47
Tabela 7. Coeficientes de correlação Pearson (r) entre os modelos avaliados para a estimativa do fator K de solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
EPIC	Erosion-Productivity Impact Calculator
EUPS	Equação Universal de Perda de Solo
FAO	Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
M-NOMO	Nomograma de Wischmeier et al. (1978) modificado
NOMO	Nomograma de Wischmeier et al. (1978)
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SAN	Porcentagem de areia
SIL	Porcentagem de silte
SN1	Representa o produto da equação $(1 - SAN/100)$
USLE	Universal Soil Loss Equation

LISTA DE SÍMBOLOS

C	carbono orgânico
CL	percentagem do conteúdo de Argila
°C	graus Celsius
cm	centímetro
Dg	diâmetro médio geométrico (mm)
d_i	diâmetro máximo da i -ésima classe (mm)
d_{i-1}	diâmetro mínimo (mm)
EI ₃₀	índice de erosividade da chuva na intensidade máxima de 30 minutos (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)
f_i	fração de massa da classe correspondente de tamanho de partícula
g	grama
h	hora
ha	hectare
hm ²	hectômetro quadrado
K	fator erodibilidade do solo (t hm ² h/(MJ mm hm ²))
kg	quilograma
KE>25	índice de erosividade baseado na cinética de segmentos de intensidades de chuva maiores do que 25 mm h ⁻¹
km ²	quilômetro quadrado
MJ	megajoule
m	metro
mm	milímetro
P	precipitação média anual (mm)
p	precipitação média mensal (mm)
R	fator erosividade da chuva
r	coeficiente de correlação de Pearson
T	tonelada
US\$	dólar norte-americano
short ton	tonelada curta (907,18 kg)

ac	acre (100 m ²)
ft	pé (30,48 cm)
in	polegada (2,54 cm)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1. Geral	18
2.2. Específicos	18
3. REVISÃO DE LITERATURA	19
3.1. Degradação e erosão dos solos	19
3.2. Bacias hidrográficas: Caracterização, efeito de escala e processos erosivos	20
3.3. Fator erosividade da chuva (R)	23
3.4. Fator erodibilidade do solo (K)	24
3.5. Krigagem	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1. Caracterização da área de estudo	27
4.2. Base de dados	30
4.3. Determinação da erosividade das chuvas - Fator R	31
4.4. Determinação de erodibilidade do solo - Fator K	31
4.4.1. Estimativa pelo modelo EPIC	32
4.4.2. Estimativa pelo modelo Torri	32
4.4.3. Estimativa pelo modelo Shirazi	33
4.5. Análises estatísticas	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1. Distribuição espacial de areia total, silte e argila	35
5.2. Erosividade das chuvas - Fator R	41
5.3. Distribuição espacial da erodibilidade dos solos - Fator K	42
5.3.1. Modelo EPIC	42
5.3.2. Modelo Torri	44
5.3.3. Modelo Shirazi	45
5.3.4. Estatística descritiva	46
6. CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

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). Dentre esses processos, a erosão do solo é considerada de grande impacto para a humanidade, haja vista que afeta diretamente a produtividade agrícola e os recursos naturais (MORAIS; SALES, 2017).

A erosão hídrica é a mais frequente em solos tropicais, sendo subdividida entre laminar e linear (JULIAN; NUNES, 2020). A erosão laminar (entressulcos) ocorre quando o fluxo de água na superfície é difuso e transporta partículas superficiais do solo como um todo (JULIAN; NUNES, 2020). A erosão linear (sulcos) é um processo de remoção do solo mais intenso, formando caminhos específicos, de acordo com a pluviosidade e a superfície do terreno, gerando fluxo concentrado de água, que possibilita o aumento das dimensões desses caminhos (ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2013). A ocorrência da erosão é determinada, entre outros, por fatores como erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, cobertura vegetal, topografia, uso e ocupação do solo e clima (DECHEN et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2008).

A conversão da vegetação natural em sistemas intensificados de produção, segundo Borrelli et al. (2017) ocasiona o aumento da perda de solo de até $0,61 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ transformando as terras agricultáveis em áreas improdutivas e de baixa competitividade agrícola (BERTOL; CASSOL; BARBOSA, 2019). Segundo dados da FAO (2015), de 20 a 40 bilhões de toneladas de solo por ano são perdidos pela erosão. No Brasil, a perda de solo por processos erosivos é da ordem de 847 milhões de toneladas por ano (MERTEN; MINELLA, 2013), com custos anuais de US\$ 1,65 bilhão relativos aos custos temporários e permanentes (HERNANI et al., 2002; PINTO et al., 2020). Em estudo realizado por Dechen et al. (2015), os custos acarretados pela erosão no país foram da ordem de 1,3 bilhão de dólares por ano, comparando-se áreas sem cobertura vegetal em relação a áreas com 90% de cobertura do solo.

Dentre as consequências provocadas pela erosão do solo, destacam-se a perda de fertilidade do solo, o carreamento de fertilizantes e agroquímicos entre os mais citados (LOURENÇO et al., 2020), tornando-se mais pronunciada em áreas nas quais se emprega técnicas convencionais de cultivo (RAIMO et al., 2019). Além disso, a erosão tende a reduzir as taxas de infiltração de água no solo, a capacidade de retenção de água e nutrientes, a matéria orgânica, a espessura do perfil, além de alterar a biota do solo e o transporte de sedimentos, comprometendo os corpos d'água (PIMENTEL et al., 1995; PANACHUKI et al., 2011).

Sendo assim, as estimativas das perdas de solo por erosão hídrica tornam-se informações importantes para o planejamento de políticas ambientais e adoção de práticas conservacionistas que favoreçam o uso adequado do solo e também dos recursos hídricos (PANAGOS et al., 2015; MELO et al., 2019; PANACHUKI et al., 2011). A adequada quantificação das perdas de solo por erosão hídrica necessita de dados sequenciais de um período mínimo, para determinada área, para que possa se obter valores consistentes. Além da necessidade de dados históricos, os reduzidos números de estudos publicados e as limitações econômicas para a realização de experimentos de longa duração são os principais entraves para a ampliação do conhecimento sobre as perdas de solo por erosão hídrica nas diferentes classes de solos brasileiros.

A determinação do fator K pelo método direto reflete os valores mais representativos da erodibilidade do solo. A metodologia descreve a utilização de parcelas experimentais, em campo, que estejam em condição de pousio, com chuva natural ou chuva simulada, sendo imprescindível um longo período de tempo para a obtenção de um conjunto de dados confiáveis, o que gera altos custos financeiros, tornando o método de uso limitado (GELETA, 2011; RÖMKENS et al., 1997).

As alterações ocasionadas pelo homem no ambiente, instalam um processo contínuo de degradação ambiental como a erosão de encostas, inclusive ao redor de reservatórios, com intensa modificação do solo pelo uso e manejo (CALDERANO FILHO et al., 2014). Dessa forma, entende-se que o conhecimento prévio da suscetibilidade desses solos à erosão é primordial ao manejo adequado do solo e a conservação dos reservatórios. Contudo, devido a extensão de algumas áreas, a instalação de experimentos de campo torna-se onerosa e inviável, demandando outras formas de determinação, como as indiretas.

Formas indiretas para obtenção da erodibilidade do solo (fator K) têm sido estabelecida para a determinação desta variável da Equação Universal de perda de solo (EUPS), principalmente devido ao longo período de tempo necessário para observações diretas em parcelas permanentes para determinação de erosão (DENARDIN, 1990; SILVA et al., 2000a; BARBOSA et al., 2019).

Dentre as técnicas mais utilizadas para determinação indireta do fator K destacam-se os estudos de correlação entre atributos do solo e as perdas por erosão determinadas em campo (SILVA et al., 2000; MARQUES et al., 1997; DENARDIN, 1990). A EUPS possibilita realizar a previsão de perdas e o reconhecimento dos agentes relevantes causadores da erosão (WISCHMEIER; SMITH, 1978), além de contribuir para a escolha de formas de uso e manejo bem como de práticas de conservação para condições específicas de clima, relevo e classes de solos, como realizado por Miqueloni; Bueno; Ferraudo (2012) através da geoestatística. Com a

análise geoestatística espera-se encontrar valores de referência para determinada área de estudo e que possa servir de parâmetro para novos estudos, a exemplo de Simonetti et al. (2018). Esses autores detectaram as zonas mais sensíveis à erosão laminar utilizando métodos de determinação indireta como o densímetro de Bouyoucos e a EUPS, com o auxílio da geoestatística.

OBJETIVOS

2.1. Geral

Estimar a erodibilidade dos solos da Microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB, utilizando modelos indiretos.

2.2. Específicos

Estimar a erodibilidade dos solos de forma indireta a partir dos modelos EPIC, Torri e Shirazi e avaliar a sua performance;

Estimar a erosividade das chuvas utilizando dados de precipitação média mensal e anual acumulados;

Mapear a textura e a erodibilidade dos solos pelo método estatístico de interpolação de Krigagem.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Degradação e erosão do solo

Entende-se a degradação do solo como o desgaste ou o empobrecimento de seus atributos químicos, físicos, morfológicos e biológicos, tomando-se por exemplo, a perda do solo e seus nutrientes, perda da matéria orgânica, compactação, encrostamento, desertificação, excesso de sais e danos gerados pelo uso excessivo de agroquímicos, fertilizantes minerais, dentre outros (CAPECHE, 2005), causando a redução temporária ou definitiva da capacidade produtiva do solo, gerada por atividades antrópicas ou não (GODONE; STANCHI, 2011).

As alterações dos atributos e dos processos de solo durante longo período de tempo ocasionam a perda da função dos ecossistemas e a produtividade agrícola, gerando desordem de modo que a terra não se recupera rapidamente sem intervenção antrópica (PALM et al., 2007; BAI et al., 2008). Resultado dessa modificação de atributos e processos do solo, a sua deterioração prejudica o desenvolvimento sustentável de muitos dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelos solos (PALM et al., 2007).

A erosão compreende um dos fenômenos ambientais mais preocupantes a serem enfrentados, atuando como o maior responsável pela deterioração dos solos, uma condição que necessita ser compreendida por toda a sociedade (BERTOL; CASSOL; BARBOSA, 2019). A erosão é entendida como o processo de desprendimento, transporte e deposição das partículas do solo, provocado pela água e pelo vento; dentre os aspectos que afetam a intensidade de ocorrência do processo de erosão incluem-se a chuva, infiltração, topografia do terreno, proteção vegetal e os atributos do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Embora a erosão seja considerada um processo natural que atua de forma ininterrupta na dinâmica das transformações na crosta terrestre, assim como na gênese dos solos (CARVALHO, 2012), as ações humanas condicionam a sua ocorrência em nível acelerado.

É essencial estudar os impactos internos e externos da erosão, tais como, suas consequências econômicas, pelo fato de que a maior parte dos alimentos consumidos pela humanidade é oriunda da agricultura. Portanto, nesse sentido, a avaliação econômica do impacto da erosão do solo é de grande relevância para a sociedade, pois possibilita a conscientização da necessidade da adoção de práticas de manejo conservacionistas (SANTOS, 2014).

A intensa atividade antrópica modifica a harmonia das condições naturais ambientais, através de atividades com potencial de degradação, levando ao processo de erosão acelerada

(PRUSKI, 2009; LEPSCH, 2013; DURÃES; MELLO, 2016). A erosão induzida é um fenômeno de enorme relevância por sua celeridade de ocorrência devido a ocasionar danos não só para as áreas agricultáveis, mas também para áreas alocadas para outras atividades ambientais, sociais e econômicas (PRUSKI, 2009).

A erosão hídrica é um fenômeno complexo e sua magnitude é variável, por envolver vários fatores dependentes de solo, clima, topografia, vegetação e atuação antrópica (SCHICK et al., 2000). A erosão hídrica ocorre com maior frequência nas zonas tropicais do planeta, devido aos elevados índices pluviométricos (MORAIS; SALES, 2017). No Brasil, as chuvas são o principal fator ativo erosivo (ELTZ et al., 2013) atuante na degradação dos solos agrícolas (DECHEN et al., 2015), destacando-se, dentre outros tipos de erosão, por seu relevante potencial de desagregação e transporte de sedimentos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). (PRUSKI, 2009; LEPSCH, 2013; DURÃES; MELLO, 2016).

A erosão hídrica pluvial é relacionada à energia cinética das gotas de chuva que atingem a superfície do solo fragmentando os agregados e condicionando o escoamento superficial das partículas pela força da enxurrada (MARTINS et al., 2003; CASSOL; LIMA, 2003). Com isso, ocorrem as perdas de solo e água, sendo esses os fundamentais fatores que interferem na produtividade do solo, devido a remoção de matéria orgânica, nutrientes adsorvidos aos colóides do solo e dissolvidos na água de enxurrada (SCHICK et al., 2000). Além disso, outro problema é a poluição da água por substâncias contaminantes transportadas com sedimentos comprometendo os corpos d'água (SKIDMORE; VAN DONK, 2003).

3.2. Bacias hidrográficas: Caracterização, efeitos de escala e processos erosivos

Uma bacia hidrográfica constitui uma área que atua na drenagem de água, partículas e materiais dissolvidos, direcionando-os para uma saída comum e estabelecendo-se num ponto de um canal fluvial (COELHO NETO, 2001). Essa concepção engloba todos os espaços de captação, movimentação e saída da água e de substâncias por ela transportada, que mantêm conexões com esses canais (COELHO, 2007).

Outra definição é a de Barrella et al. (2001), segundo a qual a bacia hidrográfica é a área em que suas características topograficamente elevadas são compreendidas por divisores de água, que atuam na retenção da precipitação pluviométrica escoando em sua superfície, originando rios e riachos, ou para a geração de lençol freático e nascentes a partir da infiltração. As partes baixas do terreno tendem a receber o escoamento das águas superficiais, alimentando os corpos d'água. As nascentes de áreas declivosas de serras e montanhas formam cabeceiras e, à medida

que as águas descem, pela ação da gravidade, vão ampliando o fluxo e originando os rios que, ao longo do percurso, vão ganhando água dos demais afluentes locais, formando grandes rios até desaguardarem no oceano.

Neste sentido, Lima; Zakia (2000), conceituam bacias hidrográficas:

“São sistemas abertos que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão e, desta forma mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, ocorrerá uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio”.

As definições de bacia hidrográfica vêm sendo ampliadas na medida em que o seu uso cresce em pesquisas científicas e em planos governamentais de ordenamento territorial (MORAES et al., 2016).

É necessário atingir a combinação eficiente do uso da bacia hidrográfica como uma unidade de trabalho, procurando integrar práticas de manejo do solo e água, de maneira a propiciar o equilíbrio dos recursos naturais, possibilitando, assim, atividades agrícolas adequadas e sustentáveis nas áreas de captação da microbacia (FROTA, 2012).

A ação antrópica influencia ativamente na capacidade de modificação do meio ambiente pela intensa alteração dos solos, vegetação, condições hidrológicas, forma de erosão e pela apropriação dos recursos naturais, causando desequilíbrio, colapso do estado funcional; desse modo, é significativo o estudo nas bacias hidrográficas, uma vez que, representa unidade essencial para as pesquisas ambientais e corresponde vital fonte de captação de água para o consumo (PACHECHENIK, 2004). Segundo o autor, essa intervenção na bacia estabelece mudanças nos processos de vazão e no período em que a água ficará armazenada nos seus diferentes compartimentos.

A ação dos processos erosivos em bacias hidrográficas proporciona danos significativos, comprometendo sua integridade estrutural, refletindo negativamente nos sistemas ecológicos fundamentais e na produção agrícola; além disso, causa consideráveis prejuízos financeiros e ambientais (SILVA et al., 2010). Em decorrência das situações de degradação encontradas nas bacias hidrográficas resultantes de manejos não conservacionistas, é necessário a obtenção de dados sobre acumulação de sedimentos, considerando a dificuldade de geração de variáveis para quantificar ou prever a erosão de forma precisa (PANDEY; CHOWDARY; MAL, 2007).

Outra forma utilizada para quantificar o escoamento superficial e a erosão dos solos é a utilização dos modelos hidrossedimentológicos, como o KINEROS2 cujos resultados, para uma

condição específica, conseguem simular os processos de forma satisfatória, e também estimar, com fidelidade, a erosão do solo em eventos individuais, sendo, portanto, uma boa ferramenta para prever a produção de sedimentos em locais onde não existem observações (SANTOS, 2009).

Diversos modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados, desde a década de 50, com o intuito de prever a magnitude das perdas de solo por erosão, visando implementar ferramentas que possibilitem avaliar as perdas de solo com o propósito do planejamento agrícola, principalmente nos locais onde as perdas de solo são superiores aos limites tolerados (AMORIM, 2003). Como destacado por Amorim et al. (2010), os modelos de predição e erosão do solo evoluíram de modelos empíricos, tais como a Universal Soil Loss Equation (USLE) e a Revised Universal Soil Equation (RUSLE), para modelos baseados em princípios teóricos, como o Water Erosion Prediction Project (WEPP).

A equação universal de perda de solos (EUPS) é um exemplo de modelo utilizado em estudos prospectivos e um dos exemplos analíticos mais bem sucedidos para estudos de processos de erosão, principalmente superficiais (MELLEROWICZ, 1994; CASTRO; VALÉRIO FILHO, 1997). Comparado a outros modelos, em especial os determinísticos, a EUPS apresenta vantagens operacionais, em especial por não exigir um número elevado de parâmetros (SAVABI, 1993) e, por mostrar-se extremamente útil em iniciativas de zoneamento agrícola e ambiental em escalas e procedimentos menos detalhados (CASTRO; VALÉRIO FILHO, 1997). Abaixo, encontra-se apresentada a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e a descrição dos parâmetros que a compõem. A EUPS é representada pela seguinte fórmula:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

em que: A = perda de solo por unidade de área ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); R = fator de erosividade da chuva ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$); K = fator erodibilidade do solo ($t\ hm^2\ h/(MJ\ mm\ hm^2)$); LS = fator topográfico, que expressa conjuntamente os efeitos de comprimento de rampa (L) e grau de declividade (S) (adimensional); C = fator que representa a cobertura vegetal e manejo do uso solo (adimensional); P = fator práticas de conservação do solo, que expressa a relação das perdas do solo de uma área cultivada com a prática estabelecida.

3.3. Fator erosividade da chuva (R)

O fator erosividade representa a perda do solo por unidade de área, pelo potencial de uma chuva atingindo uma área desprovida totalmente de cobertura e restos vegetais, mas tendo o mesmo tipo de operação de manejo do solo cultivado. Por esse conceito, a capacidade de erosão de uma chuva é função do solo, da inclinação e das propriedades da chuva (LOMBARDI NETO; MOLDENHAUER, 1992).

Para Oduro-Afriyie (1996), o termo “fator erosividade da chuva” deve ser entendido como a interação entre a energia cinética e o momento de escoamento. Desse modo, o índice de erosividade é determinado pela intensidade e duração da precipitação, e da massa, diâmetro e velocidade das gotas de chuva.

O fator R é definido como a capacidade de a chuva, e a enxurrada a ela associada, causar erosão hídrica do solo, sendo geralmente apresentada como EI_{30} , ou Índice de Erosividade, que é o produto da energia cinética total da chuva na intensidade máxima ocorrida em 30 minutos consecutivos (WISCHMEIER; SMITH, 1978). De acordo com Lal (1976), a utilização do EI_{30} subestima os dados de erosividade das chuvas nas zonas tropicais, razão pela qual diversos outros índices de erosão têm sido objeto de estudo e aprimoramento para estas regiões.

Dentre os diversos índices propostos, cita-se o índice $KE > 25$ que representa a energia cinética da chuva para intensidades de precipitação maiores que 25 mm h^{-1} . Esse índice vem sendo utilizado em diversos trabalhos de erodibilidade da chuva em zonas tropicais, sob a justificativa de ser mais apropriado para chuvas que apresentam intensidades menores que 25 mm h^{-1} por não produzirem taxas de perdas de solo relevantes (HUDSON, 1995).

É importante frisar que é necessário uma série de dados pluviográficos históricos confiáveis (10 a 20 anos, no mínimo) para a caracterização dos índices de erosividade EI_{30} e $KE > 25$ (WISCHMEIER; SMITH, 1978; GONÇALVES, 2002). Quando esses dados são escassos em uma determinada região, uma aproximação para o índice de erosividade pode ser obtida com o suporte de dados pluviométricos, devido à sua maior facilidade de obtenção em comparação aos dados pluviográficos (GONÇALVES, 2002).

Os índices de erosividade estão sendo aplicados em diferentes regiões do Brasil no traçado de mapas com linhas isoerosivas. A obtenção dessas linhas busca contornar a falta de dados que possibilitem a caracterização dos índices de erosividade em áreas que necessitam de tais informações para fins diversos (GONÇALVES, 2002). Para o estado da Paraíba, Amaral et al. (2014), verificaram que o valor médio anual de erosividade das chuvas com base no índice EI_{30} foi de 5032 MJ.mm/ha/h . Além disso, eles concluíram que os índices de erosividade

encontrados são maiores na zona litorânea do que nas demais regiões do Estado, e as erosividades encontradas variaram de acordo com os valores da precipitação.

Em relação aos valores de erosividade, Santos et al. (2009) e Silva et al. (2012) observaram que estes variaram de 5000 a 8000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ para duas bacias no norte do estado de Pernambuco, em condições semelhantes às verificadas no estado da Paraíba. Contudo, Amaral et al. (2014), salientam que o tamanho da bacia hidrográfica e a precipitação pluviométrica influenciam o resultado do estudo.

3.4. Fator erodibilidade do solo (K)

O fator de erodibilidade do solo é um atributo complexo e é considerado como a facilidade com que o solo é desagregado pelas gotas de chuva e pelo salpico 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). Tendo em vista o solo ser responsável pela resistência à erosão, a erodibilidade depende em grande parte também da posição topográfica, declive e da perturbação da superfície durante o cultivo (MORGAN, 2005).

O fator K é considerado um dos mais significativos para a compreensão do fenômeno erosivo (COUTO, 2015). Sabe-se que a erosão não atua com a mesma magnitude em todos os solos, tendo em vista que as propriedades físicas, químicas e biológicas se diferenciam de acordo com os processos de formação atuantes em cada solo. Para o autor, a erodibilidade representa a maior ou menor suscetibilidade com que as partículas do solo são desprendidas e transportadas pela atuação de agentes erosivos, como água ou vento. Uma mesma quantidade ou altura de chuva tem implicações significativamente divergentes na quantidade de erosão, dependendo da resistência e das condições da superfície do solo (BLANCO; LAL, 2008).

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 de tempo relativamente longo. O segundo método é similar ao primeiro, no entanto, a estimativa do fator K ocorre sob chuva simulada, em períodos de tempo mais reduzidos. Esses dois métodos diretos são caracterizados como padrões para determinar 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, utiliza regressões múltiplas que abrangem variáveis independentes como propriedades morfológicas, físicas, químicas, mineralógicas ou relações destas (SILVA et al., 2000). No entanto, esses modelos empíricos são derivados de extensos bancos de dados, apresentando um alto grau de incerteza, podendo resultar em superestimação ou de subestimação da previsão das perdas de solo por erosão, razão pela qual necessita-se de ajustes de calibração dos modelos para a área em estudo (WANG; ZHENG; RÖMKENS, 2012; WANG et al., 2001).

Na década de 1960, uma série de equações empíricas foram desenvolvidas para se obter com maior facilidade a estimativa do fator de erodibilidade do solo, fundamental para o uso da EUPS (GOMES, 2012). Entre as equações indiretas para a determinação do fator K, destaca-se o uso do nomograma de erodibilidade desenvolvido por Wischmeier; Johnson; Cross (1971), amplamente difundido e aplicado em estudos de conservação de solos (BORGES, 2009).

No decorrer dos anos, diferentes tentativas foram propostas e adaptadas na tentativa de se determinar as relações do fator erodibilidade com diferentes atributos do solo. El-Swaify; Dangler (1977), Römken et al. (1977), Wischmeier; Smith (1978), Shirazi et al. (1988), Williams (1995), Denardin (1990), e Torri et al. (1997), são alguns exemplos de estudos que apresentam equações para estimativa de erodibilidade do solo.

O estudo de estimativas de erodibilidade tem gerado um amplo e renovado interesse em décadas recentes e, a partir disso, diversos trabalhos vêm sendo produzidos para a obtenção do fator K, a exemplo de Zhang et al. (2018), Cutillas; Barberá; García (2019), Silva et al. (2009) e Wei e Zhao (2017). Os modelos de estimativa indireta podem apresentar um certo grau de confiabilidade quanto aos processos de degradação ambiental, propiciando a complementação de diagnósticos integrados dos recursos ambientais e das suas relações com as atividades antrópicas.

3.5. Krigagem

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 (ISAACS; 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). Ela aplica o dado tabular e sua posição geográfica para calcular as interpolações. Utilizando o princípio da Primeira Lei de Geografia de Tobler, que diz que unidades de análise mais próximas entre si são mais parecidas do que unidades mais afastadas, a krigagem utiliza funções matemáticas para acrescentar pesos maiores nas posições mais próximas aos pontos amostrais e pesos menores nas posições mais distantes e criar, assim, os novos pontos interpolados com base nessas combinações lineares de dados.

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.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

A microbacia hidrográfica de Vaca Brava está localizada na microrregião do Brejo Paraibano, mesorregião do Agreste, nos contrafortes do Planalto da Borborema, estado da Paraíba (Figura 1). Está localizada no ponto central sob coordenadas $6^{\circ}58'22,9''$ S e $35^{\circ}45'30,26''$ W. A microbacia abrange uma área de $14,03 \text{ km}^2$ e a área da bacia hidráulica do açude Vaca Brava compreende $0,37 \text{ km}^2$ (SILVA, 2012). Segundo a classificação de Köppen, o clima regional é do tipo As' - tropical, semi-úmido, com chuvas no período outono-inverno e período chuvoso entre os meses de março e agosto (ALVARES et al., 2013). A área apresenta altitude média de 637 m e temperatura média anual de 24°C (SANTOS, 2004) (Figura 2).

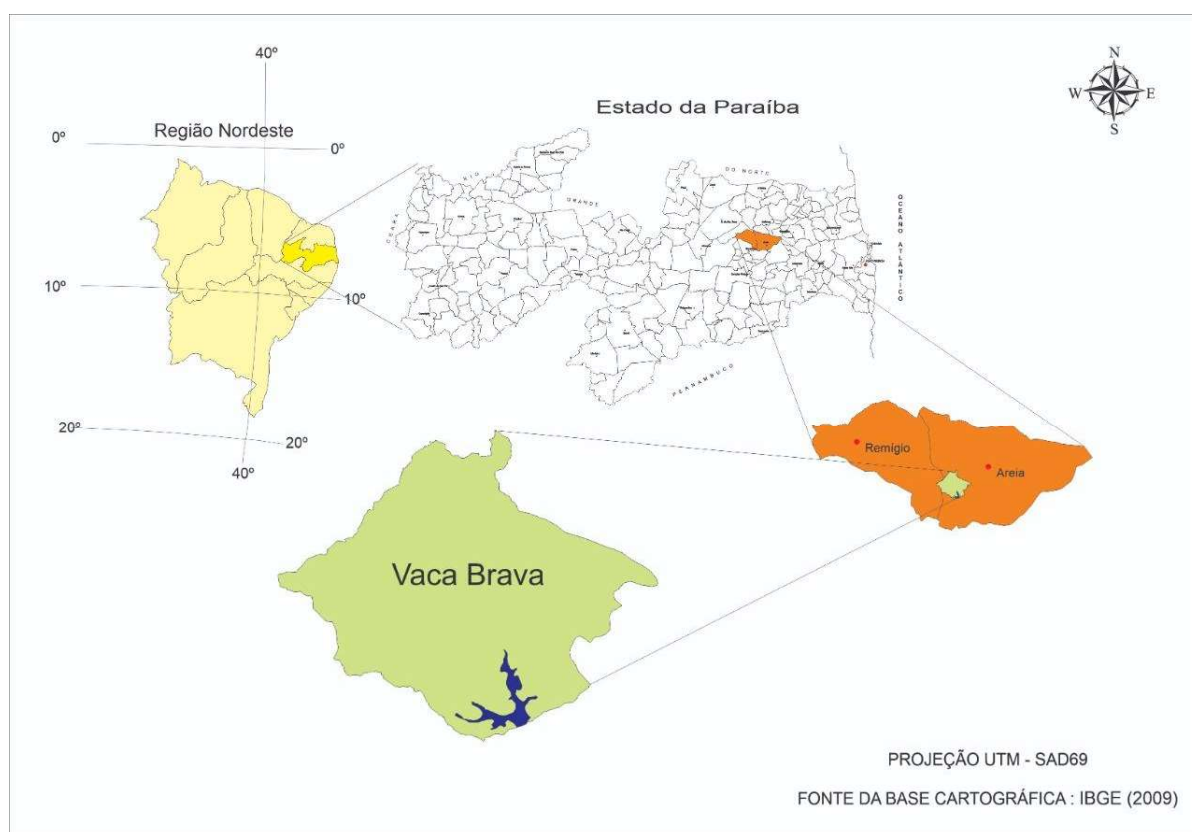


Figura 1. Localização da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Fonte: Adaptado de IBGE (2009).

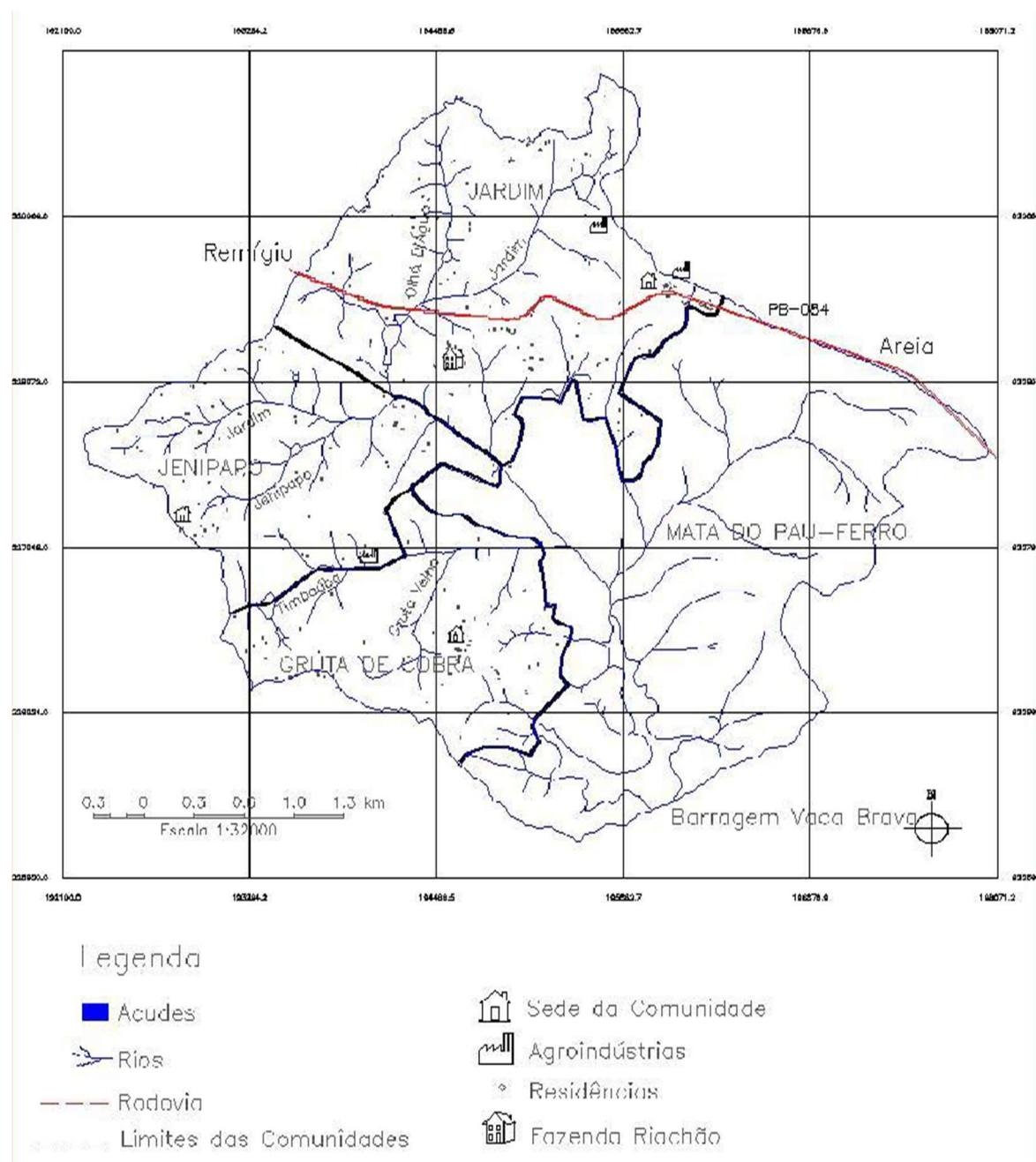


Figura 2. Mapa-base da microbacia hidrográfica Vaca Brava, Areia-PB.

Fonte: Farias (2006).

As classes de solos predominantes na área da microbacia de Vaca Brava, de acordo com Santos (2004); Farias (2006), são: Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, Argissolo Vermelho distrófico, Cambissolo Háplico Tb distrófico, Gleissolo, Latossolo Amarelo distrófico, Neossolo Flúvico Tb distrófico, Neossolo Regolítico distrófico e o Neossolo Litólico distrófico (Figura 3).

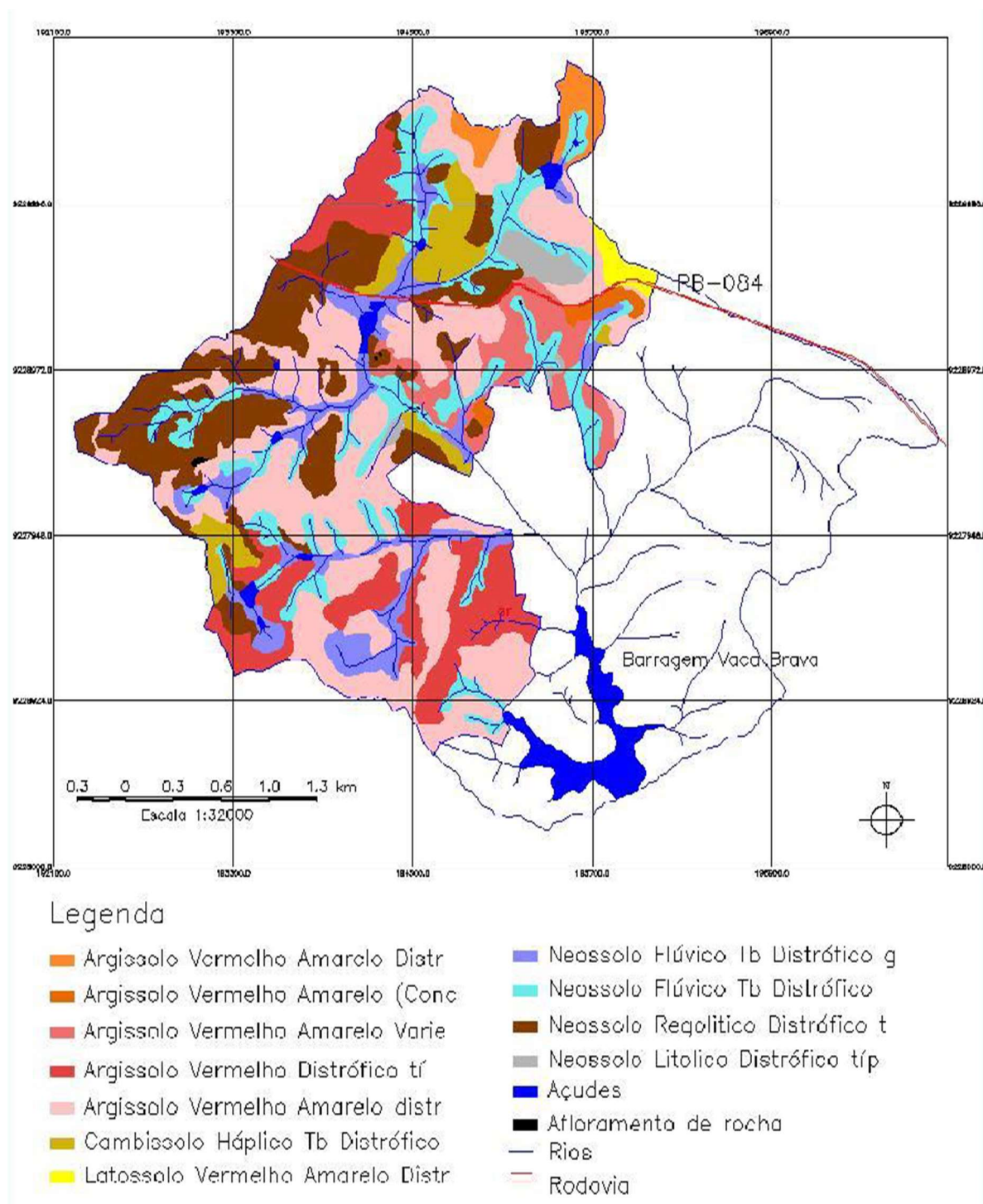


Figura 3. Mapa de solos de área parcial da microbacia hidrográfica Vaca Brava, Areia-PB.

Fonte: Farias (2006).

O açude de Vaca Brava está inserido, em sua maior parte, no município de Areia, que apresenta clima tropical chuvoso, com precipitação média anual de 1370,9 mm (AESAs, 2020; INMET, 2020), temperatura variável entre 15 e 30°C e umidade relativa do ar média em torno de 83% (INMET, 2020), com relevo ondulado a fortemente ondulado. A outra parte do açude

localiza-se no município de Remígio (PB), que apresenta características edafoclimáticas de transição, com solos arenosos, relevo suave-ondulado e marcante declínio na pluviosidade anual (820 mm) (SILVA et al., 1993). O açude é destinado para o abastecimento das cidades paraibanas de Remígio e Esperança, além dos distritos de Cepilho (Areia), Lagoa do Mato (Remígio) e São Miguel (Esperança) (CAGEPA, 2011), abrangendo uma população de 48676 habitantes (IBGE, 2021).

A área de captação da microbacia se encontra 50% sob Mata Atlântica de altitude inserida no Parque Estadual “Mata do Pau-Ferro” enquanto a outra parte é utilizada na agropecuária familiar (ANDRADE; MACHADO, 2018). Nas áreas com utilização sob manejo agrícola, figuram os seguintes usos do solo: capoeira (área de pousio), reflorestamento (sabiá - *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth) e uso agropecuário (capineiras e roçados) (SANTOS, 2004).

4.2. Base de dados

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 hidrográfica de Vaca Brava (Tabela 1). 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 caesalpiniiifolia* 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).

Os modelos EPIC, Torri e Shirazi são amplamente utilizados em trabalhos de erosão do solo (ZHANG et al., 2018; WANG; ZHENG; RÖMKENS, 2012; CUTILLAS; BARBERÁ; GARCÍA, 2009).

O modelo EPIC estima a erodibilidade usando dados granulométricos e o conteúdo de carbono orgânico do solo como variáveis de entrada e pode ser aplicado quando há insuficiência de dados disponíveis sobre textura do solo, enquanto o modelo Shirazi considera apenas o diâmetro médio geométrico do tamanho das partículas minerais do solo, dependendo da disponibilidade de informações referentes ao cálculo do tamanho geométrico (SHIRAZI et al., 1988). Já o modelo Torri, considera também o diâmetro médio geométrico do tamanho das partículas minerais e teor de argila e matéria orgânica do solo (TORRI et al., 1997).

4.4.1. Estimativa pelo modelo EPIC

No modelo de impacto da erosão sobre a produtividade (EPIC), desenvolvido por Williams (1995), o fator K é calculado utilizando a equação 2.

$$K = \left[0,2 + 0,3e^{-0,0256SAN\left(1-\frac{SIL}{100}\right)} \right] \left(\frac{SIL}{CLA+SIL} \right)^3 \left(1,0 - \frac{0,25C}{C+e^{3,72-2,95}} \right) \left(1,0 - \frac{0,7SN_1}{SN_1 + e^{-5,51+2,9SN_1}} \right) \quad (\text{Eq. 2})$$

em que: SAN = representa a porcentagem do conteúdo de areia; SIL = silte; CLA = argila; C = carbono orgânico; e SN1 = representa o produto da equação $(1 - SAN / 100)$. O valor K resultante é apresentado no sistema tradicional de unidades (Rowlett, 2000), em short ton. ac. h/(100 ft. short ton.ac.in).

4.4.2. Estimativa pelo modelo Torri

O modelo de Torri et al. (1997) foi desenvolvido a partir do ajuste de dados que descrevem o diâmetro médio geométrico das partículas, conteúdo de matéria orgânica e o teor de argila do solo. O modelo necessita de dados simples e de poucos parâmetros, conforme a equação 3.

$$K = 0,0293(0,65 - D_g + 0,24D_g^2) \times \exp \left\{ -0,021 \frac{OM}{C} - 0,00037 \left(\frac{OM}{C} \right)^2 - 4,02C + 1,72C^2 \right\} \quad (\text{Eq. 3})$$

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 4.

$$D_g = \sum f_i \lg \sqrt{d_i d_{i-1}} \quad (\text{Eq. 4})$$

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 partículas.

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 ($\text{t hm}^2 \text{ h} / (\text{MJ mm hm}^2)$).

4.4.3. Estimativa pelo modelo Shirazi

Um modelo de estimativa do fator K adequado para cenários em que se tem dados insuficientes de atributos físicos e químicos dos materiais de solo é o de Shirazi et al. (1988). Os autores sugeriram que os valores de K podem ser calculados usando apenas o diâmetro médio geométrico (D_g) das partículas do solo (Equação 5).

$$K = 7,594 \left\{ 0,0034 + 0,0405 e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\log(D_g) + 1,659}{0,7101} \right)^2} \right\} \quad (\text{Eq. 5})$$

Nesse modelo, o valor de D_g pode ser obtido por meio da Equação 6.

$$D_g (\text{mm}) = e^{0,01 \sum f_i \ln m_i} \quad (\text{Eq. 6})$$

em que: f_i = porcentagem em peso da i -ésima fração de tamanho de partículas (%); m_i = média aritmética dos limites de tamanho de partículas para a fração i (mm). O valor K resultante do

uso da fórmula original é expresso no sistema tradicional de unidades (Rowlett, 2000), em short ton. ac. h/(100 ft. short ton.ac.in).

4.5 Análises estatísticas

Os teores de areia total, silte e argila foram submetidos a análise de estatística com o uso da krigagem para verificar sua variabilidade a fim de determinar valores mínimos, máximos, médios, medianos, desvios-padrões, variâncias e coeficientes de variação.

Para comparação entre os diferentes modelos, todos os resultados do fator K expressos no Sistema Tradicional de Unidades foram multiplicados por 0,1317 para converter o valor do fator de erodibilidade do solo para o Sistema Internacional de Unidades ($t\text{ hm}^2\text{ h}/(MJ\text{ mm hm}^2)$).

Os valores obtidos a partir dos diferentes modelos de estimativa de erodibilidade do solo foram submetidos à análise de estatística descritiva, obtendo-se, média, mediana, desvio-padrão, máximo, mínimo, variância, assimetria, curtose e coeficiente de variação, utilizando-se o programa Microsoft Office Excel 2019.

Utilizando-se o Software Surfer[®] versão 9.0 trial, foram gerados por meio de krigagem, os mapas de teores de areia total, silte e argila, e dos valores de K pelos modelos EPIC (WILLIAMS, 1995), Shirazi (SHIRAZI et al., 1988) e Torri (TORRI et al., 1997) e, após, recortados com os limites da microbacia em estudo.

Para a comparação entre o parâmetro de referência e os diferentes modelos de estimativa da erodibilidade: EPIC, Torri e Shirazi, utilizou-se um modelo estatístico proposto por Taylor (2001), denominado Diagrama de Taylor. Através desse modelo foi possível construir uma estrutura gráfica com a quantificação do grau de similaridade entre dois campos: 1) campo de referência (observado) e 2) campo teste (simulado) e quantificar o quão próximo o campo simulado se assemelha ao campo observado. Essa comparação foi realizada por meio da raiz do erro quadrático médio (REQM), o desvio-padrão (DP) e o coeficiente de correlação (TAYLOR, 2001).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Distribuição espacial areia total, silte e argila

A partir dos valores de areia total, silte e argila, e do mapeamento através da krigagem, pode-se observar por meio da Tabela 2 e das Figuras 4, 5 e 6, a sua distribuição espacial na microbacia hidrográfica em estudo.

Tabela 2. Estatística descritiva dos atributos texturais das amostras dos solos na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Atributos	Variabilidade dos atributos						
	(g kg ⁻¹)						(%)
	Mínimo	Média	Máximo	Mediana	σ	Variância	C.V.
Areia total	267,57	625,85	962,89	635,81	118,64	14.077,65	18,95
Silte	14,68	83,01	322,31	8,40	30,49	930,2	36,74
Argila	0,120	292,74	598,65	279,84	122,66	15.046,51	41,90

σ = Desvio-padrão, C.V. = Coeficiente de variação.

Os dados de distribuição espacial de areia total do solo encontram-se na Figura 4. Verifica-se que os valores médios variaram de 250 a 850 g kg⁻¹, concentrando-se, principalmente, nas regiões noroeste e central da microbacia hidrográfica. Observa-se que o valor mínimo foi de 267,57 g kg⁻¹, máximo de 962,89 g kg⁻¹, com média de 625,85 g kg⁻¹ e um coeficiente de variância de 18,95%, conforme apresentado na Tabela 2.

Nos locais com maior concentração de areia total, deve-se dar maior atenção quanto à realização das práticas de manejo do solo, por apresentar maior suscetibilidade à degradação ambiental. Como destacado por Donagemma et al. (2016), os solos arenosos são mais suscetíveis à perda da capacidade produtiva, quando comparados aos de textura mais fina, em condições ambientais semelhantes. Os solos arenosos, apesar da friabilidade e da facilidade de mecanização, são altamente suscetíveis à erosão, em razão da baixa coesão entre as partículas de areia e da baixa, ou mesmo ausente, estabilidade de agregados (SCOPEL et al., 2012). Considerando-se a natureza das frações que compõem as classes de solos com maior participação da fração areia, assume-se que os solos arenosos apresentam baixa retenção de água e acentuada permeabilidade (OR; WRAITH, 2002).

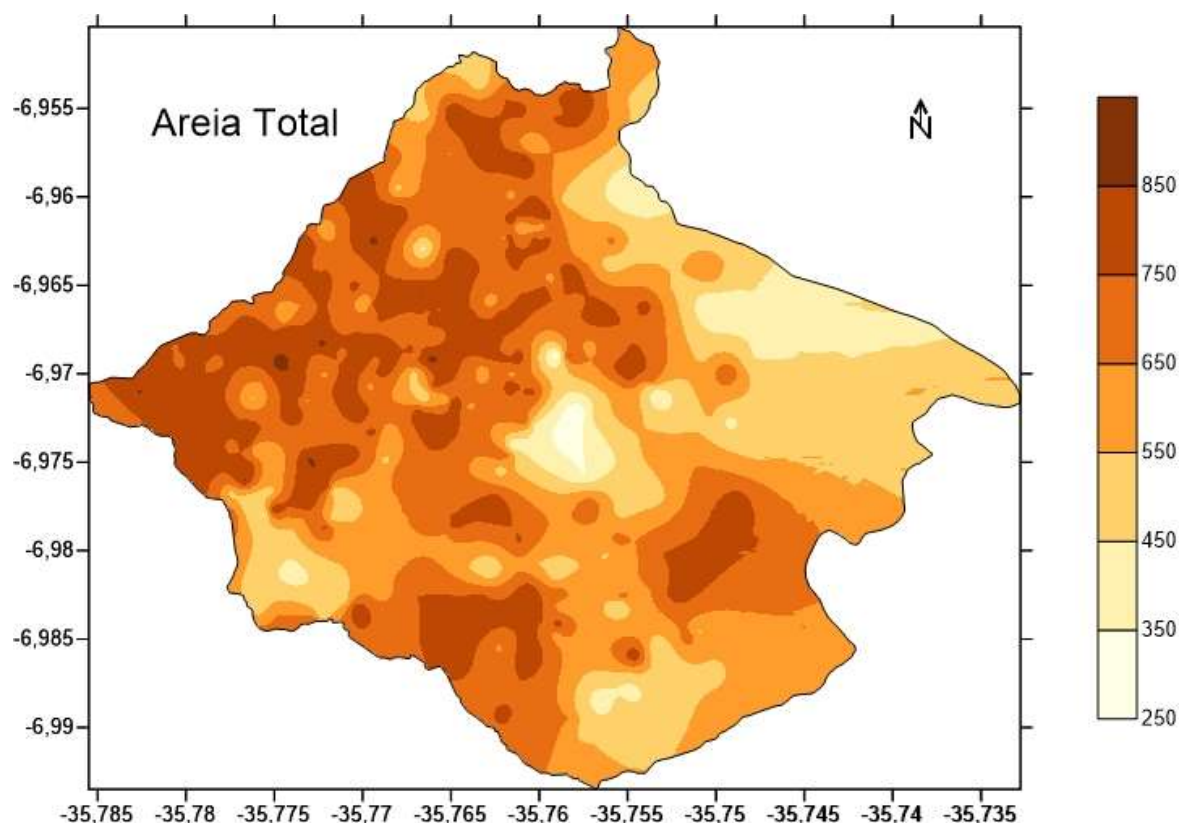


Figura 4. Mapa de distribuição da areia total (g kg^{-1}) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Enfatiza-se que os dados corroboram com Santos (2004), que encontrou valores de areia total variando de 265 a 885 g kg^{-1} nas áreas de várzea e encosta na microbacia hidrográfica de Vaca Brava. A variabilidade observada (Figura 4) pode ser explicada pela maior precisão na distribuição dos dados e pelo uso da modelagem de geoespacialização com a utilização da krigagem ordinária. Em estudo sobre a variabilidade espacial de variáveis geo-biofísicas nas nascentes do Ribeirão Santa Cruz, Lavras-MG, Alves et al. (2008) observaram que a utilização da krigagem para a interpolação dos dados foi mais adequada que a utilização do inverso da potência da distância, em que a utilização da krigagem ordinária resulta em melhor qualidade quanto às estimativas.

A distribuição de silte nos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava pode ser visualizada na Figura 5. Observa-se que os valores médios variam de 30 a 180 g kg^{-1} . A maior concentração de silte foi observada em áreas pontuais no centro da microbacia, com valores médios ao redor de 180 a 330 g kg^{-1} . Observa-se que o valor mínimo é de 14,68 g kg^{-1} , máximo de 322,31 g kg^{-1} com média de 83,01 g kg^{-1} , e coeficiente de variância de 36,74% (Tabela 2). Este resultado se assemelha ao observado por Santos et al. (2004), ao analisarem a distribuição

espacial de areia total, silte e argila nas posições de passagem topo e várzea na mesma microbacia hidrográfica.

A fração silte é mais intemperizada que a areia, menos intemperizada que a argila e possui inúmeros componentes minerais, não sendo, portanto, uma fração mineral de constituição bem definida (CEZAR et al., 2012). Geralmente, os solos siltosos são mais suscetíveis à erosão, pois as partículas são finas e leves e não se agregam como ocorre com as partículas de argila (TEIXEIRA et al., 2000).

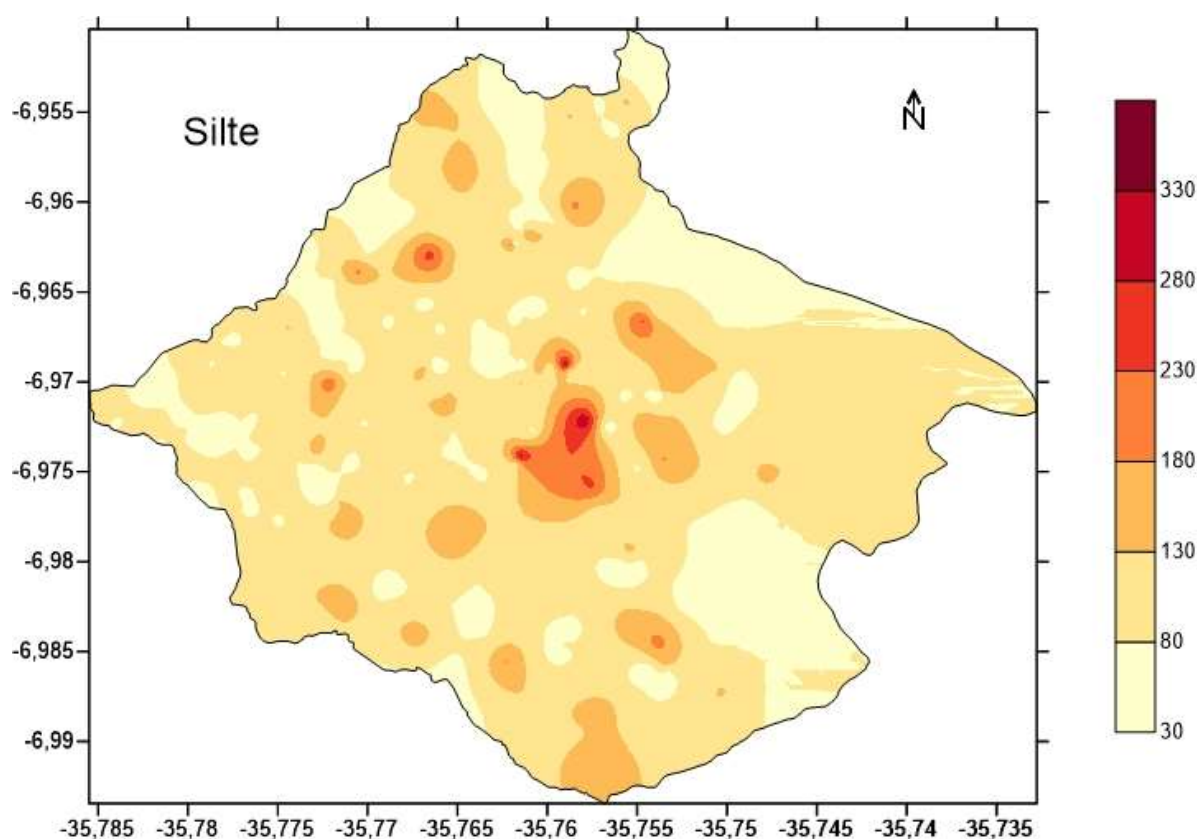


Figura 5. Mapa de distribuição do silte (g kg^{-1}) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

A fração silte, em função de sua instabilidade, é pouco desejável, visto que é a primeira a se desprender pela ação das gotas de chuva, e a principal fração a ser arrastada, causando o assoreamento de rios e lagos (GOMES et al., 2011). Em estudo avaliando as frações de carbono e nitrogênio em função da textura e relevo da microbacia hidrográfica da Vaca Brava, Galvão; Salcedo; Santos (2005) observaram que nas várzeas o material mineral predominante era o silte. Segundo esses autores, a redistribuição de sedimentos nas vertentes foi ocasionada por processos erosivos da camada superficial das encostas, nas quais predomina a textura fina.

A distribuição espacial de argila na microbacia seguiu tendência parecida com a apresentada pela areia total, de concentração no quadrante superior oposto (Figura 6).

Os valores médios variaram de 320 a 520 g kg⁻¹, com predominância de valores maiores de 320 g kg⁻¹ na área nordeste da bacia. Observa-se que o valor mínimo é de 0,12 g kg⁻¹, máximo de 598,65 g kg⁻¹, com média de 279,84 g kg⁻¹, e coeficiente de variação de 41,90% (Tabela 2).

Com relação à amplitude de valores, observa-se que estes corroboram com o estudo de Santos et al. (2004), que observaram valores médios de argila variando de 26 a 584 g kg⁻¹ no nordeste da microbacia hidrográfica de Vaca Brava. Para Santos et al. (2021), os solos argilosos são mais resistentes à erosão entressulcos, devido às suas características físicas de boa permeabilidade quando em condições naturais ou quando bem manejados.

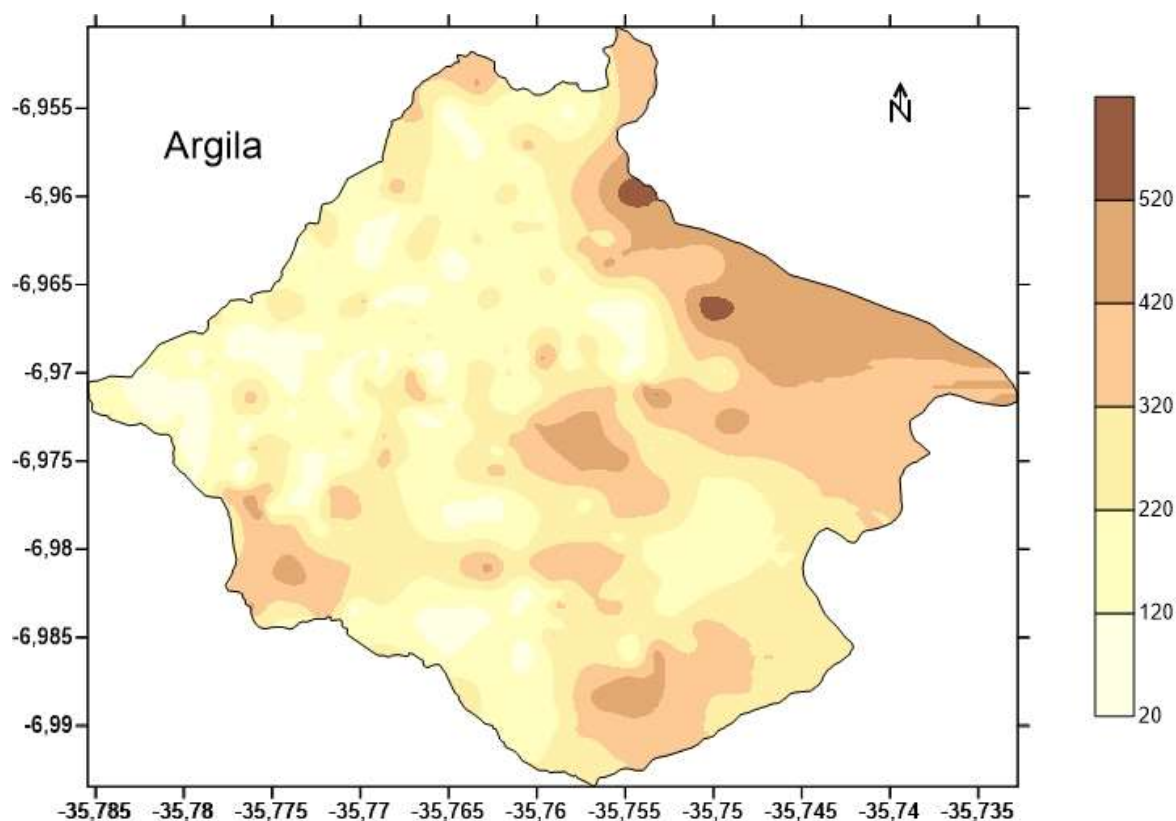


Figura 6. Mapa de distribuição de argila (g kg⁻¹) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Atributos do solo como textura, estrutura, consistência, conteúdo de matéria orgânica e profundidade efetiva, determinam o grau de vulnerabilidade de um solo à erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Geralmente, os solos arenosos e siltosos são mais suscetíveis à erosão (erodíveis), do que os solos argilosos (SOUSA; CORRECHEL, 2015). Estudando a

variabilidade espacial da fertilidade do solo na microbacia de Vaca Brava, Santos; Salcedo; Conceição (2010), observaram que os atributos físicos dos solos dessa área mostraram-se influenciados pelo uso da terra, com aumento nos teores de areia total e silte no sentido agricultura > floresta.

Um fato importante sobre os solos argilosos é que eles são mais suscetíveis à compactação pelo tráfego de máquinas do que os mais arenosos, devido à maior porosidade total e maior capacidade de armazenamento de água nos seus microporos (SILVA et al., 1999; SILVA; REINERT; REICHERT et al., 2000). Esses atributos fazem com que o solo argiloso retenha maior conteúdo de água por mais tempo, necessitando maiores cuidados em relação à umidade do solo durante práticas de preparo e tráfego de máquinas, visando reduzir os riscos de compactação (SILVA; REINERT; REICHERT et al., 2000).

Com relação aos coeficientes de variação apresentados pelas variáveis areia total, silte e argila (Tabela 2), enfatiza-se que ficaram acima de 18% para os três atributos analisados. Tomando-se como referência a classificação proposta por Warrick et al. (1980), os coeficientes de variação dos dados foram considerados altos. Esse resultado difere do encontrado por Mota et al. (2017), ao analisarem a variabilidade espacial de atributos físicos de solo e os parâmetros de ajuste da curva de retenção de água em um Latossolo Vermelho. Esses autores encontraram valores de CV de 1,0% para areia, 7,9% para silte e 4,0% para argila, indicando comportamentos presumíveis, já que a área analisada apresentava certa homogeneidade. Os elevados valores de CV observados no presente estudo devem ser resultado da elevada heterogeneidade dos solos da microbacia hidrográfica, que apresenta relevo movimentado e com diferentes sistemas de uso e ocupação das terras.

A questão da variabilidade pode estar relacionada à densidade amostral, ou seja, quanto menor o número de amostras dentro da malha, presume-se obter menor variabilidade dos dados (LEANDRO JÚNIOR et al., 2020). A diminuição da densidade amostral tende a diminuir a qualidade e a exatidão dos mapas a níveis não desejados na agricultura de precisão (CAON; GENÚ, 2013). Por outro lado, Leandro Júnior et al. (2020), salientam que o aumento da densidade amostral além de não resultar em grandes ganhos de precisão, pode inviabilizar o processo de amostragem pelo intenso trabalho de coleta e custo com análises, aumentando a relação custo-benefício.

Os valores de média e o desvio padrão para areia total, silte e argila da microbacia hidrográfica de Vaca Brava para os diferentes sistemas de uso do solo estão apresentados na Tabela 3. Observa-se que houve variação nos atributos físicos do solo em relação ao uso na microbacia hidrográfica.

Tabela 3. Dados estatísticos (média e desvio-padrão) da granulometria das amostras de solo nos diferentes usos da terra na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Uso	Areia total		Silte		Argila	
	(g kg ⁻¹)					
	Média	σ	Média	σ	Média	σ
Agricultura	749,68	97,43	160,32	98,32	91,13	98,32
Capineira	742,00	95,51	111,40	38,30	146,60	73,54
Capoeira	628,61	104,69	94,44	16,15	276,68	106,01
Pastagem	697,59	119,74	97,16	34,80	205,25	111,48
Sabiá	710,61	109,18	95,40	27,40	194,00	97,22
Mata	560,15	125,73	115,60	60,21	321,68	109,50

σ = Desvio-padrão

Observa-se que para areia total, o menor valor médio (560,15 g kg⁻¹) foi encontrado em área de mata e o maior valor médio (749,68 g kg⁻¹) em área de agricultura. Em relação ao desvio-padrão da média, valores superiores a 125,73 g kg⁻¹ foram observados na área de mata e menores na área de capineira, com 95,51 g kg⁻¹. Quanto aos teores de silte, a maior média foi observada na área de agricultura, com 160,32 g kg⁻¹, enquanto a menor média foi verificada na área de capoeira, com 94,44 g kg⁻¹, com maior desvio padrão na área de agricultura.

Em relação aos teores de argila, observa-se maior média (321,68 g kg⁻¹) na área de mata e a menor na área de agricultura (91,13 g kg⁻¹), com o maior desvio-padrão na área de pastagem e o menor na área de capineira. Avaliando a variabilidade espacial de atributos físicos do solo e produtividade de lavoura de café, em Três Pontas, Minas Gerais, Carvalho et al. (2013) observaram que a maior produtividade foi observada nas áreas com menor teor de argila, concluindo que tal fato se deve à maior resistência do solo à penetração nos locais com elevadas concentrações de argila.

Entender a variabilidade espacial da textura do solo sob diferentes usos é primordial, pois possibilita identificar as regiões mais suscetíveis aos processos de degradação, além de auxiliar no planejamento agrícola da propriedade (SANTOS et al., 2012; SILVA et al., 2020). Em relação a textura do solo, por exemplo, Campos et al. (2007), observaram que os atributos relacionados à granulometria apresentam dependência espacial em função do material de origem e das formas de relevo.

A distribuição espacial da textura na área apresenta dependência espacial da direção e da intensidade de fluxos de água, que são dependentes da forma do relevo (GOBIN et al., 2001). A migração de partículas do solo segue o fluxo da água na vertente causando transporte seletivo, o que implica em maior erosão de solo, água e nutrientes, condicionando o movimento e a

concentração de sedimentos (CASTIONI et al., 2015), explicando, assim, a amplitude desses entre os diversos sistemas de uso na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, inserida na microrregião do Brejo Paraibano e mesorregião do Agreste.

5.2. Erosividade das chuvas - Fator R

Os resultados de precipitação mensal média para a área de estudo e do cálculo do índice de erosividade EI_{30} , em $MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}$, podem ser observados na Tabela 4.

A precipitação anual média foi de 1370,9 mm, sendo os menores valores mensais observados nos meses de novembro (23,4 mm) e outubro (26,6 mm) e os maiores nos meses de junho (205,9 mm) e julho (201,3 mm) (Tabela 4).

Tabela 4. Distribuição média anual e mensal de precipitação e erosividade da chuva na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB

Meses/Anos (1994 a 2019)	Precipitação média (mm)	EI_{30} ($MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}$)
Janeiro	130,0	4597
Fevereiro	100,4	2973
Março	138,3	5100
Abril	152,3	5993
Maió	162,6	6693
Junho	205,9	9953
Julho	201,3	9579
Agosto	123,7	4227
Setembro	61,2	1292
Outubro	26,6	317
Novembro	23,4	257
Dezembro	45,3	779
Anual	1370,9	4313

Fonte: AESA (2020); INMET (2020).

Para a erosividade, observa-se que os menores valores foram observados nos meses de menor precipitação, outubro e novembro, com EI_{30} de 317 e 257 $MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}$, respectivamente. Para os meses de junho e julho, os valores de erosividade foram de 9953 e 9579 $MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}$, considerados os mais expressivos. A erosividade anual de 4313 $MJ\ ha^{-1}$

mm foi considerada média, de acordo com a classificação proposta por Carvalho (1994). Resultados de erosividade relativamente superiores foram observados por Sales (2018), em trabalho conduzido no município de Alagoa Nova, no Brejo Paraibano, que apresenta condições de clima e solos similares às observadas na microbacia de Vaca Brava. Esse autor encontrou valores de erosividade da ordem de $6394 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm ano}^{-1}$.

A erosividade da chuva está relacionada à sua intensidade, duração e frequência de ocorrência. O aumento da intensidade da chuva eleva o tamanho médio das gotas e a energia de impacto, bem como o escoamento, o que resulta no aumento da energia de transporte. Mecanismos de contenção devem ser adotados a fim de reduzir o impacto das gotas das chuvas, principalmente nos meses de maior erosividade (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A implantação do sistema plantio direto (SPD). Silva; De Maria (2011), observaram que em área sob SPD não foi observado produção de sedimentos e as perdas de água foram reduzidas em comprimentos de rampa de até 75 m, sem influência da direção de semeadura.

Em estudo sobre a erosividade e características da chuva em Alagoinha, no Brejo Paraibano, Nascimento; Chaves (1996) observaram que apesar de valor médio anual de precipitação relativamente alto (1109 mm), o baixo valor médio anual de erosividade obtido sugeriu a presença de grande número de chuvas de baixa intensidade ao longo do ano. Dessa forma, concluíram que a intensidade da chuva é mais determinante que a distribuição espaço-temporal da precipitação para a erosividade (NASCIMENTO; CHAVES, 1996).

Relativamente poucos estudos de correlação entre erosividade e perdas de solo determinadas em campo têm sido realizados no estado da Paraíba (NASCIMENTO; CHAVES, 1996; ALBUQUERQUE et al., 1998; ANDRADE et al., 1999), sendo praticamente inexistentes estudos desta natureza em condições de microbacias hidrográficas.

5.3. Distribuição espacial da erodibilidade dos solos – Fator K

5.3.1. Modelo EPIC

Os resultados da utilização do modelo de impacto da erosão sobre a produtividade (EPIC) podem ser observados na Figura 7. No mapa de distribuição da estimativa do fator K pelo modelo EPIC, pode-se verificar que os valores variaram de 0,011 a 0,031 $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, distribuídos por toda a microbacia hidrográfica. No centro da microbacia hidrográfica e no quadrante esquerdo superior, os valores encontrados variaram de 0,025 a 0,029 $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$. O valor mínimo foi de 0,0112 $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, máximo de 0,0310 $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$.

mm hm²), com média geral de 0,0187 t hm² h/(MJ mm hm²), com desvio-padrão de 0,0028 t hm² h/(MJ mm hm²), e coeficiente de variação de 15,47% (Tabela 5).

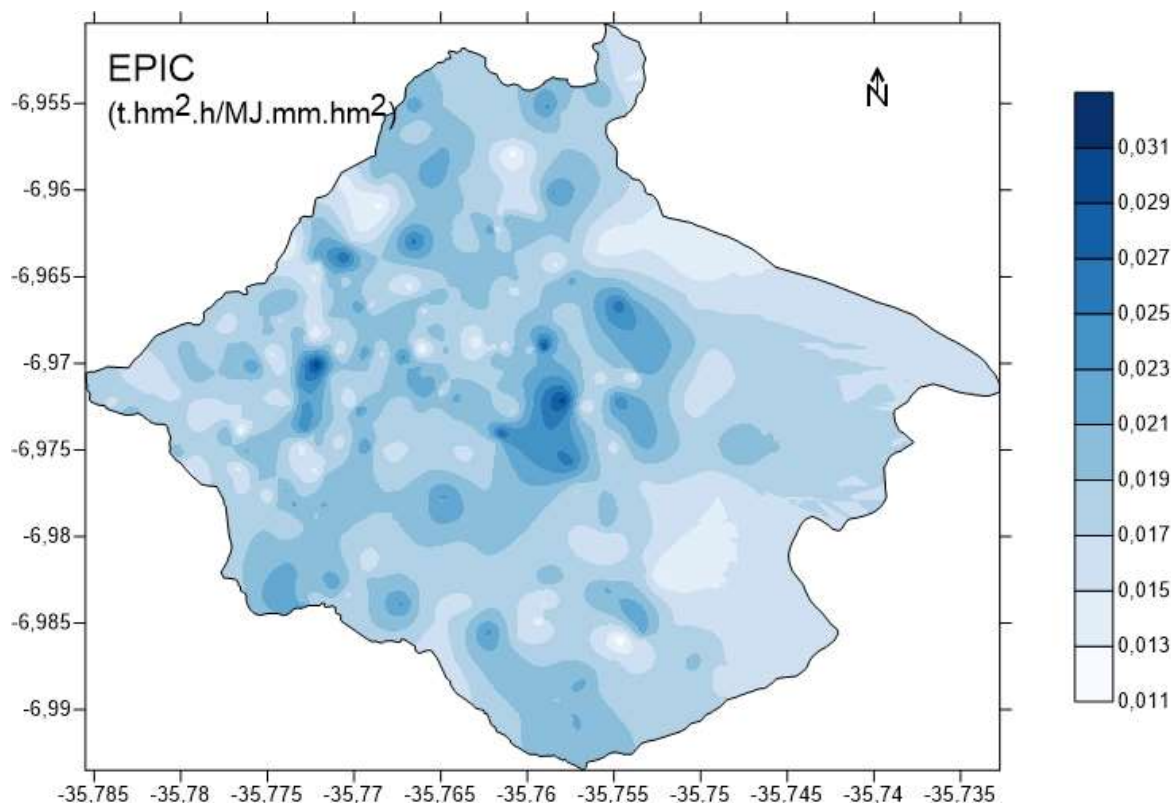


Figura 7. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo EPIC em t hm² h/(MJ mm hm²) na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

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).

Tabela 5. Estatística descritiva dos valores da erodibilidade (fator K) estimados por três modelos para solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Modelo	Mínimo	Média	Máximo	Mediana	σ	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

σ = desvio-padrão; AS = coeficiente de assimetria; C.V. = coeficiente de variação.

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 Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ 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.

5.3.2. Modelo Torri

A distribuição da estimativa da erodibilidade do solo (fator K) pelo modelo de Torri (1997) encontra-se na Figura 8. Esse modelo utiliza os atributos físicos e químicos dos solos sendo possível observar que os valores médios variam entre 0,023 e 0,032 t hm² h/(MJ mm hm²), distribuídos por toda a bacia, com menores valores entre 0,002 e 0,008 t hm² h/(MJ mm hm²), no noroeste da microbacia.

O valor mínimo de 0,0294 t hm² h/(MJ mm hm²), máximo de 0,0374 t hm² h/(MJ mm hm²), com média de 0,0287 t hm² h/(MJ mm hm²), desvio-padrão de 0,0036 t hm² h/(MJ mm hm²), e coeficiente de variação de 12,62%, podem ser observados na Tabela 5. 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.

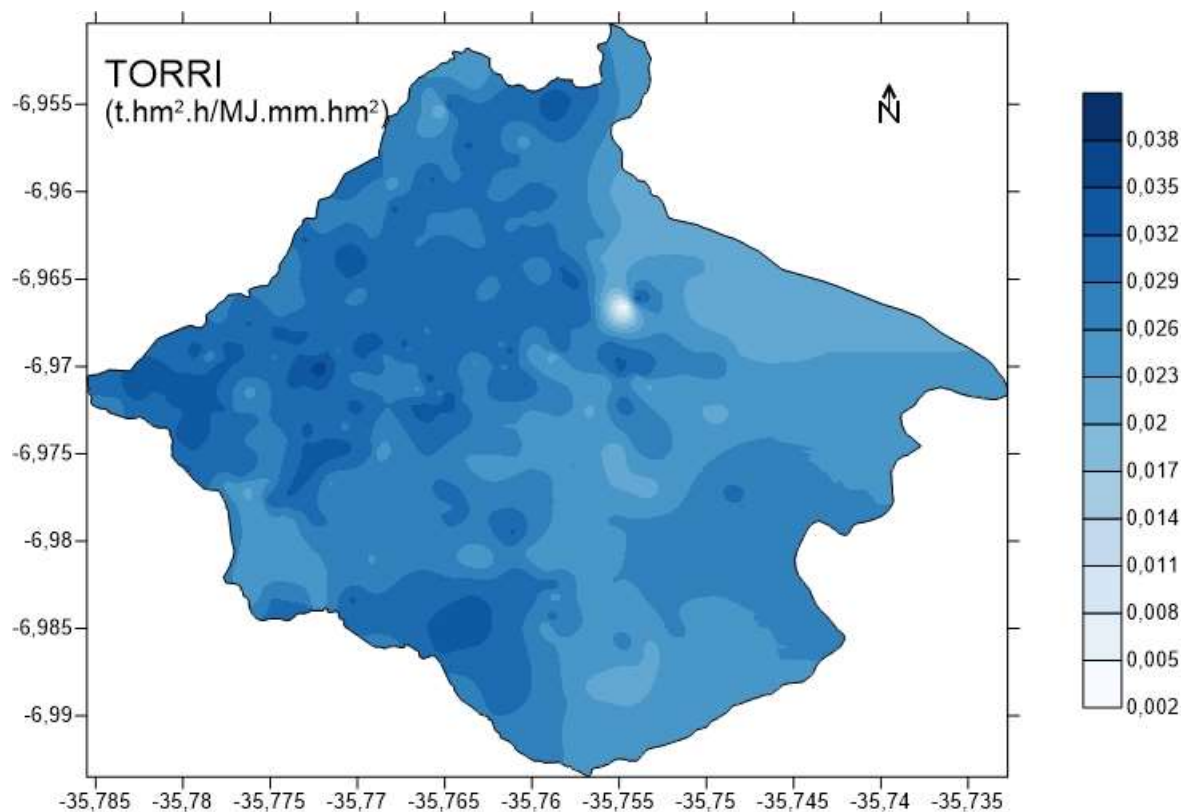


Figura 8. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Torri em $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

5.3.3. Modelo Shirazi

No mapa de distribuição da estimativa de erodibilidade pelo modelo Shirazi (Figura 9), pode-se observar que os valores variam entre 0,008 e 0,047 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, distribuídos por toda a microbacia. Os maiores valores estão concentrados na região nordeste, enquanto os menores valores variaram de 0,008 a 0,023 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, na região sudeste da área.

O valor mínimo de 0,0099 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, máximo de 0,0439 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, com média de 0,0225 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$, desvio-padrão de 0,0107 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ e coeficiente de variação de 47,71%, podem ser observados na Tabela 5. 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.

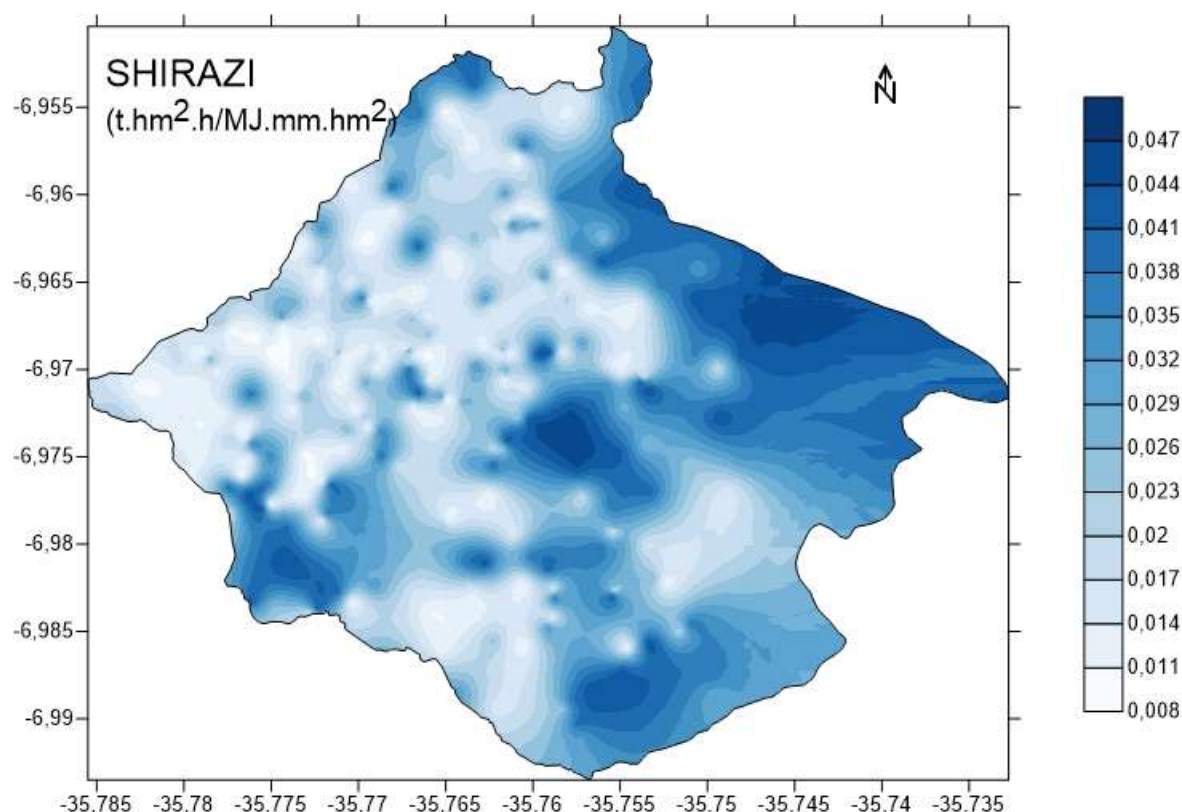


Figura 9. Mapa de distribuição da estimativa da erodibilidade (fator K) pelo modelo Shirazi em $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

5.3.4. Estatística descritiva

O resultado da estatística descritiva utilizando os modelos estimativos de erodibilidade dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, obtidos por meio da krigagem, são apresentados na Tabela 6.

Observa-se que, para o modelo estimativo EPIC, os valores médios de erodibilidade variam de 0,0178 a 0,0198 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ para as áreas de uso do solo com sabiá e capoeira, com respectivos valores de desvio-padrão de 0,0023 e 0,0013. Na área de mata, encontrou-se o valor médio de 0,0035 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$. Para o modelo Torri, a estimativa dos valores médios de erodibilidade variaram entre 0,025 e 0,031 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ para as áreas de uso do solo com mata e capineira, com valores de desvio-padrão de 0,0023 e 0,0020, respectivamente.

Verifica-se também que, para o modelo Shirazi, a estimativa dos valores médios de erodibilidade variou entre 0,0171 e 0,0327 $t\text{ hm}^2\text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ para as áreas de uso do solo com capineira e mata, respectivamente. Os valores de desvio-padrão encontrados nessas áreas foram de 0,0072 para a capineira, e 0,0093 para área de mata. Este resultado segue o mesmo

padrão do modelo Torri para as mesmas áreas, mostrando similaridade quanto à estimativa para erodibilidade. A estatística descritiva indica diferentes valores para o fator K dos solos da microbacia de Vaca Brava para os três modelos avaliados (Tabela 6).

Tabela 6. Estatística descritiva dos modelos estimativos do fator K microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB.

Uso	EPIC		Torri		Shirazi	
	t hm² h/(MJ mm hm²)					
	Média	Desv. Pad.	Média	Desv. Pad.	Média	Desv. Pad.
Agricultura	0,0183	0,0022	0,0302	0,0029	0,0176	0,0088
Capineira	0,0198	0,0030	0,0310	0,0020	0,0171	0,0072
Capoeira	0,0186	0,0013	0,0275	0,0031	0,0282	0,0095
Pastagem	0,0189	0,0020	0,0292	0,0038	0,0217	0,0099
Sabiá	0,0178	0,0023	0,0286	0,0022	0,0201	0,0097
Mata	0,0186	0,0035	0,0250	0,0023	0,0327	0,0093

Os intervalos entre os valores de K para os modelos apresentam-se entre 0,0112 e 0,0310; 0,0219 e 0,0374; e 0,0099 e 0,0439 t hm² h/(MJ mm hm²), para os modelos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente (Tabela 5).

Os valores máximos encontrados foram 2,5; 1,7 e 4,4 vezes maiores que os valores mínimos correspondentes, para os modelos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente. A diferença entre os valores médios foram de 0; 0,0007 e 0,0034 t hm² h/(MJ mm hm²) para os métodos EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente. Os valores de desvio-padrão do fator K para cada modelo foram de 0,0028 para o EPIC; 0,0036 para Torri e 0,0107 para Shirazi.

As assimetrias dos valores K foram de 0,5654, -1,4341, e 0,6262 para EPIC, Torri e Shirazi, respectivamente. Os coeficientes de variação para os valores de K foram de 15,47% para o EPIC, 12,62% para Torri e 47,71% para Shirazi. Estes valores estão entre 12 e 48%, sendo que os modelos EPIC e Torri apresentam valores médios de CV (entre 10 e 20%) e o modelo de Shirazi um valor muito alto (> 30%) (PIMENTEL GOMES, 1985).

Os coeficientes de correlação de Pearson entre os modelos utilizados podem ser verificados na Tabela 7. O modelo EPIC apresentou a melhor correlação ($r = 0,0387$). Tendo em vista que os diferentes modelos de estimativa utilizam distintos atributos do solo como dados de entrada, observa-se que os coeficientes de variação também apresentaram resultados

distintos. Atenção deve ser dada à correlação negativa entre os modelos Torri e Shirazi (-0,5521).

Tabela 7. Coeficientes de correlação Pearson (r) entre os modelos avaliados para a estimativa do fator K de solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB

Modelos	EPIC r	Torri r	Shirazi r
EPIC	1,0000	0,0079	0,0387
Torri	-	1,0000	-
Shirazi	-	-0,5521	1,0000

Os resultados da comparação dos distintos modelos para estimativa do fator K são apresentados no diagrama de Taylor (Figura 10), em que são demonstrados a raiz do erro quadrático médio (REQM), o desvio-padrão (DP) e o coeficiente de correlação. 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 5) e a melhor correlação entre os modelos (Tabela 7).

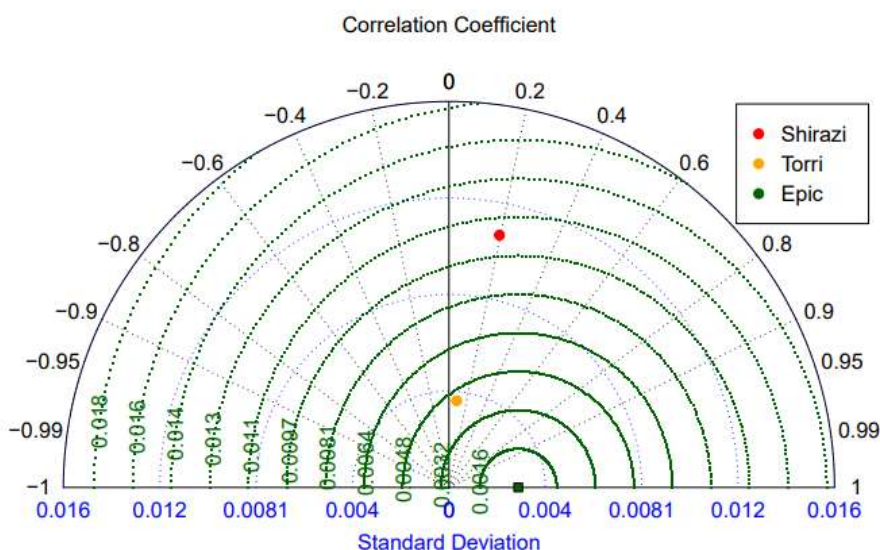


Figura 10. Diagrama de Taylor para os valores de erodibilidade (fator K) estimados pelos modelos Shirazi, Torri e EPIC.

Conforme o diagrama de Taylor (Figura 10), 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 (Figura 10), 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; Barberá; García (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; 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; Zheng; Römkens (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.

6. CONCLUSÕES

A erosividade anual estimada para o município de Areia-PB foi de $4313 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm ano}^{-1}$, considerada como uma erosividade média. A erosividade apresentou baixos índices para os meses de menores valores de precipitação (outubro e novembro), com EI_{30} de 317 e $257 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1}$, respectivamente. Para os meses de junho e julho os valores foram de 9953 e 9579 $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1}$, respectivamente;

Em relação à estimativa da erodibilidade (fator K), foram verificados os valores médios de 0,0187, 0,0287 e 0,0225 $\text{t hm}^2 \text{ h}/(\text{MJ mm hm}^2)$ 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;

O uso da krigagem permitiu mapear e prognosticar adequadamente a textura e erodibilidade dos solos. A espacialização da textura indicou a elevada concentração e distribuição dos teores de areia e silte nos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, indicando a necessidade de adoção de práticas de manejo que contribuam para conservar solo e água;

As informações geradas neste estudo poderão servir de suporte para o planejamento conservacionista da área, tendo em vista que a erosividade e a erodibilidade são componentes importantes para a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo. Com isso, será possível adotar estratégias de recuperação e prevenção de danos aos recursos ambientais e aumentar a capacidade produtiva das propriedades rurais, contribuindo para o desenvolvimento socioeconômico do município de Areia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Meteorologia – Chuvas**. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em 08 de dezembro de 2020.

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; CATANEO, A. Parâmetros erosividade da chuva e da enxurrada correlacionados com as perdas de solo de um solo Bruno Não-Cálcico de Sumé-PB. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 743-749, 1998.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 2, p. 711-728, 2013.

ALVES, M. C.; BOTELHO, S. A.; PINTO, L. V. A.; POZZA, E. A.; OLIVEIRA, M. S.; FERREIRA, E.; ANDRADE, H. Variabilidade espacial de variáveis geobiofísicas nas nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 5, p. 527-535, 2008.

AMARAL, B. S. D.; DANTAS, J. C.; SILVA, R. M.; CARVALHO NETO, J. F. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 4, p. 691-701, 2014.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Avaliação do desempenho dos modelos de produção da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, 2010.

AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2003. 123p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2003.

ANDRADE, A. P. de; SILVA, I. de F. da; DINIZ, E. J.; SANTIAGO, R. D.; OLIVEIRA, P. K. B. Perdas de solo e água por erosão num Latossolo Vermelho Amarelo, submetido a diferentes práticas agrícolas. **Agropecuária Técnica (UFPB)**, Areia-PB, v. 20, n.1, p. 14-19, 1999.

ANDRADE, L. A.; MACHADO, C. C. C. **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. 24p. Universidade Federal da Paraíba. Areia-PB. 2018.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas.** 9. ed. Rio de Janeiro: Bertrand, 2013.

BAI, Z. G.; DENT, D. L.; OLSSON, L.; SCHAEPMAN, M. E. Proxy global assessment of land degradation. **Soil Use and Management**, v. 24, n. 3, p. 223-234, 2008.

BARBOSA, R. S.; JÚNIOR, J. M.; BARRÓN, V.; MARTINS FILHO, M. V.; SIQUEIRA, D. S.; PELUCO, R. G.; SILVA, L. S. Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in Northeastern São Paulo state, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 1, p. 1-12, 2019.

BARRELLA, W.; PETRERE JÚNIOR, M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação.** 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2001.

BERTOL, I.; CASSOL, E.; MERTEN; G. H. Modelagem e modelos utilizados para estimar a erosão do solo. In: BERTOL, I. et al. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e da água.** Viçosa: SBCS, 2019. p. 462-494, Cap. XV.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355p.

BETTINI, C. Conceitos básicos de geoestatística. In: MEIRELLES, M. S. P.; CÂMARA, G.; ALMEIDA, C. M. (Ed.). **Geomática: modelos e aplicações ambientais.** Brasília: Embrapa, 2007. p. 193-234.

BLANCO, H.; LAL, R. **Principles of soil conservation and management**. New York: Springer, 2008.

BORGES, K. M. R. **Avaliação da susceptibilidade erosiva da Bacia do Rio Carinhanha (MG/BA) por meio da EUPS - Equação Universal de Perda de Solos**. 2009. 68p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2009.

BORRELLI P.; ROBINSON D.A.; FLEISCHER L.R.; LUGATO E.; BALLABIO C.; ALEWELL C.; MEUSBURGER K.; MODUGNO, S.; SCHUTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; VAN OOST, K.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2017.

CAON, D.; GENÚ, A. M. Mapeamento de atributos químicos em diferentes densidades amostrais e influência na adubação e calagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 629-639, 2013.

CAGEPA. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. **Para conter efeitos da estiagem, Cagepa é obrigada a executar racionamento**. 2011. Disponível em: <http://www.cagepa.pb.gov.br/paraiba-tem-41-acudes-sangrando/>. Acesso em: 27 out. 2020.

CALDERANO FILHO, B.; CARVALHO JÚNIOR, W.; CALDERANO, S.B.; GUERRA, A.J.T. Suscetibilidade dos solos á erosão na área de entorno do reservatório da usina hidrelétrica de Tombos, MG. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 10, n. 10, p.476-481, 2014.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; MONTANARI, R.; SIQUEIRA, D. S. Variabilidade espacial da textura de solos de diferentes materiais de origem em Pereira Barreto, SP. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 2, p. 149-157, 2007.

CAPECHE, C. L. **Processos erosivos em áreas da Usina Hidroelétrica Franca Amaral, Bom Jesus do Itabapoana, RJ**. p.9-11-12, 2005. Disponível em: www.core.ac.uk/download/pdf/15429546.pdf. Acesso em: 23 de outubro de 2020.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, Jr. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 6, p. 632-638, 2012.

CARTIONI, G. A. F.; SOUZA, Z. M.; SILVA, R. B.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M. Variabilidade espacial da textura do solo em área irrigada por pivô central em diferentes porções da paisagem. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 4, p. 1068-1084, 2015.

CARVALHO, A. C. B. **Avaliação da perda de solo por fluxo superficial em cultivos puro e consorciado**. 2012. 91p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2012.

CARVALHO, L. C. C.; SILVA, F. M.; FERRAZ, G. A. S.; SILVA, F. C.; STRACIERIS, J. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo e características agrônômicas da cultura do café. **Coffee Science**, v. 8, n. 3, p. 265-275, 2013.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM - Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais. 1994.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 1, p. 117-124, 2003.

CASTRO, A. G.; VALÉRIO FILHO, M. Simulação da expectativa de perdas de solo em microbacia sob diferentes manejos florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, p. 419-426, 1997.

CEZAR, E.; NANNI, M. R.; CHICATI, M. L.; SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S. Avaliação e quantificação das frações silte, areia e argila por meio de suas respectivas reflectâncias. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1157-116, 2012.

COELHO NETO, A. L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand, p. 93-144, 2001.

COELHO, A. L. N. Aplicações de geoprocessamento em bacias de médio e grande porte. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, p. 2437-2445, 2007.

COUTO, B. O. C. **Análise de erodibilidade em taludes com horizontes resistentes e suscetíveis aos processos erosivos**. 2015. 124p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-MG, 2015.

CUTILLAS, P. P.; BARBERÁ, G. G.; GARCÍA, C. C. 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**, v. 23, n. 1, p. 71-96, 2019.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; MARIA, I. C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 74, p. 224-233, 2015.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimado por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113p. Tese (Doutorado em Agronomia-Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 1990.

DIAS, E. R.; SILVA, R. M. Estimativa do risco à erosão do solo no município de Lucena-Paraíba. **Caminhos de Geografia**, v. 16, n. 54, p. 192–204, 2015.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L.; BALIEIRO, F. C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SANTOS, F. C.; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, 2016.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 677-685, 2016.

EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, E. W. Erodibilities of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters. In: NATIONAL CONFERENCE ON SOIL EROSION, 1976, West Lafayette. **Proceedings...** Ankeny: Soil Conservation Society of America, p. 105-114. 1977.

ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A.; PASCOTINI, P. B.; AMORIM, R. S. S. Potencial erosivo e características das chuvas de São Gabriel, RS, de 1963 a 1993. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 647-645, 2013.

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. **Diagnóstico físico-conservacionista das terras e a percepção comunitária – Bacia hidrográfica da barragem Vaca Brava-Areia, PB**. 2006. 127p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB, 2006.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B. Modelo para estimativa da vulnerabilidade à desertificação. **Revista Educação Agrícola Superior**, v. 32, n. 2, p. 37-50, 2017.

FRANCISCO, P. R. M.; MEDEIROS, R. M.; MATOS, R. M.; BANDEIRA, M. M.; SANTOS, D. Análise e mapeamento dos índices de umidade, hídrico e aridez através do BHC para o estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 4, p.1093-1108, 2015.

FRANCISCO; P. R. M.; PEDROZA; J. P.; BANDEIRA; M. M.; SILVA; L. L. da; SANTOS, D. Mapeamento da insolação do estado da Paraíba utilizando krigagem. **Revista de Geografia**, v. 33, n. 1, p. 248-262, 2016.

FRANCISCO, P. R. M.; RIBEIRO, G. N.; MORAES NETO, J. M. Mapeamento da deterioração ambiental em área de vegetação Caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 2, p. 304-318, 2014.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; CHAVES, L. H. G.; BRANDÃO, Z. N.; LIMA, E. R. V.; SILVA, B. B. Mapeamento da vulnerabilidade das terras da bacia hidrográfica do Rio Taperoá. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 02, p. 271-286, 2013.

FROTA, P. V. **Potencial de erosão na bacia de drenagem do açude Orós-CE**. 179f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília. Brasília, 2012.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; SANTOS, A. C. Frações de carbono e nitrogênio em função da textura, do relevo e do uso do solo na microbacia do Agreste em Vaca Brava, PB. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 955-962, 2005.

GELETA, H. I. **Watershed sediment yield modeling for data scarce areas**. 181f. Dokortitel (Ingenieurdoktorat). Universität Stuttgart- Stuttgart. 2011.

GOBIN, A.; CAMPLING, P.; FEYEN, J. Soil-landscape modelling to quantify spatial variability of soil texture. **Physics Chemical Earth**, v. 26, n. 1, p. 41-45, 2001.

GODONE D.; STANCHI, S. **Soil erosion issues in agriculture**. 1. ed. Rijeka: IntechOpen, 2011. 334p.

GOMES, L. L. **Avaliação espacial da perda de solo por erosão pela Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) – pilha de estéril sul – Carajás/PA**. 2012. 171p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geotécnica) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-MG, 2012.

GOMES, N. M.; FARIA, M. A.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo associados ao uso e ocupação da paisagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 427-435, 2011.

GONÇALVES, F. A. **Erosividade das chuvas no Estado do Rio de Janeiro**. 2002. 117p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2002.

HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J. N. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E. de;

PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 5, p. 47-60.

HUDSON, N. **Soil conservation**. Ames: Iowa State University Press, 1995. 391p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 23 de dezembro de 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 08 de maio de 2021.

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. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 561p.

JAKOB, A. A. E. A **krigagem como método de análise de dados demográficos**. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS POPULACIONAIS, 13., 2002, Ouro Preto. **Anais ...** Ouro Preto, 2002.

JULIAN, C.; NUNES, J. O. R. Uso de VANT e geoprocessamento para cálculo de solo erodido em voçoroca localizada no distrito de Amadeu Amaral. Marília/SP-Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 4, p. 1-10, 2020.

KADLEC, V.; HOLUBÍK, O.; PROCHÁZKOVÁ, E.; URBANOVÁ, J.; TIPPL, M. Soil organic carbon dynamics and its influence on the soil erodibility factor. **Soil and Water Research**, v. 7, n. 3, p. 97-108, 2012.

LAL, R. Soil erosion on Alfisols in Western Nigeria. III. Effects of rainfall characteristics. **Geoderma**, v. 16, p. 389-401, 1976.

LEANDRO JÚNIOR, E. F. L. J.; CUNHA, R. M. C.; NASCIMENTO, J. M.; ARCOVERDE, S. N. S.; SECRETTI, M. L. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo a partir de diferentes malhas amostrais em duas safras agrícolas. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 1, p. 1-9, 2020.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 456p.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 33-43.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, n. 1, p.189-196, 1992.

LOURENÇO, I. H.; BRITO FILHO, E. G.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M.; BRITO, W. B. M.; SOARES, M. D. R. Avaliação da erodibilidade do solo em áreas de terra preta arqueológica com pastagem e floresta nativa no sul do Amazonas. **Acta Iguazu**, v. 9, n. 11, 90-98, 2020.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; CAROLINO de SÁ, M.A. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, p. 447-456, 1997.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 395-403, 2003.

MELO, R. F.; GIONGO, V.; DEON, D. S.; ANJOS, J. B. Uso e manejo do solo. In: **Agricultura familiar dependente de chuva no semiárido**. Brasília: Embrapa, 2019. p. 395-444.

MELLEROWICZ, K. T.; REES, H. W.; CHOW, T. L.; GHANEM, I. Soil conservation planning at the watershed level using the Universal Soil Loss Equation with GIS and

microcomputer technologies: a case study. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 49, n. 1, p. 194-200, 1994.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 1, n. 1, p. 37-48, 2013.

MINGOTI, R.; VETTORAZZI, C. A. Relative reduction in annual soil loss in micro watersheds due to the relief and forest cover. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 6, p. 1202-1211, 2011.

MIQUELONI, D. P.; BUENO, C. R. P.; FERRAUDO, A. S. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1358-1367, 2012.

MORAES, M. E. B. Introdução. In: MORAES, M. E. B.; LORANDI, R. (Orgs.) **Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas**. Ilhéus, BA: Editus, p. 9-14, 2016.

MORAIS R. C. S.; SALES M. C. L. 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** v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. London: Blackwell Science, 2015. 304p.

MOTA, J. C. A.; LOMBARDI, P. L.; BRITO, A. S.; MORAES, S. O.; NASCIMENTO, I. V.; ALENCAR, T. L. Variabilidade espacial dos parâmetros da equação de van Genuchten em um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 11, n. 2, p. 92-100, 2017.

NASCIMENTO, C. W. A.; CHAVES, I. B. Erosividade e características da chuva correlacionadas com perdas de solo em Alagoinha-PB. **Ciência Rural**, v. 26, n. 3, p. 407-412, 1996.

ODURO-AFRIYIE, K. Rainfall erosivity map for Ghana. **Geoderma**, v. 74, n. 1-2, p. 161-166, 1996.

OLIVEIRA, L. F. C.; ANTONINI, J. C. A.; FIOREZE, A. P.; SILVA, M. A. S. Métodos de estimativa de precipitação máxima para o Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 620-625, 2008.

OR, D.; WRAITH, J. M. Soil water content and water potential relationships. In: WARRICK, A.W. (Ed.). **Soil physics companion**. Boca Raton: CRC Press, 2002. p. 49-84.

PACHECHENIK, P. E. **Caracterização hidrológica e da fragilidade ambiental na bacia do Rio das Pedras, Guarapuava**. 2004. 79p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2004.

PALM, C.; SANCHEZ, P.; AHAMED, S.; AWITI, A. Soils: a contemporary perspective. **Annual Review of Environmental Resources**, v. 32, n. 1, p. 99-129, 2007.

PANACHUKI, E. B.; ILDEGARDIS, A. S.; TEODORICO, O. P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1777-1786, 2011.

PANAGOS, P. BALLABIO, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; KLIK, A.; ROUSSEVA, S.; TADIĆ, M. P.; MICHAELIDES, S.; HRABALÍKOVÁ, M.; OLSEN, P.; AALTO, J.; LAKATOS, M.; RYMSZEWICZ, A.; DUMITRESCU, A.; BEGUERÍA, S.; Alewell, C. Rainfall erosivity in Europe. **Science of the Total Environment**, v. 511, n. 1, p. 801-814, 2015.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS e remote sensing. **Water Resources Management**, v. 21, p. 729-746, 2007.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba-SP. ESALQ/USP, 467p. 1985.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 1, p. 1117-1123, 1995.

PINTO, G. S.; SERVIDONI, L. E.; LENSE, G. H. E.; MOREIRA, R. S.; MINCATO, R. L. Estimativas das perdas de solo por erosão hídrica utilizando o método de erosão potencial. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 39, n. 1, p. 1-10, 2020.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2009.

RAIMO, L. A. Di. L. D.; AMORIM, R. S. S.; TORRES, G. N.; BOCUTI, E. D.; COUTO, E. G. Variabilidade espacial da erodibilidade no estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 55-67, 2019.

RÖMKENS, M. J. M.; ROTH, C. B.; NELSON, D. W. Erodibility of selected clay subsoils in relation to physical and chemical properties. **Soil Science Society of America. Journal**, v. 41, n. 5, p. 954-960, 1977.

RÖMKENS, M. J. M.; YOUNG, J. W. A.; POESEN, R. A.; MCCOOL, D. K.; EL-SWAIFY, S. A.; BRADFORD, J. M. 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, 1997. p. 65-99. (Agriculture Handbook, n. 703).

ROWLETT, R. **A dictionary of units of measurement**. Chapel Hill: University of North Carolina, 2000.

SALES, J. F. S. **Estimativa de perdas de solo por erosão em propriedades rurais registradas no cadastro ambiental rural no município de Alagoa Nova-PB**. 2018. 44p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB, 2018.

SANTOS, A. C. dos. **Fertilidade de solo e redistribuição de ^{137}Cs em função da cobertura vegetal, relevo e classes texturais, em uma microbacia hidrográfica do Estado da Paraíba**. 2004. 67p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2004.

SANTOS, A. C. N. **Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro**. 2014. 97p. Tese de Doutorado (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2014.

SANTOS, A. C.; SALCEDO, I. H.; CONCEIÇÃO, A. L. B. Variabilidade espacial da fertilidade do solo sob vegetação nativa e uso agropecuário: Estudo de caso na microbacia Vaca Brava-PB. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 62, n. 2, p. 119-124, 2010.

SANTOS, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ÁGILE, M. L. D. **Árvore do conhecimento: Arroz**. Goiânia: Embrapa Arroz e Feijão, 2021. 2p.

SANTOS, K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; ALMEIDA, B. G. DE; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANDRADE, T. S.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. Variabilidade espacial de atributos físicos em solos de vale aluvial no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 8, p. 828-835, 2012.

SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; PEDROSA, E. M. R. Características hidráulicas e perdas de solo e água sob cultivo do feijoeiro no semiárido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 217-225, 2009.

SAVABI, M. R. Modeling subsurface drainage and surface runoff with WEPP. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 119, n. 5, p. 801-813, 1993.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 427-436, 2000.

SCOPEL, I.; SUERTEGARAY, D.M.A.; SOUZA, M.S.; PEIXINHO, D.M.; FERREIRA D.M. Neossolos Quartzarênicos órticos das áreas de areais do sudoeste do Rio Grande do Sul: características físicas e morfológicas. In: SUERTEGARAY, D.M.A.; SILVA, L.A.P. da; GUASSELLI, L.A. (Org.). **Arenização: natureza socializada**. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura: Imprensa Livre, 2012. p. 489-528.

SHIRAZI, M. A.; BOERSMA, L.; HART, J. W. A unifying quantitative analysis of soil texture: improvement of precision and extension of scale. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, n. 1, p. 181-190, 1988.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, 2009.

SILVA, B. T. **Uso de geotecnologias na determinação das condições ambientais e do assoreamento ao açude Vaca Brava, Areia-PB**. 2012. 68p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB, 2012.

SILVA, F. B. R.; RICHE, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUSA NETO, N. C.; BRITO, L. T.; CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B.; SILVA, A. B.; ARAUJO FILHO, J. C. **Zoneamento agroecológico do Nordeste**: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina: Embrapa CPATSA, Recife: Embrapa CNPS, 1993. 387p. (Documentos, 80, v. 2).

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; FERREIRA, M. M. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, M. V.; ALMEIDA, G. L. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; PANDORFI, H.; BATISTA, P. H. D.; SILVA, RODES A. B.; MACÊDO, G. A. P.; ROLIM, A. M. M.; SANTANA, T. C.; CAVALCANTI, S. D. L. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo e produção de palma forrageira no semiárido pernambucano. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 2, p. 7631-7643, 2020.

SILVA, V. R. **Compressibilidade de um Podzólico e um Latossolo em função do estado inicial de compactação e saturação em água**. 1999. 116p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 1999.

SILVA, V. R.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Resistência mecânica do solo à penetração influenciada pelo tráfego de uma colhedora em dois sistemas de manejo do solo. **Ciência Rural**, v. 30, n. 5, p. 795-801, 2000b.

SILVA, R. L.; De MARIA, I. C. Erosão em sistema plantio direto: Influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 6, p. 554-561, 2011.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards**, v. 63, n. 3, p. 576-592, 2012.

SIMONETTI, V.; SILVA, D.; OLIVEIRA, R.; SABONARO, D.; ROSA, A. Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do parque natural municipal corredores de biodiversidade (PNCMBIO) de Sorocaba (SP). **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 44, n. 2, p. 169-180, 2018.

SOUSA, A. T.; CORRECHEL, V. Diagnóstico de processo erosivo em Neossolo Quartzarênico em Quirinópolis (GO). **Ateliê Geográfico**, v. 9, n. 2, p. 136-153, 2015.

SKIDMORE, E. L.; VAN DONK, S. J. **Handbook of processes and modeling in the soil-plant system**. 1. ed. Binghamton: CRC Press, 2003. 762p.

TAYLOR, K. E. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, n. 7, p. 7183-7192, 2001.

TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T. R.; TOLEDO, M. C. M. de; TAIOLI, F. **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos. 2000. 568p.

TORRI, D.; POESEN, J.; BORSELLI, L. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. **Catena**, v. 31, n. 1-2, p. 1-22, 1997.

WANG, B.; ZHENG, F.; RÖMKENS, M. J. M. Comparison of soil erodibility factors in USLE, RUSLE2, EPIC and Dg models based on a Chinese soil erodibility database. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v. 63, n. 1, p. 69-79, 2012.

WANG, G.; GERTNERA, G.; LIU, X.; ANDERSON, A. Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. **Catena**, v. 46, n. 1, p. 1-14, 2001.

WARRICK, A. W.; NELSON, D. R.; BIGGAR, J. W. Spatial variability of some physical properties of the soil. In: HILLEL, D. ed. **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980, Cap. 13, p. 319-344.

WEI, H.; ZHAO, W. The optimal estimation method for K value of soil erodibility: A case study in Ansai Watershed. **China Soil and Water Conservation Science**, v. 15, p. 52-65, 2017.

WILLIAMS J. R. The EPIC model. In V.P. Singh (ed.) Computer models of watershed hydrology. **Water Resources Publications**. p. 909-1000, 1995. Chapter 25.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 183-9, 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington D.C., USDA, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).

ZHANG, W.; YU, D.; SHI, X.; ZHANG, X. Uncertainty in prediction of soil erodibility K-factor in subtropical China. **Acta Pedologica Sinica**, v. 46, n. 2, p. 185-191, 2009. (Em Chinês)

ZHANG, X.; ZHAO, W.; WANG, L.; LIU, Y.; FENG, Q.; FANG, X.; LIU, Y. Distribution of shrubland and grassland soil erodibility on the Loess Plateau. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 6, p. 1193-1193, 2018.

ANEXO

Quadro 1. Características morfométricas da microbacia de Vaca Brava, município de Areia-PB.

Variável morfométrica	Vaca Brava	Vaca Brava de Baixo
A - Área (km ²)	26,71	6,47
P - Perímetro (km)	28,61	12,74
Lt - Comprimento total dos canais (km)	56,96	12,94
N - Total de canais de 1ª ordem	77,00	18,00
L' - Comprimento do canal principal (km)	12,70	5,19
Ev - Equivalente vetorial em linha reta (km)	8,75	4,19
P1 - Ponto mais alto da bacia (m)	635,00	600,00
P2 - Ponto mais baixo da bacia (m)	306,00	314,00
Hm - Amplitude altimétrica máxima (m)	329	286
Dh - Densidade hidrográfica (canais/km ²)	2,88	2,78
Dd - Densidade de drenagem (km/km ²)	2,13	2,00
Rr - Relação de relevo da bacia (m/km)	106,52	135,06
IC - Índice de circularidade	0,41	0,50
Is - Índice de sinuosidade	31,12	19,31
Classe de Is	Divagante	Muito reto
Cm - Coeficiente de manutenção (m)	468,93	499,81
Kc - Coeficiente de compacidade	1,55	1,40
F - Fator de forma	0,29	0,32
Ir - Índice de rugosidade	701,59	572,22
Ct - Coeficiente de torrencialidade	6,15	5,57

Fonte: Andrade; Machado (2018).