

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA  
CURSO DE MESTRADO**

**EROSÃO EM UMA MICROBACIA EM DESERTIFICAÇÃO  
NO MÉDIO CURSO DO RIO SALITRE, BA**

**Djalma Santos de Jesus**

**CRUZ DAS ALMAS – BA  
2021**

# **EROSÃO EM UMA MICROBACIA EM DESERTIFICAÇÃO NO MÉDIO CURSO DO RIO SALITRE, BA**

**Djalma Santos De Jesus**  
Engenheiro Sanitarista e Ambiental  
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2018

Dissertação apresentada ao Colegiado do Curso do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola (Agricultura Irrigada e Recursos Hídricos).

**Orientador:** Prof. Dr. José Carlos de Araújo

**Coorientador:** Prof. Dr. Lucas Melo Vellame

**CRUZ DAS ALMAS – BA  
2021**

## FICHA CATALOGRÁFICA

J58e	<p>Jesus, Djalma Santos de. Erosão em uma microbacia em desertificação no médio curso do Rio Salitre, BA / Djalma Santos de Jesus._ Cruz das Almas, Bahia, 2021. 83f.; il.</p> <p>Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Mestrado em Engenharia Agrícola. Orientador: Prof. Dr. José Carlos de Araújo. Coorientador: Prof. Dr. Lucas Melo Vellame</p> <p>1.Erosão – Microbacia. 2.Equação universal de perda de solo – Impacto ambiental. 3.Desertificação – Análise. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título.</p> <p>CDD: 551.302</p>
------	--

Ficha elaborada pela Biblioteca Central de Cruz das Almas - UFRB.  
Responsável pela Elaboração - Antonio Marcos Sarmiento das Chagas (Bibliotecário - CRB5 / 1615).  
(os dados para catalogação foram enviados pelo usuário via formulário eletrônico).

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA  
CURSO DE MESTRADO**

**EROSÃO EM UMA MICROBACIA EM DESERTIFICAÇÃO NO MÉDIO  
CURSO DO RIO SALITRE, BA**

Comissão Examinadora da Defesa de Dissertação de  
Djalma Santos de Jesus:

Aprovado em: 16 /08 / 2021

---

Prof. Dr. José Carlos de Araújo  
Universidade Federal do Ceará  
(Orientador)

---

Prof. Dr. Álisson Jadavi Pereira da Silva  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano  
(Examinador interno)

---

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos  
Universidade Federal da Paraíba  
(Examinador externo)

## DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação à minha tia/mãe Maria do Carmo (Tia Carmen), meu porto seguro. Mulher guerreira, que esteve comigo nos meus altos e baixos e que me ensinou, desde cedo, o significado de ser resiliente.

## AGRADECIMENTOS

Ao universo, pela vida.

À minha família: minhas irmãs Ednólia Araújo (Nolly), Roberta Santos, Magnólia Araújo (Mag), meu irmão Reginaldo Araújo (Dal), demais irmãos, à minha tia Vera Lúcia Santos (Tia Verinha). Um agradecimento mais que especial ao meu pai Everaldo Santos (O Coroa), à minha mãe Crispiniana de Jesus (Dona Daia) – *in memoriam*, à minha madrastra Maria José (Zeca) e à minha tia Maria do Carmo (Tia Carmen).

Aos meus amigos de vida: Bruno Borges (Gordo), Conceição Santana (Conce), Juliana Souza (Juli), Junior Barreto (Frien), Michel Borges, Matheus Brito (Gêmeo) e Vanessa Matos (Nessah), Ana Beatriz (Bia) por todo o carinho e companheirismo, vocês são maravilhosos. À minha amiga Raissa de Figueirêdo (“Dotôra” Rai), obrigado por acreditar em mim até quando nem eu acreditei.

Aos meus orientadores, professores José Carlos de Araújo e Lucas Melo Velame, pelos ensinamentos ímpares, pelo carinho, pela paciência, pela amizade, pelo zelo, pelo profissionalismo e pela confiança. Vocês são os exemplos de profissionais e seres humanos que levarei para a vida.

Ao Professor Júlio César Nóbrega, pelo profissionalismo e por compartilhar seu conhecimento e sua experiência docente comigo.

À Juliana Sánchez, Maria Ângela, Alisson Simplício, Neylon Duarte, Danívio Vasconcellos, Igor Nascimento e a toda equipe de campanha (em especial ao Sr. Zito e sua família), por toda a disponibilidade, parceria e ajuda em campo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, a todos os seus colaboradores e aos colegas e amigos que fiz durante esta jornada.

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, minha *alma mater*, por me proporcionar conhecimento ímpar.

Às políticas públicas de democratização do ensino superior, criadas no governo Lula, por me facilitar acesso à universidade e me permitir ser o primeiro graduado e, agora, o primeiro mestre da família.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

A todos que contribuíram para que esta etapa fosse finalizada.

Por fim, aproveito o momento e deixo um apelo: defendam a universidade pública, gratuita e de qualidade para todos.

## EROSÃO EM UMA MICROBACIA EM DESERTIFICAÇÃO NO MÉDIO CURSO DO RIO SALITRE, BA

**RESUMO:** Este trabalho tem como objetivo avaliar a erosão laminar de uma microbacia (16 ha) em desertificação, buscando identificar as causas de sua degradação. A área de estudo está situada no médio curso do Rio Salitre, localizado em Campo Formoso, na Bahia. Para tanto, foram coletados dados de solo, topografia e uso e ocupação da área. A caracterização da topografia usou veículo aéreo não tripulado (VANT) com equipamento ótico de precisão. A Equação Universal de Perda de Solos (USLE) foi parametrizada e aplicada para o cálculo da erosão bruta, cujo valor, multiplicado pela razão de aporte de sedimentos (SDR), permitiu estimar a produção de sedimentos devido à erosão laminar. Esse valor foi comparado à taxa de formação de solos na região. Adicionalmente, foram calculadas as idades de 53 pedestais, microelevações que resistiram à erosão laminar devido à presença de raízes. Os resultados mostram que a produção anual média de solo na microbacia foi de  $71 \text{ Mg ha}^{-1}$ , magnitude de três a cem vezes maior que a taxa de formação de solos no local. O limite de tolerância anual de perda de solo é de  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$ , valor setenta vezes menor que a produção de sedimentos na microbacia, uma robusta evidência que a área se encontra sob elevado estado de degradação, que continua a evoluir. Verifica-se que 80% da microbacia apresenta alto risco de vulnerabilidade à desertificação. Segundo a datação dos pedestais, dois momentos mostraram-se de grande relevância: o primeiro, quando 16% dos pedestais tiveram início, indica uma força motriz que impulsionou a erosão nos anos 1960. Entre os principais fatos que podem ter facilitado a erosão, está a construção de uma estrada vicinal na parte alta da microbacia. O segundo momento, quando teve início a formação de 80% dos pedestais, corresponde aos anos 1990, quando ocorreu o recrudescimento do cultivo intenso de *Agave sisalana* na região, que incluiu a produção nas encostas íngremes sem práticas conservativas. Entre esses dois momentos houve uma pausa nos anos 1980, quando praticamente nenhum pedestal se formou. Nesse período houve uma drástica redução no cultivo de *Agave sisalana* na bacia. Isso nos leva a apontar a construção da estrada vicinal e o cultivo de *Agave sisalana* nas encostas como os fatores mais prováveis que desencadearam a intensa degradação da área. Após 2010, houve uma considerável redução na geração de novos pedestais. A microbacia está em avançado processo de degradação por erosão hídrica, e a região deve ser reconhecida entre as que se encontram em desertificação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Produção de sedimentos, equação universal de perda de solos, veículo aéreo não tripulado, erosão laminar.

## EROSION OF A DESERTIFICATION MICRO-BASIN LOCATED IN THE MIDDLE COURSE OF THE SALITRE RIVER, BA

**ABSTRACT:** The aim of this work is to evaluate the laminar erosion of a micro-basin (16 ha) in process of desertification, in order to identify the causes of its degradation. The study area is located in the middle course of the Salitre River, located in Campo Formoso, state of Bahia. For that, data on soil, topography and use and occupation of the area were collected. Topography characterization used unmanned aerial vehicle (UAV) with precision optical equipment. The Universal Soil Loss Equation (USLE) was parameterized and applied to calculate gross erosion, whose value, multiplied by the sediment delivery ratio (SDR), allowed the estimation of sediment production due to laminar erosion. This value was compared to the rate of soil formation in the region. Additionally, the ages of 53 pedestals were calculated, micro elevations that resisted laminar erosion due to the presence of roots. The results show that the average annual soil production in the micro-basin was  $71 \text{ Mg ha}^{-1}$ , a magnitude from three to one hundred times greater than the rate of soil formation at the area. The annual tolerance limit for soil loss is  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$ , a value seventy times lower than the sediment production in the micro-basin, a strong evidence that the area is under a high state of degradation, which continues to increase. It is verified that 80% of the micro-basin presents a high risk of vulnerability to desertification. According to the dating of the pedestals, two moments proved to be of great relevance: the first, when 16% of the pedestals started, indicates a driving force that boosted erosion in the 1960s. Among the main facts that may have facilitated the erosion is the construction of a side road in the upper part of the micro-basin. The second moment, when the formation of 80% of the pedestals began, corresponds to the 1990s, when there was a resurgence of the intense cultivation of *Agave sisalana* in the region, which included production on steep slopes without conservative practices. Between these two moments there was a pause in the 1980s, when virtually no pedestals were formed. During this period there was a drastic reduction in the cultivation of *Agave sisalana* in the basin. This leads us to point out the construction of the side road and the cultivation of *Agave sisalana* on the slopes as the most likely factors that triggered the intense degradation of the area. After 2010, there was a considerable reduction in the generation of new pedestals. The micro-basin is in an advanced process of degradation by water erosion, and the region must be recognized among those that are in desertification.

**KEYWORDS:** Sediment production, Universal Soil Loss Equation, drone, laminar erosion.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
2.1.    Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento .....	16
2.2.    Erosão hídrica.....	17
2.3.    Equação Universal de Perda de Solos (USLE) .....	21
2.4.    Erosão e desertificação no Brasil e no seu semiárido .....	25
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	31
3.1.    Caracterização da área de estudo.....	31
3.2.    Estimativa da erosão laminar bruta na microbacia .....	34
3.3.    Produção de sedimentos na microbacia.....	40
3.4.    Tolerância de perda de solo .....	41
3.5.    Datação dos pedestais .....	42
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1.    Erosão laminar bruta na microbacia .....	45
4.2.    Produção de sedimentos na microbacia.....	58
4.3.    Tolerância de perda de solo .....	63
4.4.    Impactos da erosão sobre a bacia do Rio Salitre .....	65
4.5.    Datação dos pedestais .....	66
5. CONCLUSÕES .....	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	72

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Localização da área de estudo. ....	32
<b>Figura 2:</b> Série histórica de precipitação (1963 - 2019). ....	33
<b>Figura 3:</b> Precipitação mensal e acumulada com base na série histórica (1963 – 2019).....	33
<b>Figura 4:</b> Subdivisão da microbacia em células para a aplicação do modelo HIDROSED (DE ARAÚJO, 2003). Figura sem escala. ....	35
<b>Figura 5:</b> Pontos amostrais de solo na microbacia. ....	37
<b>Figura 6:</b> Esquema do pedestal e definição das cotas.....	42
<b>Figura 7:</b> Geolocalização dos pedestais de solo e delimitação da encosta amostrada. ....	44
<b>Figura 8:</b> Declividade na microbacia, dividida por classes, conforme a Embrapa (1999). ....	54
<b>Figura 9:</b> Mapa hipsométrico da microbacia .....	55
<b>Figura 10:</b> Erosão hídrica na microbacia do Rio Salitre. (a) Parcela com vegetação raleada e presença de voçorocas. (b) Parcela em estado avançado de degradação por erosão linear. (c) Solo totalmente livre de cobertura vegetal e cobertura vegetal morta. (d) Parcela com baixa presença de gramíneas. ....	57
<b>Figura 11:</b> Pedestais de solo na microbacia do Rio Salitre. ....	62
<b>Figura 12:</b> Rio Salitre: passado e presente. (a) Morador da comunidade Lagoa Branca no Rio Salitre por volta dos anos 1970. Fonte: Otávio José de Souza, 2020. (b) Ponte sobre o Rio Salitre, ano 2019, hoje totalmente assoreado. ....	65
<b>Figura 13:</b> Idade dos pedestais de solo presentes na microbacia e sinalização de momentos de alterações antrópicas da área.....	67
<b>Figura 14:</b> Série temporal (1967 a 2019) da produção média de sedimentos versus erosividade na microbacia. ....	68

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Erosividade da chuva (fator R) para microbacia do Rio Salitre. CV significa coeficiente de variação. Tanto o desvio-padrão quanto o CV se referem à série mensal do respectivo ano. ....	45
<b>Tabela 2:</b> Análise textural das amostras de solo coletadas e analisadas no âmbito desta pesquisa na área de estudo e classificadas texturalmente, conforme a EMBRAPA (TEIXEIRA <i>et al.</i> , 2017) .....	49
<b>Tabela 3:</b> Erodibilidade do solo e análise físico-química das amostras de solo coletadas e analisadas no âmbito desta pesquisa na área de estudo, no ano de 2019 .....	50
<b>Tabela 4:</b> Erodibilidade do solo ponderado de acordo com a área. ....	51
<b>Tabela 5:</b> Declividade média nas células de estudo para o ano de 2019, classificada de acordo com as classes de declividades estabelecidas pela EMBRAPA (1999) .....	53
<b>Tabela 6:</b> Fatores LS para microbacia. Lr é o comprimento médio de rampa, e $\lambda$ é o fator de multiplicação de escala. Neste estudo, adotou-se $\lambda$ igual a 3. ....	56
<b>Tabela 7:</b> Série histórica (1967 – 2019) de produção de sedimentos para a microbacia da bacia do Rio Salitre.....	60
<b>Tabela 8:</b> Classes de Potencial Natural à Erosão. PNE: Potencial Natural à Erosão; LTP: Limite de Tolerância de Perda e; GVD: Grau de Vulnerabilidade à Desertificação.....	63

## LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
BHS	Bacia Hidrográfica do Rio Salitre
CPRM	Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
GNSS	<i>Global Navigation Satellite System</i>
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GVD	Grau de Vulnerabilidade à Desertificação
HIDROSED	Modelo Hidrossedimentológico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEMA	Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
LTP	Limite de Tolerância de Perda
MDS	Modelo Digital de Superfície
MDT	Modelo Digital do Terreno
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PIB	Produto Interno Bruto
PNE	Potencial Natural à Erosão
RTK	<i>Real Time Kinematic</i>
SDR	<i>Sediment Delivery Ratio</i>
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
VANT	Veículo Aéreo Não Tripulado

## 1. INTRODUÇÃO

A quantificação das perdas de solo é de fundamental importância quando se deseja entender a geomorfologia de uma área (SIMPLÍCIO *et al.*, 2020). Apontada como o principal agente de degradação global dos recursos do solo (LE HOUÉREOU, 1996; BRIDGES; OLDEMAN, 1999), a erosão hídrica é considerada uma das formas mais prejudiciais de degradação do solo (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003; KOTLYAKOV, 2010), pois gera impactos múltiplos e afeta a vida de diversos modos (SAMPAIO; ARAÚJO; SAMPAIO, 2005; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Os processos erosivos e sedimentológicos são considerados causas primárias de diversos problemas socioeconômicos e ambientais, como o assoreamento dos corpos hídricos superficiais, com consequente depleção na quantidade e na qualidade da água (DE ARAÚJO *et al.*, 2003; DE ARAÚJO, 2003; DE ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006; SANTOS *et al.*, 2015; BARBOSA *et al.*, 2015; NEARING *et al.*, 2017), diminuição do potencial de geração de energia elétrica (CABRAL *et al.*, 2009; POLETO; LIMA; DE ARAÚJO, 2014), mudanças na dinâmica do carbono (LAL, 2001), perda de nutrientes e da qualidade agrícola (SBCS, 2014; MARTINS *et al.*, 2019), entre outros agravos, como apontam os trabalhos de Ananda e Heralt (2003), Boardman, Poesen e Evans (2003), Yue *et al.* (2016), Van Loo *et al.* (2017) e Martínez-Hernández, Rodrigo-Comino e Romero-Diaz (2017).

Esses problemas são intensificados (SILVA; SANTOS; SRINIVASAN, 2011; SOUSA; PAULA, 2019) nas regiões semiáridas (SILVA; SANTOS, 2009; SANTOS; SILVA; SRINIVASAN, 2007), tendo em vista as condições edafoclimáticas dessas regiões. A consequência de um longo e intensivo processo de erosão é a desertificação. A desertificação é um fenômeno complexo, induzido por interações multifatoriais (SUN *et al.*, 2019) oriundas tanto de processos naturais, como a variabilidade climática (JIANG *et al.*, 2019), quanto de alterações antrópicas, como o desmatamento, o extrativismo excessivo, os incêndios, bem como o uso e o manejo inadequados do solo. Essas ações antrópicas geram pressões ambientais acima da capacidade de suporte dos ecossistemas (BRASIL, 2004).

A Bacia Hidrográfica do Rio Salitre (BHS) vem enfrentando um agressivo processo de degradação de solo e água, sobretudo no seu médio curso, em virtude da erosão hídrica. O processo, que se intensifica devido à presença de grandes parcelas de solo desprovidas de cobertura e às chuvas torrenciais que ocorrem na região, tem

se refletido em grandes volumes de sedimentos depositados no leito do Rio Salitre, resultando em impactos ambientais, sociais e econômicos em toda a BHS. Em alguns trechos da bacia, já são observados sinais de desertificação, representados pelo declínio da qualidade ambiental, pela degradação do solo e pela redução da biodiversidade.

Assim sendo, considerando o exposto e a escassez de estudos sobre erosão hídrica laminar na BHS, este trabalho se justifica uma vez que avaliar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica em questão é fundamental para melhorar a qualidade da análise técnica do processo de degradação na área. Pois, com base nos dados obtidos neste estudo, como dados topográficos, dados de uso e ocupação de solo, bem como uma análise das áreas mais vulneráveis, seria possível planejar, elaborar e/ou selecionar soluções de recuperação de área degradada. Os dados topográficos poderiam ser utilizados como base para planejamento de práticas conservacionistas no local, como terraços, por exemplo. Os dados de cobertura e uso do solo podem auxiliar na política de revegetação, visando a proteção do solo. Dessa maneira, seria possível atenuar ou suprimir o processo de degradação da área, com rebatimento na gestão dos recursos hídricos.

Nesse contexto, o objetivo geral da presente dissertação é estimar a perda de solo por erosão laminar de uma microbacia situada no médio curso do Rio Salitre, buscando-se aferir o possível período em que a erosão se intensificou. Com isso, pretende-se chegar às principais causas da desertificação.

São objetivos específicos:

- quantificar a perda de solo na bacia devido à erosão laminar;
- comparar a taxa de erosão à taxa de formação de solo na região, verificando-se o grau de vulnerabilidade do processo de degradação; e
- datar uma amostra representativa dos pedestais de solo presentes na microbacia, com o intuito de identificar as possíveis causas da intensificação do processo erosivo.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento

Tucci (2012) descreve bacia hidrográfica como uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída, denominado exutório. Para Wang *et al.* (2016), a bacia hidrográfica é a unidade de resposta hidrológica, uma unidade biofísica e um ecossistema holístico em termos de matéria, energia e informações que fluem através dela. Por isso, além de ser uma unidade útil para análises físicas, também pode ser utilizada como unidade político-socioeconômica adequada para o planejamento e para a implementação de gestão hídrica. Assim sendo, a bacia hidrográfica pode ser entendida como um ente sistêmico, onde ocorrem os balanços de entrada de água proveniente da chuva e de saída de águas através do seu exutório (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002).

As bacias hidrográficas podem ser classificadas em micro, meso ou macrobacias, de acordo com o tamanho da sua área. Conforme a classificação de Soulsby *et al.* (2004), as microbacias apresentam áreas menores que 100 km<sup>2</sup>; as mesobacias variam entre 100 e 1000 km<sup>2</sup>; e as macrobacias são aquelas que apresentam área acima de 1000 km<sup>2</sup>. Embora possam apresentar semelhanças, salienta-se que não existem duas bacias iguais. Cada bacia tem suas particularidades e apresenta características físicas, antrópicas e/ou bióticas distintas de qualquer outra bacia (FAO, 1998) e, por isso, deve ser analisada de forma particular.

Qualquer área, seja ela industrial, urbana, agrícola ou de preservação ambiental, faz parte de alguma bacia hidrográfica, em cujo exutório, por sua vez, estão representados processos que ocorrem nesse sistema. No exutório, refletem-se as consequências das formas de uso e ocupação do território, bem como da utilização das águas que para ali convergem (PORTO; PORTO, 2008).

Além disso, em termos ecológicos, Mosca (2003), Leonardo (2003), Cazula e Mirandola (2010) definem a bacia hidrográfica como a unidade do ecossistema onde pode ser observada a relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos e cuja dinâmica de funcionamento pode ser comprometida pelas perturbações ali causadas.

Nesse contexto, sob o ponto de vista ambiental, as bacias hidrográficas podem ser consideradas elementos-chaves no planejamento e na gestão ambiental,

tendo em vista que os fatores que afetam a produção e o equilíbrio ambiental refletem, direta ou indiretamente, suas características físicas, bióticas e antrópicas (RESCK, 1992), e por isso, “o conceito de bacia hidrográfica tem sido cada vez mais expandido e utilizado como unidade de gestão da paisagem na área de planejamento ambiental” (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002, p. 15).

## 2.2. Erosão hídrica

A erosão é um processo natural de formação dos solos e consiste no desprendimento-desagregação, transporte e deposição das partículas de solo, que acontece por meio da ação de fatores climáticos, geomorfológicos, geológicos e pedológicos (SANTANA; NUMER, 2011).

Em condições de equilíbrio, é um processo benéfico, denominado erosão geológica, e atua como agente modificador do relevo e criador das paisagens (NEARING *et al.*, 2017). Todavia, ações antrópicas podem acelerar o processo natural, transformando-o em uma forma de erosão mais agressiva, denominada erosão acelerada ou, simplesmente, erosão (GELMINI, 2014). Ao contrário da erosão natural, a erosão acelerada é vista como um agente de destruição do ambiente, cujos impactos podem ocasionar problemas com variados graus de complexidade e nocividade (BERTOLINI; LOMBARDI NETO, 1994; BRIDGES; OLDEMAN, 1999).

A erosão acelerada pode ser dividida, quanto ao agente causador, em três classes: (i) eólica; (ii) glacial; e (iii) hídrica. As mais recorrentes em solos tropicais são a erosão eólica e a erosão hídrica. Na erosão eólica, o principal agente responsável pelo desprendimento e transporte de partículas do solo é o vento; na glacial, o gelo; enquanto na hídrica, a água (AMORIM, 2004).

Bertol, Maria e Souza (2019) asseguram que a erosão hídrica é a mais recorrente em solos brasileiros e pode ser verificada em todo território nacional, cuja intensidade varia de acordo com as características de cada região. Para Amorim (2004), a erosão hídrica é a mais importante no Brasil. Além disso, esse fenômeno pode ocorrer de quatro formas distintas: (i) erosão hídrica pluvial, causada pela água de chuva; (ii) erosão hídrica fluvial, provocada pela água dos rios; (iii) erosão lacustre, promovida pela água dos lagos; e (iv) erosão marinha, cujo agente causador é a água dos mares. Destas, a erosão hídrica pluvial é a mais frequente (LE HOUÉREOU, 1996; AMORIM, 2004; BERTOL; MARIA; SOUZA, 2019).

Dotados de energia cinética e energia potencial, os agentes erosivos são o impacto das gotas de chuva sobre o solo e o escoamento superficial da água (BERTOL; MARIA; SOUZA, 2019). A cobertura vegetal e as fitomassas presentes no solo funcionam como barreira de proteção do solo contra o impacto direto das gotas de chuva e são responsáveis pela etapa do processo hidrológico denominada interceptação (MIRANDA; OLIVEIRA; SILVA, 2010).

Todavia, uma vez que as gotas de chuva entram em contato direto com o solo descoberto, inicia-se a primeira fase do processo da erosão hídrica pluvial: a desagregação das partículas do solo. Nessa fase, as partículas que foram desprendidas da massa original de solo são lançadas em todas as direções do terreno, dando origem à erosão por salpicamento ou erosão hídrica pluvial por impacto, a qual, por sua vez, é caracterizada por se originar a partir da transferência de energia cinética do impacto da gota de chuva para o solo (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2009). Como produtos dessa fase, destacam-se o selamento superficial e encrustamento do solo, que causam consequências diretas no desenvolvimento das plantas e na qualidade ambiental, alterando a estrutura do solo, diminuindo a disponibilidade de água e, até mesmo, potencializando os efeitos da erosão (NASCIMENTO *et al.*, 2019).

Ao atingir o solo, a água da chuva tende a infiltrar na sua superfície, originando a próxima etapa do processo hidrológico (TUCCI, 2012). Portanto, à medida que a umidade do solo aumenta por conta desse aspecto, a taxa de infiltração é reduzida, ocorrendo a formação de poças nas pequenas depressões existentes na superfície do terreno (FLOREZANO, 2008), caracterizando mais uma fase do ciclo hidrológico: a retenção superficial (MIRANDA; OLIVEIRA; SILVA, 2010).

Então, quando a água precipitada começa a se movimentar na superfície do solo, inicia-se outra etapa do ciclo hidrológico, denominada escoamento superficial ou enxurrada (TUCCI, 2012). O escoamento superficial é responsável pela segunda fase do processo erosivo, o transporte, etapa na qual se nota erosão por arraste. Nuernberg (1998), Pruski (2000), Bertol, Maria e Souza (2019) explicam que o transporte acontece quando a capacidade de transporte da enxurrada é maior do que a quantidade de sedimentos contida nela. No entanto, se a capacidade de transporte for menor que a carga de sedimentos, verifica-se a deposição.

Barreiras na superfície do solo, como cobertura vegetal ou cobertura morta, por exemplo, são excelentes dissipadores de energia das gotas de chuva e constituem agentes de impedimento ao livre escoamento da água, diminuindo o processo erosivo.

Inclusive, diversos trabalhos mostram a eficiência da cobertura morta no controle do processo erosivo, a saber, Maass, Jordan e Sarukhan (1988), Braidá e Cassol (1999), Santos, Montenegro e Pedrosa (2009), Francisco (2016), Wang *et al.* (2018), Are, Oshunsanya e Oluwatosin (2018), de Lima, Mujtaba e de Lima, (2019), entre outros. Wang *et al.* (2018), Are, Oshunsanya e Oluwatosin (2018), por exemplo, empregando barreiras de fibras vegetal no controle da erosão, observaram considerável diminuição na concentração do escoamento superficial e menores valores de movimentação do solo quando comparados a outra parcela desprovida de cobertura. Todavia, Pan *et al.* (2018) alertam para a necessidade de determinar a taxa de aplicação adequada da cobertura morta, levando em consideração as características do solo e da vegetação, além das condições climáticas específicas do local.

Uma vez que o solo não apresente nenhuma barreira e possua declividade suficiente para que ocorra o fluxo de água, os sedimentos são carregados até riachos e rios e poderão, posteriormente, alcançar os mares e oceanos (FAO, 2015). Bertol, Maria e Souza (2019) frisam, entretanto, que a maior parte dos sedimentos são depositados ao longo do próprio terreno, em reservatórios, ou mesmo em planícies aluviais, mas que também poderão ser carregados, em seguida, pela ação de chuvas subsequentes. Estudos de Bronstert *et al.* (2014) mostraram que 50 a 60% dos sedimentos erodidos são retidos ao longo da própria topografia do terreno e que a quantidade de sedimentos retidos em reservatórios é monotonicamente crescente com a área de captação.

No início da segunda fase do processo erosivo, o fluxo é difuso. Por isso, a retirada e o transporte de solos pela água se dão na forma de lâmina, por meio do arraste de finas camadas de solo, caracterizando o processo conhecido como erosão laminar (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2009; FAO, 2015).

De início, a erosão laminar é quase imperceptível e sua ação é difícil de ser observada. Porém, Paul e Werlang (2012) reforçam que os efeitos desse tipo de erosão são preocupantes, pois, ao carrear as camadas superficiais do solo, os nutrientes presentes também são removidos, impactando negativamente a fertilidade natural do solo (BRAGA *et al.*, 2019). Além disso, Aragão e seus colaboradores (2011) enfatizam que a erosão laminar se sobressai quando comparada aos demais tipos de erosão, tendo em vista que há uma combinação entre a ação desagregadora das gotas de chuva e a força de arraste causada pelas enxurradas.

Quando investigaram as perdas de solo por erosão laminar em regiões semiáridas, Gaspari, Delgado e Denegri (2009) estimaram erosão bruta superior a 50 Mg por hectare por ano, enquanto Pereira (2014) encontrou valores de perda superiores a 20 Mg por hectare por ano. Dessa forma, embora a erosão laminar seja pouco perceptível, ela é tão nociva quanto à erosão linear e é vista por Paul e Werlang (2012) como o maior problema no que concerne ao manejo de solo em bacias hidrográficas.

A irregularidade na declividade do terreno faz com que haja aumento da concentração do escoamento de água em pequenos canais, levando a enxurrada a percorrer caminhos preferenciais, criando estrias no solo e dando origem ao fenômeno que se conhece por erosão em sulcos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). De acordo com Foster (1982), os sulcos podem apresentar profundidades de até trinta centímetros e, devido ao fato de serem oriundos de erosão de pequena intensidade, podem ser facilmente desfeitos por práticas agrícolas (LOCH; SILBURN, 1996). Esse tipo de erosão é ocasionado por chuvas intensas em terrenos de elevada declividade (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Os sulcos, entretanto, podem evoluir e formar micro e macro ravinas na superfície do terreno (SANTOS, 2010; FAO, 2015). Essas ravinas, segundo Florezano (2008), são caracterizadas por valas oriundas da erosão do solo com profundidade e largura de até cinquenta centímetros. A partir dessas dimensões, tem-se o estágio mais agressivo da erosão, denominado erosão em voçorocas (ALENCAR ; DE ARAÚJO; TEIXEIRA, 2019).

Além da erosão laminar e linear, tem-se, também, erosão em pináculo e em pedestais. Enquanto a erosão em pináculo ocorre no fundo e nos lados de voçorocas e, geralmente, está associada às características físicas e/ou químicas do solo, os pedestais são resultantes da ação de barreiras físicas, como pedras e/ou raízes. Além de captar nutrientes e água e ser responsáveis pela sustentação da planta, as raízes atuam de forma ativa na estabilização de taludes e controle da erosão (VANDEKERCKHOVE *et al.*, 2001; GYSSELS *et al.*, 2005, REUBENS *et al.*, 2007).

Em suma, é importante reconhecer que esses tipos de erosão podem não incidir de forma isolada, cujas ocorrências e intensidades são influenciadas pelas características do terreno, pelas características da precipitação, bem como por fatores relacionados ao uso e ao manejo do solo (AMORIM, 2004).

### 2.3. Equação Universal de Perda de Solos (USLE)

A Equação Universal de Perda de Solos (do inglês *Universal Soil Loss Equation*, USLE) é um modelo empírico de predição de solo por erosão. Foi desenvolvido por Wischmeier e Smith a partir da década de 1950, junto a pesquisadores do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS), do Serviço de Conservação do Solo (SCS) e da Universidade de Purdue (WISCHEMEIER; SMITH, 1978).

Através da observação de perdas médias de solo em mais de 10.000 parcelas-padrão (3,5 metros de largura por 22,1 metros de comprimento e 9% de declividade), distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos (WISCHEMEIER; SMITH, 1978), a USLE objetiva estimar a perda média anual de solo por erosão laminar com base na análise de seis fatores ambientais, a saber: erosividade da chuva; erodibilidade do solo; comprimento e declividade da rampa; cobertura vegetal; e práticas conservacionistas (BERNINI, 2012; PRUSKI, 2009). Os fatores relativos à erosividade da chuva, à erodibilidade do solo e à topografia são dependentes das condições naturais do terreno, enquanto os fatores relativos à cobertura vegetal e às práticas conservacionistas estão associados aos aspectos da vegetação e às atividades antrópicas (PRUSKI, 2009).

Embora seja um dos modelos mais utilizados em todo o mundo, a USLE tem algumas limitações. Chaves (2010) salienta que muitas vezes a USLE é empregada de maneira incorreta e explica que a aplicação da USLE no Brasil está condicionada ao desenvolvimento de um banco de dados específico para as condições edafoclimáticas, o que pode demandar investimento de tempo e grandes custos. Ainda para o autor, mesmo em regiões onde há o banco de dados, a USLE apresenta algumas restrições na própria concepção do modelo, como, por exemplo, não considerar o processo de deposição de sedimentos, não estimar a perda de solos em chuvas isoladas e não estimar a erosão em sulcos em fase mais avançada.

Todavia, a aplicação da USLE em pequenas escalas é válida para estudos de previsão de perdas de solo por erosão hídrica laminar e, embora não tenha sido desenvolvida para ser aplicada em bacias hidrográficas, ajuda a fornecer uma estimativa espacial de áreas com maior ou menor susceptibilidade à erosão (BARBOSA *et al.*, 2015).

Dessa forma, diversos autores, em todo o mundo, têm utilizado a USLE para estimar as perdas do solo em bacias hidrográficas, como pode ser observado nos trabalhos de de Araújo (2003), Neves *et al.* (2011), Ahmad e Verma (2013), Santos *et al.* (2017); Sing, Pand (2017), Pham, Degeger e Kappas (2018) e Alewell *et al.* (2019), entre outros. Além disso, a USLE também tem sido amplamente empregada como um guia de planejamento de uso do solo e na elaboração de planos de conservação (PEREIRA, LOMBARDI NETO; TOCCHETTO, 2006). Em termos algébricos, a USLE é representada pela Equação 1, cujos termos se encontram definidos abaixo.

$$E = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad 1$$

E = erosão laminar bruta por unidade de área ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

R = fator de erosividade da chuva ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

K = fator de erodibilidade do solo ( $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ );

L = fator de comprimento da vertente (adimensional);

S = fator de declividade da vertente (adimensional);

C = fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P = fator de práticas conservacionistas (adimensional).

### **O fator de erosividade das chuvas (R)**

O fator R representa a erosividade das chuvas e é influenciado pela intensidade, pela altura da precipitação e pela energia cinética das gotas. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2008), a chuva é um dos fatores climáticos de maior peso no processo de erosão do solo e, considerando os fatores analisados na USLE, o fator R é o único que não fornece uma medida da resistência do meio ambiente à erosão e que pode ser estimado mediante o uso de dados históricos de precipitação na bacia em estudo (GELMINI, 2014).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008), as chuvas totais ou médias mensais e anuais são pouco significativas em se tratando de erosão. No tocante ao assunto, é necessário considerar como unidade padrão a chuva que cai de forma contínua, em um período mais ou menos longo, individualizada através de suas características de intensidade, duração e frequência.

Wischmeier e Smith (1978), ao estudarem a relação entre as diferentes características das chuvas e as perdas de solos nos Estados Unidos, chegaram à conclusão de que a perda de solo provocada pelas chuvas em áreas cultivadas apresentou elevada correlação com o produto entre duas características da chuva: energia cinética total e a intensidade máxima em 30 minutos. A partir dessa observação, criaram o índice de erosividade da chuva.

Todavia, embora esse padrão tenha sido utilizado com grande êxito nos Estados Unidos e em outras regiões do mundo, a erosividade, conforme calculada por Wischmeier e Smith (1978), tende a subestimar o efeito das chuvas em regiões tropicais (ROTH; HENKLAIN; FARIAS, 1985). Diante das dificuldades encontradas na obtenção de dados pluviométricos sub-horários, diversos autores desenvolveram estudos para correlacionar o índice de erosão da chuva a outras características de precipitação, como se observa nos trabalhos de Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), Oliveira Junior e Medina (1990), entre outros.

No Brasil, uma das equações mais empregadas é a de Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), na qual os autores correlacionam a erosividade mensal com a razão entre o quadrado da chuva mensal e a chuva média anual. Ademais, os autores encontraram valores médios anuais de erosividade de chuva na ordem de  $6.700 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Utilizando dados pluviométricos de 1.600 estações para estudar a variação da erosividade da chuva no Brasil, Silva (2004) chegou à conclusão de que os valores anuais de erosividade da chuva variaram entre 3.000 e  $20.000 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Oliveira, Wendland e Nearing (2013), entretanto, encontraram valores de erosividade anual variando entre 1.600 e  $22.500 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Enquanto as regiões Norte e Sudeste apresentaram valores extremos, a região Nordeste manifestou os menores valores anuais de erosividade. Ambas as investigações concluíram que o período entre dezembro e fevereiro é o mais crítico em se tratando de erosividade da chuva no Brasil. Trindade *et al.* (2017) acreditam que, embora diversos estudos já tenham sido desenvolvidos, avanços podem ser feitos para estimar o fator R no Brasil, considerando a falta de dados que ocorrem em algumas regiões do país, como o Norte e Centro-Oeste, por exemplo.

## **O fator de erodibilidade do solo (K)**

O fator K representa a erodibilidade do solo, isto é, a facilidade do solo em ser erodido mediante a ação de forças externas. A quantidade que pode ser removida por conta desses eventos depende das propriedades físicas e químicas do solo, tais como o tamanho das partículas, a estrutura do solo, a capacidade de retenção de água, a permeabilidade da superfície, a velocidade de infiltração, entre outros (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O fator K expressa a quantidade média anual de solo potencialmente removível por processos erosivos. Dentre os métodos de estimativa para o fator K, tem-se o método indireto gráfico (nomograma) proposto por Wischmeir e Smith (1978), que combina propriedades físicas do solo (fração de silte e de areia, estrutura e classe de permeabilidade do solo) e fração de matéria orgânica.

Levantamento feito por Denardim e Freire (1990) mostrou que a erodibilidade de solos com horizonte B latossólico varia de 0,002 a 0,034  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ , enquanto, em solos com horizonte B textural, a erosão fica entre 0,004 e 0,044  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ . El-Swaify e Dangler (1982) alertam para o risco de se estimar a erodibilidade levando-se em conta, unicamente, a classificação do solo, sobretudo nas regiões tropicais, onde há grande variação dos solos e de erodibilidade. Isso se deve ao fato de alguns tipos de solos, como os Cambissolos Háplicos, por exemplo, apresentarem valores de erodibilidade bastante distintos, em razão das suas características e propriedades que podem ser variáveis de acordo com a região. Dessa maneira, o ideal é fazer coleta e análise laboratorial de amostras de solo na área em que se deseja estudar e, então, calcular a erosividade.

## **Fatores topográficos (LS)**

Os fatores L e S representam o efeito do comprimento e da declividade da vertente, respectivamente, sobre a erosão. Os fatores podem ser abordados de forma conjunta devido à relação que existe entre eles. Os fatores L e S constituem o fator topográfico e podem ser descritos como a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em declive qualquer em relação à perda de solo correspondente a uma parcela de 25 m de comprimento com 9% de declive (LOMBARDI NETO; BERTOLINI, 1994). Esses fatores podem ser avaliados através de meios experimentais ou

estimado através de modelos matemáticos, como os propostos por Wischmeier e Smith (1978). A declividade do terreno, associada ao comprimento da rampa, determina a velocidade do escoamento da água e, conseqüentemente, a capacidade de remover os agregados do solo (TOMAZONI; GUIMARÃES, 2005).

### **Fatores de cobertura vegetal e de práticas conservacionistas (CP)**

Os fatores CP, juntos, traduzem um valor numérico referente às condições de cobertura do solo na região. Enquanto o fator C está relacionado à cobertura vegetal presente na área, o fator P representa as práticas conservacionista existentes no local. Como a cobertura vegetal varia ao longo do tempo, a influência na erosão do solo muda durante o ano. Devido a essas condições, o cálculo desses fatores requer dados que, na maioria dos casos, não estão disponíveis (WISCHMEIER; SMITH, 1978; BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2002; GELMINI, 2014). No Brasil, alguns autores estudaram o valor do fator C para diferentes coberturas e usos do solo. É o que se observa nos trabalhos de Vazquez-Fernández *et al.* (1996), da Silva e Shulz (2001), Bertol, Schick e Batistela (2002) e Prochnow *et al.* (2005), entre outros. O fator P representa o efeito das práticas conservacionistas, como plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas no controle da erosão do solo, e expressa a relação entre a perda de solo com determinada prática conservacionista e a mesma perda quando não há quaisquer dessas práticas (PRUSKI, 2009). O valor do fator P, tabelado para várias regiões do globo (REINING, 1992), varia de zero a 1. O fator P assume o valor 1 quando inexistirem práticas conservacionistas, como nos casos de florestas naturais (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

#### **2.4. Erosão e desertificação no Brasil e no seu semiárido**

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, o semiárido brasileiro possui uma extensão de quase um milhão de quilômetros quadrados, ocupando 70% do território da região Nordeste e abrigando 63% de sua população. A região é uma área potencial de desertificação em razão de suas condições geoambientais, como substrato rochoso cristalino, solos rasos e clima seco. Além desses aspectos, as diferentes

formas de ocupação da terra potencializam o fenômeno da desertificação neste espaço (MMA, 2010).

A produção, o transporte e a deposição de sedimentos são questões ambientais importantes e que afetam a sociedade de diversas formas (WILLIAM; BERNDT, 1972; VAN RMPAEY *et al.*, 2001). A erosão acelerada atua como o principal agente de degradação global dos recursos do solo, cujos prejuízos podem ser observados nas esferas ambiental, social e econômica (BRIDGES; OLDEMAN, 1999), sendo, por isso, considerada uma ameaça à segurança alimentar (GARCÍA-RUIZ *et al.*, 2016).

Durante a fase de transporte, são arrastados, junto às partículas de solo, nutrientes químicos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que, além de causarem prejuízos diretos ao agricultor, provocam a poluição e o assoreamento dos corpos hídricos superficiais, impactando diretamente a quantidade e a qualidade do recurso (DE ARAÚJO, 2003; PRUSKI, 2009; BARBOSA *et al.*, 2015; NEARING *et al.*, 2017).

No tocante à diminuição da quantidade de água, de Araújo (2003) e de Araújo, Güntner e Bronstert (2006) explicam que os sedimentos, quando carregados e depositados nos reservatórios, alteram a relação cota-área-volume, permitindo maiores áreas inundadas e, conseqüentemente, maiores volumes evaporados. Ademais, ocorrem maiores perdas por extravasamento em razão da redução da capacidade de armazenamento e, portanto, dos volumes de espera.

De Araújo *et al.* (2006) trazem uma alerta para as regiões semiáridas, onde o abastecimento de água depende, em grande parte, do armazenamento de água em açudes. No caso do Ceará, os autores observam que 93% da água de abastecimento são provenientes de reservatórios. Lima Neto, Wiegand e de Araújo (2011), ao estudar a redistribuição de sedimentos na região semiárida brasileira, observaram que os pequenos reservatórios foram responsáveis por 48% da retenção total de sedimentos da área. De Araújo (2003) modelou o transporte de sedimentos em sete bacias hidrográficas controladas por reservatório e localizadas também na região semiárida. O autor observou taxa média de assoreamento de  $2,68 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , o que implica redução de  $22 \text{ hm}^3 \text{ ano}^{-1}$  da capacidade de armazenamento dos reservatórios estudados só no estado do Ceará.

Outro dano bastante discutido é a redução do potencial de geração de energia elétrica em função da diminuição da capacidade de armazenamento do reservatório, especialmente na América Latina, uma vez que grande parte da energia gerada é

proveniente de hidrelétricas (POLETO; LIMA; DE ARAÚJO, 2014; LANDWEHR *et al.*, 2020). No Brasil, os estudos sedimentológicos são fundamentais na mitigação dos efeitos de assoreamento dos reservatórios, visto que, em 2018, o aproveitamento hidrelétrico representava 64% da energia elétrica gerada no país (EPE, 2018). Pesquisas de Cabral e seus colaboradores (2009) mostraram uma redução de 38,5% da capacidade de armazenamento original do reservatório da usina de Cachoeira Dourada, cuja expectativa de vida útil, segundo os autores, será de 145 anos se o ritmo atual de assoreamento continuar. Investigando as consequências do assoreamento na operação de reservatórios no médio curso do Rio Tietê, Maia (2006) notou que, durante o período de estiagem, o assoreamento foi responsável pela redução de 322 a 460 MWh da energia média excedente produzida.

Em relação à alteração da qualidade da água, é importante salientar que os sedimentos são importantes veículos de transporte de nutrientes, minerais, poluentes e compostos orgânicos e inorgânicos (NEARING *et al.*, 2017), que contribuem com a alteração da qualidade da água. Já no tocante aos prejuízos sociais, Pruski (2009) menciona a redução da capacidade produtiva da terra, o aumento nos custos de produção e seus impactos diretos no lucro obtido pelos agricultores. Para o autor, é possível citar a diminuição de terras agricultáveis, além da interferência em vias de acesso e deslocamento, o que, por sua vez, pode, em algumas situações, impossibilitar o acesso de moradores de áreas rurais à saúde e à educação.

Esses aspectos causam grandes impactos na qualidade de vida da comunidade rural e pode, por consequência, interferir na sua permanência no campo. Daba (2002), entretanto, aponta a interconexão da realidade socioeconômica dos agricultores com a degradação da terra e enfatiza a dificuldade que os produtores menos favorecidos economicamente têm para implantar medidas ambientalmente viáveis de conservação do solo e da água.

No Brasil, a erosão é considerada uma ameaça à produção agrícola, que, em 2017, correspondeu a 21% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional (BRASIL, 2019). De acordo com a SBCS (2014), as perdas anuais de solos no Brasil representam quase 500 milhões de toneladas de terra. São perdidos também cerca de oito milhões de toneladas de nitrogênio, fósforo e potássio, que são nutrientes fornecidos às lavouras para ganho de produção. Estas perdas refletem em impacto direto na economia do país, pois eleva os custos dos alimentos, uma vez que esses nutrientes precisam ser repostos para manter a produtividade.

Além da erosão, a desertificação é outro grande problema que ocorre nas terras semiáridas brasileiras. Definida como a degradação de terras nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas do planeta, a desertificação é um fenômeno complexo, induzido por interações multifatoriais (SUN *et al.*, 2019), oriundas tanto de processos naturais, como a variabilidade climática (JIANG *et al.*, 2019), quanto de alterações antrópicas, causadas, sobretudo, por desmatamento, extrativismo excessivo, incêndios e uso e manejo inadequado do solo. Dessa forma, essas ações antrópicas geram pressões ambientais acima da capacidade de suporte dos ecossistemas (BRASIL, 2004). Nesse contexto, a desertificação apresenta-se como um tipo de degradação ambiental que atinge diversas áreas do planeta (DOS SANTOS; DE AQUINO, 2016). No Brasil, o debate é focado fundamentalmente no semiárido da região Nordeste devido às suas características e particularidades que contribuem para ampliar a vulnerabilidade natural à desertificação (SILVA; RIOS, 2018).

Em 1968, foram demarcados no Brasil quatro núcleos de desertificação: Gilbués (Piauí), Irauçuba (Ceará), Seridó (Rio Grande do Norte) e Cabrobó (Pernambuco), todos localizados na região semiárida. Todavia, dois núcleos não foram computados, a saber, Cariris Velhos (Paraíba) e Sertão do São Francisco (Pernambuco), recebendo, assim, menor atenção do Ministério do Meio Ambiente e de outras instituições governamentais (RIBEIRO *et al.*, 2016; TAVARES, DE ARRUDA; DA SILVA, 2019). Por isso, Ferreira *et al.* (2019) salientam que a região semiárida brasileira necessita de maior diligência, sobretudo nas áreas onde há problemas ambientais mais acentuados.

Para Sampaio (2009) e Ge *et al.* (2015), os processos de desertificação decorrem, principalmente, da rápida mudança da forma de uso e da cobertura do solo (queimadas, retirada de cobertura do solo, etc.), pois contribuem para maior exposição ao solo, deixando-o mais vulnerável aos agentes erosivos. Barbosa Neto *et al.* (2017) complementam estas informações e indicam que a erosão do solo é uma das principais causas de desertificação em razão da magnitude dos seus mais variados impactos, como a perda de solo, água e nutrientes, por exemplo.

Logo, avaliar o grau de propensão à degradação ambiental por erosão é necessário para definir a magnitude e a extensão do problema, para alertar os órgãos governamentais e para identificar os impactos da degradação, sua natureza e suas causas. Assim, é possível definir uma resposta rápida e apropriada quanto ao

planejamento, à seleção de projetos e/ou ao estabelecimento de tecnologias para atenuar as causas do processo de degradação (KAZMIERZAK, 2007).

Recentemente, verifica-se a intensificação de pesquisas sobre os processos de desertificação no semiárido brasileiro, suas causas, seus impactos e formas apropriadas de manejo e conservação. Landim, Silva e Almeida (2011), por exemplo, usaram sensoriamento remoto para avaliar a influência dos fatores naturais e antrópicos no processo de desertificação no estado do Ceará. Os resultados indicaram diminuição da vegetação densa e dos recursos hídricos, que, segundo os autores, são fatores determinantes para o cenário ambiental observado na região.

Durante investigação do processo de desertificação em Gilbués, no estado do Piauí, Simplício *et al.* (2020) observaram uma taxa de erosão bruta cuja ordem de grandeza foi 100 vezes maior ao valor médio observado para a região. Os autores concluíram que, caso não sejam adotadas políticas públicas para salvaguardar a área, essa taxa de degradação ainda pode evoluir.

França *et al.* (2020), utilizando técnicas de sensoriamento remoto, mapearam áreas prioritárias de conservação no núcleo de desertificação de Gilbués, o maior do Brasil. Estudos de Perez-Marin *et al.* (2013) mostram a correlação entre a desertificação e a natureza dos solos nos núcleos de desertificação do Brasil. Então, os autores chegaram à conclusão de que boa parte desses solos possuem baixos teores de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica, elementos fundamentais para o desenvolvimento da vegetação e para a recuperação do solo.

Abreu, Araújo e Nunes (2018) estimaram a vulnerabilidade à desertificação na região semiárida brasileira com o intuito de desenvolver medidas de combate, convivência, mitigação e adaptação voltadas à redução desses cenários. Os autores notaram que as ações antrópicas inerentes à realização das diversas atividades econômicas desenvolvidas na região afetam a qualidade da área e a levam a um patamar de desertificação acelerada.

Oliveira e Selva (2019) utilizaram a erosão como indicador de desertificação no Seridó Paraibano e constataram que o processo erosivo pela ação antrópica mostrou severo risco à erosão, deixando o ambiente propício à desertificação em quase 50% da área analisada – 218 mil quilômetros quadrados. Para os autores, a situação atual gera preocupação tanto pelo empobrecimento do solo quanto pela diminuição da cobertura vegetal nativa.

Muitos trabalhos abordam a temática no Brasil, como se verifica nas pesquisas de Ribeiro *et al.* (2016), Costa *et al.* (2016), Santos e Aquino (2017), Lopes e Montenegro (2017), Alves, Azevedo e Cândido (2017), Tomasella *et al.* (2018), Ferreira, Sampaio e Primo, (2019), Albuquerque *et al.* (2020), entre outros. Todavia, o estudo das áreas em degradação necessita de atualização constante, principalmente nos espaços sob risco de desertificação. No âmbito da gestão ambiental, os estudos podem auxiliar o manejo sustentável em áreas degradadas e subsidiar a tomada de decisão quanto à implantação de ações e programas para o desenvolvimento territorial sustentável (GARCÍA *et al.*, 2019).

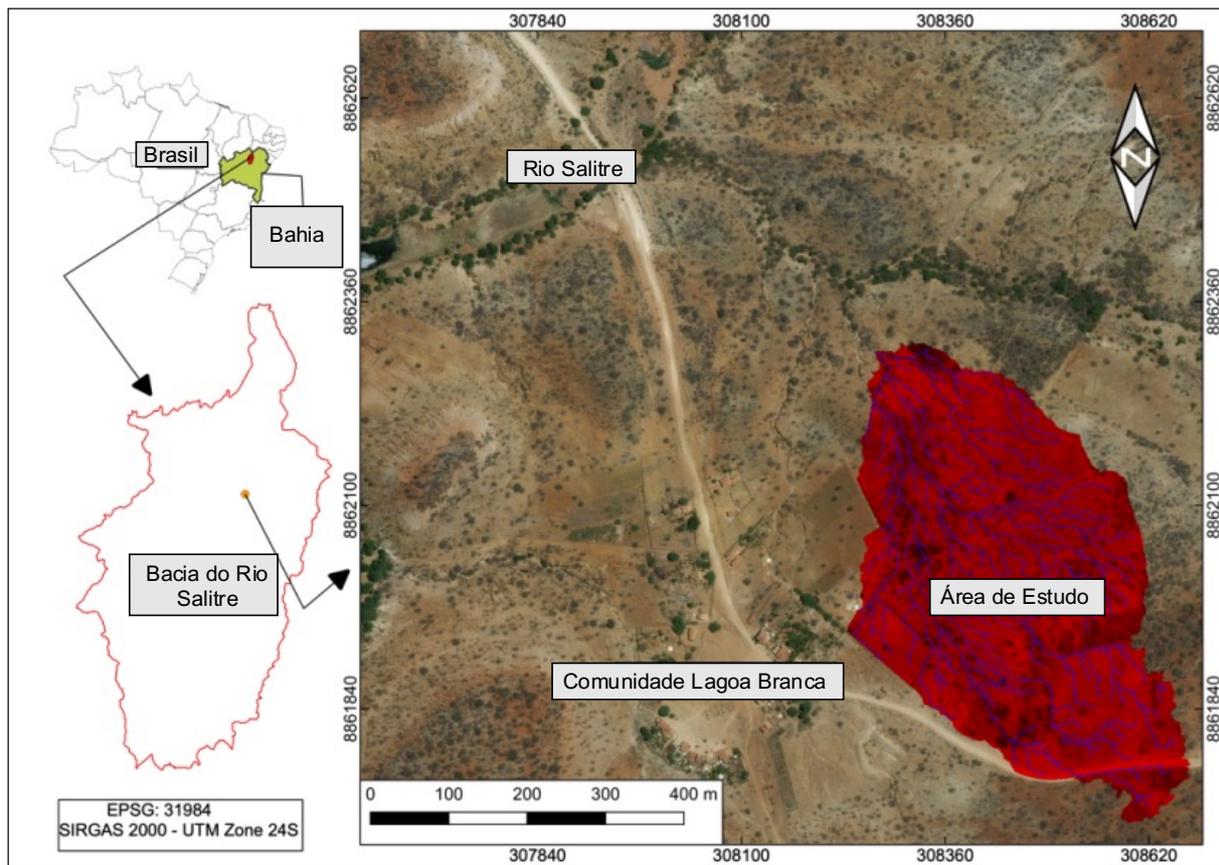
### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Caracterização da área de estudo**

De acordo com o Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA, 2017), a Bacia Hidrográfica do Rio Salitre (BHS) está localizada no Centro-Norte do estado baiano, entre as latitudes 9°27' e 11°80' Sul e entre as longitudes 40°22' e 41°30' Oeste. A BHS se insere no domínio da região semiárida brasileira, conta com uma área de 14.467 quilômetros quadrados e se configura como uma sub-bacia de primeira ordem do Rio São Francisco.

Considerado como o principal rio da bacia, o Salitre nasce na localidade de Boca da Madeira, no município de Morro do Chapéu, e deságua na região do Sub-médio São Francisco, na comunidade de Campo dos Cavalos, no município de Juazeiro, a jusante da barragem de Sobradinho, percorrendo 333 quilômetros sobre o território da bacia. A bacia ocupa 3% do território baiano e contempla nove municípios ou parte deles, a saber: Várzea Nova, Umburanas, Orolândia, Campo Formoso, Mirangaba, Jacobina, Morro do Chapéu, Juazeiro e Miguel Calmon. Em termos gerais, a BHS tem grande importância econômica e social, pois todos os municípios inseridos em seus limites têm a agricultura irrigada como base econômica (INEMA, 2017).

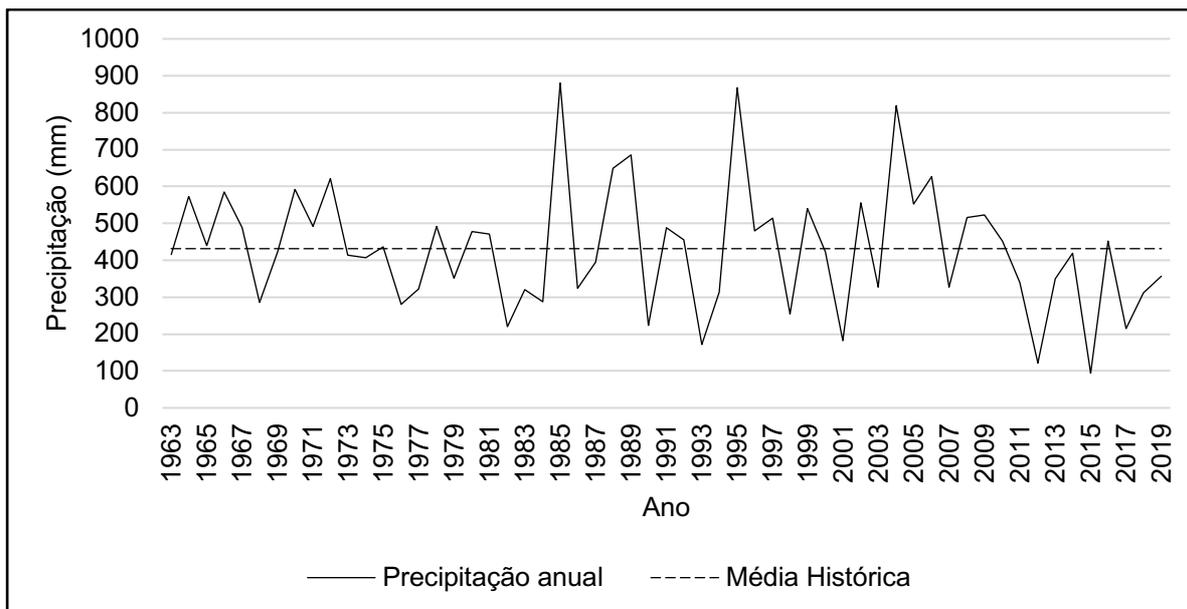
A microbacia selecionada como área de estudo (Figura 1) possui área de 16 ha e se configura como uma sub-bacia da BHS. Situada no médio curso do Rio Salitre, na comunidade de Lagoa Branca, pertence ao domínio territorial do município de Campo Formoso e dista, aproximadamente, 57 quilômetros da sede do município.



**Figura 1:** Localização da área de estudo.

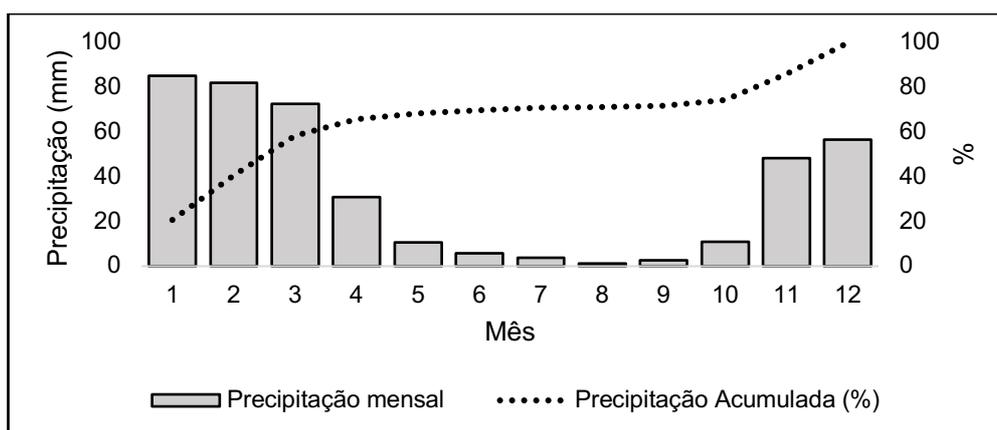
Fonte: Autor (2019)

A microbacia está localizada em área de clima semiárido, no polígono das secas, e apresenta temperatura máxima (média) de 30°C (BAHIA, 2003). De acordo com os dados pluviométricos referentes à série histórica de 1963 a 2019 (ANA, 2019), a precipitação anual média é de 431 mm, com valores mínimos observado de 94 mm (em 2015), 121 mm (em 2012) e 172 mm (em 1993) e máximos observados de 880 mm (em 1985), 866 mm (em 1995) e 818 mm (em 2004), como pode ser verificado na Figura 2. Nota-se, ainda, que o período de maio a setembro é o mais seco do ano, apresentando valores de precipitação mensal menores que 10 mm, conforme se percebe na Figura 3.



**Figura 2:** Série histórica de precipitação (1963 - 2019).

Fonte: Adaptado da ANA (2019).



**Figura 3:** Precipitação mensal e acumulada com base na série histórica (1963 – 2019).

Fonte: Adaptado da ANA (2019)

Conforme a Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais (CPRM, 2005), a evaporação potencial da região é de  $2.100 \text{ mm ano}^{-1}$  e, devido ao alto índice de aridez, é comum a ocorrência de longos períodos de estiagem. A microbacia apresenta forma estreita e alongada, drena uma área de 16,46 hectares e tem perímetro de 3,22 quilômetros. Os cursos d'água são todos efêmeros e, em parte, são oriundos do processo erosivo avançado que se dá na microbacia. A vegetação predominante é do tipo Catinga arbórea e arbustiva (INEMA, 2017), porém, verifica-se que, em grande parte da área, há apenas vegetação rala. Em alguns trechos, observa-se a presença de

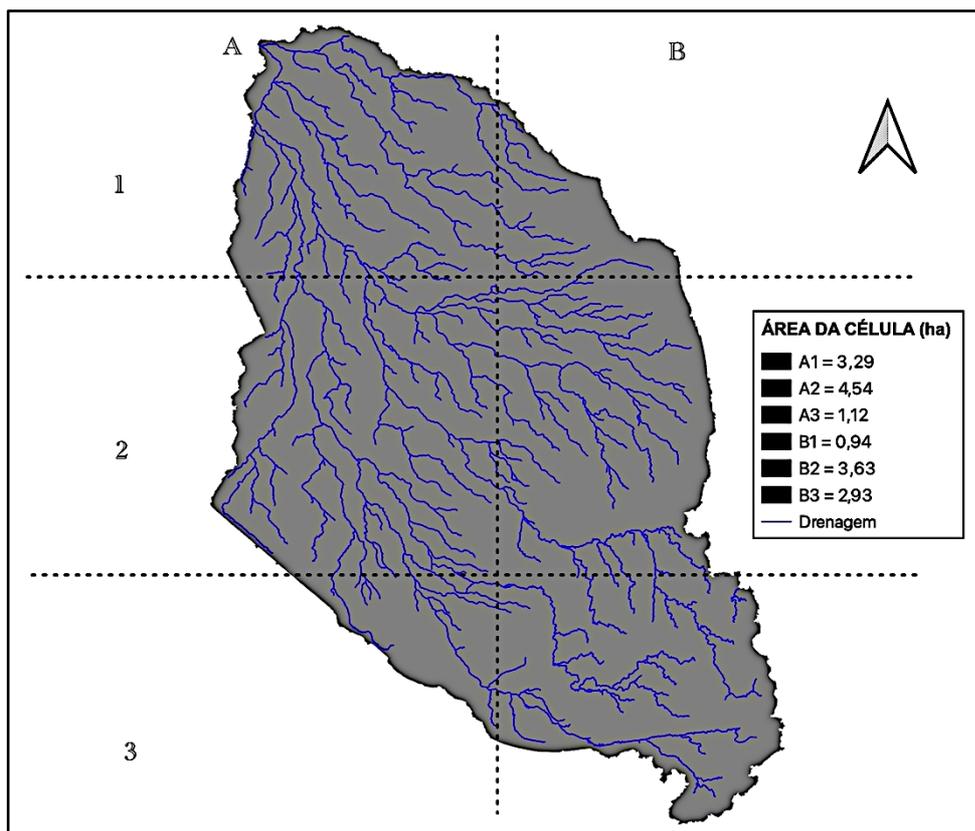
gramíneas. Entre os usos do solo, destaca-se a criação de caprinos, presente em quase toda área de estudo.

Baseando-se no levantamento realizado pelo INEMA (2012), referente à carta de solos na escala 1:1.250.000, a microbacia está totalmente localizada em área de Cambissolo Háplico. Na região, esses solos se caracterizam pela baixa profundidade e alta vulnerabilidade ao processo erosivo. De acordo com a classificação da Empresa Brasileira Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999), a microbacia apresenta relevo plano a fortemente montanhoso, sendo 6,2% a declividade média observada. Quanto à geomorfologia, a microbacia está situada em terrenos geológicos denominados Cráton do São Francisco e apresenta convenções geológicas de formação Caatinga, com brechas calcíferas com seixos calcários cinza-escuro de tamanho variado (INEMA, 2003).

### **3.2. Estimativa da erosão laminar bruta na microbacia**

Estima-se a erosão laminar bruta anual com base na Equação Universal de Perda de Solo (USLE, Equação 1), proposta por Wischmeier e Smith (1978). A escala temporal engloba o período de 1967 a 2019. O modelo USLE é aplicado ano a ano, a fim de entender o comportamento do processo erosivo nos últimos 52 anos. Esses anos foram adotados porque, para o ano de 1967, tem-se a carta topográfica e de uso e ocupação do solo, elaborada pelo IBGE, e, para o ano de 2019, há um levantamento aerofotogramétrico realizada por meio de um Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT).

Para efeito de modelagem, utiliza-se o modelo HIDROSED (DE ARAÚJO, 2003). Inicialmente, a microbacia é dividida em seis células: A1, A2, A3, B1, B2 e B3, com as respectivas áreas: 3,29 ha; 4,54 ha; 1,12 ha; 0,94 ha; 3,63 ha; e 2,93 ha, como mostra a Figura 4.



**Figura 4:** Subdivisão da microbacia em células para a aplicação do modelo HIDROSED (DE ARAÚJO, 2003). Figura sem escala.

Fonte: Autor, 2020.

Em virtude da ausência de dados sub-horários de chuva, a erosividade é calculada utilizando-se a Equação 2, proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992):

$$R_m \approx 68,730 \cdot r^{0,841} \quad 2$$

$R_m$  = erosividade mensal da chuva ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ );

$r$  = coeficiente de chuva (mm), que é calculado através da Equação 3:

$$r = \frac{H_{\text{mês}}^2}{H_{\text{ano}}} \quad 3$$

$H_{\text{mês}}$  = Precipitação do mês 'm' (mm);

$H_{\text{ano}}$  = Precipitação média anual (mm).

A soma dos valores de  $R_m$  (erosividade de cada mês 'm') gera a erosividade da chuva anual (R), como descreve a Equação 4.

$$R = \sum_1^{12} R_m \quad 4$$

Sendo:

R = erosividade anual da chuva ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Avaliam-se os dados de chuva conforme série histórica disponível na base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) (BRASIL, 2019), plataforma HydroWeb, de postos situados na Bacia Hidrográfica do Rio Salitre (Estações 00940028, 00940036 e 001040005). Nos meses em que a série histórica apresenta falhas, faz-se o preenchimento de falhas por meio de correlação entre o posto pluviométrico com falha e o posto pluviométrico mais próximo. Se as falhas ocorrem, simultaneamente, em ambos os postos, adota-se como valor médio de precipitação mensal o valor da média da série para o determinado posto, conforme realizado por de Araújo (2003). Calcula-se o fator de erodibilidade do solo K com base no método de ARS-USDA (1994), Equação 5.

$$K = \left\{ \frac{[2,1(10^{-4})(12-OM)M^{1,14} + 3,25(So-2) + 2,5(Po-3)]}{100} \right\} 0,1318 \quad 5$$

K = erodibilidade do solo ( $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ );

OM = conteúdo de matéria orgânica (%);

M = parâmetro que representa a textura do solo;

So = coeficiente relativo à estrutura do solo (So = 1 para estrutura granular muito fina;

So = 2 para estrutura granular fina; So = 3 para estrutura granular média ou grossa;

So = 4 para estrutura em blocos, laminar ou massiva);

Po = classe de permeabilidade do solo (Po = 1 para permeabilidade rápida; Po = 2 para permeabilidade moderada a rápida; Po = 3 para permeabilidade moderada;

Po = 4 para permeabilidade lenta a moderada; Po = 5 para permeabilidade lenta;

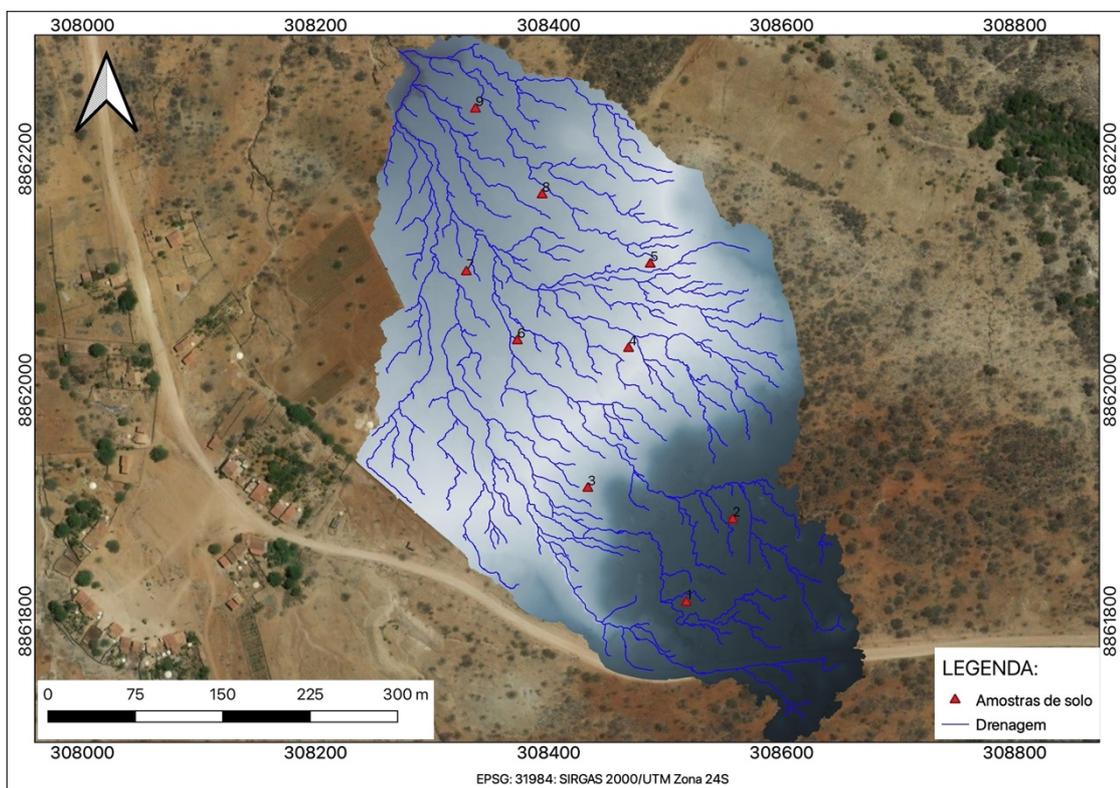
Po = 6 para permeabilidade muito lenta), conforme Haan *et al.* (2002).

O parâmetro M é calculado utilizando a Equação 6:

$$M = (\% \text{ silte} + \% \text{ areia fina})(100 - \% \text{ argila})$$

6

Os parâmetros OM, So e M dependem de análise do solo. Para tanto, coletam-se amostras ao longo de toda a bacia. No caso da microbacia aqui analisada, coletamos amostras de solo em três pontos na parte alta (1, 2 e 3), em três pontos na parte média (4, 5 e 6) e em três pontos na parte baixa (7, 8 e 9), como mostrado na Figura 5.



**Figura 5:** Pontos amostrais de solo na microbacia.

Fonte: Autor, 2021

Em cada ponto amostral, coletaram-se duas amostras em julho de 2019: uma na profundidade de 0-5 cm e outra na profundidade de 15-20 cm, totalizando 18 amostras. Os ensaios de textura, de permeabilidade hidráulica de solo saturado e de avaliação do teor de matéria orgânica foram realizados nos Laboratórios de Física do Solo e Qualidade da Água, ambos na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, em outubro de 2019, conforme a metodologia apresentada no Manual de Métodos de Análises de Solos, da Empresa Brasileira de Agricultura e Pecuária (TEIXEIRA *et al.*,

2017).

O fator de erodibilidade do solo K é considerado constante no tempo durante o período de modelagem. Sua distribuição espacial é realizada célula a célula, através de interpolação linear. O fator topográfico LS é calculado com base na Equação 7, proposta por Bertoni (1959) e apresentada por Bertoni e Lombardi Neto (1990):

$$LS = 0,0984L_r^{0,64}D^{1,18} \quad 7$$

LS = fator topográfico (adimensional);

$L_r$  = comprimento médio da rampa (m);

D = grau de declividade (%).

O comprimento de rampa médio  $L_r$  é calculado de acordo com a Equação 8, proposta por Fernandes (2000). Como muitos drenos não são visíveis, o valor de  $L_r$  será multiplicado por um fator de correção,  $\lambda$ , que depende da topografia. Neste estudo, adota-se  $\lambda = 3$  (bacia média a íngreme para mapa na escala de 1:100.000) (DE ARAÚJO, 2003).

$$L_r = \frac{A_c}{4\lambda \cdot \sum L_{dren}} \quad 8$$

$\sum L_{dren}$  = Somatório do comprimento de drenagem em cada quadrícula, identificado através do mapa (m);

$A_c$  = Área da célula ( $m^2$ ).

O parâmetro grau de declividade (D) é calculado utilizando a Equação 9.

$$D = \Delta DN \cdot \sum \frac{(L_{cn})}{A_c} \quad 9$$

$\Delta DN$  = desnível vertical entre as curvas de nível (m); e

$L_{cn}$  = comprimento da curva de nível (m).

A caracterização topográfica do terreno foi feita por meio de levantamento aerofotogramétrico, utilizando um Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), equipado com uma câmera de 16 MP (4000 x 4000 *pixels*) e campo de visão de 94%. O voo foi feito em julho de 2019, a uma altura de 120 metros, com sobreposição frontal de 80% e sobreposição lateral de 60%. O georreferenciamento do mosaico é feito com base em cinco pontos de controle, distribuídos na área de estudo. As coordenadas desses pontos foram coletadas utilizando GNSS – RTK estacionário, com precisão de um centímetro. O Modelo Digital de Superfície (MDS) foi feito com base na reconstrução tridimensional da superfície, derivada de imagens, utilizando o *software* Argisoft PhotoScan®. A partir do MDS, também no Argisoft PhotoScan®, obtém-se o Modelo Digital do Terreno (MDT). A distância da amostra do solo (tamanho do *pixel*) obtida é de quatro a cinco centímetros. Esses modelos digitais possuem alta precisão, com erro de posição vertical em torno de um centímetro e erro horizontal de seis centímetros. A partir do MDT, utilizando o *software* livre QGis®, obtém-se a declividade e o comprimento de vertente, necessários à modelagem.

O fator topográfico varia no espaço e no tempo, portanto, é necessário avaliar o fator LS para cada ano e cada célula. O fator é calculado para os anos de 1967 e 2019, anos nos quais se conhece a topografia: em 1969 tem-se a carta topográfica SC-24-Y-A-III, na escala 1:100.000, com espaçamento de 40 metros entre as curvas de nível, elaborada e disponibilizada na base de dados cartográficos do IBGE (2020); enquanto, em 2019, há o levantamento aerofotogramétrico realizado em campo, com escala 1:1000 e curvas de nível espaçadas a 10 metros. De posse desses dois dados, os valores do fator LS referentes aos demais anos são obtidos através de interpolação linear.

Os fatores uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) foram verificados por meio de vistoria em campo, levantamento aerofotogramétrico e interpretação de cartas de uso e ocupação do solo disponibilizadas na base de dados cartográficos do IBGE (2020). O fator (P) pode ser obtido a partir de dados da literatura, disponíveis nos estudos de Wischmeier e Smith (1978). Contudo, para a bacia estudada, nota-se total ausência de práticas agrícolas conservacionistas, por isso, adota-se  $P = 1$ .

O fator C foi admitido igual ao estimado por Santos *et al.* (2014) para a Caatinga e por Simplício *et al.* (2020) para região em desertificação, conforme o caso. Para cada ano e cada célula, estima-se o fator de uso do solo para vegetação natural e

para uso agrícola, já que se trata de uma bacia predominantemente rural. Como não existem dados de uso e ocupação do solo para todos os anos de estudo, adotam-se 1967 e 2019 como anos de referência, para os quais os valores de CP são calculados pela ponderação das classes de vegetação em relação às áreas correspondentes. A partir dos anos de referência, estimam-se os valores de CP para os demais anos através de interpolação linear.

### 3.3. Produção de sedimentos na microbacia

As equações descritas até agora permitem estimar a erosão localizada, uma vez que a base experimental da USLE são lotes. No entanto, para o cálculo da produção de sedimentos, é necessário considerar a razão de aporte de sedimento, ou *Sediment Delivery Ratio* (SDR), em inglês (KHANBILVARDI; ROGOWSKI, 1984).

A razão de aporte de sedimentos (SDR) é definida como a divisão entre a massa de sedimentos que deixa uma bacia e a massa de sedimentos localmente erodida. Dentre as diversas equações empíricas para cálculo de SDR, a proposta por Maner (1958) foi a que melhor se ajustou às bacias semiáridas do Ceará (ARAÚJO, 2003) e às microbacias em desertificação em Gilbués (SIMPLÍCIO *et al.*, 2020). Assim sendo, o valor de SDR para a microbacia de estudo é calculado em função da declividade, utilizando a Equação 10, proposta por Maner (1958).

$$\log(\text{SDR}) = 2,934 - 0,824 \log\left(\frac{L_m}{F_r}\right) \quad 10$$

$L_m$  = comprimento da bacia, paralelo ao rio principal (m);

$F_r$  = desnível entre a cota média do divisor de águas e o exutório (m);

Por fim, a produção de sedimentos na bacia é determinada pela multiplicação da erosão laminar bruta e o SDR, conforme a Equação 11.

$$\varepsilon = E \cdot \text{SDR} \quad 11$$

$\varepsilon$  = produção de sedimentos bacia ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

$E$  = erosão bruta na bacia ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), calculada pela Equação 1;

SDR = razão de aporte de sedimentos (adimensional).

### 3.4. Tolerância de perda de solo

O Potencial Natural à Erosão (PNE) será calculado com base na USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978), por meio do produto entre os parâmetros erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K) e fator topográfico (S), para condição padrão: L = 25 metros de comprimento, e CP igual a 1.

Também é calculado o Grau de Vulnerabilidade à Desertificação (GVD), dado pela divisão entre PNE e o Limite de Tolerância de Perda de Solo (LTP). Define-se o LTP como o limite de perda que ainda mantenha alto nível de produtividade das culturas, econômica e indefinidamente (WISCHMEIER; SMITH, 1978; BERTOL; ALMEIDA, 2000), e o calcula com base na Equação 12 (LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975).

$$LTP = \frac{H.w.d}{1000} \quad 12$$

LTP = limite de tolerância de perda ( $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ );

H = profundidade efetiva do solo (m) limitada a um metro;

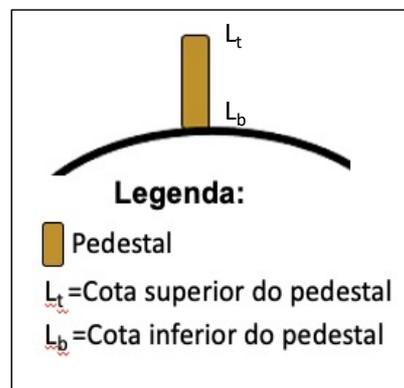
d = densidade do solo seco ( $Mg\ m^{-3}$ );

w = gradiente textural entre horizontes B e A. Se o gradiente textural for menor que 1,5, w = 1; entre 1,5 e 2,5, w = 0,75; e maior que 2,5, w = 0,5; e 1000 a constante que expressa o período de tempo (em anos) necessário para desgastar uma camada de solo de 1000 mm. O gradiente textural é calculado com base na relação entre os percentuais de argila presentes nos sub-horizontes B e A. Neste estudo, w = 1. Obs.: a fim de transformar a unidade final para hectare, multiplica-se o resultado do LTP por 10.000.

Uma vez determinado o limite de tolerância de perda, ele é comparado à perda de solo local com o intuito de verificar a intensidade do processo de desertificação na área.

### 3.5. Datação dos pedestais

A avaliação temporal da erosão laminar visa determinar a idade de cada pedestal na bacia. Para tanto, faz-se um levantamento altimétrico, utilizando nível óptico. Para efeito de modelagem, seleciona-se uma encosta dentro da microbacia onde é feito o nivelamento geométrico. Foram avaliados 53 pedestais em uma área de 0,6 hectares, o que equivale a, aproximadamente, uma taxa amostral de 88,6 pedestais por hectare. São determinadas, para cada pedestal, as suas cotas superior e inferior, conforme a Figura 6, bem como sua geolocalização, utilizando um GPS de navegação, da marca comercial Garmin®, com precisão de três metros.



**Figura 6:** Esquema do pedestal e definição das cotas.

Fonte: Autor (2020).

De posse do levantamento, avalia-se a altura de cada pedestal amostrado de acordo com a Equação 13.

$$\Delta H_p = L_t - L_b \quad 13$$

$\Delta H_p$  = altura do pedestal medido em campo (mm);

$L_t$  = cota superior do pedestal (mm); e

$L_b$  = cota inferior do pedestal (mm).

O próximo passo consiste em avaliar a idade de cada pedestal amostrado. Então, calcula-se a velocidade de degradação, isto é, a altura de solo perdida em função do tempo. A velocidade de degradação ( $V_d$ , Equação 14) é estimada pela razão entre a produção de sedimentos na bacia ( $\epsilon$ ) e a densidade do solo ( $\rho$ ).

$$Vd = 0,1 \frac{\varepsilon}{\rho} \quad 14$$

$Vd$  = velocidade de degradação ( $\text{mm ano}^{-1}$ );

$\varepsilon$  = produção de sedimentos na bacia ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

$\rho$  = densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ).

A velocidade de degradação é definida como a variação da altura no tempo, portanto (Equação 15):

$$Vd = \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad 15$$

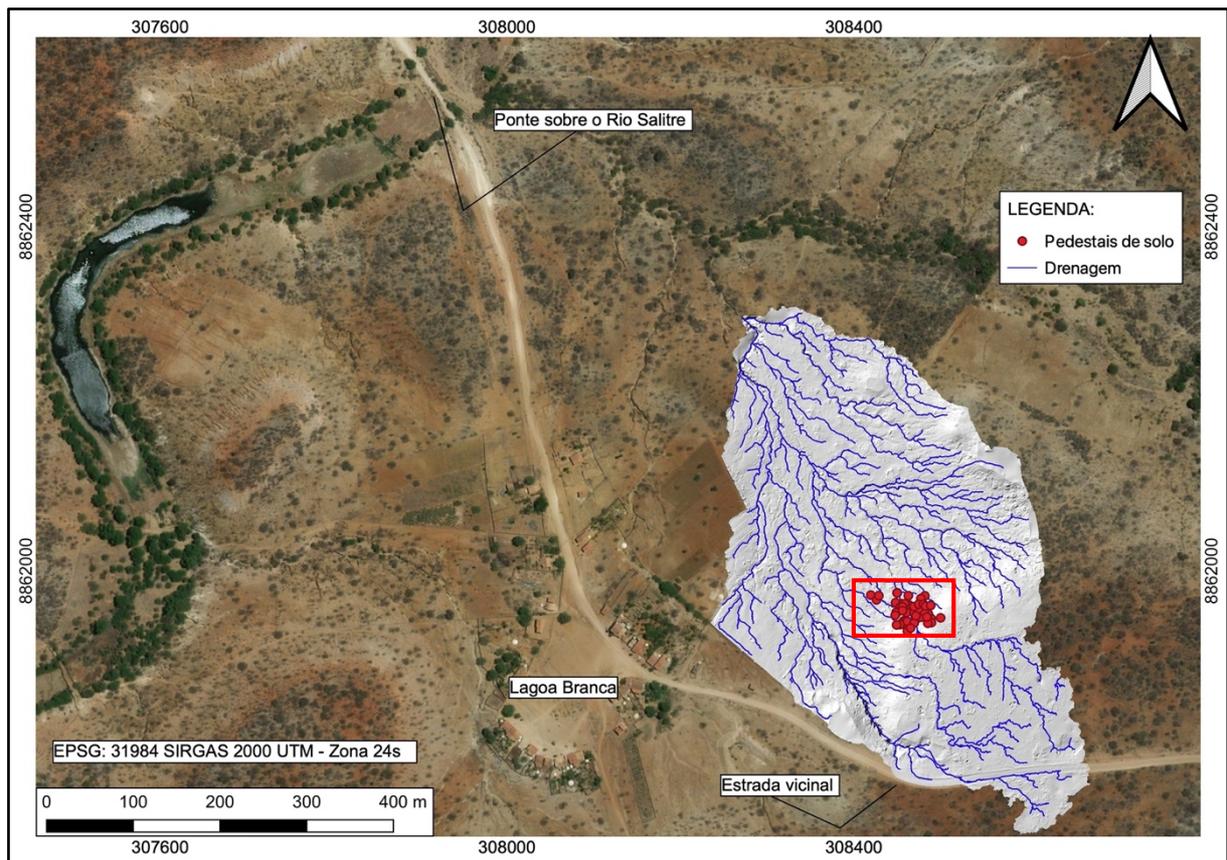
Substituindo-se a Equação 14 na Equação 15, obtém-se a Equação 16:

$$\Delta h = 0,1 \frac{\varepsilon}{\rho} \Delta t \quad 16$$

$\Delta h$  = altura do pedestal calculada (mm);

$\Delta t$  = tempo (ano);

Dessa forma, quando  $\Delta H_p \cong \Delta h$ , o valor de  $\Delta t$  corresponde à idade do pedestal. Ressalta-se que a aplicação da USLE, nesse caso, é feita de forma regressiva, começando em 2019 e retrocedendo no tempo, ano a ano, parando no ano em que  $\Delta H_p \cong \Delta h$ . Com base nos valores encontrados, faz-se análise de frequência das idades estimadas dos pedestais, considerando-se dez intervalos de classe e as comparando com momentos históricos de interesse para o estudo, como a data da construção de uma estrada vicinal e o desmatamento da vegetação nativa para cultivo de *Agave sisalana* (Sisal). A Figura 7 apresenta a localização georreferenciada dos pedestais de solo analisados.



**Figura 7:** Geolocalização dos pedestais de solo e delimitação da encosta amostrada.

Fonte: Autor, 2021

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Erosão laminar bruta na microbacia

Os resultados de erosividade das chuvas para a microbacia de estudo revelaram valores que variam de 260 a 19.409 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com média de 4.956 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, como pode ser observado na Tabela 1. Conforme a classificação de Carvalho (2008), 19% dos anos analisados apresentam erosividade baixa; 41%, média; 23%, medianamente forte; 8%, forte; e 9% (5 anos), erosividade muito forte. De forma geral, a erosividade pode ser classificada, ainda segundo Carvalho (2008), como forte.

**Tabela 1:** Erosividade da chuva (fator R) para microbacia do Rio Salitre. CV significa coeficiente de variação. Tanto o desvio-padrão quanto o CV se referem à série mensal do respectivo ano.

Ano	Precipitação	Fator R	Média	Desvio-padrão	CV
	mm		MJ ha <sup>-1</sup> mm h <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		%
1967	415,2	5468	455	1101	242
1968	572,3	2209	184	368	200
1969	439,4	4385	365	682	187
1970	585,2	7979	664	1250	188
1971	488,5	6013	501	1284	256
1972	286,5	6308	525	671	128
1973	422,1	3517	293	520	177
1974	592,6	3025	252	391	155
1975	491,7	3813	317	558	176
1976	620,8	2818	234	548	234
1977	414,3	2352	196	307	157
1978	406,6	5439	453	947	209
1979	436,6	3056	254	510	200
1980	281,5	6433	536	1274	238
1981	321,6	8495	707	2203	311
1982	491,7	1257	104	156	149
1983	351,8	2990	249	438	176
1984	477,2	1871	155	338	217
1985	471,3	10231	852	1075	126
1986	219,6	3234	269	529	196
1987	321,3	4495	374	960	256
1988	286,8	8586	715	1552	217
1989	880,4	13310	1109	3257	294
1990	323,9	2648	220	705	320

Continua

Ano	Conclusão				
	Precipitação	Fator R	Média	Desvio-padrão	CV
	mm	MJ ha <sup>-1</sup>	mm h <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		%
1991	394	4671	389	553	142
1992	649,4	5596	466	1152	247
1993	172,1	952	79	161	202
1994	313	2907	242	557	230
1995	866,8	12008	1000	1701	170
1996	480	5683	473	960	203
1997	513,6	6003	500	1100	220
1998	254,4	2131	177	400	225
1999	539,5	5977	498	796	160
2000	422,4	3761	313	498	159
2001	182,5	1128	94	187	198
2002	555,7	10282	856	2452	286
2003	328	2862	238	475	199
2004	818,2	19409	1617	4808	297
2005	552,5	5507	459	850	185
2006	626,1	6632	552	783	142
2007	327,1	4000	333	1007	302
2008	516,2	5044	420	656	156
2009	523,3	4972	414	566	137
2010	451,3	3799	316	478	151
2011	340,2	2569	214	361	169
2012	121,9	612	51	117	229
2013	349,2	3915	326	881	270
2014	418,3	3746	312	489	157
2015	94,1	260	21	35	161
2016	452,6	8256	688	2156	313
2017	214,4	1165	97	162	167
2018	311,9	2704	225	483	214
2019	357,12	3432	286	545	191
<b>Média</b>	<b>431,52</b>	<b>4956</b>	<b>408</b>	<b>887</b>	<b>205</b>

Fonte: Autor

A erosividade da chuva observada na Tabela 1 converge com as estimativas da erosividade das chuvas para o Nordeste do Brasil, realizados por Leprun (1983) e Silva (2004), que encontraram valores entre 3.000 e 7.000 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Santos *et al.* (2020) estudaram a caracterização da chuva no médio curso do Rio Salitre, entre os anos de 1973 e 2017, e chegaram a valores de erosividade entre 213 e 10.932 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (média de 3402 MJ ha<sup>-1</sup> mm h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Os valores aferidos neste estudo, embora se aproximem, são levemente superiores aos obtidos por

Santos *et al.* (2020). Tal diferença é esperada e justificável, pois Santos *et al.* (2020) utilizaram o método original da USLE ( $R = E \cdot I_{30}$ ), que depende da intensidade máxima de 30 minutos ( $I_{30}$ ) de precipitação, enquanto, no presente estudo, o fator R foi calculado pelo método de Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), que depende somente de chuvas totais mensais. Além disso, o período analisado por Santos *et al.* (2020) foi de 1973 a 2017, enquanto, nesta pesquisa, considerou-se os anos de 1967 a 2019: dos anos incluídos em nossa análise, cinco têm erosividade superior à média avaliada por Santos *et al.* (2020). Outro fator interveniente são os postos pluviográficos analisados pelos autores, que foram distintos dos analisados neste trabalho. Por fim, destaca-se que os autores observaram uma correlação de 76% entre os dados de erosividade calculados com base no valor de  $E \cdot I_{30}$  e por meio do método de Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), concluindo, assim, que ambos representam o comportamento da chuva local.

Os altos coeficientes de variação (que representam as variações entre os meses do mesmo ano) oscilam de 126% (1985) a 320% (1990), apontando elevada variação na erosividade intra-anual da chuva. Albuquerque *et al.* (2001, 2005) também observaram altos coeficientes de variação entre os meses do mesmo ano (de até 259%) em estudos sobre perda de solo em outras regiões semiáridas. Santos *et al.* (2020) encontraram (para região do Médio Salitre), coeficientes de variação intra-anual entre 116 e 346%. É válido pontuar, ainda, que o período de estiagem na microbacia do Rio Salitre é extenso, podendo durar até nove meses por ano, de modo que, nesses meses secos, a erosividade da chuva tende a zero. Nessa perspectiva, é notório que as precipitações intensas na estação de chuvas são características da região semiárida e se constituem como importantes atores do processo de perda de solo.

Embora a precipitação na bacia do Médio Salitre seja baixa (média de 432 mm anuais, Tabela 1), Santos *et al.* (2020) enfatizam que o fato de elas se distribuírem de forma desigual ao longo do ano, ou seja, concentrando-se em um curto período e apresentando alta intensidade, é determinante para os processos erosivos, principalmente em uma região de alta vulnerabilidade natural à erosão. Assim, pode-se observar que as chuvas torrenciais que ocorrem na região são responsáveis por maior fluxo superficial (DE FIGUEIREDO *et al.*, 2016) e, conseqüentemente, maiores valores de perda do solo.

Ademais, é necessário atentar-se, também, às variações interanuais de

precipitação. Embora a precipitação anual média seja de 432 mm, observam-se, na série histórica, valores extremos, com mínimo de 94 mm, em 2015 – ocasião em que ocorria seca pluriannual (DE ARAÚJO; BRONSTERT) –, e máximo de 830 mm, em 1984. Em 2015, por exemplo, ano que apresentou menor valor de erosividade ( $260 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), os meses com maiores valores de precipitação acumulada foram janeiro e fevereiro, com apenas 27 mm e 23 mm, respectivamente. Os demais meses do ano apresentaram valores de precipitação inferiores a 10 mm, com valores de erosividade tendendo a zero. Dessa forma, isso explica o baixo valor de erosividade da chuva para 2015. No ano úmido de 2004, quando se verificou o maior valor de erosividade na série ( $19.409 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), só no mês de janeiro precipitaram 558 mm. Esses eventos extremos de precipitação exemplificam a razão da elevada amplitude de erosividade na área de estudo. Medeiros e de Araújo (2014), por exemplo, notaram que a forte concentração temporal de chuvas produz eventos de alta intensidade e intenso poder erosivo na região semiárida brasileira e, consequentemente, é responsável por maiores perdas de solo.

Os resultados das análises do solo são apresentados nas Tabelas 2 e 3, referem-se às profundidades de 0 a 5 centímetros e de 15 a 20 centímetros. Nota-se que toda bacia é constituída por Cambissolos Háplicos, de textura franco arenosa, com teor de silte variando entre 20% e 37% e teor de areia fina e muito fina entre 11% e 19% (Tabela 2). Cabe ressaltar que valores elevados de areia fina e silte aumentam a erodibilidade dos solos, visto que as partículas de silte e areia fina são leves e com baixa agregação, sendo facilmente transportadas pela erosão eólica ou hídrica (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

**Tabela 2:** Análise textural das amostras de solo coletadas e analisadas no âmbito desta pesquisa na área de estudo e classificadas texturalmente, conforme a EMBRAPA (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

P.	Prof.	AT	MG	AG	AM	AF	MF	Silte	Argila	Classe textural
	cm	g kg <sup>-1</sup>								
1	0 – 5	573	83	197	113	77	103	367	60	Franco Arenoso
	15 – 20	660	48	322	111	63	116	239	101	Franco Arenoso
2	0 – 5	641	67	293	101	81	98	279	80	Franco Arenoso
	15 – 20	664	45	278	160	84	97	245	90	Franco Arenoso
3	0 – 5	654	86	303	108	82	75	233	113	Franco Arenoso
	15 – 20	665	53	335	113	95	69	230	105	Franco Arenoso
4	0 – 5	596	103	272	111	84	26	334	70	Franco Arenoso
	15 – 20	643	96	281	120	57	90	276	81	Franco Arenoso
5	0 – 5	646	84	232	160	91	79	235	118	Franco Arenoso
	15 – 20	657	75	313	113	89	68	233	110	Franco Arenoso
6	0 – 5	676	23	352	111	92	98	204	120	Franco Arenoso
	15 – 20	677	34	343	120	79	102	221	102	Franco Arenoso
7	0 – 5	607	45	271	160	65	65	294	99	Franco Arenoso
	15 – 20	654	43	345	113	68	86	238	108	Franco Arenoso
8	0 – 5	669	108	267	111	87	97	254	77	Franco Arenoso
	15 – 20	674	39	338	120	90	88	236	90	Franco Arenoso
9	0 – 5	645	48	325	126	77	69	255	100	Franco Arenoso
	15 – 20	589	57	271	117	74	70	303	108	Franco Arenoso

P.: ponto; Prof.: profundidade; AT: areia total; MG: areia muito grossa; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina; MF: areia muito fina. Fonte: Autor

**Tabela 3:** Erodibilidade do solo e análise físico-química das amostras de solo coletadas e analisadas no âmbito desta pesquisa na área de estudo, no ano de 2019.

P	Prof.	DS	MO	CH	Fator K
	cm	kg dm <sup>-3</sup>	g kg <sup>-1</sup>	mm h <sup>-1</sup>	Mg h MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup>
1	0 – 5	1,39	4,77	4,26	0,054
	15 – 20	1,40	5,82	1,41	0,038
2	0 – 5	1,34	5,07	3,42	0,053
	15 – 20	1,37	5,76	2,16	0,039
3	0 – 5	1,39	5,58	3,77	0,038
	15 – 20	1,30	7,06	2,89	0,035
4	0 – 5	1,39	8,04	9,46	0,041
	15 – 20	1,59	5,13	2,82	0,039
5	0 – 5	1,45	6,74	6,66	0,035
	15 – 20	1,38	7,98	4,58	0,034
6	0 – 5	1,54	5,31	3,92	0,034
	15 – 20	1,71	7,58	8,89	0,035
7	0 – 5	1,34	6,90	4,37	0,038
	15 – 20	1,50	7,46	8,14	0,034
8	0 – 5	1,33	7,52	8,49	0,043
	15 – 20	1,47	7,89	5,82	0,044
9	0 – 5	1,28	8,30	3,63	0,042
	15 – 20	1,34	8,32	3,82	0,046
<b>Média</b>		<b>1,42</b>	<b>6,73</b>	<b>4,31</b>	<b>0,040</b>
<b>DESP.</b>		<b>0,11</b>	<b>1,23</b>	<b>2,62</b>	<b>0,006</b>

Fonte: Autor

DESP.: desvio padrão; C.V.: coeficiente de variação P.: ponto; Prof.: profundidade; CH: condutividade hidráulica do solo saturado; MO: matéria orgânica; e DS: densidade do solo seco

Na microbacia, os valores de condutividade hidráulica do solo saturado variam entre 3,77 mm h<sup>-1</sup> e 9,42 mm h<sup>-1</sup>, com valor médio de 4,31 mm h<sup>-1</sup>, considerado como condutividade lenta de acordo com Haan *et al.* (2002).

Em relação à matéria orgânica presente no solo, observou-se um valor médio de 6,4 g kg<sup>-1</sup>. Esse valor é inferior aos encontrados por Silva, Montenegro e Santos (2012) para as bacias experimentais de Mimosa e Jatobá: 12 g kg<sup>-1</sup> e 14 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente, ambas localizadas na região semiárida no estado do Ceará. O teor de matéria orgânica medido no âmbito desta pesquisa também é inferior àqueles observados por Alencar, de Araújo e Teixeira (2019) no Ceará: valores entre 14 e 57 g kg<sup>-1</sup>. No entanto, os valores medidos na bacia do Rio Salitre são similares aos valores medidos por Souza, Artigas e Lima (2015): 4,8 g kg<sup>-1</sup> para uma área de Caatinga

degradada no estado da Paraíba.

Os baixos valores de matéria orgânica podem estar relacionados ao nível de degradação do solo na microbacia. Salienta-se que a matéria orgânica presente no solo desempenha um papel crucial na agregação das partículas e na infiltração de água no solo. Solos que apresentam baixos valores de matéria orgânica, como o solo em análise, estão mais suscetíveis à degradação e ao processo de erosão.

Com base nos valores das Tabelas 2 e 3, calcula-se a erodibilidade do solo para cada ponto amostral, que varia de 0,034 a 0,054  $\text{Mg MJ}^{-1} \text{ h mm}^{-1}$ , e apresenta valor médio de 0,040  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ , conforme Tabela 3. Os valores de erodibilidade nas células variam entre 0,036 e 0,046  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ , como se observa na Tabela 4. Segundo a classificação de Freire e Pessotti (1978), 87% da área apresentam potencial de erodibilidade médio, com valores entre 0,032 e 0,045  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ . Apenas 13% da área apresentam valor de erodibilidade alto (acima de 0,045  $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ).

Os valores de erodibilidade aqui encontrados podem ser explicados devido às frações granulométricas do solo em questão, por sua reduzida profundidade, e à baixa fração de matéria orgânica presente na área. Bertoni e Lombardi Neto (2008) explicam que as condições físicas e químicas do solo podem conferir maior ou menor resistência à ação das águas. Ainda para os autores, solos com baixos valores de matéria orgânica e altos teores de silte e areia fina podem potencializar os valores de erodibilidade do solo e, conseqüentemente, as perdas por erosão hídrica. Isso acontece porque partículas mais finas são mais fáceis de serem carregadas. Ademais, a baixa quantidade de matéria orgânica dificulta a retenção de água no solo, diminuindo a infiltração e potencializando o fluxo superficial.

**Tabela 4:** Erodibilidade do solo ponderado de acordo com a área.

<b>Célula</b>	<b>Erodibilidade do solo (<math>\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}</math>)</b>
A1	0,0427
A2	0,0364
A3	0,0418
B1	0,0460
B2	0,0373
B3	0,0437
<b>Média</b>	<b>0,041</b>

Fonte: Autor

O valor moderado de erodibilidade do solo na microbacia do Rio Salitre condiz com os valores descritos nos estudos de Mannigel *et al.* (2002), que encontraram 0,043 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para Cambissolo Háplico no estado de São Paulo, e de Silva *et al.* (2009), que aferiram valor médio de 0,037 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para Cambissolos na região de Lavras, sul de Minas Gerais. Por outro lado, o valor medido no âmbito da presente dissertação é consistentemente superior aos encontrados por Santos *et al.* (2014), 0,034 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>, e por de Araújo (2003), 0,032 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. No Piauí, Simplício *et al.* (2020) observaram valor médio de erodibilidade de 0,054 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para o núcleo de desertificação de Gilbués. Todavia, esse alto valor de erodibilidade em Gilbués está relacionado ao nível de degradação em que o local se encontra.

Em suma, nota-se que a erodibilidade do solo no Salitre apresenta valor intermediário entre os valores de erodibilidade média encontrados por de Araújo *et al.* (2003) para terras semiáridas não degradadas (0,032 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>) e o valor médio encontrado por Simplício *et al.* (2020) para Gilbués, terra semiárida em processo de desertificação (0,054 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>). Esse valor intermediário é esperado e justificado, uma vez que a microbacia do Rio Salitre não está preservada, mas também não se encontra no mesmo nível de vulnerabilidade à erosão observado em Gilbués.

No Iraque, Vaezi e Sadeghi (2011) mediram valores de K entre 0,0014 e 0,0050 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. Ostovari *et al.* (2019) mediram, em uma região semiárida do Irã, um valor médio de erodibilidade 0,010 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. Todavia, essas divergências são plausíveis, já que Cunha *et al.* (2010) alertam que, no que diz respeito à suscetibilidade à erosão, os Cambissolos Háplicos possuem erodibilidade muito variável, em razão da diversidade de textura, profundidade, permeabilidade e demais atributos. Além disso, é possível que, antes de iniciar o processo de desertificação na área, o valor de erodibilidade para a microbacia do Salitre fosse mais baixo.

Na Tabela 5 é apresentada a declividade média de cada célula. Observa-se que as declividades médias nas células variam entre 1,65% e 21,71%, caracterizando o relevo como plano a fortemente ondulado de acordo com a Embrapa (1999). Entretanto, a declividade média observada para a microbacia é de 6,17%. As maiores declividades são aferidas nas áreas dos sulcos oriundos do processo de erosão linear, conforme Figura 8. A microbacia apresenta cota máxima de 498 metros e cota mínima

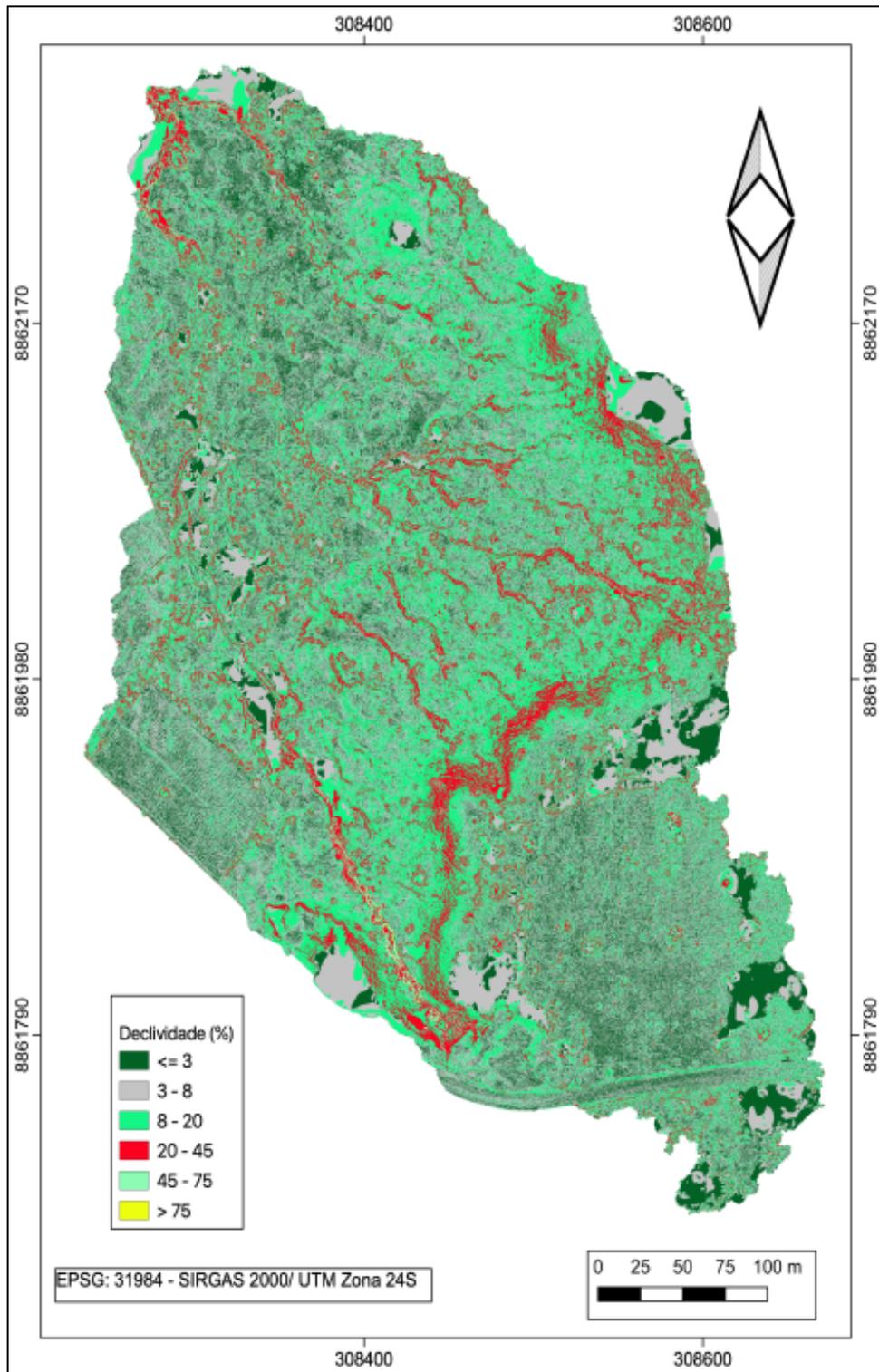
de 461 metros no seu exutório, com amplitude altimétrica de 37 metros, como observa-se na Figura 9.

A declividade é um fator de grande importância no processo erosivo, pois, em parcelas com altos declives e com cobertura vegetal rala, como é o caso da microbacia, a velocidade do escoamento da água e a capacidade de remoção dos agregados do solo são maiores, potencializando, assim, as perdas de solo por erosão (TOMAZONI; GUIMARÃES, 2005; MORGAN, 2005).

**Tabela 5:** Declividade média nas células de estudo para o ano de 2019, classificada de acordo com as classes de declividades estabelecidas pela Embrapa (1999)

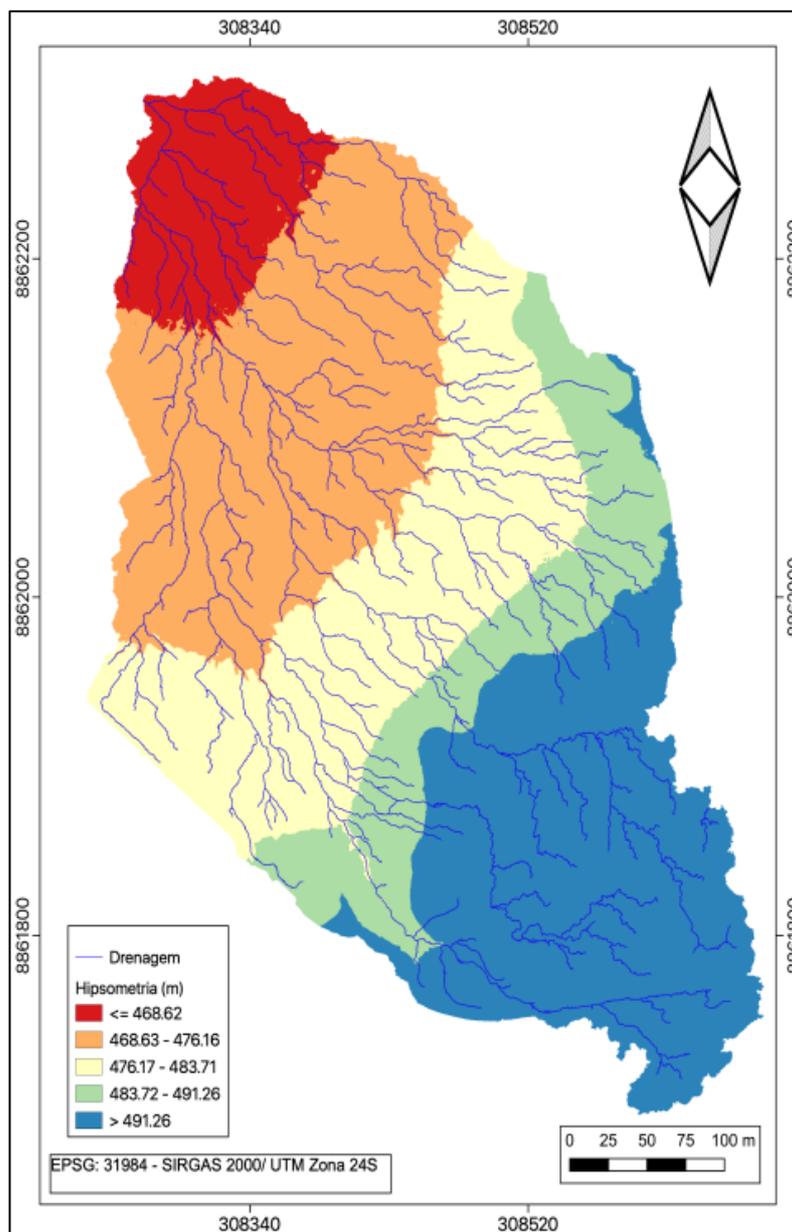
Célula	Área	Declividade média	Classe declividade
	ha	%	
A1	3,29	1,65	Plano
A2	4,54	5,16	Suave ondulado
A3	1,12	21,71	Fortemente ondulado
B1	0,94	13,41	Ondulado
B2	3,63	8,93	Suave ondulado
B3	2,93	6,43	Suave ondulado
<b>Média</b>	-	<b>6,17</b>	<b>Suave ondulado</b>

Fonte: Autor



**Figura 8:** Declividade na microbacia, dividida por classes, conforme a Embrapa (1999).

Fonte: Autor



**Figura 9:** Mapa hipsométrico da microbacia

Fonte: Autor

Em relação à drenagem, a microbacia possui 12.477 metros de extensão de cursos d'água efêmeros, oriundos do processo de erosão linear avançado, segundo ilustrado na Figura 9. Os comprimentos médios de rampa variam entre 3,70 e 17,63 metros (Tabela 6). Para o cálculo desse parâmetro, levam-se em consideração a soma dos comprimentos de todos os cursos d'água para cada célula e a estrada vicinal presente na microbacia. Os valores do fator LS para as células variam entre 0,15 e 4,39 (Tabela 6), com média de 1,46.

Ao investigar bacias experimentais no semiárido do Ceará, de Araújo (2003)

encontrou valores para o fator LS que variaram de 0,22 a 2,77. O valor de LS (1,30) para a Bacia do Açude de São Mateus (Ceará) foi o que mais se aproximou do valor aqui observado. Já Simplício *et al.* (2020), enquanto avaliavam os fatores LS em encostas experimentais no núcleo de desertificação de Gilbués (Piauí), encontraram valores que variaram de 0,51 a 2,01. Segundo os autores, valores moderados de LS são causados, sobretudo, pelo curto comprimento de rampa e pelas baixas inclinações, portanto, quanto menores o comprimento de rampa e maior a inclinação do terreno, maior será o valor de LS, como pode ser observado na Tabela 6.

É importante salientar que, embora a microbacia em estudo possua declividade média suave ondulada (6,17%), as diversas voçorocas íngremes que ocorrem na área contribuem para que algumas parcelas apresentem declividades mais acentuadas, conferindo, assim, maiores valores de LS para as células mais íngremes, como se observa nas células A3 e B1.

**Tabela 6:** Fatores LS para microbacia. Lr é o comprimento médio de rampa, e  $\lambda$  é o fator de multiplicação de escala. Neste estudo, adotou-se  $\lambda$  igual a 3.

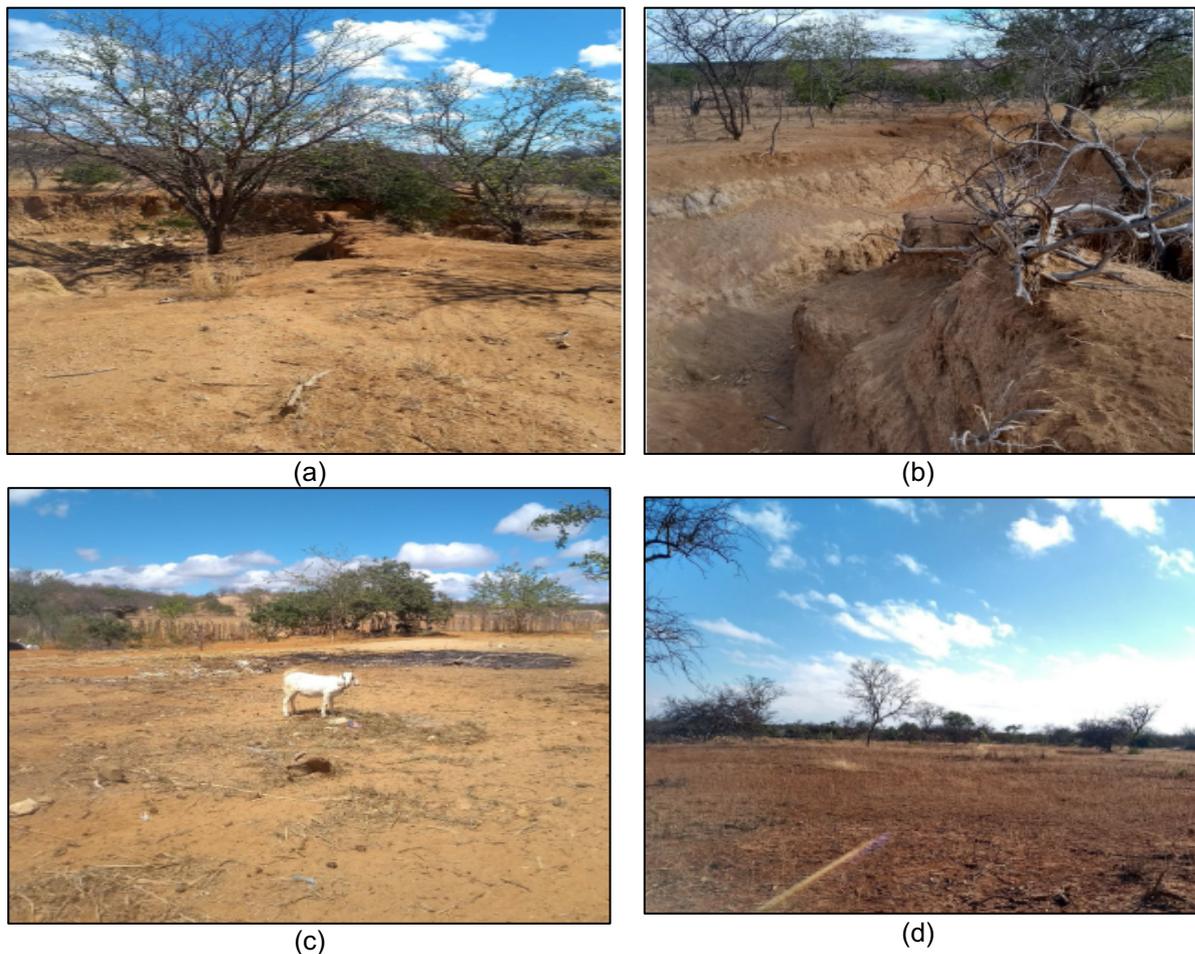
Célula	Área	$\Sigma$ Comprimento de drenagem	$\Sigma$ Comprimento de drenagem X $\lambda$	Lr	Fator LS
	ha	m	m	m	
A1	3,29	1800	5400	9,16	0,15
A2	4,54	4200	12600	5,41	0,41
A3	1,12	355	1065	15,81	4,39
B1	0,94	391	1173	12,02	2,09
B2	3,63	4900	14700	3,70	0,61
B3	2,93	831	2493	17,63	1,12
<b>Média</b>	---	---	---	---	<b>1,46</b>

Fonte: Autor

As células A3 e B1 estão mais susceptíveis à erosão hídrica em razão dos altos valores de declividade e, conseqüentemente, do fator LS, que potencializam o carregamento das partículas. Em se tratando de cobertura do solo, nota-se, em toda a área de estudo, características de uma área em processo de desertificação, com vegetação raleada e grandes parcelas de solo expostas, como é possível observar na Figura 10. Considerando essa realidade, adota-se, para o ano de 2019, em toda a bacia, o coeficiente C = 0,90, seguindo as recomendações de Simplício *et al.* (2020) para regiões semiáridas em desertificação.

Para o ano de 1967, início da modelagem, observa-se, através de cartas de

uso e ocupação do solo elaboradas pelo IBGE (2020), que a vegetação predominante em toda a microbacia era a Caatinga nativa até a década de 1970, quando iniciou o primeiro *boom* de supressão da vegetação para a implementação de sisal. Dessa maneira, considera-se o valor do fator  $C = 0,0176$ , para o intervalo de tempo de 1967 a 1975, valor referente à vegetação caatinga nativa, conforme o trabalho de Santos *et al.* (2004). De 1975 a 2018, os valores do fator  $C$  são obtidos por interpolação linear, cuja base são os valores dos anos de referência, 1975 e 2019. Em razão da ausência de práticas conservacionistas, adotou-se  $P = 1$  para todo o período de análise.



**Figura 10:** Erosão hídrica na microbacia do Rio Salitre. (a) Parcela com vegetação raleada e presença de voçorocas. (b) Parcela em estado avançado de degradação por erosão linear. (c) Solo totalmente livre de cobertura vegetal e cobertura vegetal morta. (d) Parcela com baixa presença de gramíneas.

Fonte: Autor

A ausência de cobertura morta, associada à cobertura vegetal raleada, contribui para potencialização do processo erosivo, uma vez que essas barreiras na superfície do solo funcionam como excelentes dissipadores de energia das gotas de chuva

e se constituem como agentes impeditivos ao livre escoamento da água.

Ademais, a baixa presença de raízes também é outro fator que intensifica o desprendimento e carreamento de partículas de solo. Conforme Gyssels *et al.* (2005), a redução nas taxas de erosão hídrica com o aumento da massa radicular é exponencial. Os autores destacam que, embora a maioria dos estudos sobre os efeitos da cobertura vegetal no processo erosivo atribuam a redução da perda de solo apenas à biomassa acima do solo, a realidade é diferente. De forma geral, essa redução é resultado dos efeitos combinados das raízes e da cobertura do dossel. Enquanto a cobertura vegetal é o parâmetro mais importante no controle da erosão por salpicamento, as raízes são essenciais no controle da erosão laminar e linear.

Dessa forma, com base na realidade, nota-se que as grandes parcelas de solos desprovidas de cobertura vegetal (Figura 10), associadas às áreas de alta declividade e às chuvas intensas, potencializam o fluxo da água por gravidade e permitem que grande carga de sedimento seja carregada para fora da microbacia, explicando, assim, o alto valor de  $C = 0,90$  aqui adotado para o ano de 2019. Com base nos valores acima, calcula-se a erosão bruta na microbacia, entre 1967 a 2019, de  $116,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

#### **4.2. Produção de sedimentos na microbacia**

Visando avaliar a razão de aporte de sedimento (SDR), calculou-se o comprimento da bacia em linha reta ( $L_m = 682 \text{ m}$ ), a cota média do divisor de águas (489 m) e a cota do exutório (462 m), bem como o fator de relevo (diferença entre a cota média do divisor de água e o exutório da bacia,  $F_r = 27 \text{ m}$ ). O SDR encontrado é de 61%. O valor é elevado, porém, justificado pela esparsa cobertura vegetal do solo, pela presença de voçorocas íngremes e pela pequena área da bacia. A elevada declividade do terreno, amplificada por efeito das voçorocas profundas, contribui para que seja baixa a probabilidade de deposição de sedimento na bacia. Simplício *et al.* (2020) analisaram a produção de sedimento no Núcleo de Desertificação de Gilbués, que tem características fisiográficas semelhantes à microbacia do presente estudo e observaram que o valor de SDR é elevado (88%), mas é justificado fundamentalmente pela declividade do terreno.

A erosão bruta na microbacia é de  $116,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Todavia, como apenas 61% dessa massa erodida deixam a microbacia, a produção média de sedimentos é

de 71,1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para o período 1967 a 2019, conforme a Tabela 7. Isso se traduz em um valor de perda de solo muito alto. Esse valor apresenta intensidade entre 14 a 44 vezes maior que as médias observadas por Da Silva *et al.* (2007), Dantas *et al.* (2015), Jardim *et al.* (2017) e Santos *et al.* (2017) para outras bacias também localizadas na região semiárida do Brasil. Esses autores estimaram valores médios de 8,12 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; de 2,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; 5,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e 1,6 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

As medições em 26 bacias hidrográficas de tamanhos variados, situadas na bacia do Rio Jaguaribe, no Ceará, mostraram que a produção média de sedimentos é de 4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (DE ARAÚJO *et al.*, 2017), valor 18 vezes inferior ao encontrado no Salitre. De forma geral, a taxa média de sedimentos encontrada no Salitre é cerca de 20 vezes a média de produção de sedimentos para terras semiáridas brasileiras. A perda média de solo encontrada nesta pesquisa aproxima-se, entretanto, do valor de perda de solo estimada para o núcleo de desertificação de Gilbués (Piauí), um dos mais afetados do Brasil, de aproximadamente 100 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (SIMPLÍCIO *et al.*, 2020).

Na Índia, Thomas, Joseph e Thri vikramji (2018) encontraram uma taxa média de perda de solo de 2,92 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, 25% da erosão bruta no local, e concluíram que as taxas mais altas de perda de solo das áreas semiáridas da bacia podem ser o resultado da cobertura vegetal de proteção deficiente, bem como de eventos isolados de chuvas de alta intensidade. Já em um solo altamente erodível da China, Zhao *et al.* (2017) observaram taxas de perdas de solo variando de 106 a 174 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

É notório, portanto, que a microbacia do Salitre tem elevada taxa de perda de solo, indicando que o processo de degradação na área apresenta nível insustentável. Esse alto valor pode ser justificado, todavia, pela cobertura vegetal raleada, pelas encostas íngremes presentes no terreno (sobretudo na área das voçorocas), pelas chuvas de alta intensidade e pelas características erodíveis do solo local, como o baixo teor de matéria orgânica e a reduzida capacidade de infiltração.

**Tabela 7:** Série histórica (1967 – 2019) de produção de sedimentos para a microbacia da bacia do Rio Salitre,

Continua

Ano	Produção de sedimentos (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )						Produção média de sedi- mentos na microbacia	
	Célula						Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	mm ano <sup>-1</sup>
	A1	A2	A3	B1	B2	B3		
1967	0,5	0,8	10,2	5,4	1,5	2,5	3,5	0,24
1968	0,2	0,3	4,1	2,2	0,6	1,0	1,4	0,10
1969	0,4	0,7	8,2	4,3	1,2	2,0	2,8	0,20
1970	0,7	1,2	14,9	7,8	2,1	3,7	5,1	0,36
1971	0,5	0,9	11,3	5,9	1,6	2,8	3,8	0,27
1972	0,5	0,9	11,8	6,2	1,7	2,9	4,0	0,28
1973	0,3	0,5	6,6	3,5	0,9	1,6	2,2	0,16
1974	0,3	0,4	5,7	3,0	0,8	1,4	1,9	0,14
1975	0,3	0,6	7,1	3,7	1,0	1,8	2,4	0,17
1976	0,5	0,9	11,6	6,1	1,7	2,9	3,9	0,28
1977	0,7	1,2	15,0	7,9	2,1	3,7	5,1	0,36
1978	2,2	3,7	46,9	24,6	6,7	11,5	15,9	1,12
1979	1,5	2,6	33,2	17,5	4,7	8,2	11,3	0,80
1980	3,9	6,7	84,4	44,3	12,0	20,7	28,7	2,02
1981	6,1	10,3	130,6	68,6	18,6	32,1	44,4	3,13
1982	1,0	1,8	22,2	11,6	3,2	5,4	7,5	0,53
1983	2,8	4,7	59,4	31,2	8,5	14,6	20,2	1,42
1984	1,9	3,3	41,4	21,7	5,9	10,2	14,1	0,99
1985	11,6	19,7	249,4	131,0	35,6	61,2	84,7	5,97
1986	4,0	6,8	86,1	45,2	12,3	21,1	29,3	2,06
1987	6,0	10,3	129,8	68,2	18,5	31,9	44,1	3,11
1988	12,4	21,2	267,2	140,4	38,1	65,6	90,8	6,40
1989	20,6	35,2	444,2	233,3	63,4	109,0	151,0	10,63
1990	4,4	7,5	94,3	49,6	13,5	23,2	32,1	2,26
1991	8,2	14,0	176,9	92,9	25,2	43,4	60,1	4,23
1992	10,4	17,8	224,5	117,9	32,0	55,1	76,3	5,37
1993	1,9	3,2	40,3	21,2	5,8	9,9	13,7	0,97
1994	6,0	10,3	129,7	68,1	18,5	31,8	44,1	3,10
1995	26,1	44,6	562,8	295,6	80,3	138,2	191,3	13,47
1996	13,0	22,1	279,2	146,6	39,8	68,5	94,9	6,68
1997	14,3	24,4	308,4	162,0	44,0	75,7	104,8	7,38
1998	5,3	9,1	114,3	60,0	16,3	28,1	38,8	2,74
1999	15,5	26,5	334,0	175,4	47,6	82,0	113,5	7,99
2000	10,2	17,3	218,6	114,8	31,2	53,7	74,3	5,23
2001	3,2	5,4	68,2	35,8	9,7	16,7	23,2	1,63
2002	29,9	51,0	643,9	338,2	91,8	158,1	218,8	15,41

Ano	Produção de sedimentos (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )						Produção média de sedi- mentos	
	Célula						Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	mm ano <sup>-1</sup>
	A1	A2	A3	B1	B2	B3		
2003	8,6	14,7	185,7	97,5	26,5	45,6	63,1	4,44
2004	60,5	103,2	1302,8	684,2	185,8	319,8	442,7	31,18
2005	17,8	30,3	382,1	200,7	54,5	93,8	129,8	9,14
2006	22,1	37,6	475,1	249,5	67,8	116,6	161,4	11,37
2007	13,7	23,4	295,5	155,2	42,2	72,5	100,4	7,07
2008	17,8	30,4	384,0	201,7	54,8	94,3	130,5	9,19
2009	18,1	30,9	389,7	204,7	55,6	95,7	132,4	9,33
2010	14,2	24,3	306,3	160,9	43,7	75,2	104,1	7,33
2011	9,9	16,9	212,9	111,8	30,4	52,3	72,4	5,10
2012	2,4	4,1	52,2	27,4	7,4	12,8	17,7	1,25
2013	15,9	27,1	342,1	179,7	48,8	84,0	116,3	8,19
2014	15,6	26,6	335,7	176,3	47,9	82,4	114,1	8,03
2015	1,1	1,9	23,9	12,6	3,4	5,9	8,1	0,57
2016	36,1	61,5	777,1	408,2	110,9	190,8	264,1	18,60
2017	5,2	8,9	112,3	59,0	16,0	27,6	38,2	2,69
2018	12,4	21,1	266,7	140,1	38,0	65,5	90,6	6,38
2019	16,1	27,4	346,2	181,8	49,4	85,0	117,7	8,29
<b>Média</b>	<b>9,7</b>	<b>16,6</b>	<b>209,2</b>	<b>109,9</b>	<b>29,8</b>	<b>51,3</b>	<b>71,1</b>	<b>5,01</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>4,1</b>	<b>2,2</b>	<b>0,6</b>	<b>1,0</b>	<b>1,4</b>	<b>0,10</b>
<b>Máximo</b>	<b>60,5</b>	<b>103,2</b>	<b>1302,8</b>	<b>684,2</b>	<b>185,8</b>	<b>319,8</b>	<b>442,7</b>	<b>31,18</b>
<b>Desvio-Padrão</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>80,0</b>	<b>5,7</b>

Fonte: Autor, 2020

Ainda segundo a Tabela 7, no período entre 1967 e o final da década de 1970, observam-se os menores valores de produção de sedimentos. Nesse intervalo, conforme as cartas de uso e ocupação do solo do IBGE, a vegetação na microbacia era predominantemente nativa. Santos *et al.* (2017), estudando o impacto da vegetação na produção de sedimentos, observaram que a retirada da vegetação nativa fez com que a produção de sedimentos aumentasse em cerca de dez vezes em relação à produção de sedimentos quando o solo contava com essa cobertura. Assim sendo, esses resultados evidenciam a importância da cobertura vegetal no controle da erosão hídrica.

De acordo com as estimativas, entre 1967 e 2019 foram removidos até 31 milímetros de solo por ano em razão da erosão laminar. Esses valores refletem uma taxa média de, aproximadamente, 5 milímetros de solo por ano, o que, em massa,

corresponde a 1.120 toneladas de solo removido da microbacia anualmente.

De acordo com a modelagem, nos últimos 52 anos, foram perdidos mais de 26 centímetros de camada de solo na microbacia. Essa massa de solo, em sua grande parte, foi carregada para o leito do Rio Salitre, que se encontra totalmente assoreado. Analisando as microelevações de solo que resistiram a erosão – pedestais de solo, presentes em toda área de estudo –, é possível associar os valores aqui observados com a realidade de campo. Notam-se pedestais elevados em toda microbacia (Figura 11), o que evidencia o poder de degradação da erosão laminar.



**Figura 11:** Pedestais de solo na microbacia do Rio Salitre.  
Fonte: Autor.

### 4.3. Tolerância de perda de solo

A profundidade efetiva média do solo na Caatinga é de 0,70 metros, valor admitido também para a microbacia (PINHEIRO; COSTA; DE ARAÚJO, 2013). Portanto, o limite de tolerância de perda de solos estimado para a microbacia é de 1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Esse valor, embora baixo, é justificado pela baixa profundidade do solo e pelo fato de ser um solo pouco drenado. Observa-se que as perdas médias de solo na área de estudo apresentam intensidade média 70 vezes maior que o limite de tolerância de perda, indicando e enfatizando a necessidade de ações rápidas de combate ao problema da erosão.

O limite de tolerância de perda aqui encontrado é inferior aos limites encontrados por Bhattacharyya, Bhatt e Mandal (2008) para solos da Índia. Os autores calcularam limites de tolerância de perda entre 2,5 e 12,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e alertaram que a estimativa do limite de tolerância de perda é fundamental para o planejamento de uso e conservação de solo, bem como para a gestão de bacias hidrográficas. Bertol e Almeida (2000) estimaram a perda para solos de Santa Catarina, no Brasil, entre 1,88 e 14,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. De acordo com a FAO (1965), para solos rasos e pouco drenados, como o da microbacia do Rio Salitre, perdas de até 4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> ainda podem possibilitar a manutenção das atividades de funções produtivas do solo. Se comparado o valor de perda de solo estimado para a microbacia do Rio Salitre com o limite máximo de tolerância à perda de solo estabelecido pela FAO (4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), nota-se que, ainda assim, a perda de solo na microbacia apresenta intensidade bastante elevada: 17 vezes maior que a sua capacidade de tolerância. Esses valores revelam o grave estado de degradação da microbacia em estudo.

**Tabela 8:** Classes de Potencial Natural à Erosão. PNE: Potencial Natural à Erosão; LTP: Limite de Tolerância de Perda e; GVD: Grau de Vulnerabilidade à Desertificação

Classe de Risco	Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	PNE		LTP		GVD	
		ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)
Muito baixa	50 - 100						
Baixa	100 - 200	3,30	20,03				
Média	200 - 600	11,10	67,44			3,29	20,03
Alta	600 -1000	2,05	12,53			4,54	27,61
Muito alta	>1000			16,46	100	8,63	52,36

Fonte: autor

Com base nos valores de LTP e do Potencial Natural à Erosão (PNE), calcula-se o Grau de Vulnerabilidade à Desertificação (GVD). A Tabela 8 demonstra as áreas de vulnerabilidade à desertificação. O valor do potencial natural à erosão é mediano para 67% da microbacia. Todavia, 13% da área apresentam valor elevado de PNE. Esses valores, associados ao baixo valor de limite de tolerância de perda, fazem com que 80% da área apresente grau de vulnerabilidade à desertificação alto ou muito alto. Nota-se que as áreas com grau de vulnerabilidade à desertificação muito alto (52%) estão associadas à erodibilidade do solo muito alta e à baixa tolerância de perda de solo. É importante reforçar que as características ambientais locais, como o solo seco, a cobertura raleada e as chuvas de alta intensidade, por si só, já fazem com que a área apresente grande potencial à degradação por erosão hídrica. Porém, essa condição é intensificada quando combinada às ações antrópicas.

Considerando-se que a taxa de recomposição do solo varia de 0,3 a 3,0 milímetros por ano (HABERLI *et al.*, 1991), a velocidade média de degradação na área de estudo está na ordem de três a cem vezes maior. Isso comprova o acelerado processo de degradação da encosta por erosão hídrica. Deve-se atentar ao fato de que a velocidade de formação do solo em ambientes de clima árido e semiárido, com baixa precipitação pluviométrica, pode ser menor que um milímetro por ano, visto que a água tem efeito direto na formação dos solos (PEREIRA *et al.*, 2019). Assim, é possível que a velocidade média de degradação na microbacia do Rio Salitre apresente ordem de grandeza superior a 100 vezes a velocidade de formação do solo na área.

Além das perdas de solo por erosão laminar, há perdas provenientes da erosão linear. As estimativas de Rios, Silva e Santos (2020), ao empregar medidas de campo e simulações de Monte Carlo, indicaram que aproximadamente 515.000 m<sup>3</sup> de solo tenham sido deslocados, por erosão linear, das encostas ao longo da porção sul do médio Rio Salitre, revelando uma taxa de deposição no leito do Rio Salitre e sua planície de inundação de 22 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup>.

Dos Santos (2021) estudou a qualidade do solo em área recuperada e degradada no médio curso do Rio Salitre e concluiu que o solo degradado apresenta características físicas que evidenciam uma fragilidade cada vez mais acentuada, contribuindo, assim, para que haja maior dificuldade na renovação do ecossistema local. Dessa maneira, nota-se que a presença de voçorocas de grande magnitude na microbacia, a intensa erosão laminar e as próprias características físicas do solo reforçam a condição de degradação e contribuem para que se reconheça o local como área em

processo de desertificação.

#### 4.4. Impactos da erosão sobre a bacia do Rio Salitre

Os danos causados pelo avançado processo de degradação por erosão hídrica na microbacia podem ser notados em toda a área de estudo. O Rio Salitre, devido à alta quantidade de sedimentos que recebeu ao longo desses anos, sofreu modificações no seu leito e perdeu a capacidade de fluxo superficial em alguns trechos. Na Figura 12a, observa-se um morador da Comunidade Lagoa Branca se banhando no Rio Salitre, por volta dos anos 1980. Segundo relatos da comunidade, nos anos 1970, o rio corria normalmente e, entre a ponte e o curso d'água, existia um espaçamento de, aproximadamente, três metros de altura. Na Figura 12b, é possível visualizar uma ponte sobre a mesma seção do rio que, hoje, está totalmente assoreada.



(a)



(b)

**Figura 12:** Rio Salitre: passado e presente. (a) Morador da comunidade Lagoa Branca no Rio Salitre por volta dos anos 1970. Fonte: Otávio José de Souza, 2020. (b) Ponte sobre o Rio Salitre, ano 2019, hoje totalmente assoreado.

Fonte: Autor

No entanto, é importante destacar que os impactos ambientais que ocorrem no Rio Salitre não são resultados apenas do processo erosivo. Embora a erosão desempenhe um papel fundamental para a ocorrência desses danos, Rios, Silva e Santos (2020) e Santos (2016) apontam outras causas que contribuem para essa situação, entre elas as intervenções que aconteceram ao longo do rio, como construções, extinção de mananciais e redução do lençol freático.

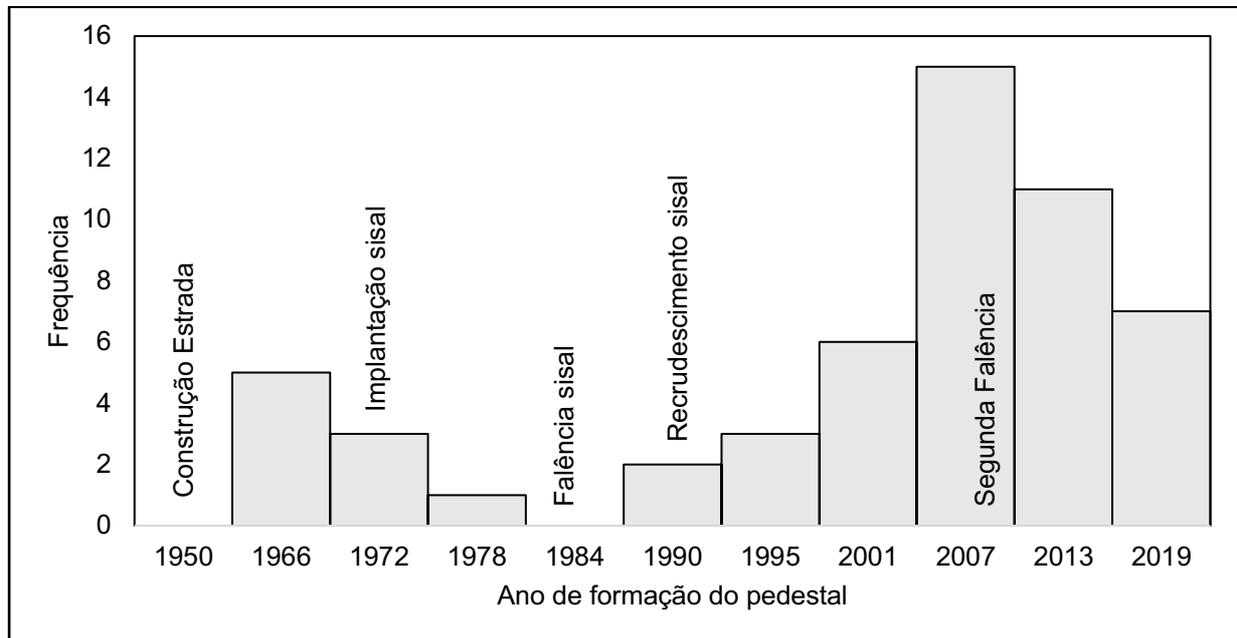
Em se tratando de intervenções ao longo do rio, é fundamental observar o comportamento dos barramentos que existem a montante da área de estudo. A barragem de Ourolândia, por exemplo, de acordo com a ANA (2003), reduz o escoamento do rio que corria normalmente antes de sua construção. Após a implantação da barragem, o rio só ressurge no município de Campo Formoso, já próximo da divisa com o município de Juazeiro da Bahia. A ausência da regularização de vazões impede a restituição da água a jusante do barramento. Embora tenha sido feito um canal lateral à barragem para permitir a passagem de água, ela nunca alcançou cota suficiente para garantir esse escoamento. Ainda segundo a ANA (2003), outras barragens a montante da área de estudo encontram-se na mesma situação da barragem de Ourolândia. A barragem de Tamboril, por exemplo, no município de Morro do Chapéu, também apresenta ausência de descarga de fundo e só extravasou três vezes desde que foi construída.

#### **4.5. Datação dos pedestais**

O resultado da datação dos pedestais é apresentado no histograma da Figura 13, no qual se destacam dois blocos que agrupam as maiores concentrações de início dos pedestais. O primeiro momento, que representa 16% dos pedestais, indica que houve uma força motriz de impulso da erosão nos anos 1960. Entre os principais fatos que podem ter facilitado a erosão, está a construção da estrada vicinal na parte superior da microbacia. De acordo com Pruski (2009), durante a construção de uma estrada, há a retirada da vegetação nativa e a compactação do solo, gerando interferência nas propriedades do solo e causando desequilíbrio em todo o sistema. Outrossim, Alencar, de Araújo e Teixeira (2019) explicam que as superfícies mais lisas das estradas promovem fluxos que potencializam o processo de erosão. Farias *et al.* (2019), por exemplo, observaram que a produção de sedimentos em estradas com superfícies sem impermeabilização, como é o caso em análise, é de pelo menos uma ordem de magnitude maior que em áreas de captação não perturbadas. Ademais, Souza *et al.* (2016) também identificaram a construção de estradas como fator potencial para o início de erosão em outras áreas da Região Semiárida brasileira.

O segundo bloco, maior que o primeiro (cerca de 80% dos pedestais, Figura 13), teve início no começo da década de 1990, após uma pausa nos anos 1980. O reinício da degradação da microbacia pode ser resultado do recrudescimento do

cultivo da monocultura de sisal (SANTOS; SILVA, 2017), que se implantou nas encostas, quando, anteriormente, era cultivado basicamente no *plateau*.



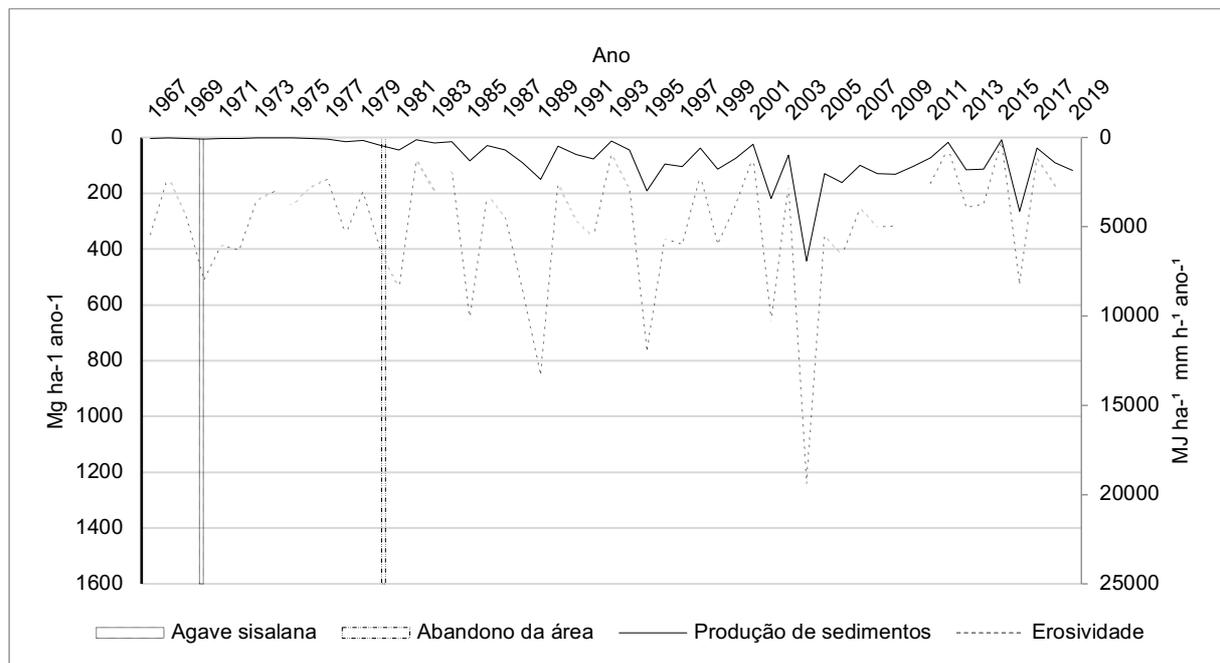
**Figura 13:** Ano de origem dos pedestais de solo presentes na microbacia e sinalização de momentos de alterações antrópicas da área.

Fonte: Autor

Ainda de acordo com a Figura 13, observa-se que, após 2010, com a segunda falência do sisal, a frequência de pedestais começa a diminuir, o que, por sua vez, pode ter sido resultado do pousio da terra já improdutiva. Almeida (2011) verificou esse mesmo processo no núcleo de desertificação de Irauçuba, no Ceará. Para o autor, dez anos de pousio foram responsáveis pela redução de até 83% da erosão em relação à encosta degradada. Isso induziu à melhoria das condições físico-químicas e biológicas do solo, potencializando, assim, a produção vegetal no local. Em suma, concluiu-se que uma década de pousio da área degradada melhorou significativamente as condições hidrossedimentológicas da encosta. O autor conclui recomendando a prática do pousio como uma alternativa de recuperação de áreas de Caatinga degradada.

A criação extensiva de caprinos também pode ser outro fator que potencializou a degradação na microbacia, uma vez que a alta densidade desses animais na área estimula a compactação do solo, com conseqüentemente redução da infiltração de água no solo, aumento do escoamento superficial gerando, portanto, maiores perdas

de solo por erosão.



**Figura 14:** Série temporal (1967 a 2019) da produção média de sedimentos e da erosividade na microbacia.  
Fonte: Autor

Segundo as estimativas obtidas nesta pesquisa, consoante às ressonâncias dos fatos narrado pela população local, constata-se, também, que até 1975, quando a vegetação era predominantemente nativa, mesmo com altos valores de erosividade da chuva, a produção de sedimentos era baixa, como mostrado na Figura 14. Estudos recentes de Rios, Silva e Santos (2020) apontam a interferência antrópica como um relevante fator contribuinte para desencadeamento e aceleração da erosão na bacia do Rio Salitre, BA. Os autores notaram que as degradações mais intensas estão relacionadas às áreas onde há uso excessivo do solo para atividades agrícolas. Dessa maneira, é possível que o processo de degradação na microbacia de estudo tenha sido desencadeado pela ação antrópica.

Todavia, é importante ressaltar que, embora haja criação de caprinos, a construção da estrada vicinal e a implantação intensiva da *Agave sisalana* devem ser considerados como os principais fatores que impulsionaram a degradação na área. Destaque-se que ambas ações foram fruto de políticas públicas que visavam o desenvolvimento local. No entanto, na época em que esses projetos foram criados, desconsiderou-se a perspectiva ambiental, o que criou um efeito reverso: ao invés de desenvolvimento, houve, a longo prazo, abandono da área em razão da degradação ambiental.

Para que haja desenvolvimento, portanto, há que associá-lo à preservação ambiental, utilizando-se de práticas de agricultura sustentável e técnicas de conservação de solo e água, como a proteção do solo com cobertura vegetal morta, terraceamento e outras técnicas conservacionistas. Quanto à estrada vicinal, um bom sistema de drenagem poderia ter sido a solução. Dessa maneira, aliando esses fatores, seria possível criar projetos socioeconomicamente viáveis que respeitassem os limites ambientais, contribuindo, dessa maneira, para o desenvolvimento com preservação dos recursos naturais na área.

## 5. CONCLUSÕES

Na área de estudo, uma microbacia em estado degradado no médio curso do Rio Salitre, no estado da Bahia, no período de 1967 a 2019, as perdas de solo oriundas da erosão laminar variaram de 1 a 440 Mg ha<sup>-1</sup> por ano, cujo valor médio anual é de 71 Mg ha<sup>-1</sup>. Esse índice é de três a cem vezes superior à taxa de formação de solos (0,3 a 3 mm por ano). A razão de aporte de sedimentos (SDR) é elevada, 61%. Esse valor, entretanto, é justificado pela cobertura vegetal excessivamente esparsa, pelo pequeno tamanho da bacia (16 ha), pelas características do solo, bem como pela topografia acidentada.

O limite de tolerância de perda de solo na área foi estimado em 1 Mg ha<sup>-1</sup> por ano, valor 70 vezes menor que a taxa de produção de sedimentos na área. O baixo limite de tolerância de perda de solos, associado ao alto potencial natural à erosão, faz com que 80% da área apresente alta vulnerabilidade à desertificação.

O resultado da datação dos pedestais mostrou dois momentos de grande importância. No primeiro momento, nos anos 1960, 16% dos pedestais foram gerados, indicando que houve uma força motriz da erosão na ocasião. Entre os principais fatos que podem ter facilitado a erosão, está a construção da estrada vicinal na parte superior da microbacia, o que corrobora com a literatura, que identificou estradas vicinais como fonte potencial de indução à erosão.

No segundo momento, no começo da década de 1990, cerca de 80% dos pedestais foram gerados. O recrudescimento da erosão intensa pode ter sido resultado da prática de cultivo intenso de sisal (*Agave sisalana*) nas encostas, quando, anteriormente, era cultivado basicamente no *plateau*. Esse histórico nos leva a apontar a construção da estrada vicinal e o cultivo de *Agave sisalana* (incluindo o desmatamento da vegetação nativa) como prováveis fatores que agravaram o processo de desertificação na área. Após 2010, notou-se uma consistente diminuição na geração de novos pedestais. Esse período coincide com a segunda fase de falência do sisal.

Em suma, os resultados demonstram que a microbacia se encontra em processo insustentável de degradação por erosão hídrica. Nesse sentido, é de grande relevância reconhecer o local como área em processo de desertificação, o que deve gerar ações públicas para salvaguardar os recursos naturais da região. Dessa forma, é fundamental destacar a importância da continuidade dos estudos sobre a produção

de sedimentos na área, bem como da avaliação dos impactos resultantes desses processos, uma vez que os danos oriundos da degradação por erosão hídrica, na maioria das vezes irreversíveis, atingem esferas econômicas, ambientais e sociais, gerando prejuízos para toda a população.

Assim sendo, o monitoramento do processo e de seus impactos é crucial para se compreender a magnitude do problema e consolidar estratégias de controle e de uso racional do solo local, visando a recuperação e o aproveitamento sustentável dos recursos do solo e da água nesse ambiente.

## **AGRADECIMENTOS**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001; e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 303283/2019-0.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAÃO, S. F. **Alterações físicas e químicas de um Cambissolo Húmico em povoamentos de Pinus taeda L. com diferentes rotações**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.
- ABREU, L. A.; ARAÚJO, F. T. V.; NUNES, A. B. A. Modelo multicritério de decisão para análise da vulnerabilidade à desertificação no semiárido brasileiro. **Revista Dae**, [s.l.], v. 67, n. 216, p. 78-94, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Plataforma HidroWeb**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>. Acesso em: 20 nov. 2019.
- AGISOFT, L. L. C. **Agisoft Photoscan Pro**. 2020.
- AHMAD, I.; VERMA, M. K. Application of USLE model & GIS in estimation of soil erosion for Tandula reservoir. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, [s.l.], v. 3, n. 4, p. 570-576, 2013.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, [s.l.], v. 64, n. 2-3, p. 247-271, 2005.
- ALBUQUERQUE, A. W.; GILSON FILHO, M.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P. V.; SOUZA, J. L. Determination of factors of the universal equation of soil loss in Sumé, PB. **Brazilian Journal of Agricultural and Environmental Engineering**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 153-160, 2005.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvisol em Sumé-PB. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 121-128, 2001.
- ALBUQUERQUE, P. I. M.; RODRIGUES, J. P. B.; DA SILVA, F.; PEIXOTO, M. D. P. M. Sensoriamento remoto aplicado como indicador de desertificação no município de Parelhas–RN. **Revista de Geografia**, Recife, v. 37, n. 1, 2020.
- ALENCAR, P. H. L.; DE ARAÚJO, J. C.; SANTOS, A. T. Physically-based model for gully simulation: application to the Brazilian Semi-arid Region. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s.l.], p. 1-26, 2019.
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 7, n. 3, p. 203-225, set. 2019.
- ALMEIDA, G. L. **Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológica e sedimentológica em ambiente semiárido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.
- ALVES, T. L. B.; AZEVEDO, P. V.; CÂNDIDO, G. A. Socioeconomic indicators and desertification in the upper course of the Paraíba River watershed. **Ambiente & Sociedade**, [s.l.], v. 20, n. 2, p. 19-38, 2017.
- AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2003. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/9620>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 30, n. 6, p. 1046-1049, dez. 2010.
- ANANDA, J.; HERATH, G. Soil erosion in developing countries: a socio-economic appraisal. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 68, n. 4, p. 343-353, ago. 2003.

ARAGÃO, R.; ALMEIDA, J. A. P.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Mapeamento do potencial de erosão laminar na Bacia do Rio Japarutuba, SE, via SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 15, n. 7, p. 731-740, jan. 2011.

ARE, K. S.; OSHUNSANYA, S. O.; OLUWATOSIN, G. A. Changes in soil physical health indicators of an eroded land as influenced by integrated use of narrow grass strips and mulch. **Soil and Tillage Research**, [s.l.], v. 184, p. 269-280, 2018.

BAHIA, Governo do Estado. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Bahia**: Diagnóstico e Regionalização. Salvador: Superintendência de Recursos Hídricos, 2003. (Relatório Final, Etapa 1)

BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C. The Application of the Universal Soil Loss Equation by Using Free and Available Softwares. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, [s.l.], v. 38, n. 1, p. 170-179, 2015.

BARBOSA NETO, M. V. *et al.* Degradação do solo por erosão em área vulnerável à desertificação no semiárido pernambucano. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 17.; CONGRESSO NACIONAL DE GEOGRAFIA FÍSICA, 1., 2017, Campinas, SP. **Os desafios da Geografia física na fronteira do conhecimento**. Campinas, SP: Unicamp, 2017, p. 4406-4416. *E-Book*. v. 1.

BEASLEY, D. B. FLUGGINS, L. F.; MONK, E. J. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, [s.l.], v. 23, n. 4, p. 938-944, 1980.

BERNINI, H. **Diagnóstico da erosão hídrica para planejamento de conservação e manutenção de mananciais de abastecimento público**: o caso de Espigão D'Oeste – RO. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2012.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 24, n. 3, p. 657-668, set. 2000.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Soil loss ratio and C factor for corn and oat in rotation with other crops in three soil tillage types. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 26, n. 2, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo e conservação do solo e da água**. [s.l.]: Editora SBCS, 2019.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008.

BHATTACHARYYA, P.; BHATT, V. K.; MANDAL, D. Soil loss tolerance limits for planning of soil conservation measures in Shivalik–Himalayan region of India. **Catena**, [s.l.], v. 73, n. 1, p. 117-124, mar. 2008.

BOARDMAN, J.; POESEN, J.; EVANS, R. Socio-economic factors in soil erosion and conservation. **Environmental Science & Policy**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 1-6, fev. 2003.

BRAGA, B. B.; DE CARVALHO, T. R.; BROSINSKY, A.; FOERSTER, S.; MEDEIROS, P. H. A. From waste to resource: Cost-benefit analysis of reservoir sediment reuse for soil fertilization in a semiarid catchment. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 670, p. 158-169, 2019.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 711-721, 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretária de Recursos Hídricos. **Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca**: PAN-BRASIL. Brasília, DF: MMA: SRH, 2004.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. Plano de Gerenciamento Integrado da Sub-Bacia do Rio Salitre. **Resumo Executivo**. Brasília, DF: ANA: GEF: PNUMA: OEA, 2003.

- BRIDGES, E. M.; OLDEMAN, L. R. Global assessment of human-induced soil degradation. **Arid soil research and rehabilitation**, [s.l.], v. 13, n. 4, p. 319-325, 1999.
- BRONSTERT, A.; DE ARAÚJO, J. C.; BATALLA, R. J.; COSTA, A. C.; DELGADO, J. M.; FRANCKE, T.; FOERSTER, S.; GUENTNER, A.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; MAMEDE, G. L. Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, [s.l.], v. 14, n. 12, p. 2001-2018, 29 out. 2014.
- CABRAL, J. B. P.; FERNANDES, L. A.; SCOPEL, I.; BECEGATO, V. A.; FIORI, A. P. Avaliação do estado de assoreamento do reservatório de Cachoeira Dourada (GO/MG). **Sociedade & Natureza**, [s.l.], v. 21, n. 1, p. 97-119, abr. 2009.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CAZULA, L. P.; MIRANDOLA, P. H. Bacia Hidrográfica – Conceitos e Importância como Unidade de Planejamento: um exemplo aplicado na bacia hidrográfica do Ribeirão Lajeado/SP-Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros Seção Três Lagoas**, [s.l.], n. 12, p. 101-124, nov. 2010.
- CHAVES, H. M. L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 34, n. 6, p. 2021-2029, 2010.
- COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 27, n. 4, p. 743-753, 2003.
- COSTA, A. R. S.; DE LIMA FERREIRA, G.; DE SOUZA, E. B.; NETO, F. C. R. Desertification in semi-arid northeast of Brazil = Desertificação no Nordeste Semiárido do Brasil. **Revista Geama**, [s.l.], v. 2, n. 4, p. 427-445, 2016.
- CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea**. Bahia (Diagnóstico do Município de Orolândia). Ministério das Minas e Energia, CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2005.
- CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; DE MELO, R. F.; DE OLIVEIRA NETO, M. B.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010.
- DA SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E. Estimativa do fator C da eups para cobertura morta de resíduos vegetais de origem urbana para as condições de São Carlos (SP, Brasil). **Interciência**, [s.l.], v. 26, n. 12, p. 615-618, 2001.
- DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, J. F. C. B. C.; SILVA, L. P. Avaliação espacial e temporal de perdas de solo usando o sistema de informações geográficas (SIG). **Revista OKARA: Geografia em debate**, [s.l.], v. 1, n. 2, p. 1-128, 2007.
- DABA, S. An investigation of the physical and socioeconomic determinants of soil erosion in the Hararghe Highlands, eastern Ethiopia. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 69-81, jan. 2003.
- DANTAS, J. C.; DA SILVA, M. A.; DA SILVA, R. M.; VIANNA, P. C. G. Simulação vazão □ erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. **Geociências**, [s.l.], v. 34, n. 4, p. 816-827, 2015.
- DE ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v. 8, n. 2, p. 39-56, 2003.

- DE ARAÚJO, J. C.; FERNANDES, L.; JÚNIOR, J. C. M.; OLIVEIRA, M. R. L.; SOUSA, T. C. Sedimentation of reservoirs in semiarid Brazil. In: **Global change and regional impacts**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 205-216, 2003.
- DE ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, [s.l.], v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.
- DE ARAÚJO, J. C.; BRONSTERT, A. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. **Water International**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 213-230, 2016.
- DE ARAÚJO, J. C. *et al.* Sediment yield in different scales in a semiarid basin the case of the Jaguaribe River, Brazil. In: **Open channel hydraulics, river hydraulic structures and fluvial geomorphology**. CRC Press, 2017. p. 375-387.
- DE FIGUEIREDO, J. V., DE ARAÚJO, J. C., MEDEIROS, P. H. A., COSTA, A. C. Runoff initiation in a preserved semiarid Caatinga small watershed, Northeastern Brazil. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 30, n. 13, p. 2390-2400, 2016.
- DE LIMA, J. L. M. P.; MUJTABA, L. S. B.; DE LIMA, M. I. P. Laboratory assessment of the influence of rice straw mulch size on soil loss. **Advances in Geosciences**, v. 48, p. 11-18, 2019.
- DENARDIN, J. E.; FREIRE, O. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Piracicaba: USP, 1990.
- DOS SANTOS, M. A. C. M. **Terraços com cultivo irrigado na recuperação das áreas degradadas na geração de serviços ambientais**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2021.
- EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, E. W. Rainfall Erosion in the Tropics: A State-of-the-Art. **Soil erosion and conservation in the tropics**, [s.l.], v. 43, p. 1-25, 1982.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1979. Disponível em: [https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos\\_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf). Acesso em: 22 mar. 2020.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil erosion by water: some measures for its control on cultivated lands**. Rome: FAO, 1965.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Status of the world's soil resources (SWSR): main report**. Rome: FAO, 2015. (v. 650)
- FARIAS, T. R. L.; MEDEIROS, P. H. A.; NAVARRO-HEVIA, J.; DE ARAÚJO, J. C. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, [s.l.], v. 34, n. 5, p. 475-485, 2019.
- FERNANDES, L. **Processo hidrossedimentológico na bacia do açude Acarape do Meio, Ceará, 2000**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.
- FERREIRA, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PRIMO, D. C. Aplicação do <sup>137</sup>Cs para mensuração de erosão no Agreste de Pernambuco. **Caderno de Geografia**, [s.l.], v. 29, n. 58, p. 836-846, 2019.

FLANAGAN, D. C., NEARING, M. A. (ed.). USDA. **Water erosion prediction project – WEPP**. West Lafayette: USDA; ARS: MWA: SWCS, 1995. Paginação irregular. (Technical documentation, NSERL, Report n. 10).

FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FOSTER, G. R. **Modeling the erosion process**: Hydrologic modeling of small watersheds. [s.l.: s.n.], 1982.

FRANCISCO, A. B. Parcelas experimentais de controle de erosão em ravinas com o uso de barreiras de fibra vegetal. **Boletim Gaúcho de Geografia**, [s.l.], v. 43, n. 2, p. 1-12, 2016.

FREIRE O.; PESSOTTI, J. E. S. Erodibilidade de alguns solos de Piracicaba, SP. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 4., 1971, Passo Fundo. **Anais [...]** Passo Fundo: EMBRAPA/CNPT, 1978. p. 481.

GARCÍA-RUIZ, J. M.; BEGUERÍA, S.; LANA-RENAULT, N.; NADAL-ROMERO, E.; CERDÀ, A. Ongoing and Emerging Questions in Water Erosion Studies. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 5-21, dez. 2016.

GARCIA, A. C. S. F.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SILVA, H. P.; CARVALHO, R. M. C. M. Estudo espaço temporal de áreas susceptíveis à desertificação do semiárido brasileiro. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s.l.], v. 8, n. 3, p. 352-370, out. 2019.

GASPARI, F. J.; DELGADO, M. I.; DENEGRI, G. A. Estimación espacial, temporal y económica de la pérdida de suelo por erosión hídrica superficial. **Terra Latinoamericana**, [s.l.], v. 27, n. 1, p. 43-51, 2009.

GE, X.; LI, Y.; LULOFF, ALBERT E.; DONG, K.; XIAO, J. Effect of agricultural economic growth on sandy desertification in Horqin Sandy Land. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 119, p. 53-63, nov. 2015.

GELMINI, Y. **Analisi della USLE in contesto agricolo collinare su base LiDAR**. 2014. Tesi (Laurea Magistrale in Silvicultura e Tecnologie Ambientali) – Università degli Studi di Padova, Padova, 2014. Disponível em: [http://tesi.cab.unipd.it/47097/1/Gelmini\\_Ilenia.pdf](http://tesi.cab.unipd.it/47097/1/Gelmini_Ilenia.pdf). Acesso em: 23 jan. 2020.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos e aplicações**. [s.l.]: Bertrand Brasil, 2009.

GYSSSELS, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress in physical geography**, [s.l.], v. 29, n. 2, p. 189-217, 2005.

HAAN, C. T.; BARFIELD, B. J.; HAYES, J. C. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. New York: Academic Press, 2002.

HÄBERLI, R. **L'affaire sol**: Pour une politique raisonnée de l'utilisation du sol (PRN 22). Genève: Georg Editeur S.A., 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biblioteca: Catálogo 2020**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=64979>. Acesso em: 30 jan. 2020.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DA BAHIA. **Solos Estado da Bahia**. Salvador: INEMA, 2012. (Mapa: Escala 1:1.250.000)

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DA BAHIA. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre**: Síntese Executiva. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre. Salvador: INEMA, 2017.

- JARDIM, A. M. D. R. F.; JÚNIOR, G. D. N. A.; DA SILVA, M. J.; DE MORAIS, J. E. F.; DA SILVA, T. G. F. Estimativas de perda de solo por erosão hídrica para o município de Serra Talhada, PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 186-193, 2017.
- JIANG, L.; JIAPAER, G.; BAO, A.; KURBAN, A.; GUI, H.; ZHENG, G.; MAEYER, P. Monitoring the long-term desertification process and assessing the relative roles of its drivers in Central Asia. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 104, p. 195-208, 2019.
- KAZMIERCZAK, M. L.; SEABRA, F. B. Índice de susceptibilidade de degradação ambiental ISDA em áreas do cerrado paulista. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 2745-2752.
- KHANBILVARDI, R. M.; ROGOWSKI, A. S. Quantitative evaluation of sediment delivery ratios. **Journal of The American Water Resources Association**, [s.l.], v. 20, n. 6, p. 865-874, dez. 1984.
- KINNELL, P. I. A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 385, n. 1-4, p. 384-397, maio 2010.
- KNISEL, W. G. **CREAMS**: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1980.
- KOTLYAKOV, V. M. (ed.). **Natural Disasters**: Volume II. [s.l.]: EOLSS Publications, 2010.
- LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.
- LANDIM, R. B. T. V.; SILVA, D. F.; ALMEIDA, H. R. S. C. Desertificação em Irauçuba (CE): investigação de possíveis causas climáticas e antrópicas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 37-50, 2011.
- LANDWEHR, T.; KANTOUSH, S. A., PAHL-WOSTL, C., SUMI, T., IRIE, M. The effect of optimism bias and governmental action on siltation management within Japanese reservoirs surveyed via artificial neural network. **Big Earth Data**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 68-89, 2020.
- LE HOUÉROU, H. N. Climate change, drought and desertification. **Journal of arid Environments**, [s.l.], v. 34, n. 2, p. 133-185, 1996.
- LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo Cue, Região Oeste do Estado do Paraná**. 2003. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-27112003-094029/publico/hudson.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2020.
- LEPRUN, J. C. **Manejo e conservação de solos no Nordeste**. Recife: SUDENE/ORSTOM, 1983.
- LIMA, J. M.; CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D. P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 14, p. 85-90, 1990.
- LOCH, R. J.; SILBURN, D. M. **Constraints to sustainability**: soil erosion. Sustainable crop production in the sub-tropics: an Australian perspective. [s.l.]: QDPI, 1996.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. (Boletim Técnico, 28).
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas: Cati, 1994. (v. 2)
- LOMBARDI, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, [s.l.], v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LOPES, I.; MONTENEGRO, A. A. A. Hydrological processes simulation at plot scale using the smap model in the semiarid. **Revista Geama**, [s.l.], v. 3, n. 2, p. 78-86, 2017.

MAASS, J. M.; JORDAN, C. F.; SARUKHAN, J. Soil Erosion and Nutrient Losses in Seasonal Tropical Agroecosystems Under Various Management Techniques. **The Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 25, n. 2, p. 595-607, ago. 1988.

MAIA, A. G. **As consequências do assoreamento na operação de reservatórios formados por barragens**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MANER, S. B. Factors affecting sediment delivery rates in the Red Hills physiographic area. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, [s.l.], v. 39, n. 4, p. 669-675, 1958.

MANNIGEL, A. R., DE PASSOS, M., MORETI, D.; DA ROSA, L. M. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, [s.l.], v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, C.; RODRIGO-COMINO, J.; ROMERO-DÍAZ, A. Impact of lithology and soil properties on abandoned dryland terraces during the early stages of soil erosion by water in south-east Spain. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 31, n. 17, p. 3095-3109, 2017.

MARTINS, B.; CASTRO, A. C. M.; FERREIRA, C.; LOURENÇO, L.; NUNES, A. Gullies mitigation and control measures: a case study of the Seirós gullies (North of Portugal). **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, [s.l.], v. 109, p. 26-30, fev. 2019.

MENESES, B. M. C. S. **Erosão Hídrica de Solos Caso de Estudo do Concelho de Tarouca**. 2011. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Faculdade de Ciências Humanas, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

MIRANDA, R. A. C.; OLIVEIRA, M. V. S.; SILVA, D. F. Ciclo hidrográfico planetário: abordagens e conceitos. **Geo UERJ**, [s.l.], v. 1, n. 21, p. 109-119, 2010.

MEDEIROS, P.H.A.; DE ARAÚJO, J.C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014.

MOHAMADI, M. A.; KAVIAN, A. Effects of rainfall patterns on runoff and soil erosion in field plots. **International Research on Soil and Water Conservation**, [s.l.], v. 3, n. 4, p. 273-281, 2015.

MORGAN, R. P. C.; QUINTON, J. N.; SMITH, R. E.; GOVERS, G.; POESEN, J. W. A.; CHISCI, G.; TORRI, D. The EUROSEM model. In: **Modelling Soil Erosion by Water**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1998. p. 389-398

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. Inglaterra: Blackwell Publishing, 2005.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

NASCIMENTO, R. J. A.; OLIVEIRA, F. P.; SANTOS, D.; MOREIRA, B. R.; FRANCISCO, M.; ROBERTO, P.; NASCIMENTO, R. R. A. Selamento superficial e formação de crosta em solos representativos do Estado da Paraíba. **Colloquium Agrariae**, [s.l.], v. 15, n. 3, maio-jun., p. 79-93, 2019.

NEARING, M. A.; XIE, Y.; LIU, B.; YE, Y. Natural and anthropogenic rates of soil erosion. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 77-84, 2017.

- NEVES, S. M. A. D. S.; MOTINHO, M. C.; NEVES, R. J.; SOARES, E. R. C. Estimativa da perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Jauru/MT. **Sociedade & Natureza**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 423-433, 2011.
- NUERNBERG, N. J. **Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto**. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 1998.
- OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; MEDINA, B. F. A erosividade das chuvas em Manaus (AM). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 14, p. 235-239, 1990.
- OLIVEIRA, E. M.; SELVA, V. S. F. Study of erosion in Seridó paraibano as an indicator of desertification: Juazeirinho, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 876-894, 2019.
- OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **Catena**, [s.l.], v. 100, p. 139-147, 2013.
- OSTOVARI, Y.; GHORBANI-DASHTAKI, S.; KUMAR, L.; SHABANI, F. Soil erodibility and its prediction in semi-arid regions. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s.l.], v. 65, n. 12, p. 1688-1703, 2019.
- PAN, D.; ZHAO, X.; GAO, X.; SONG, Y.; DYCK, M.; WU, P.; MA, L. Application Rate Influences the Soil and Water Conservation Effectiveness of Mulching with Chipped Branches. **Soil Science Society of America Journal**, [s.l.], v. 82, n. 2, p. 447-454, 2018.
- PAUL, C. R.; WERLANG, M. K. Análise da predisposição à erosão laminar (entressulcos) em um plano solo na Várzea do Agudo, Agudo-RS. **Ciência e Natura**, [s.l.], v. 34, n. 2, p. 211-237, dez. 2012.
- PEREIRA, M. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; PINHEIRO JUNIOR, C. R.; PINTO, L. D. S.; DA SILVA NETO, E. C.; FONTANA, A. PEREIRA, M. G. Formação e caracterização de solos. In: TULLIO, L. (org.). **Formação, classificação e cartografia dos solos**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019. cap. 1, p. 1-20.
- PEREIRA, J. S. **Avaliação das perdas de solos por erosão laminar na área de influência da UHE Amador Aguiar I**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/16206/1/AvaliacaoPerdasSolos.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2020.
- PEREIRA, L. C.; LOMBARDI NETO, F.; TOCCHETTO, M. R. L. Perdas de solo por erosão hídrica e previsão de danos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 4., 2006, Belo Horizonte. **Construindo horizontes sustentáveis**: anais. Belo Horizonte: CBA, 2006. p. 1-4. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/130972/1/2006AA-025.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. D. M. B.; MEDEIROS, S. S. D.; TINÔCO, L. B. D. M.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação do semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcelas Estratégicas**, [s.l.], v. 17, n. 34, p. 87-106, 2013.
- PHAM, T. G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 6, n. 2, p. 99-110, jun. 2018.
- PINHEIRO, E.A.R; COSTA, C. A. G.; DE ARAÚJO, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, [s.l.], v. 89, p. 1-4, 2013.
- POLETO, C.; LIMA, J. E. F. W.; DE ARAÚJO, J. C. Overview of the work in Latin America on erosion and sediment dynamics. **Journal of Soils and Sediments**, [s.l.], v. 14, n. 7, p. 1213-1215, 2014.
- PORTELA, J. C.; CINTRA, F. L. D.; DE CARVALHO, H. W. L.; DOS ANJOS, J. L.; DE OLIVEIRA MELO, P. Atributos físico-hídricos e químicos de solos sob cultivo de milho na região agreste de Sergipe. **Agropecuária Científica no Semiárido**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 51-58, 2014.

- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, [s.l.], v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.
- PROCHNOW, D.; DECHEN, S. C. F.; DE MARIA, I. C.; DE CASTRO, O. M.; VIEIRA, S. R. Soil loss ratio and C factor for coffee plantations in five spacings in Pindorama, State of Sao Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 29, n. 1, p. 91-98, 2005.
- PRUSKI, F. F. Aplicação de modelos físico-matemáticos à engenharia de conservação de água e solo. **Agricultura, Sustentabilidade e o Semiárido**, [s.l.], v. 1, p. 233-296, 2000.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, 2009.
- QGIS, D. T. **Quantum GIS geographic information system**. [s.l.]: Open source geospatial Foundation Project, 2020.
- RACLOT, D.; ALBERGEL, J. Runoff and water erosion modelling using WEPP on a Mediterranean cultivated catchment. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/b/c**, [s.l.], v. 31, n. 17, p. 1038-1047, jan. 2006.
- REINING, L. Erosion in Andean hillside farming. **Hohenheim Tropical Agricultural Series**, [s.l.], v. 1, p. 219, 1992.
- RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., McCOOL, D. K., YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water**: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: U.S. Department of Agriculture, 1997. Disponível em: [https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/64080530/RUSLE/AH\\_703.pdf](https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/64080530/RUSLE/AH_703.pdf). Acesso em: 23 jan. 2020.
- RESCK, D.V.S. **Manejo e conservação do solo em microbacias hidrográficas na região dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1992. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/101475/1/doc-40.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- REUBENS, B.; POESEN, J.; DANJON, F.; GEUDENS, G.; MUYS, B. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. **Trees**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 385-402, 2007.
- RIBEIRO, E. P.; MOREIRA E. B. M.; SOARES, D. B.; BILAR, A. B. C.; DE LIMA, M. S. Climate change and desertification in the semiarid region of northeastern Brazil = Alterações climáticas e desertificação no semi-árido do Nordeste do Brasil. **Revista Geama**, [s.l.], v. 2, n. 2, p. 93-105, 2016.
- RIOS, M. L.; SILVA, A. J. P.; SANTOS, V. L. C. Soil loss as a desertification risk indicator: mapping and simulation in the Salitre River Sub-Basin, Northeast Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 44, 2020.
- ROTH, C. H.H.; ENKLAIN, J. C.; FARIAS, G. D. Avaliação do tamanho de gotas de chuva naturale simulada para o norte do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 171-174, 1985.
- ROY, P. Application of USLE in a GIS environment to estimate soil erosion in the Irga watershed, Jharkhand, India. **Physical Geography**, [s.l.], v. 40, n. 4, p. 361-383, 2019.
- SAMPAIO, E. P. Estudio de las Prácticas Culturales, Porosidad del Suelo y Gestión Hídrica en el Combate contra la Desertificación. **Información Tecnológica**, [s.l.], v. 20, n. 3, p. 101-112, 2009.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, Y. S. B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no Nordeste do Brasil. **Revista de Geografia**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 90-112, 2005.
- SANTANA, K. D. A; NUMMER, A. V. **Estudos sobre processos erosivos na Geografia brasileira**: período: 2004-2010. Reflexões sobre a Geografia do Rio Grande do Sul: Temas em Debate. 1. ed.

Santa Maria/RS: UFSM, v. 1, p. 199-207, 2011. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppggeo/files/ebook01/Art.11.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2020.

SANTOS, C. A.; SILVA, R. M.; SRINIVASAN, V. S. Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semi-árido da Paraíba. **Revista OKARA: Geografia em debate**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1-152, 2007.

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 semi-árido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 217-225, jun. 2009.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E.M.; MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; RODRIGUES, R. N. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 11, p. 1157-1164, nov. 2014.

SANTOS, D. B. O.; BLANCO, C. J. C.; PESSOA, F. C. L. RUSLE para Determinação da Tolerância de Perda de Solo. **Biota Amazônia**, [s.l.], v. 5, n. 4, p. 78-83, 2015.

SANTOS, J. M. **Indicadores de desertificação no semiárido brasileiro: o caso de Campo Formoso-Bahia**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2016.

SANTOS, E. M. C.; SILVA, O. A. Sisal in Bahia - Brazil. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, [s.l.], v. 16, n. 12, p. 1-13, dez. 2017.

SANTOS, F. A.; AQUINO, C. M. S. Diagnóstico físico conservacionista aplicado ao estudo da desertificação nos municípios de Castelo do Piauí e Juazeiro do Piauí, Nordeste, Brasil. **Revista de Geografia**, Recife, v. 34, n. 2, 2017.

SANTOS, J. C. N. D.; ANDRADE, E. M. D.; MEDEIROS, P. H. A.; PALÁCIO, H. A. D. Q.; ARAÚJO NETO, J. R. D. Razão de aporte de sedimentos em pequena bacia hidrográfica semiárida em condições de baixa conectividade. **Revista Ciência Agronômica**, [s.l.], v. 48, n. 1, p. 49-58, 2017.

SANTOS, M. Â. C. M.; VELLAME, L. M.; DE ARAÚJO, J. C.; SILVA, A. J. P. Hydrological characterization of rainfall and its potential erosivity in the middle course of Salitre River Basin in the Brazilian Semi-arid. **Revista Brasileira de Climatologia**, [s.l.], v. 27, 2020.

SANTOS, R. O. **Avaliação da produção de sedimento na bacia hidrográfica do rio Potengi através do modelo SWAT**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/15968/1/RodrigoOS DISSERT.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2020.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. [s.l.]: Editus, 2002. Disponível em: [http://www.uesc.br/editora/livrosdigitais2015/conceitos\\_de\\_bacias.pdf](http://www.uesc.br/editora/livrosdigitais2015/conceitos_de_bacias.pdf). Acesso em: 23 jan. 2020.

SILVA, A. J. P.; RIOS, M. L. **Alerta de desertificação no médio curso do Rio Salitre, afluente do Rio São Francisco**. Senhor do Bonfim: [s.n.], 2018.

SILVA, A. M. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, [s.l.], v. 57, p. 251-259, 2004.

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**, [s.l.], v. 33, n. 6, p. 1811-1820, dez. 2009.

SILVA, R. M.; PAIVA, F. M. L.; SANTOS, C. A. G. Evaluation of soil erodibility and soil loss in Capiá basin based on geographical information system and remote sensing. **Brazil Journal of Physical Geography**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 26-40, 2009.

- SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. Influência da cobertura vegetal nos processos hidrossedimentológicos no semiárido do Nordeste, Brasil. **Perspectiva Geográfica**, [s.l.], v. 4, n. 5, p. 113-125, 2009.
- SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SRINIVASAN, V. S. Perdas de água e sedimento em diferentes sistemas de manejo no semiárido da Paraíba. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, [s.l.], v. 10, n. 21, p. 161-170 2011.
- SILVA, J. R. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, T. E. M. Caracterização física e hidráulica de solos em bacias experimentais do semiárido brasileiro, sob manejo conservacionista. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 16, n. 1, p. 27-36, jan. 2012.
- SIMPLÍCIO, A. A. F.; COSTA, C. A. G.; NAVARRO-HEVIA, J.; ARAÚJO, J. C. Erosion at hillslope and micro-basin scales in the Gilbués desertification region, Northeastern Brazil. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 32, n. 3, p. 1487-1499, 20 nov. 2020.
- SINGH, G.; PANDA, R. K. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 5, n. 3, p.202-211, set. 2017.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Boletim informativo SBCS**, Viçosa, MG, v. 39, n. 3, set./dez. 2014. Disponível em: <https://www.sbcs.org.br/wp-content/uploads/2015/01/boletimdezembrosite.pdf>. Acesso em: 23 jan 2020.
- SOULSBY, C.; RODGERS, P. J.; PETRY, J.; HANNAH, D. M.; MALCOLM, I. A.; DUNN, S. M. Using tracers to upscale flow path understanding in mesoscale mountainous catchments: two examples from Scotland. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 291, n. 3-4, p. 174-196, 2004.
- SOUSA, F. R. C.; PAULA, D. P. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Coreaú (Ceará-Brasil). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s.l.], v. 20, n. 3, p. 491-507, 1 jul. 2019.
- SOUZA, B.I; ARTIGAS, R.C.; LIMA, E.R.V. The Caatinga and desertification. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 131-150, 26 abr. 2015.
- SOUZA, J.O.P; CORREA, A.C.B.; BRIERLEY, G. J. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco Creek Watershed, Semi-arid Brazil. **Catena**, [s.l.], v. 138, p. 13-29, 2016.
- STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: Is it possible? **Catena**, [s.l.], v. 64, n. 2-3, p.162-173, dez. 2005.
- SUN, J.; HOU, G.; LIU, M.; FU, G.; ZHAN, T.; ZHOU, H.; TSUNEKAWA, A.; HAREGEWEYN, N. Effects of climatic and grazing changes on desertification of alpine grasslands, Northern Tibet. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 107, p. 105-647, 2019.
- TAVARES, V. C.; DE ARRUDA, I. R. P.; DA SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**, [s.l.], v. 34, n. 70, p. 385-405, 2019.
- TEIXEIRA, P. C., DONAGEMMA, G. K., FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2017. (v. 4)
- THOMAS, J.; JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Estimation of soil erosion in a rain shadow river basin in the southern Western Ghats, India using RUSLE and transport limited sediment delivery function. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 6, n. 2, p. 111-122, jun. 2018.
- TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; DE OLIVEIRA SANTANA, M.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s.l.], v. 73, p. 197-206, 2018.
- TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s.l.], v. 3, n. 57, 2005.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s.l.], v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2017.

TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS: ABRH, 2012. Disponível em: <https://doku.pub/documents/livro-hidrologia-ciencia-e-aplicacao-carlos-tucci-el9vdv9r7kqy>. Acesso em: 23 jan. 2020.

VAEZI, A. R.; SADEGHI, S. H. R. Evaluating the RUSLE model and developing an empirical equation for estimating soil erodibility factor in a semi-arid region. **Spanish Journal of Agricultural Research**, [s.l.], n. 3, p. 912-923, 2011.

VAN LOO, M.; DUSAR, B.; VERSTRAETEN, G.; RENSSSEN, H.; NOTEBAERT, B.; D'HAEN, K.; BAKKER, J. Human induced soil erosion and the implications on crop yield in a small mountainous Mediterranean catchment (SW-Turkey). **Catena**, [s.l.], v. 149, p. 491-504, 2017.

VAN ROMPAEY, A. J.; VERSTRAETEN, G.; VAN OOST, K.; GOVERS, G.; POESEN, J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s.l.], v. 26, n. 11, p. 1221-1236, 2001.

VANDEKERCKHOVE, L.; POESEN, J.; WIJDENES, D. O.; GYSSELS, G. Short-term bank gully retreat rates in Mediterranean environments. **Catena**, [s.l.], v. 44, n. 2, p. 133-161, 2001.

VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, G. A.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N.; GLERIANI, J. M. Determinação de seqüências culturais em microbacia hidrográfica para caracterização do Fator C da EUPS, utilizando fotografia aérea. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., Salvador, 1996. **Anais [...]** Salvador: INPE, 1996. p. 63-67. Disponível em: <http://marte.sid.inpe.br/attachment.cgi/sid.inpe.br/deise/1999/02.02.14.43/doc/T168.pdf>. Acesso em: 19 mar. 2020.

WANG, G.; MANG, S.; CAI, H.; LIU, S.; ZHANG, Z.; WANG, L.; INNES, J. L. Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends: Evolution, development and emerging trends. **Journal of Forestry Research**, [s.l.], v. 27, n. 5, p. 967-994, 30 jun. 2016.

WANG, Y.; FAN, J.; CAO, L.; ZHENG, X.; REN, P.; ZHAO, S. The influence of tillage practices on soil detachment in the red soil region of China. **Catena**, [s.l.], v. 165, p. 272-278, 2018.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment yield computed with universal equation. **Journal of the Hydraulics Division**, [s.l.], v. 98, n. Hy 12, 1972.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: USDA-ARS (ed.). **Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources**. Washington: [s.n.], 1975. p. 244-252.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning**. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Handbook, n. 537. Washington, 1978. 58p.

YUE, Y.; NI, J.; CIAIS, P.; PIAO, S.; WANG, T.; HUANG, M.; BORTHWICK, A. G. L.; LI, T.; WANG, Y.; CHAPPELL, A. Lateral transport of soil carbon and land-atmosphere CO<sub>2</sub> flux induced by water erosion in China. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 113, n. 24, p. 6617-6622, 2016.

ZHAO, G.; MU, X.; HAN, M.; AN, Z.; GAO, P.; SUN, W.; XU, W. Sediment yield and sources in dam-controlled watersheds on the northern Loess Plateau. **Catena**, [s.l.], v. 149, p. 110-119, fev. 2017.