



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Programa de Pós-Graduação em Geografia
- MESTRADO -

**ANÁLISE GEOESPACIAL DAS PERDAS DE SOLOS NO BIOMA
CAATINGA USANDO A PLATAFORMA GOOGLE EARTH ENGINE
E MÚLTIPLOS PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

JENNIFER MARINHO DO NASCIMENTO FERNANDES

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre*

João Pessoa – Paraíba

Agosto de 2025



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Programa de Pós-Graduação em Geografia
- MESTRADO -

**ANÁLISE GEOESPACIAL DAS PERDAS DE SOLOS NO BIOMA
CAATINGA USANDO A PLATAFORMA GOOGLE EARTH ENGINE
E MÚLTIPLOS PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, da Universidade Federal da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Mestre em Geografia.

JENNIFER MARINHO DO NASCIMENTO FERNANDES

Prof. Dr. Richarde Marques da Silva

Orientador

Prof. Dr. Jorge Flavio Casé Braga da Costa Silva

Coorientador

João Pessoa – Paraíba

Agosto de 2025

**Catalogação na publicação
Seção de Catalogação e Classificação**

F363a Fernandes, Jennifer Marinho do Nascimento.

Análise geoespacial das perdas de solos no bioma caatinga usando a plataforma google earth engine e múltiplos produtos de sensoriamento remoto / Jennifer Marinho do Nascimento Fernandes. - João Pessoa, 2025.

87 f. : il.

Orientação: Richarde Marques da Silva.

Coorientação: Jorge Flavio Casé Braga da Costa Silva.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. Geoespacial. 2. Erosão. 3. Google Earth Engine.
4. Perdas de solos. I. Silva, Richarde Marques da. II.
Silva, Jorge Flavio Casé Braga da Costa. III. Título.

UFPB/BC

CDU 911(043)

JENNIFER MARINHO DO NASCIMENTO FERNANDES

ANÁLISE GEOESPACIAL DAS PERDAS DE SOLOS NO BIOMA CAATINGA USANDO A
PLATAFORMA GOOGLE EARTH ENGINE E MÚLTIPLOS PRODUTOS DE
SENSORIAMENTO REMOTO

Dissertação de mestrado aprovada em: 21/08/2025 como requisito à obtenção do título de Mestre em Geografia do Programa de Pós-graduação em Geografia do Centro de Ciências Exatas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba.

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
 RICHARDE MARQUES DA SILVA
Data: 22/08/2025 00:21:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Richard Marques da Silva (Orientador)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Documento assinado digitalmente
 JORGE FLAVIO CASE BRAGA DA COSTA SILVA
Data: 22/08/2025 08:28:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Jorge Flávio Casé Braga da Costa Silva (Coorientador)
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

Documento assinado digitalmente
 EDUARDO RODRIGUES VIANA DE LIMA
Data: 23/08/2025 16:14:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Eduardo Rodrigues Viana de Lima (Membro interno)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Documento assinado digitalmente
 CELSO AUGUSTO GUIMARAES SANTOS
Data: 22/08/2025 00:28:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos (Membro externo)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Dedico este trabalho à minha família,
por todo o amor, apoio e compreensão
ao longo desta caminhada acadêmica.

Em especial, à minha tia

Grace Marinho da Nóbrega

(In Memoriam).

AGRADECIMENTOS

Quero deixar registrado o meu sincero agradecimento a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que eu chegassem até aqui. O caminho não foi fácil, mas certamente se tornou mais leve graças ao apoio de cada pessoa que esteve presente nesta trajetória.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me dado forças, coragem e discernimento para fazer esta escolha. Também sou grata por ter colocado em meu caminho pessoas tão especiais, que foram fundamentais ao longo desse processo.

À minha família, o meu amor e gratidão: ao meu esposo Wellington, à minha mãe Jeanne, à minha prima Edna e, em especial, à minha avó Eurídice. Obrigada pelo carinho, pelas palavras de encorajamento, pelas orações, conselhos e, acima de tudo, pela paciência e compreensão em cada etapa desta jornada.

Ao meu orientador, professor Richarde Marques da Silva — meu orientador multifunções, psicólogo, terapeuta e mentor, meu mais profundo agradecimento. Acompanhar meu crescimento acadêmico e pessoal desde a graduação demonstra sua generosidade e compromisso com a formação humana. Obrigada por nunca desistir de mim, mesmo quando eu tive dúvidas. O verdadeiro mestre é aquele que acredita no potencial do aluno antes mesmo que ele perceba sua própria capacidade.

Sou grata também ao professor Jorge Flávio Casé Braga da Costa Silva, por me apresentar e ensinar a utilizar a plataforma Google Earth Engine, ferramenta essencial para o desenvolvimento desta pesquisa. Obrigada por sua paciência e disponibilidade, mesmo diante das inúmeras dúvidas que surgiram.

Ao professor Celso Augusto Guimarães Santos, registro meu reconhecimento e apreço. Ter um dos melhores pesquisadores da Universidade — e do país — acompanhando de perto meu trabalho foi um privilégio imenso. Sua contribuição foi valiosa para minha formação acadêmica.

À professora Carolyne Wanessa Lins de Andrade Farias, expresso minha sincera gratidão pela orientação prestada durante o estágio de docência e pela forma acolhedora com que conduziu esse processo.

A todos vocês, profissionais de excelência e humanos generosos, expresso minha profunda admiração e respeito. O comprometimento e a dedicação que demonstram na atuação docente constituem fontes genuínas de inspiração. Almejo, futuramente, alcançar ao

menos uma parcela da excelência que cada um de vocês representam na nobre missão de educar.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ensino, Pesquisa e Projetos em Análise Espacial – LEPPAN: Alaine, Antônio, Clara, Cecília, Gustavo e Franklin. Obrigada por compartilharem comigo os desafios do dia a dia, pelos conselhos, pelas risadas e por me ajudarem sempre quando algo saía do controle. Agradeço também aos amigos da pós-graduação — Lucas e Charriere — por tornarem mais leve a caminhada, amenizando as dificuldades e compartilhando os momentos difíceis.

À minha psicoterapeuta Neumar Félix, minha gratidão por me ajudar a reorganizar os “Divertidamente” da mente em tempos conturbados. Obrigada por me lembrar da minha força, por acreditar em mim e por me ajudar a superar as crenças limitantes que tantas vezes me paralisaram.

Agradeço ainda ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGG) pela oportunidade de crescimento profissional e acadêmico, e à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ), pelo suporte financeiro que me permitiu dedicação integral à pesquisa.

Esta dissertação é fruto de um esforço coletivo. Sou profundamente grata a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para sua realização. Ninguém constrói nada sozinho, e o apoio de cada um de vocês tornou esta conquista ainda mais especial.

Gratidão a todos!

EPÍGRAFE

*“Eu faço da dificuldade
A minha motivação
A volta por cima
Vem na continuação”*

(Charlie Brown Jr.)

RESUMO

A erosão dos solos é um processo natural que envolve o desprendimento, transporte e deposição de sedimentos, sendo influenciado por fatores naturais e antrópicos. Considerando a complexidade desse fenômeno e a escassez de estudos em escala de bioma, como o caso da Caatinga, torna-se fundamental o desenvolvimento de pesquisas que contribuam para compreender a perda de solos e a degradação ambiental ao longo do tempo e do espaço. Esse entendimento é particularmente relevante no semiárido brasileiro, onde a erosão constitui um dos principais problemas ambientais em função das características naturais da região. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo estimar as perdas de solos no bioma Caatinga, no período anual de 2001 a 2020, utilizando a plataforma Google Earth Engine - GEE e múltiplos produtos de sensoriamento remoto. Para tal, aplicou-se a Universal Soil Loss Equation (USLE), cujos fatores foram derivados de diferentes bases: a erosividade (R) a partir do produto CHIRPS, a erodibilidade (K) de classes texturais do solo, OpenLandMap, o fator topográfico (LS) do MERIT Hydro, enquanto os fatores de cobertura e práticas conservacionistas (CP) foram obtidos a partir do índice de vegetação do MODIS (MOD13A2). Devido às diferentes resoluções espaciais dos produtos, foi realizada a uniformização para 500 m por meio de reamostragem. Os resultados indicaram que as perdas de solos variaram predominantemente entre as classes fraca e muito fraca (0,001 e 0,0375 ton/ha), e que os maiores valores estão concentrados em áreas de menor cobertura vegetal, possivelmente relacionado à redução das áreas de caatinga arbórea e arboreo-arbustiva especialmente no início do período analisado (2001–2010). Enquanto o final do período (2010-2020), mostrou aumento da erosão, provavelmente relacionado a influência da erosividade e o aumento da precipitação. A validação com dados observados na Bacia Experimental de São João do Cariri (PB) demonstrou uma ótima correlação linear ($R^2 = 0,94$), indicando relação direta entre a precipitação e a energia erosiva, reforçando a relevância da chuva como fator determinante na erosão hídrica. A aplicação da USLE processada no GEE a partir de dados de sensoriamento remoto proporcionaram uma compreensão da erosão na Caatinga. Além de proporcionar subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental, esse tipo de abordagem pode orientar políticas públicas voltadas à conservação do solo e da água, principalmente, em regiões semiáridas.

Palavras-chave: Perdas de solos; Erosão; Google Earth Engine; Semiárido.

ABSTRACT

Soil erosion is a natural process that involves the detachment, transport, and deposition of sediments, influenced by both natural and anthropogenic factors. Considering the complexity of this phenomenon and the scarcity of studies on a biome scale, such as in the Caatinga, it is essential to develop research that contributes to understanding soil loss and environmental degradation over time and space. This issue is particularly relevant in the Brazilian semi-arid region, where erosion is one of the main environmental problems due to the natural characteristics of the area. In this context, the present study aimed to estimate soil losses in the Caatinga biome from 2001 to 2020, using the Google Earth Engine (GEE) platform and multiple remote sensing products. The Universal Soil Loss Equation (USLE) was applied, with factors derived from different sources: rainfall erosivity (R) from the CHIRPS dataset, soil erodibility (K) from OpenLandMap soil texture classes, topographic factor (LS) from MERIT Hydro, while cover and conservation practice factors (CP) were obtained from the MODIS vegetation index (MOD13A2). Due to the different spatial resolutions of the datasets, all inputs were resampled to 500 m. Results indicated that soil losses predominantly fell within the weak and very weak classes (0.001–0.0375 ton/ha), with higher values concentrated in areas of lower vegetation cover, possibly related to the reduction of arboreal and arboreal-shrub Caatinga, especially during the early part of the study period (2001–2010). In contrast, the later period (2010–2020) showed an increase in erosion, probably associated with higher erosivity and increased precipitation. Validation with observed data from the São João do Cariri Experimental Basin (PB) demonstrated a strong linear correlation ($R^2 = 0.94$), indicating a direct relationship between precipitation and erosive energy, reinforcing the key role of rainfall in water erosion. The application of the USLE processed in GEE from remote sensing data provided an improved understanding of erosion in the Caatinga biome. In addition to supporting land-use planning and environmental management, this approach can guide public policies aimed at soil and water conservation, especially in semi-arid regions.

Keywords: Soil loss; Erosion; Google Earth Engine; Semi-arid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica do bioma Caatinga	23
Figura 2. Distribuição espacial das texturas dos solos na Caatinga usadas neste estudo.	28
Figura 3. Etapa operacional da USLE	35
Figura 4. Localização geográfica da Bacia de São João do Cariri.	38
Figura 5. Vista aérea da SB3, MB1 e da rede drenagem.....	39
Figura 6. Vista parcial da fossa de sedimentação instalada em cada MB1.	40
Figura 7. Vista do exutório da MB1 utilizada para coleta de dados sedimentológicos.....	41
Figura 8. Erosividade da chuva estimada para o bioma Caatinga em 2001, 2010 e 2020. .	43
Figura 9. Estimativa da erodibilidade com base na textura dos solos para o bioma Caatinga.	46
Figura 10. Mapa da distribuição geográfica da estimativa do fator topográfico para o bioma Caatinga.....	48
Figura 11. Mapa da variabilidade espaço-temporal do uso e manejo da terra para o bioma Caatinga.....	50
Figura 12. Relação entre os valores de σ e λ ajustados para as condições da erosividade estimada para a MB1 em São João do Cariri.	53
Figura 13. Relação entre a precipitação observada e a perda de solo observada para a MB1.	54
Figura 14. Relação entre as perdas de solos observadas e simuladas para todos os eventos de chuva ocorridos na MB1.	55
Figura 15. Perdas de solos decadal para o bioma Caatinga em: (a) 2001, (b) 2010, e (c) 2020.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação e categorias de perdas de solos.....	25
Tabela 2. Classes de interpretação para índices de erosividade.	27
Tabela 3. Valores do fator K e sua respectiva textura do solo.	28
Tabela 4. Classificação dos solos em função do fator de erodibilidade do solo (K).....	29
Tabela 5. Classificação dos diferentes usos através de valores de NDVI.	34
Tabela 6. Resoluções espaciais aproximadas de cada um dos fatores da USLE.....	36
Tabela 7. Estatísticas da erosividade da precipitação por estado para anos de 2001, 2010 e 2020.	44
Tabela 8. Uso e ocupação da terra em km ² no bioma Caatinga para os anos de 2001, 2010 e 2020.	51
Tabela 9. Valores dos coeficientes ajustados de R para a MB1 da BESJC.....	53
Tabela 10. Quantificação das perdas de solo de acordo com as classes para o bioma Caatinga.	59

LISTA DE SIGLAS

- ALOS** - Advanced Land Observing Satellite
- BESJC** - Bacia Experimental de São João do Cariri
- CHIRPS** - Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data
- CSLE** - Chinese Soil Loss Equation
- EUROSEM** - European Soil Erosion Model
- GEE** - Google Earth Engine
- JAXA** - Agência Japonesa de Exploração Aeroespacial
- LISEM** - Modelo de Erosão do Solo
- MDE** - Modelo Digital de Elevação
- MERIT** - Multi Error Removed Improved Terrain
- MODIS** - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
- MUSLE** - Equação Universal de Perda de Solos Modificada
- NASA** - Agência Nacional da Aeronáutica e Espaço
- NDVI** - Índice de Diferença Normalizada da Vegetação
- PESERA** - Avaliação Pan-Europeia de Risco de Erosão do Solo
- PRISM** - Instrumento Pancromático de Sensoriamento Remoto para Mapeamento Estereó
- RUSLE** - Equação Universal de Perda de Solos Revisada
- SIG** - Sistemas de Informações Geográficas
- SWAT** - Soil and Water Assessment Tool
- WEPP** - Water Erosion Prediction Project
- USDA** - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
- USLE** - Universal Soil Loss Equation

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Objetivos.....	18
1.1.1 Objetivo geral	18
1.1.2 Objetivos específicos	18
2. REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1 O bioma Caatinga.....	19
2.2 O processo de erosão e as perdas de solos	20
2.3 Aplicações da Equação Universal de Perdas de Solos	23
2.4 O Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento em nuvem	24
3. MATERIAIS E MÉTODOS	26
3.1 A área de estudo	26
3.2 Modelagem das perdas de solos.....	27
3.2.1 Erosividade da chuva (Fator R).....	28
3.2.2 Erodibilidade dos solos (fator K).....	30
3.2.3 Comprimento e inclinação da rampa (Fator LS).....	32
3.2.4 Uso da terra e práticas conservacionistas do solo (Fator CP)	34
3.3 Modelagem ambiental usando o GEE	38
3.4. Validação do modelo USLE.....	40
4. RESULTADOS	45
4.1 Variabilidade espaço-temporal da erosividade da precipitação	45
4.2 Análise espacial da erodibilidade dos solos	48
4.3 Análise da distribuição espacial do fator topográfico.....	50
4.4 Variabilidade espaço-temporal do uso e manejo da terra	52
4.5 Validação do modelo USLE.....	54
4.6 Perdas de solos no bioma Caatinga.....	58
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	63
7. REFERÊNCIAS	65
8. APÊNDICE	83

1. INTRODUÇÃO

Os solos caracterizam-se por ser um recurso natural essencial para a vida humana, tendo em vista a sua importância para a produção agrícola, economia em geral e para o meio ambiente (Stefanuto et al., 2021). Entretanto, apesar de sua importância, os solos sofrem com o processo natural de degradação e a falta de planejamento do uso da terra, resultando, por exemplo, na erosão. (Oliveira et al., 2021). O problema da erosão dos solos tem sido debatido entre pesquisadores em todo o planeta, e novos métodos usados para avaliar a erosão vêm sendo utilizados (Soares et al., 2023).

O Brasil abriga seis biomas (Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal) muito distintos entre si, com características ambientais e biodiversidade singulares, e isto, se reflete no comportamento da erosão dos solos. Sendo assim, neste estudo analisaremos o fenômeno da erosão dos solos no bioma Caatinga. O bioma Caatinga caracteriza-se pelo clima semiárido, com chuvas irregulares e longos períodos de seca em grande parte de seu território.

A Caatinga que é o único bioma exclusivamente brasileiro, ocupando cerca de 10% do território nacional, e predominando no Nordeste (Oliveira et al., 2024). Essa região enfrenta períodos de secas prolongadas intercalados com chuvas intensas e concentradas em curtos períodos (Araújo, 2021). Essa variação irregular resulta em diferentes condições que afetam as perdas de solos, o que dificulta o planejamento agrícola e a gestão de recursos hídricos (Costa et al., 2021). A vegetação dessa região é adaptada à escassez de água, composta por arbustos, cactos e plantas com folhas reduzidas ou caducas (Moro et al., 2024).

O bioma Caatinga abriga uma rica biodiversidade, com espécies endêmicas de fauna e flora. Apesar de sua importância ecológica e cultural, sofre com inúmeras ameaças antropogênicas e naturais. No que se refere às ameaças de origem antrópica, destacam-se as mudanças abruptas no uso da terra, a exploração indiscriminada dos recursos naturais, o sobrepastoreio e o desmatamento.

O bioma Caatinga possui características naturais específicas do semiárido como a irregularidade na distribuição espacial e temporal das chuvas (Xavier e Borges Neto, 2023) e as secas prolongadas (Dos Santos et al., 2024). Neste bioma, a erosão dos solos é uma das principais causas de degradação ambiental (Alves et al., 2023).

A Caatinga ainda é bastante ameaçada por ações antropogênicas, que aceleram consideravelmente a erosão dos solos (Oliveira et al., 2023). Devido à escassez de cobertura vegetal e sua pouca proteção contra o impacto das chuvas (Minella et al., 2008). Desse modo, a retirada da cobertura vegetal para a agricultura e a criação de gado expõe os solos à ação das chuvas torrenciais, comuns na região durante a estação chuvosa, o que acaba acelerando o processo erosivo (Silva, 2003).

Estudar a erosão dos solos no bioma Caatinga é fundamental para compreender e mitigar a degradação ambiental em uma região marcada por clima semiárido e solos rasos (Farias et al., 2025). A erosão reduz a fertilidade, compromete a produção agrícola e ameaça a segurança hídrica, agravando a vulnerabilidade socioeconômica das comunidades locais (Dantas et al., 2020). Além disso, a perda de solo contribui para a desertificação e afeta a biodiversidade única da Caatinga. Pesquisas nessa área orientam práticas de manejo sustentável, recuperação de áreas degradadas e políticas públicas eficazes, garantindo a conservação dos recursos naturais e a resiliência socioambiental no bioma Caatinga.

Segundo Bertol et al. (2003), atualmente, 500 milhões de toneladas de sedimentos são perdidos anualmente no Brasil devido à erosão hídrica. As perdas de solos causadas por esse tipo de erosão, consequentemente, reduzem a espessura da camada superficial do solo, diminuindo a capacidade de retenção, gerando como consequência, maiores escoamentos superficiais (Santos et al., 2010). Portanto, quantificar a erosão hídrica e obter informações sobre os processos físicos associados são formas de gerenciar os efeitos maléficos das perdas de solos (Silva et al., 2011).

Diante disto, vários autores vêm estimando as perdas de solos para diversas regiões do Brasil usando tanto modelos matemáticos de base física, como o modelo Soil and Water Assessment Tool – SWAT (Arnold et al., 2009) ou equações empíricas como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), (Santos et al., 2014; Eduardo et al., 2013; Martins et al., 2010; Albuquerque et al., 2005; Bertol et al., 2002; Bertol et al., 2001) ou a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (Williams, 1975).

A USLE é uma equação desenvolvida para quantificar a perda de solos laminar, para auxiliar no planejamento e na conservação do solo (Silva et al. 2016). Com a USLE, é possível avaliar o impacto de diferentes práticas agrícolas e coberturas vegetais, promovendo a adoção de técnicas que mitigam a erosão e conservam a fertilidade do solo. Sua aplicação também apoia o desenvolvimento de políticas públicas voltadas para a proteção ambiental e

a sustentabilidade agrícola, tornando-a uma ferramenta valiosa para o manejo eficiente dos recursos naturais (Silva et al., 2012).

A aplicação da USLE em Sistemas de Informações Geográficas – SIG permite gerar informações úteis para o planejamento do uso da terra por meio de tratamento, análise e modelagem de dados (Silva et al. 2013a; Oliveira et al. 2015), além de quantificar as perdas de solo em diferentes escalas temporais e espaciais (Avanzi et al., 2013).

O SIG permite a criação de mapas detalhados que mostram a distribuição e a intensidade da erosão (Ribeiro, 2022). Portanto, o SIG pode integrar informações sobre topografia, uso do solo e coberturas vegetais, facilitando a identificação de áreas mais vulneráveis. Com o SIG, é possível monitorar as mudanças ao longo do tempo, avaliar o impacto de práticas de manejo e implementar estratégias de conservação do solo mais eficazes.

No entanto, para a elaboração e análises de mapas são necessários a obtenção de dados. Logo, tendo em vista a ausência de dados observados dos fatores influenciadores nas perdas de solos, e o alto valor financeiro necessário para a realização de estudos ambientais *in loco*, em uma grande área, a utilização do sensoriamento remoto se torna uma solução viável e acessível (Fernandes et al., 2024). Diante da problemática exposta e da escassez de trabalhos científicos que quantifiquem esse fenômeno em grande escala, este estudo propõe estimar as perdas de solos para o bioma Caatinga usando técnicas de geoprocessamento em nuvem no Google Earth Engine (GEE) e dados de sensoriamento remoto.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Estimar as perdas de solos anuais para toda extensão do bioma Caatinga utilizando a plataforma Google Earth Engine – GEE e múltiplos produtos de sensoriamento remoto para o período de 2001 a 2020.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar os fatores da USLE (R, K, LS, CP) para o bioma Caatinga.
- Analisar as mudanças na cobertura e uso da terra do bioma Caatinga entre os anos de 2001 e 2020.
- Validar os dados estimados pela USLE com os dados observados na bacia experimental de São João do Cariri – PB.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O bioma Caatinga

No bioma Caatinga, a intensificação da interferência antrópica sobre os recursos naturais tem causado a degradação dos recursos hídricos e do solo, ocasionando a perda da vegetação e da biodiversidade (Almeida et al., 2012). A Caatinga tem sido bastante modificada pelas ações antrópicas, ao longo de sua ocupação (EMBRAPA, 2007). Estima-se que metade de sua cobertura original já foi perdida (Antongiovanni et al., 2020), devido à base da economia ser dependente de processos exclusivamente extrativistas como a obtenção de produtos agrícolas, pastoris e madeireiros (Drummond et al., 2000).

Essas ações são atividades que ocorrem há décadas e intensificam a degradação. A degradação ambiental pode ser entendida como a transformação das características saudáveis do meio ambiente, resultando em prejuízos significativos para o homem e o ecossistema, como a perda da biodiversidade, extinção da fauna e flora, desertificação, erosão, assoreamento, perdas de solos, entre outros. Para Cunha (2009), essas práticas intensificam o crescimento da degradação ambiental na Caatinga.

Sendo assim, as características naturais da área, como: solo, temperatura, precipitação, relevo, entre outras, associadas as mudanças da paisagem realizadas pelo homem, sem nenhum tipo de planejamento, contribuem diretamente com a degradação da área. Especialmente, quando se trata de erosão do solo, visto que a degradação da cobertura vegetal, na Caatinga, ao longo dos anos, expande-se gradativamente conforme o uso do solo é deteriorado, sem nenhum tipo de recuperação dessas áreas (Tomasella et al., 2018).

Apesar de existirem diversos registros históricos de degradação no Brasil e, também, no mundo, o desenvolvimento de pesquisas para entender, avaliar e amenizar os prejuízos provocados ao meio ambiente ainda são recentes (Gomes e Silva, 2023). Sendo assim, fica evidente a urgência na obtenção de dados sobre a erosão levando em consideração toda a extensão da Caatinga. É importante enfatizar que as pesquisas científicas fornecem os conhecimentos que auxiliam no uso de técnicas e nas tomadas de decisão, buscando evitar a expansão da erosão e as perdas de solos na Caatinga.

2.2 O processo de erosão e as perdas de solos

O processo de erosão é um fenômeno capaz de acarretar enormes prejuízos para as diversas atividades econômicas, além de trazer impactos negativos ao meio ambiente (Eduardo et al., 2013). Esse processo de desgaste da superfície do solo, é causado por agentes erosivos externos, como: água, vento e/ou gravidade (Verdum et al., 2016) pode ser agravado pelas ações antrópicas. A erosão dos solos ocorre em três etapas: (a) Desagregação: partículas de solo são desprendidas pela ação de gotas de chuva, do fluxo de água, do vento ou pelo impacto mecânico, (b) Transporte: essas partículas são carregadas pela enxurrada, vento ou outros agentes, e (c) Deposição: o material transportado é depositado em outro local.

Esse processo começa a partir das gotas de água da chuva, que são equiparadas a bombas em miniaturas, as quais caem na superfície desprotegida do solo, fragmentando os torrões, reduzindo-os a partículas menores e, consequentemente, aumentando a quantidade de partículas pequenas soltas na superfície (Silva et al., 2003). Além disso, esse material erodido também pode ser desprendido através do escoamento superficial da água (Kinnell, 2010), podendo causar assoreamento de rios e reservatórios (Stefanoski et al., 2013), sendo capaz, então, de afetar a sociedade e a economia através da perda de solos (Farias, 2008).

A erosão do solo é um processo complexo, sofre influência de diversos fatores que variam em intensidade e forma conforme a localização (Silva et al., 2003). Em ambientes tropicais e subtropicais úmidos, a principal causa da degradação do solo é a erosão hídrica, que é constantemente agravada pelas atividades humanas (Hermani et al., 2002). Segundo Santos (2009), a erosão é a razão do esgotamento precoce das terras férteis e a principal responsável por esse empobrecimento dos solos agrícolas é a erosão hídrica. Ocorre quando a estrutura do solo é prejudicada pelo impacto das chuvas, que desagregam a superfície. O material desprendido, rico em matéria orgânica e nutrientes, é então transportado para depressões nas encostas e fundos de vales, resultando no assoreamento dos rios e na perda de solos (Endres et al., 2006). Então, as chuvas frequentes e intensas acentuam significativamente o risco de erosão (Santos et al., 2010).

Os processos erosivos ocorrem de forma natural, de maneira gradual e lenta gerando mudanças na vegetação e no relevo, que pode ser intensificada pelo homem (Bertoni e Lombardi Neto, 1993). A erosão pode ser natural (processo geológico lento) ou acelerada (intensificada pelo desmatamento, agricultura inadequada, sobrepastoreio e urbanização), levando à perda de fertilidade, degradação ambiental e prejuízos econômicos. A erosão dos

solos refere-se também a perda da qualidade e capacidade produtiva do solo, acarretando um problema que prejudica a utilização de terras frágeis (Cooper, 2024).

Segundo Ávila e Medeiros (2014), esse tipo de erosão ocorre devido ao processo de erosão natural, de remoção das camadas superficiais do solo, também chamada de geológica, e a erosão acelerada, ou seja, induzida pelo homem. A erosão natural ocorre unicamente pela ação de agentes naturais, sem nenhum tipo de ação antrópica, e a erosão acelerada, como o próprio nome diz, ocorre rapidamente devido a influência das atividades humanas sobre o meio natural, através de desmatamentos e mau uso do solo. Essas mudanças na cobertura do solo, independentemente do agente modificador, podem resultar na redução ou na extensão da erosão do solo (Cebecauer e Hofierka, 2008).

Independentemente do tipo de erosão que ocorre, os processos erosivos possuem condições propícias que dependem de fatores naturais, como: o clima, relevo, características do terreno e da cobertura vegetal (Cunha et al., 2021). Desse modo, identificar áreas potencialmente frágeis e em processo de degradação é crucial para desenvolver políticas públicas ambientais voltadas ao uso sustentável da terra e a conservação dos solos (Alves et al., 2023).

Portanto, é o impacto das gotas de chuva que desempenha o papel principal na liberação das partículas de solo e o escoamento promove o transporte dessas partículas (Pruski et al., 2004), também chamada de erosão hídrica (Bertoni e Lombardi Neto, 1985). A erosão hídrica pode ser explicada como a relação existente entre a erosividade da chuva e a erodibilidade do solo (Holý, 1980). A erosividade da chuva é o potencial da chuva em causar a erosão, enquanto a erodibilidade do solo é a suscetibilidade do solo à erosão. O impacto das gotas no solo associado com a turbulência causada pela velocidade do escoamento superficial atuam como fonte de energia no processo erosivo, causando perdas de solo e diminuição da sua capacidade produtiva (Bertoni e Pastana, 1964).

Portanto, a erosividade da chuva é o fator ativo da erosão, pois a água é o principal agente causador de desagregação e transporte das partículas do solo (Santos et al., 2010) e a erodibilidade é o fator passivo. O impacto das chuvas torrenciais ou das pancadas de chuvas intensas, por exemplo, são a forma mais severa de erodir o solo, e durante essas eventualidades é máxima a aceleração da erosão (Salomão, 2010).

Sendo assim, o impacto das gotas da chuva sobre o solo ocasiona, consequentemente, o desprendimento de partículas e pode provocar também o seu deslocamento, dependendo da sua intensidade, volume e frequência (Lima, 2003). Sabendo

disso, os danos causados por essas gotas que golpeiam a superfície desprotegida do solo, a uma alta velocidade, constituem o primeiro passo no processo de erosão (Embrapa, 2023).

Dependendo do tamanho da gota e da altura da queda, a chuva poderá recuperar toda energia e o poder de devastação, servindo como amortecedor, apenas, a serapilheira que existir no solo (Silva et al., 2003). Sendo assim, o ciclo hidrológico é indispensável no processo erosivo, pois a água que chega ao solo, diretamente pelo impacto das gotas, ou indiretamente após ser interceptada pela cobertura vegetal, é que vai participar da erosão (Guerra et al., 2005).

Contudo, qualquer corpo que cubra o solo contra o impacto das gotas de chuva constitui-se em cobertura do solo. Evidentemente, conforme o tipo de cobertura sobre o solo, será maior ou menor a efetividade de proteção do solo, algumas favorecendo mais o processo de infiltração da água no solo e outras impermeabilizando totalmente o solo (Silva et al., 2003).

Desse modo, a cobertura e o uso da terra são os principais fatores que influenciam na erodibilidade do solo (Minella et al., 2007). Um solo de qualidade, geralmente, é aquele que apresenta uma boa estrutura, ou seja, possui capacidade de retenção, infiltração, permeabilidade e armazenamento de água, influenciando, consequentemente, em uma menor erodibilidade (Volk et al., 2004). Portanto, o escoamento superficial é extremamente importante no processo de erosão hídrica, devido a intensidade da precipitação ser maior que a taxa de infiltração de água no solo (Pruski et al., 2004).

O tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água são dependentes da velocidade do escoamento, uma consequência do comprimento do lançante e do grau de declividade do terreno (Bertoni & Lombardi Neto, 1990). Sendo assim, a declividade e o comprimento das vertentes são os fatores topográficos que influenciam no processo de formação e evolução do processo erosivo (Vidaletti et al., 2020).

À medida que o caminho percorrido pela água vai aumentando, não somente as águas se tornam mais volumosas como também a vazão aumenta gradativamente, ocasionando uma erosão maior (Silva et al., 2003). Conforme as características topográficas do terreno, há o transporte de partículas para a parte mais baixa da rampa, em razão da enxurrada (Silva et al., 2003).

Globalmente, observam-se inúmeros estudos sobre erosão dos solos (Thompson e Fidalgo, 2013). Dessa forma, a ausência de um gerenciamento eficaz do solo tem acarretado prejuízos ao meio ambiente (Araújo et al., 2018). Isso mostra a importância da preservação

e do manejo correto do solo para manter a sua capacidade econômica e a garantia desse recurso às futuras gerações. Diante disso, é imprescindível a realização de estudos em áreas suscetíveis à erosão e a perda de solos.

2.3 Aplicações da Equação Universal de Perdas de Solos

Os modelos matemáticos de predição de erosão são ferramentas eficazes nas pesquisas e nas práticas agrícolas, uma vez que contribuem na definição das práticas conservacionistas e dos manejos mais indicados para diferentes escalas espaciais e temporais (Morais, 2016). Os modelos auxiliam no entendimento de quais áreas são mais vulneráveis à erosão, suas possíveis causas e as taxas potenciais da erosão do solo (Benavidez et al., 2018).

Os agricultores, as autoridades competentes e os órgãos ambientais podem determinar, preventivamente, a dimensão da erosão do solo, para que seja possível planejar a melhor maneira de gerir o solo, além de contribuir com a elaboração de políticas ambientais específicas sobre o tema. Portanto, é necessário a realização de análise e de desenvolvimento de técnicas de controle de erosão (Brady e Weil, 2013).

Para isso, existem vários modelos categorizados como empíricos, ou seja, baseados em dados físicos disponíveis para estimar a erosão do solo para diferentes cenários como: o Water Erosion Prediction Project – WEPP utilizado por Boardman (2006) e Morgan e Nearing (2011), o European Soil Erosion Model – EUROSEM como mostram Morgan et al. (1998), o Chinese Soil Loss Equation – CSLE empregado por Liu et al. (2002), o Modelo de Erosão do Solo – LISEM aplicado por De Roo et al. (1996), a Avaliação Pan-Europeia de Risco de Erosão do Solo – PESERA adotado por Kirkby et al. (2008).

Apesar da grande variedade de modelos para calcular a perda de solos, atualmente, os mais utilizados para fornecer estimativas em grandes escalas espaciais são: a Equação Universal de Perda de Solos – USLE (Wischmeier e Smith, 1978), a Equação Universal de Perda de Solos Modificada - MUSLE (Williams, 1975) e a Equação Universal de Perda de Solos Revisada – RUSLE (Renard, 1997), essas duas últimas mais focadas na perda de sedimentos ocasionadas pelo escoamento superficial em bacias hidrográficas.

A motivação principal dos primeiros estudos utilizando a USLE foi mensurar as taxas de erosão e os respectivos fatores para identificar quais os valores de tolerância à perda de solo e avaliar as possíveis combinações de sistemas de cultivo e manejo visando a mitigação (Wischmeier e Smith, 1965).

Originalmente, a USLE foi desenvolvida para ser aplicada nos sistemas agrícolas dos EUA, e os cientistas acabaram adaptando-a para ser empregada em diversas regiões do mundo, por exemplo no Canadá e Austrália (Ferro e Porto, 1999), Ásia (Meusburger et al., 2013), solos vulcânicos no Chile com clima mediterrâneo (Stolpe, 2005), monções montanhosas na Coreia do Sul (Arnhold et al., 2014), entre outros.

2.4 O Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento em nuvem

O Sensoriamento Remoto é a tecnologia que permite obter imagens da superfície terrestre por meio de sensores, possibilitando a coleta de dados acerca de fenômenos naturais e ações antrópicas, como: precipitação, declividade, erosão do solo, uso e ocupação da terra, desmatamento, entre outros, contribuindo, dessa forma, para o monitoramento ambiental (Lillesand et al., 2015).

A obtenção de dados ocorre por meio de ondas eletromagnéticas, ou seja, sem necessidade de contato físico com o objeto estudado (Novo, 2010; Florenzano, 2011). O geoprocessamento é o conjunto de tecnologias associadas a coleta, armazenamento, processamento e análise de dados espaciais (Zaidan, 2017).

O desenvolvimento dessas geotecnologias contribuiu com a aproximação dos usuários com os dados (Novo, 2010), especialmente com o desenvolvimento do geoprocessamento em nuvem, facilitando, dessa forma, a aquisição desses para pesquisas, análises e monitoramentos.

O Geoprocessamento em nuvem oferece uma plataforma online em escala global, acessível para o processamento de uma grande quantidade de dados geoespaciais, sem a necessidade de haver um hardware com boa capacidade de memória. Sendo a nuvem, a principal responsável pelo armazenamento, mesmo não possuindo uma estrutura física. Dessa maneira, facilitando a integração de dados de múltiplas fontes e a execução de análises complexas sem a necessidade de uma infraestrutura local robusta (Ouverney, 2021).

As ferramentas e plataformas baseadas em nuvem permitem o compartilhamento de dados e resultados em tempo real, realizando análises conjuntas. Portanto, o acesso remoto a dados e ferramentas aprimoradas permitem que equipes dispersas geograficamente trabalhem juntas (Yang et al., 2011; Li et al., 2016).

Sendo assim, o Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento em nuvem têm revolucionado a forma como os dados espaciais são adquiridos, processados e analisados. Essa opção de interoperabilidade tem se estabelecido como uma ferramenta transformadora

na análise e gestão de dados espaciais, oferecendo uma abordagem inovadora para lidar com grandes volumes de informações.

Uma das principais vantagens do geoprocessamento em nuvem é sua capacidade de escalabilidade e flexibilidade. Como dito anteriormente, em vez de depender de infraestrutura local, que pode ser cara e limitada, as plataformas em nuvem proporcionam recursos computacionais que podem ser ajustados conforme a demanda. Isso é particularmente útil para realizar análises complexas e processar grandes volumes de dados sem a necessidade de investir em hardwares caros (Zhang et al., 2018). Além disso, a nuvem oferece a possibilidade de resgate de dados em casos de desastres, garantindo a continuidade das operações e a integridade dos dados (Gorelick et al., 2017). Essas tecnologias têm se mostrado valiosas principalmente em aplicações como o monitoramento de desmatamento, análise de mudanças climáticas e planejamento urbano, proporcionando uma base sólida para a tomada de decisões (Silva et al., 2021).

O Geoprocessamento em nuvem também facilita a integração e a análise de dados provenientes de diversas fontes. A capacidade de combinar dados de satélites, sensores terrestres e outras fontes em uma única plataforma permite uma análise mais abrangente e detalhada.

Por exemplo, o Google Earth Engine (GEE) é uma plataforma de geoprocessamento em nuvem que tem sido amplamente utilizada para o monitoramento ambiental e a análise de mudanças climáticas, em escala global, aproveitando grandes conjuntos de dados para fornecer informações sobre o estado e a evolução do fenômeno (Jyotsna et al., 2021). Portanto, para a coleta de dados neste trabalho foi utilizado o GEE (Zurqani et al., 2018) que utiliza uma linguagem de programação baseada em Java Script (Oliveira et al., 2023).

Essa plataforma se consolidou devido à sua utilização na elaboração de pesquisas na esfera ambiental e é bastante aplicada para identificar as modificações ocorridas na vegetação, especialmente, no que se refere a degradação, auxiliando através da análise e do monitoramento.

No entanto, apesar das suas vantagens, o geoprocessamento em nuvem também enfrenta desafios, como questões de segurança e privacidade dos dados, além de depender de uma conexão de internet estável e de alta largura de banda (Li et al., 2016). Apesar desses desafios, a evolução contínua das tecnologias em nuvem e a crescente aceitação dessas ferramentas sugerem que o geoprocessamento em nuvem se tornará cada vez mais utilizado no campo da análise geoespacial.

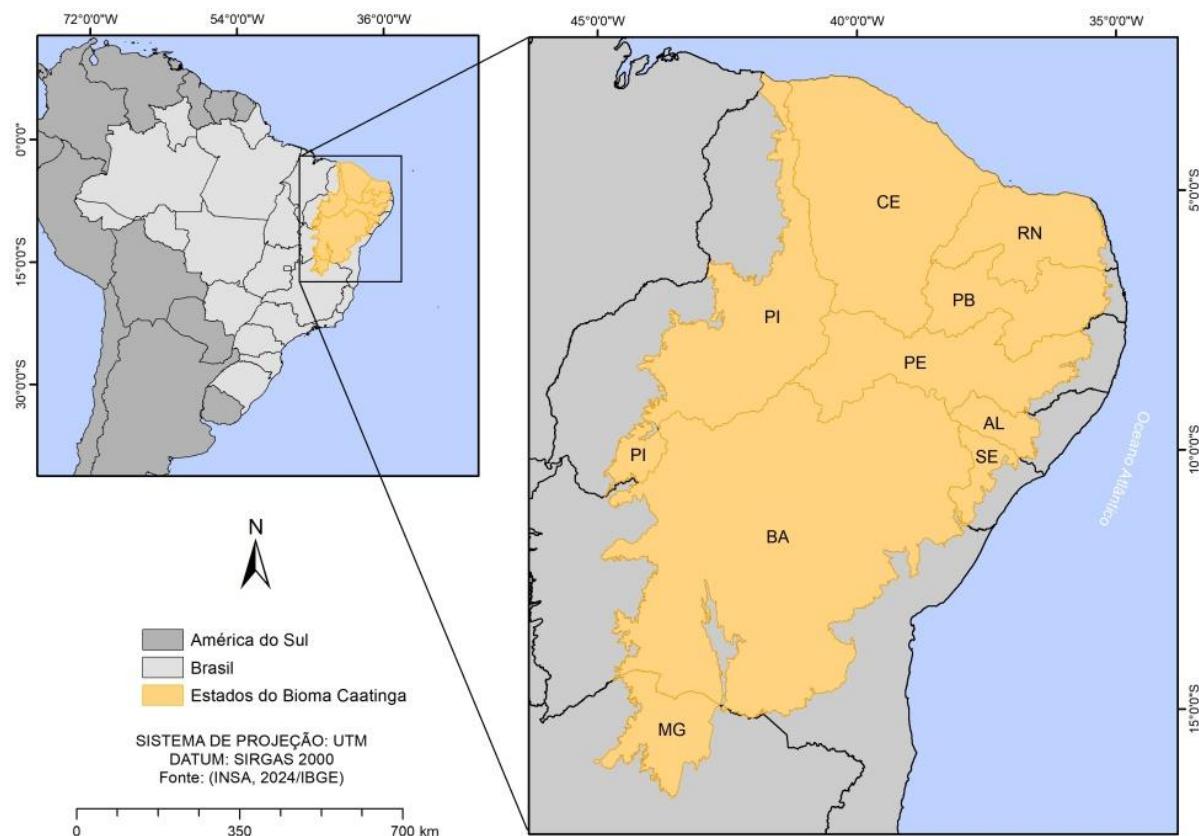
3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 A área de estudo

Para esta pesquisa, foi escolhida como área de estudo, o bioma Caatinga (Figura 1). A Caatinga possui uma área aproximada de 863 mil km² e abrange os estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí e Minas Gerais, ou seja, está presente em cerca de 70% da Região Nordeste.

Esse bioma é caracterizado por possuir em grande parte de sua extensão territorial um clima semiárido com baixa umidade e chuvas irregulares, que variam entre 500 e 800 mm anuais (Silva et al., 2004). Segundo Silva et al. (2024) o regime de chuvas na Caatinga é irregular e varia de ano para ano.

Figura 1. Localização do bioma Caatinga no Brasil e no Nordeste.



A vegetação nesse bioma é adaptada à aridez e inclui plantas xerófitas como cactos e arbustos espinhosos (Melo et al., 2023). O solo da Caatinga é geralmente raso, o que limita

a agricultura, e é sujeito a processos de desertificação devido à escassez de cobertura vegetal e erosão (Albuquerque, 2024).

Os principais solos da região, de acordo com CODEVASF (1999) são: (1) Latossolos: Solos profundos e bem drenados, comuns em áreas de relevo mais elevado. São pobres em nutrientes devido à lixiviação intensa, mas podem sustentar vegetação xerófila adaptada às condições áridas. (2) Argissolos: Solos ácidos e arenosos, com perfil de cor clara, que ocorrem em áreas mais secas e com pouca vegetação. Também têm baixa fertilidade e são suscetíveis à degradação. (3) Cambissolos: Solos rasos e pouco desenvolvidos, encontrados frequentemente em regiões rochosas. São caracterizados por baixa capacidade de retenção de água e fertilidade. (4) Luvissolos: Encontrados em áreas mais baixas e planas, têm baixa capacidade de retenção de água e são propensos à erosão. A baixa fertilidade limita a agricultura. Os latossolos, encontrados em áreas mais elevadas, são pobres em nutrientes devido à intensa lixiviação. Já os solos arenosos, predominantes em regiões mais baixas, têm baixa capacidade de retenção de água e são vulneráveis à erosão. Essas características dificultam a agricultura e exigem práticas de manejo específicas para a conservação (Freire e Lima, 2023).

Além disso, a intervenção humana vem acelerando a degradação ambiental na região e, consequentemente, provocando desequilíbrios ecológicos (Alves et al., 2009). Para Cunha (2009), essas ações intensificam os processos de erosão e aumentam o déficit hídrico do solo, favorecendo a mudança microclimática e contribuindo para o aumento do processo de desertificação. Esse processo está levando à rápida perda de espécies endêmicas e à eliminação de processos ecológicos (Leal et al., 2003).

A preservação desse bioma é crucial para manter o equilíbrio ecológico e garantir a sobrevivência dessas espécies endêmicas (Guimarães, 2009). Segundo Alves et al. (2009), uma característica marcante da Caatinga é sua heterogeneidade biológica e seus inúmeros endemismos (Leal et al., 2005). Esse bioma apresenta uma flora e fauna ricas em endemismo, representando o maior núcleo de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas do mundo (Montenegro, 2023).

3.2 Modelagem das perdas de solos

A USLE foi desenvolvida em 1954, no National Runoff and Soil Loss Data Center, na Purdue University, no Estados Unidos. Segundo Thompson e Fidalgo (2013), a USLE é uma equação empírica utilizada para quantificar as taxas de perdas de solos. A USLE tem

como objetivo prever as perdas de solos, utilizando como base séries históricas de dados de clima, solo, topografia, além do uso e manejo do solo (Renard et al., 1991), para auxiliar na tomada de decisão e gerenciar a erosão dos solos (Verdum, 2016). Uma das principais razões pelas quais é amplamente usada em todo o mundo é a extensa literatura científica sobre o seu uso em diferentes lugares, possibilitando a comparabilidade de resultados (Alewell et al., 2019). Portanto, essa análise da perda por erosão laminar do solo é realizada a partir da média anual de fatores locais que exercem influência sobre a erosão: a erosividade da chuva (R), a erodibilidade do solo (K), o comprimento da rampa e a declividade do terreno (LS), o uso e manejo da terra (C), e as práticas conservacionistas (P) (Frota et al., 2020; Nascimento, 2014), dada pela equação revisada por Wischmeier e Smith (1978):

$$A = R \times K \times LS \times CP \quad (1)$$

Onde: A é a perda de solo por unidade de área e tempo em t/ha. ano.

A USLE é uma ferramenta valiosa, pois sua aplicação ajuda a identificar áreas vulneráveis e suscetíveis à erosão e, assim, planejar práticas de manejo adequadas como plantio em contorno e terraceamento. A Tabela 1 mostra uma sugestão de como classificar e categorizar as perdas de solos por erosão potencial.

Tabela 1. Classificação e categorias de perdas de solos.

Perda de solos (t/ha)	Categoria
0,1 – 0,5	Muito fraca
0,6 – 1,0	Fraca
1,1 – 1,5	Moderada
1,6 – 2,0	Forte
> 2,5	Muito forte

Fonte: Albuquerque (1997).

3.2.1 Erosividade da chuva (Fator R)

A erosividade da chuva é o processo de desprendimento e carregamento das partículas do solo provocado pela água e consiste, certamente, na principal razão do enfraquecimento acelerado do terreno (Bertoni e Lombardi Neto, 1990), sendo medida por megajoule × milímetro de chuva por hectare por hora de chuva (MJ.mm/ano/ha/h). Essa

etapa do processo erosivo é nomeada de *splash erosion*, ou seja, erosão por impacto ou salpicamento (Zachar, 1982; Carvalho, 1994).

Dessa maneira, o deslocamento dessas partículas por impacto de gotas de chuva promove a compactação, deixando a superfície do terreno se tornar selada, dificultando a absorção da água (Guerra et al., 2005). Portanto, é o processo inicial dentro do encadeamento completo do processo erosivo (Silva et al., 2003). Logo, esse processo é responsável pela atenuação das taxas de infiltração, consequentemente, elevando as taxas de escoamento superficial e o aumento da perda de solo (Guerra et al., 2005).

Segundo Mello et al. (2007), a condição ideal é calcular um conjunto de dados de pelo menos 20 anos de precipitação. De acordo com Val et al. (1986), determinar o fator de erosividade histórico possibilita definir a melhor época para o estabelecimento das práticas de manejo e conservação do solo, auxiliando na identificação dos meses críticos quanto à ocorrência da erosão.

Neste estudo, a erosividade da chuva foi calculada usando dados do produto Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data – CHIRPS, desenvolvido pelo Climate Hazards Group (CHG) (Schneider et al., 2013), que abrange uma área que se estende de 50° S a 50° N. Os produtos CHIRPS possuem resolução espacial de 0,05°, aproximadamente 5 km, e são baseados nas médias de precipitação por satélite.

Para a obtenção do fator R foi utilizada uma equação ajustada para o bioma Caatinga, estabelecida por Leprun (1981), como mostrado em Silva (2001).

$$R = \sigma \left(\frac{M_x^2}{P} \right) + \lambda \quad (2)$$

onde: R é a erosividade da precipitação (MJ.mm.ha/ano/h), M é o valor mensal de precipitação (mm) para o mês x , P é a precipitação total anual em mm, e σ e λ são parâmetros ajustados para as condições de intensidade da chuva para cada evento.

Para algumas regiões do território brasileiro, alguns autores encontraram boas relações por meio de equações lineares ou exponenciais (respectivamente: $y = a.x + b$ ou $y = a.x^b$, em que x é a quantidade de precipitação da chuva, y é o fator R da USLE e a e b são constantes), utilizando também dados pluviométricos (De Oliveira, 1988; Rufino et al., 1993). Neste estudo classificamos a erosividade com base na Tabela 2.

Tabela 2. Classes de interpretação para índices de erosividade.

Erosividade (MJ.mm.ha/ano/h)	Classes
$R < 250$	Erosividade Fraca
$250 < R < 500$	Erosividade Média
$500 < R < 750$	Erosividade Média a Forte
$750 < R < 1000$	Erosividade Forte
$R > 1000$	Erosividade Muito Forte

Fonte: Oliveira Júnior & Medina (1990).

3.2.2 Erodibilidade dos solos (fator K)

A erodibilidade dos solos é influenciada pelas suas características físicas e por sua resistência ao desprendimento e transporte, ocasionados pela chuva e enxurrada (Boin, 2000). Portanto, a erodibilidade é a sensibilidade do solo à erosão, influenciada pela textura, estrutura e quantidade de matéria orgânica existente no solo.

A erodibilidade do solo, representada na USLE pelo fator K, é, inquestionavelmente, mais bem determinada por meio da instalação de parcelas de perdas de solo no campo. Entretanto, uma vez que a instalação e a manutenção dessas parcelas envolvem custos consideráveis, além de demandar vários anos de coleta de dados, muitas vezes opta-se por determinar o fator K por meio de chuvas simuladas (Marques et al., 1997).

A erodibilidade foi estimada a partir do produto "OpenLandMap". Esse produto fornece a classificação da textura do solo com base no sistema United States Department of Agriculture – USDA, utilizando a metodologia do triângulo de textura dos solos. Essa classificação é amplamente utilizada para categorizar solos em diferentes classes, como areia, silte, argila e suas combinações, proporcionando uma visão detalhada da estrutura do solo em uma escala global. A Figura 2 apresenta a distribuição espacial das texturas dos solos presentes no bioma Caatinga. Neste estudo estimamos o fator K com base na textura do solo do produto OpenLand Map associando-as aos valores disponibilizados na literatura (Tabela 3) por Marques et al., (1997).

Figura 2. Distribuição espacial das texturas dos solos do bioma Caatinga usadas neste estudo.

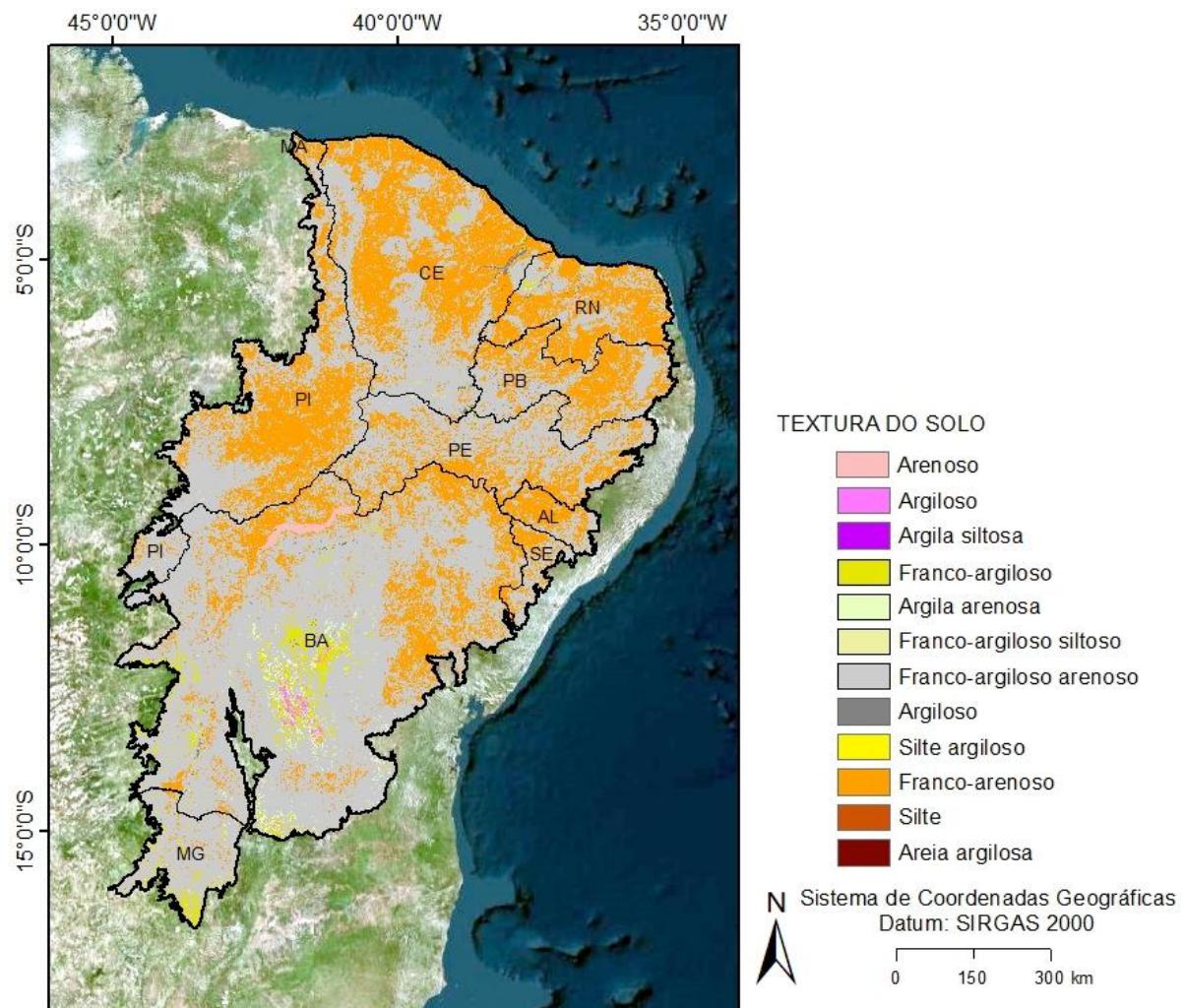


Tabela 3. Valores do fator K e as respectivas texturas do solo.

Valores de K (t/h.MJ.mm)	Fonte	Textura do solo
0,020	Albuquerque (1997)	Argiloso
0,019	Denardin (1980)	Argila Siltosa
0,009	Silva e Andrade (1994)	Argila arenosa
0,022	Eduardo et al. (2013)	Franco-argiloso
0,028	Albuquerque (1997)	Franco-argiloso Siltoso
0,018	Rodrigues do Ó (1986)	Franco-argiloso arenoso
0,025	Silva et al. (1986)	Argilos
0,030	Eduardo et al. (2013)	Silte Argiloso
0,023	Carvalho et al. (1989)	Franco-arenoso
0,035	Denardin (1990)	Silte
0,007	Bertol et al. (2002)	Areia Argilosa
0,005	Albuquerque et al. (2005)	Arenoso

Sabendo que a literatura sobre erodibilidade, no Brasil, ainda é escassa, se faz necessário a realização de pesquisas em diferentes locais, em razão das variações existentes de chuva, solo e topografia (Amaral et al., 2008). Sendo assim, esta pesquisa contribui também com o estudo e análise dessa variável aplicado ao Bioma Caatinga. Neste estudo classificamos a erodibilidade do solo com base na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação dos solos em função do fator de erodibilidade do solo (K).

Propensão à erodibilidade	Erodibilidade do solo (t.h.MJ/mm)
Erodibilidade Baixa	< 0,15
Erodibilidade Média	0,15 – 0,30
Erodibilidade Alta	> 0,30

Fonte: Carvalho (1994).

3.2.3 Comprimento e inclinação da rampa (Fator LS)

O fator topográfico (LS) é um componente crucial na USLE e desempenha um papel fundamental na avaliação da erosão do solo. Ele combina dois elementos principais: o comprimento da encosta (L) e a inclinação da encosta (S), que, juntos, influenciam a quantidade de solo que pode ser erodido em uma determinada área (Brady e Weil, 2013).

O comprimento da encosta (L) refere-se à distância ao longo da qual a água escoa antes de atingir um ponto de deposição ou infiltração, enquanto a inclinação da encosta (S) se refere à inclinação do terreno. Estudos sobre erosão indicam que as perdas de solos aumentam à medida que a inclinação do terreno também aumenta, portanto a declividade está diretamente associada à ação da gravidade. Assim, à medida que a declividade aumenta, o risco potencial de erosão também cresce significativamente. Quanto maior o comprimento e a inclinação da encosta, maior será o potencial de erosão, pois a água ganha velocidade e energia ao descer a encosta, aumentando sua capacidade de desagregar e transportar partículas de solo (Silva et al., 2007).

De acordo com Francisco et al. (2020), terrenos com encostas longas e íngremes são, portanto, mais suscetíveis à erosão, exigindo medidas de conservação mais rigorosas. O fator LS é essencial para identificar áreas de alto risco e orientar o planejamento de práticas conservacionistas, como terraceamento e cobertura vegetal, que podem reduzir a velocidade do escoamento e, consequentemente, minimizar a erosão. Compreender e manejar o fator topográfico é fundamental para a preservação do solo e a sustentabilidade ambiental (Lopes et al., 1987).

Para a realização deste estudo, foram utilizados dados topográficos da área de estudo do Multi-Error-Removed Improved-Terrain (MERIT) Hydro (Yamazaki et al., 2019). O MERIT Hydro é um mapa global de direção de fluxo, derivado da versão 1.0.3 dos conjuntos de dados de elevação e corpos d'água MERIT DEM (Modelo Digital de Elevação). Esse produto foi desenvolvido com o objetivo de corrigir erros sistemáticos comuns em DEMs usados para análises hidrológicas, e foi proposto com base em estudos geocientíficos relacionados à hidrologia fluvial realizados em escalas global e local através dos mapas de direção e acumulação de fluxo, juntamente com camadas suplementares sobre elevação e largura do canal ajustadas.

Diversos estudos globais e regionais têm demonstrado sua aplicabilidade prática como mostram os trabalhos feitos por Hengl et al. (2020) e Marešová et al. (2024) mas ainda pouco utilizado no cálculo do fator LS para USLE/RUSLE. O produto MERIT Hydro possui várias características que o tornam valioso para análises geoespaciais e modelagem topográfica, a saber:

- 1. Quanto a melhoria do dado:** O MERIT Hydro é aprimorado com correções e atualizações para fornecer uma representação mais precisa da elevação do terreno, direção e acumulação de fluxo dos rios. Isso inclui ajustes feitos com dados adicionais e técnicas avançadas de processamento.
- 2. Quanto a resolução espacial:** O produto oferece uma resolução espacial de aproximadamente 90 metros, o que proporciona uma visão detalhada da topografia da superfície terrestre. Essa resolução permite a identificação de pequenas variações no relevo, essenciais para análises precisas.
- 3. Quanto a cobertura global:** O MERIT Hydro abrange toda a superfície terrestre, oferecendo uma cobertura universal que é essencial para estudos em escala global (entre 90N e 60S).
- 4. Quanto ao formato de dados:** Os dados são disponibilizados em formato de grade, facilitando a integração com diversos Sistemas de Informações Geográficas.
- 5. Quanto a aplicações diversas:** pode ser utilizado em modelagem hidrológica, planejamento urbano e estudos ambientais, devido à sua capacidade de fornecer informações detalhadas sobre o relevo, direção e acumulação das águas dos rios.
- 6. Quanto ao acesso e disponibilidade:** Disponível como um produto de código aberto, O MERIT Hydro pode ser acessado e utilizado livremente, promovendo a

transparência e a colaboração na pesquisa e no desenvolvimento de aplicações baseadas em dados topográficos.

O fator LS depende da declividade e do comprimento da encosta, tornando-se um parâmetro essencial para quantificar a erosão gerada devido à influência na velocidade do escoamento superficial. Neste estudo, a estimativa do fator LS foi feita com base na equação aplicada por Moore e Burch (1986) e Zhang et al. (2009), ajustada para o semiárido:

$$LS = \left(\frac{V}{40,15} \right)^{0,2} \left(\frac{\sin \theta}{0,00896} \right)^{1,3} \quad (3)$$

Onde: LS é o comprimento da rampa e o fator de inclinação da encosta (%), V é o produto do acúmulo de fluxo e do tamanho da célula, θ é a inclinação em graus, ambos derivados diretamente do MERIT Hydro.

3.2.4 Uso da terra e práticas conservacionistas do solo (Fator CP)

A erosão também está bastante relacionada ao uso e ocupação de uma determinada área (C), além das práticas conservacionistas (P) existentes ou não no solo, como mostra Salomão (2012) e Silva et al. (2007). Dependendo da cobertura existente, pode haver uma facilidade da absorção da água da chuva ou a minimização dos impactos da gota da chuva ou até mesmo o contrário, aumentar o escoamento superficial devido à compactação do solo (Aguiar et al., 2021). Portanto, a vegetação tende a minimizar o impacto das gotas da água da chuva na superfície do solo, ou seja, quanto mais protegida pela cobertura vegetal o solo estiver, menor será a sua propensão à ocorrência de erosão (Pruski, 2009b).

A vegetação além de aumentar a quantidade de água interceptada, reduzindo a destruição dos agregados, a obstrução dos poros e o selamento superficial, também auxilia na estabilização do solo devido à presença das raízes das plantas, prevenindo o deslocamento e a perda de nutrientes. Sendo assim, a vegetação e os seus resíduos atuam como barreira ao escoamento, diminuindo o volume e a velocidade da enxurrada (Martins et al., 2010).

Segundo Cooper (2024), devido às práticas agrícolas inadequadas e/ou ao desmatamento, a vegetação se torna menos densa e vigorosa, fornecendo uma proteção menor ao solo. Em consequência disto, o solo é degradado, causando erosão e esgotamento

de nutrientes. Diante disto, a existência de melhorias no manejo do solo e da vegetação devem andar juntos para preservar o potencial produtivo da terra.

Sendo assim, fica evidente que o fator de práticas conservacionistas expressa a relação entre a perda de solo e a determinada prática conservacionista existente ou não no solo (Wischmeier e Smith, 1978). Deste modo, o fator de cobertura do solo na equação da USLE avalia o tipo de cobertura existente, visto que a presença ou ausência da cobertura vegetal está associada a erosão. O mesmo se aplica às práticas de conservação, que podem reduzir ou não o escoamento e, consequentemente, também contribuir com a erosão. Portanto, esses fatores são de grande importância na prevenção e controle dos agravamentos do processo erosivo.

Segundo Amorim et al. (2010), uma limitação do uso da USLE no Brasil é a falta de base de dados, que determinem valores precisos dos fatores C e P para as condições brasileiras de uso e manejo do solo. Por isso, com o auxílio do GEE, foram obtidos os produtos do sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), que está a bordo dos satélites Terra e Aqua, fornecidos pela NASA – Agência Nacional da Aeronáutica e Espaço dos Estados Unidos.

As imagens do MODIS, em específico, o produto anual MOD13A2, que mapeia o tipo de cobertura da terra, com resolução espacial aproximada de 1.000 metros, possibilita realizar uma comparação espacial e temporal coerente do uso e cobertura da terra (Testa et al., 2018).

Segundo Bertol et al. (2002a), os valores do "fator C", ou seja, a cobertura e uso do solo, variam de 0 a 1 numa escala crescente de perdas de solo, ou seja, aproximando-se de 0, são os sistemas de manejo conservacionistas, e de 1, não conservacionistas. O mesmo se aplica ao "fator P", que varia de acordo com as práticas conservacionistas, como: terraceamento, plantio em contorno, faixas de vegetação e canais de infiltração, que são projetadas para diminuir a velocidade do escoamento superficial, promover a infiltração da água no solo e reduzir a erosão. O valor do fator P também varia de 0 a 1, onde valores mais próximos de 0 indicam maior eficiência das práticas adotadas, resultando em menores perdas de solo (Bertol et al., 2002).

Tendo em vista que o fator *CP* mede a relação entre a perda de solo e a prática conservacionista associada a presença ou ausência de cobertura vegetal (Wischmeier e Smith, 1978), esse fator permite que agricultores e planejadores ambientais avaliem o impacto de diferentes técnicas de manejo e selezionem aquelas que proporcionam a maior

proteção contra a erosão, promovendo a sustentabilidade do uso da terra e a conservação dos recursos naturais a longo prazo.

Segundo Cooper (2024), a adoção de práticas conservacionistas auxiliada com a cobertura adequada da terra, são cruciais para proteger o solo. Especialmente em áreas suscetíveis à erosão, como terrenos inclinados ou regiões com altas taxas de precipitação.

Para a obtenção desse fator da USLE, foi utilizada a metodologia descrita por Silva et al. (2013) que calculou o fator C a partir do Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). O NDVI utiliza as bandas de satélite para analisar as condições da saúde/vigor da vegetação. Baseia-se nas propriedades de refletância da vegetação. Os valores de NDVI variam originalmente de -1,0 a 1,0. Os valores mais próximos de 0 representam o solo descoberto e os corpos d'água são representados por valores negativos (Symeonakis et al., 2012). Enquanto os valores próximos de 1,0 são característicos de áreas com vegetação densa e saudável, como florestas e matas nativas.

Portanto, neste estudo, o fator CP foi elaborado a partir de um índice de vegetação, derivado de imagens de satélite dos produtos NDVI MODIS de 2001 a 2020. Um NDVI médio anual da área de estudo foi calculado usando essas imagens. O NDVI é calculado usando a seguinte expressão:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{IR}) / (\text{NIR} + \text{IR}) \quad (4)$$

onde NIR é a reflexão da porção do infravermelho próximo do espectro eletromagnético e IR é a reflexão na parte superior do espectro visível.

Em uma etapa seguinte, os valores de NDVI foram usados para calcular o fator C da USLE usando uma análise de regressão linear, conforme a Eq. 5.

$$\text{NDVI}_C = \exp\left(-\alpha \frac{\text{NDVI}}{\beta - \text{NDVI}}\right) \quad (5)$$

onde α e β são parâmetros que determinam a forma da curva NDVI ajustada, α igual a 2 e β igual a 1.

Como o fator C e o NDVI são inversamente proporcionais, ou seja, quanto menor o valor do NDVI, maior o valor do fator C, e vice e vice, foi necessário fazer um ajuste nesse índice. Assim, após a aplicação da transformação de NDVI para NDVI_C, os valores desse

fator foram normalizados usando a Eq. 6. Assim, os valores mais baixos representam a vegetação de maior porte e os valores mais altos não possuem proteção do solo, ou seja, aqueles valores mais próximos de 1 representam o solo descoberto, enquanto os menores são os corpos hídricos e a vegetação de Caatinga (Symeonakis et al., 2012).

$$\text{FatorC} = \min \left(\max \left(\frac{\text{NDVI}_C - 0,5}{0,7}, 0,01 \right), 1,0 \right) \quad (6)$$

A Tabela 5 mostra a classificação das diferentes coberturas existentes na área de estudo após o cálculo do FatorC. Para o fator P, que traz informações acerca das práticas conservacionistas, foi adotado o valor 1, em razão da ausência de dados científicos que abordem sobre essa temática, como utilizado também por Schwamback et al. (2024) para o bioma Cerrado, devido à ausência de dados comprobatórios acerca das práticas conservacionistas existentes na Caatinga. Então para o cálculo da USLE não serão levados em consideração as práticas conservacionistas do solo como: terraceamento e plantio em contorno para quantificar as perdas de solos.

Tabela 5. Classificação dos diferentes usos do fator CP através dos valores de NDVI.

Valores	Classificação
0,11 – 0,30	Caatinga arbórea
0,31 – 0,40	Caatinga arbórea- arbustiva
0,41 – 0,50	Caatinga arbustiva
0,51 – 0,60	Agricultura
0,61 – 1,0	Solo exposto

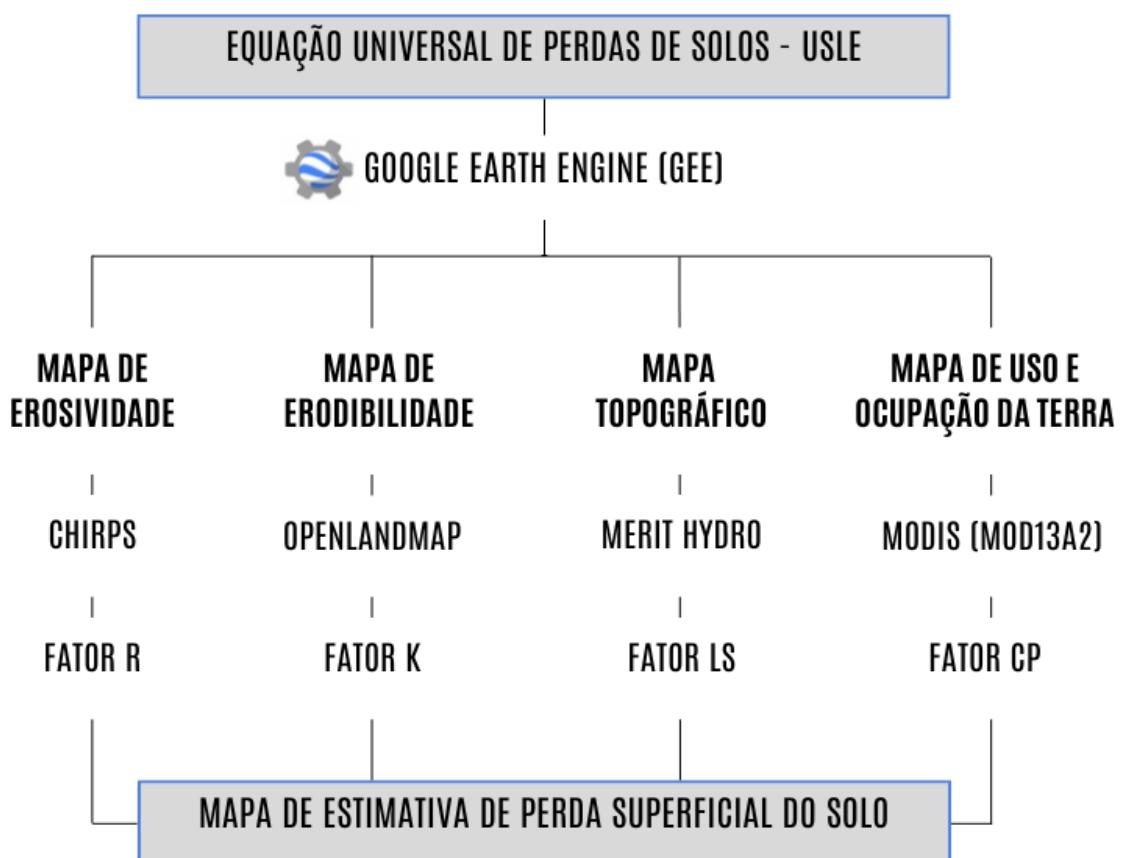
Vale a pena salientar que devido a diferença dos intervalos dos valores de NDVI (-1 a 1) e no fator CP (0 a 1) foi necessário fazer uma adaptação no script do GEE para desconsiderar os valores negativos de NDVI, aqueles que representam áreas impermeáveis, visando evitar inconsistências físicas ao calcular as equações de NDVI_C e FatorC.

A tabela de classificação mostra que aqueles valores entre 0,11 a 0,5 representam áreas que possuem vegetação rala, pastagens, agricultura recente, enquanto valores maiores que 0,5 são aqueles com vegetação densa, floresta, mata fechada.

3.3 Modelagem ambiental usando o GEE

De acordo com Barbosa et al. (2015), a USLE consegue identificar as áreas potencialmente erosivas, fornecendo uma estimativa de áreas com maior ou menor susceptibilidade erosiva e, por isso, tem sido usada em todo o mundo. E para a obtenção de dados nesta modelagem a plataforma do GEE e múltiplos produtos de sensoriamento remoto foram utilizados, conforme ilustra a Figura 3.

Figura 3. Etapa operacional da USLE



Como foi dito anteriormente, para calcular a USLE é necessário a obtenção de fatores responsáveis pelo processo erosivo. Sendo assim, por meio do GEE e de imagens orbitais foi possível a estimativa de cada um desses fatores, e a partir daí, realizar a uniformização das resoluções espaciais de cada produto (Tabela 6).

Tabela 6. Resoluções espaciais aproximadas de cada uma das fontes de dados usadas para gerar os fatores da USLE.

Fator da USLE	Resolução espacial
Erosividade da chuva (R)	5.000 m
Erodibilidade dos solos (K)	250 m
Comprimento e declividade de rampa (LS)	90 m
Uso e conservação da terra (CP)	1.000 m

Tendo em vista o tamanho da extensa área de estudo e a necessidade de compatibilidade nas resoluções espaciais das imagens para calcular a USLE, foi necessário padronizar as resoluções espaciais. Então, depois de calcular cada fator separadamente, foi necessário deixar os fatores na mesma escala, permitindo multiplicação célula a célula, pixel a pixel, sem erros de alinhamento, evitando problemas de distorção nos resultados.

Mas esse procedimento trouxe limitações, como as perdas de detalhes nos fatores de alta resolução: K (250 m) e LS (90 m). E ao reamostrar para 500 m, as pequenas áreas muito suscetíveis à erosão podem desaparecer na média do pixel e/ou ocorrer a suavização de relevos, diluindo as áreas críticas de erosão. De modo geral, ocorre o risco de generalização excessiva, transformando as áreas heterogêneas, simplificando e reduzindo a representatividade da área de estudo. Ou seja, isso tende a subestimar a perda real de solo em áreas críticas. Em contrapartida, como o objetivo do trabalho é analisar a erosão em toda a extensão do Bioma Caatinga, 500 m mantém a consistência espacial, viabilidade computacional e coerência com os fatores de menor resolução. Então essa resolução equilibra compatibilidade e viabilidade computacional em escala de bioma.

Após tornar viável o processamento da área de estudo, especificando a nova resolução desejada, por meio da reamostragem (500 metros) dos fatores R, K, LS, CP no *script* do GEE, foi possível aplicar a USLE. Os códigos utilizados para a elaboração deste estudo podem ser acessados no final do trabalho, após as referências, no apêndice (a partir da pág. 82).

A modelagem pode não ser a melhor alternativa para a medição real mas é uma excelente ferramenta para entender as variáveis associadas ao processo das perdas de solos e analisar as variações entre os dados espaciais e/ou temporais. Isto só é possível devido as técnicas de sensoriamento remoto que vêm melhorando, nos últimos anos, a disponibilidade de dados de alta resolução temporal para longos períodos de tempo, que aumentou com o

desenvolvimento de algoritmos geoestatísticos que fazem interpolações espaciais, contribuindo, dessa forma, com a elaboração de mapas, especialmente os de erosividade regionais, nacionais e continentais, como por exemplo: Espanha (Angulo-Martinez et al., 2009), Suíça (Meusburger et al., 2012; Schmidt et al., 2016), Itália (Borrelli et al., 2016a), Coreia (Risal et al., 2016), Brasil (Oliveira et al., 2013) e Europa (Panagos et al., 2015a). Sendo assim, por meio do sensoriamento remoto é possível mapear o espaço ao longo do tempo (Negri e Mendes, 2020), o que contribuiu com a popularidade da USLE, possibilitando uma boa aplicabilidade e confiabilidade de estimativas de perda de solo (Risse et al., 1993). Portanto, tornou-se o modelo padrão de muitas pesquisas sobre a conservação do solo (Morgan, 2005).

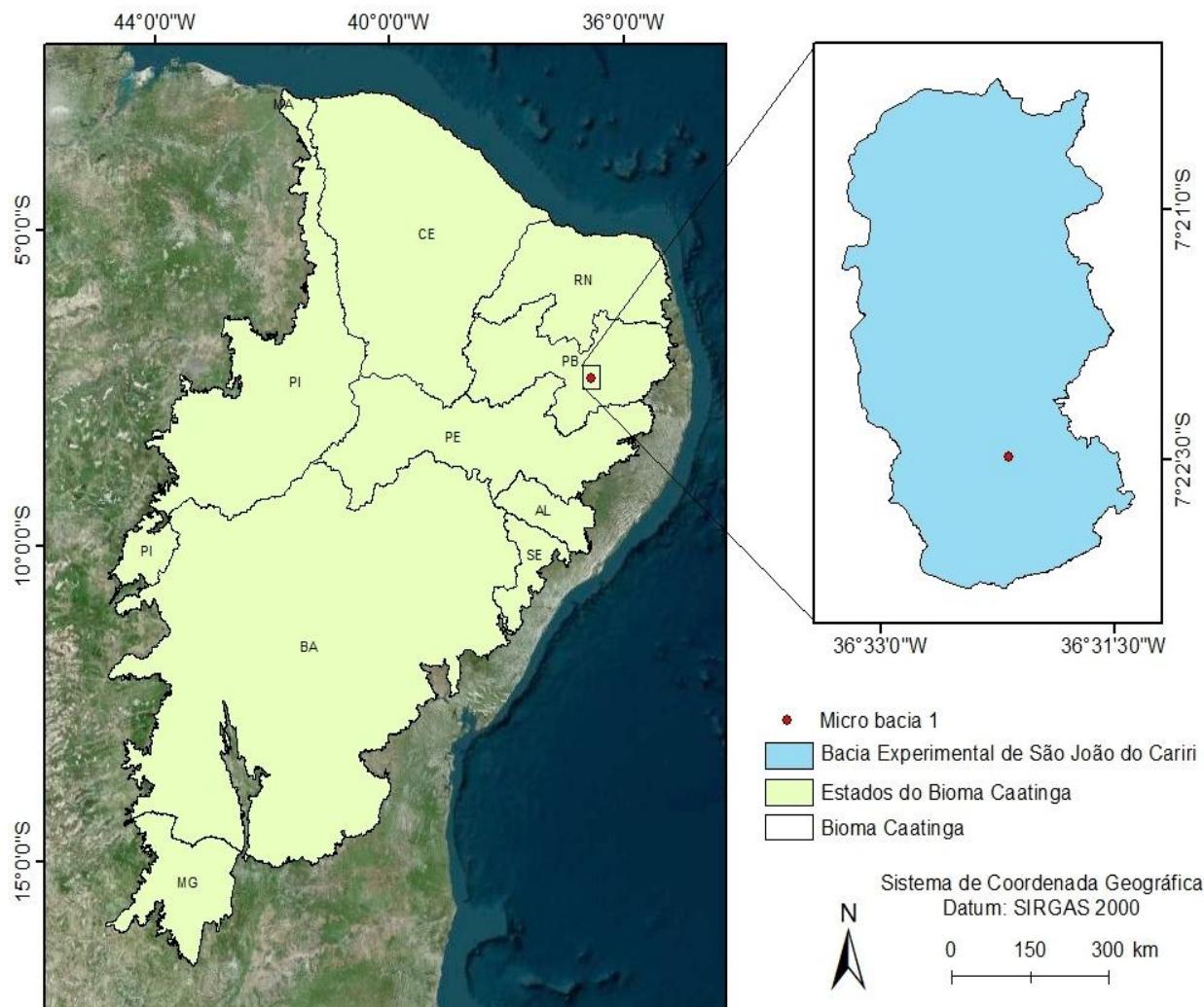
3.4. Validação do modelo USLE

Para validar as perdas de solo estimadas pela USLE, usamos como base os dados coletados na Bacia Experimental de São João do Cariri (Bacia Escola), localizada no município de São João do Cariri, na coordenada 7º 22' de latitude Sul e 36º 31' de longitude Oeste (Figura 4). Essa bacia foi definida no projeto de Implantação de Bacias Experimentais no Semi-árido (IBESA), que visou a implantação de bacias experimentais em universidades federais do Nordeste do Brasil. Essas bacias têm como objetivo monitorar os processos hidrológicos e os balanços hídrico e energético em diferentes escalas temporais, além de aprofundar o conhecimento sobre a dinâmica hidrológica do bioma Caatinga.

No que tange o procedimento de validação, esse por sua vez, é um importante processo que ajuda a garantir a confiabilidade dos resultados estimados pelos modelos. Esse método assegura que o modelo preditivo prevê dados de maneira eficiente, avaliando a performance do modelo em relação a um conjunto de dados, sendo essencial para evitar problemas como a superestimação e/ou subestimação desses dados.

As bacias experimentais são constituídas de parcelas de erosão, microbacias e sub-bacias dentro de uma bacia hidrográfica, que são controladas e onde são monitoradas as variáveis hidroclimáticas, como precipitação, escoamento, vazão, perda de solos, uso do solo, evaporação, evapotranspiração, entre outros. Esses fatores precisam ser quantificados para melhor entender seus comportamentos e as melhores maneiras de gerenciar os fenômenos.

Figura 4. Localização geográfica da Bacia de São João do Cariri.



Os dados de perdas de água e solos foram usados com o intuito de comparar o desempenho entre os dados simulados pela USLE e os observados em campo. Esses dados foram coletados na microbacia 1 (MB1), que está inserida na sub-bacia 3 (SB3) (Figura 5). A MB1 foi escolhida, devido ao fato de possuir grande número de eventos observados de lâmina escoada e erosão (172 registros de eventos de chuva) para o período entre 2001 e 2008.

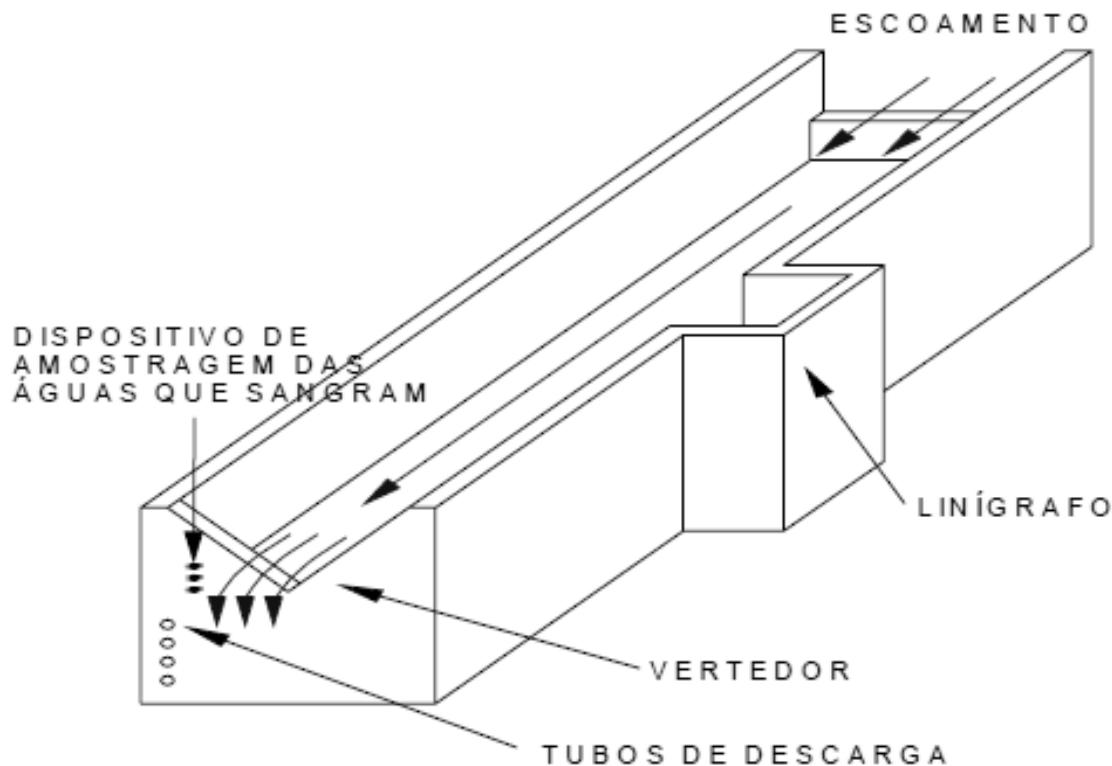
A MB1 possui uma área de aproximadamente 0,18 hectares, declividade média de 7,5%, vegetação típica de Caatinga, mas em sua maior parte está descoberta. É equipada com coletores de sedimentos e escoamento com capacidade de 2300 litros, terminando em um vertedouro triangular de 90° projetado para suportar a vazão máxima esperada de 270 litros por segundo. Registradores de nível de água foram utilizados para registrar o nível da água nos coletores e a lâmina sobre o vertedouro (Figura 6). Os sedimentos que passavam

com o fluxo sobre o vertedouro eram amostrados por meio de um mecanismo de sifão em três pontos localizados em intervalos de 10 cm a partir do nível da crista do vertedouro. A mistura de água e sedimentos sifonada era coletada em recipientes auxiliares fechados, e a concentração de sedimentos no escoamento do vertedouro era determinada por meio da amostragem da mistura acumulada.

Figura 5. Vista aérea da SB3, MB1 e da rede drenagem.



Figura 6. Vista parcial da fossa de sedimentação instalada em cada MB1.



O vertedor foi dimensionado para uma vazão máxima de $0,27 \text{ m}^3/\text{s}$, o que corresponde à lâmina escoada provocada por cada evento de chuva com intensidade de 100 mm/h que escoa sobre uma superfície de 1 ha, com uma velocidade média de 0,2 a 0,3 m/s no canal da fossa (Figura 7). A quantidade de sedimento retida nos coletores era determinada por amostragem em diferentes estágios da drenagem e limpeza dos coletores ao final de cada evento.

O volume total de escoamento superficial era estabelecido a partir do hidrograma gerado, e a erosão do solo determinada pelo produto da concentração média de sedimentos e o volume de escoamento. O volume total escoado é calculado pela soma do total que passa pelo vertedor e aquele que fica retido na fossa. A avaliação da produção total de sedimentos na microbacia é baseada em amostragem realizada no material retido na fossa (em suspensão e depositado no fundo) e no fluxo vertente.

Figura 7. Vista do exutório da MB1 utilizada para coleta de dados sedimentológicos.



4. RESULTADOS

Como dito anteriormente, com o auxílio do sensoriamento remoto e o geoprocessamento em nuvem foram obtidos, respectivamente, os mapas de erosividade, erodibilidade, fator topográfico, além do uso e cobertura do solo para o bioma Caatinga. Posteriormente, aplicamos essas variáveis na equação da USLE, e assim, obtivemos por meio do GEE a estimativa da perda de solos para a área de estudo ao longo de período de 2001–2020.

4.1 Variabilidade espaço-temporal da erosividade da precipitação

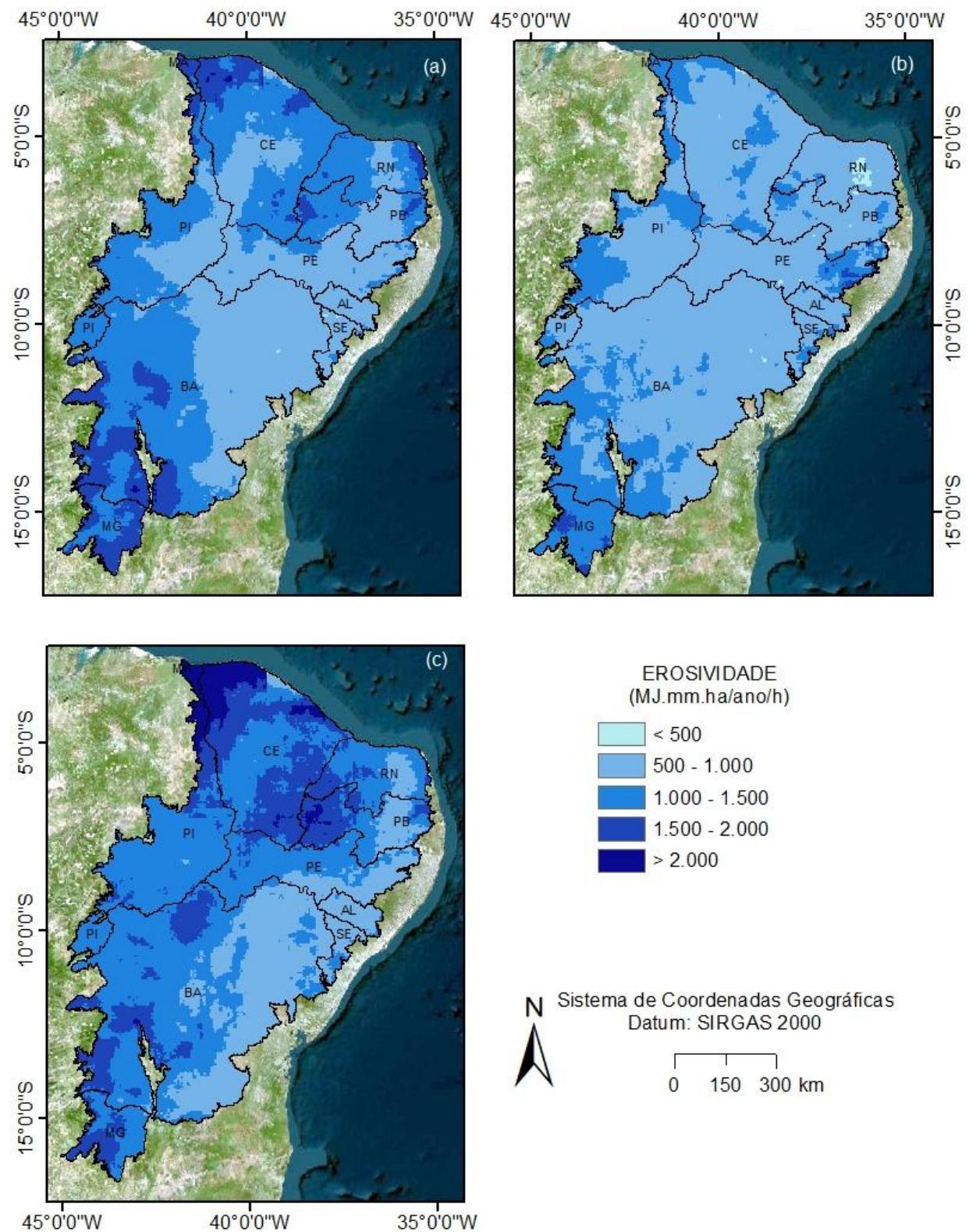
A erosividade é a capacidade de deterioração do solo através da gota de água da chuva. Sabendo disso, foram elaborados mapas (Figura 8) da variabilidade espaço-temporal da erosividade causada pela precipitação estimada a partir das imagens do CHIRPS, respectivamente, nos anos de 2001 (a), 2010 (b) e 2020 (c).

Ao observar o mapa abaixo, é possível visualizar que em 2001 a área com maiores índices de erosividade estão localizados nas porções norte e sul do bioma, mais precisamente nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e uma parte da Bahia e Mina Gerais. Enquanto, as áreas com menores valores de erosividade estão situadas principalmente no leste da Bahia e grande parte de Pernambuco, Alagoas e Sergipe.

No ano de 2010, as áreas com maior erosividade estão situadas na porção sul do bioma, sobretudo, na Bahia e Minas Gerais. Além disso, áreas pontuais e dispersas com menores valores de erosividade foram registrados principalmente no Rio Grande do Norte. Com relação aos resultados de erosividade para o ano de 2020, comparado aos anteriores, foi o que registrou maior a erosividade da chuva, possuindo os maiores valores principalmente no norte do bioma, no Ceará, Piauí e Maranhão.

De modo geral, os valores de erosividade variaram entre média a forte ($500 < R < 1000$) e muito forte ($R > 1000$). Essa classificação de erosividade é utilizada em muitos trabalhos brasileiros, principalmente em regiões semiáridas e foi atribuída por Oliveira Júnior & Medina (1990).

Figura 8. Erosividade da chuva estimada para o bioma Caatinga em 2001, 2010 e 2020.



A Tabela 7 apresenta os valores estatísticos da média e desvio padrão para o fator de erosividade em 2001, 2010 e 2020. A análise dessa tabela revela que, entre os estados avaliados, o Ceará apresentou a maior média de erosividade da precipitação (1.644 MJ.mm.ha/ano/h), seguido por Minas Gerais (1.576) e Piauí (1.440,45). Esses valores indicam maior potencial erosivo das chuvas, possivelmente associado a eventos pluviométricos mais intensos e concentrados. Em contrapartida, os menores valores médios foram registrados em Alagoas (0.688) e Sergipe (0. 736,77), sugerindo menor energia das precipitações para provocar desagregação e transporte de partículas do solo. Observa-se também que, em alguns estados, como Minas Gerais e Piauí, a erosividade manteve-se elevada ao longo dos anos, com variações interanuais, enquanto em outros, como Alagoas e Sergipe, a variação foi menos acentuada. Essa heterogeneidade espacial evidencia a importância de considerar as particularidades climáticas e geográficas de cada estado na adoção de práticas de manejo e conservação do solo, visando reduzir os impactos da erosão hídrica no Semiárido e regiões adjacentes.

Tabela 7. Estatísticas da erosividade por estado para anos de 2001, 2010 e 2020.

Estados	Erosividade (MJ.mm.ha/ano/h)							
	2001		2010		2020		Média	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP		
Alagoas	688.78	122	799.88	147	812.86	104	767.173	
Bahia	1099.60	348	880.33	183	1163.37	280	1047.77	
Ceará	1227.71	287	873.00	158	1644.84	374	1248.52	
Minas Gerais	1576.34	143	1392.71	117	1427.28	180	1465.44	
Paraíba	1110.02	292	841.04	167	1335.01	395	1095.36	
Pernambuco	873.29	149	841.31	246	1148.68	239	954.427	
Piauí	1128.77	235	974.42	128	1440.45	318	1181.21	
Rio Grande do Norte	1182.77	214	767.26	163	1281.72	256	1077.25	
Sergipe	736.77	170	865.88	191	874.76	156	825.803	

Em relação ao DP (desvio-padrão), indicador da dispersão dos dados em torno da média, destacaram-se o Ceará (374), Paraíba (395) e Bahia (348), indicando elevada variabilidade interanual na intensidade e distribuição da erosividade. Em contrapartida, Alagoas (122) e Minas Gerais (143) apresentaram menor variabilidade, sugerindo um regime pluviométrico mais estável. Essa elevada variabilidade pluviométrica pode ser atribuída à localização geográfica do bioma, uma vez que o Semiárido nordestino apresenta acentuada variabilidade espacial e temporal das chuvas (Marengo et al., 2011), o que contribui para os

altos valores de desvio-padrão e médias, especialmente em 2020. Essa oscilação pode estar associada à influência de eventos climáticos extremos, como secas e precipitações concentradas, típicos do Semiárido. Essa diferença ressalta a necessidade de estratégias de manejo adaptadas à variabilidade climática de cada estado.

4.2 Análise espacial da erodibilidade dos solos

Ao analisar o mapa de erodibilidade do solo do bioma Caatinga (Figura 9) é possível observar que boa parte da extensão do bioma possui solos extremamente propensos à erosão. Os resultados mostram que as porções norte e leste do bioma possuem os maiores valores, variando de 0,022 a 0,025, onde estão situados os estados do Ceará, Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba e Alagoas.

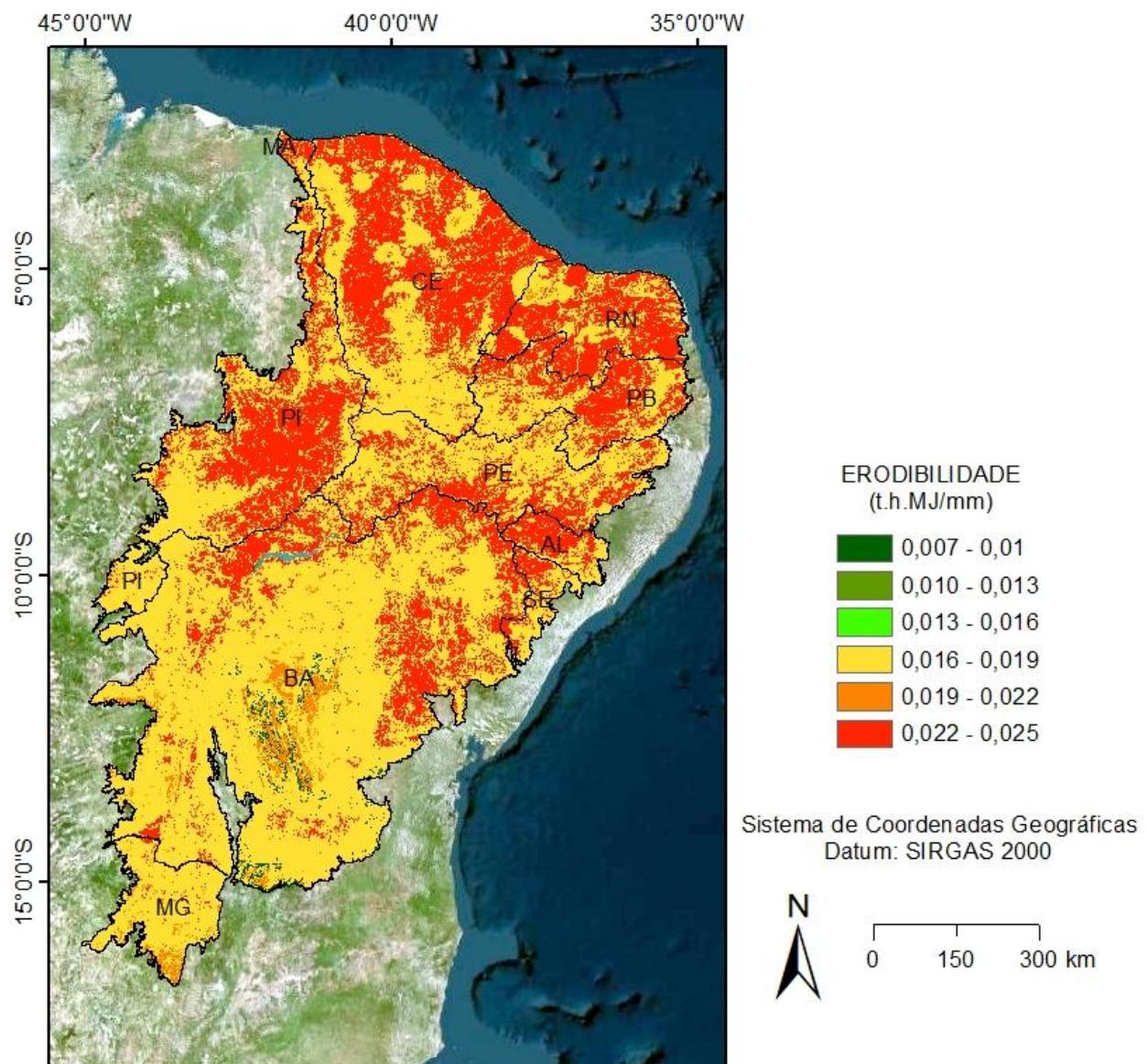
Os valores do fator K são muito variáveis devido à variedade de tipos de solos além de suas diversas características físicas e químicas, não sendo aconselhado estimar um valor, exclusivamente, de acordo com a classificação do solo (El-Swaify e Dangler 1982, Silva et al., 1997). Sendo assim, é importante analisar esse mapa conjuntamente com o mapa da distribuição espacial das texturas dos solos do bioma Caatinga anteriormente citado. A textura do solo mostra como a distribuição das frações granulométricas (areia, silte e argila) influencia diretamente a susceptibilidade do solo à erosão hídrica. E as áreas mais propensas à erodibilidade estão associadas as texturas franco-argiloso-arenoso e franco-arenoso.

O solo franco-argiloso-arenoso possui uma melhor agregação estrutural, isso significa que é possível reduzir a erosão superficial se a estrutura estiver bem desenvolvida. No entanto, a argila dispersa, especialmente se o solo for ácido ou pobre em cálcio, pode favorecer o selamento superficial, reduzindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial. Portanto, solos com essa textura têm risco intermediário a alto de erosão, especialmente em áreas com cobertura vegetal reduzida, mas, se a estrutura for estável, a erosão pode ser moderada e se o solo estiver degradado, a erosão aumenta consideravelmente (Silva et al., 2012).

Enquanto o solo franco-arenoso possui uma alta permeabilidade, ou seja, a infiltração da água ocorre facilmente. Porém possui uma maior facilidade de desagregação, possuindo uma alta susceptibilidade à erosão laminar, quando o solo está descoberto. Sendo assim, perdem rapidamente a camada superficial fértil, pois as partículas de areia não retêm bem os agregados do solo. Segundo Wischmeier e Smith (1978), os solos arenosos, principalmente os de textura franco-arenosa, são muito vulneráveis à erosão quando

associados à declividade e a ausência de cobertura vegetal. Mas apesar dessas características físicas naturais serem propícias à erosão, os valores de erodibilidade da área de estudo mostraram que se classificam em erodibilidade baixa ($K < 0,15$), segundo a classificação proposta por Carvalho (1994).

Figura 9. Estimativa da erodibilidade com base na textura dos solos para o bioma Caatinga.



4.3 Análise da distribuição espacial do fator topográfico

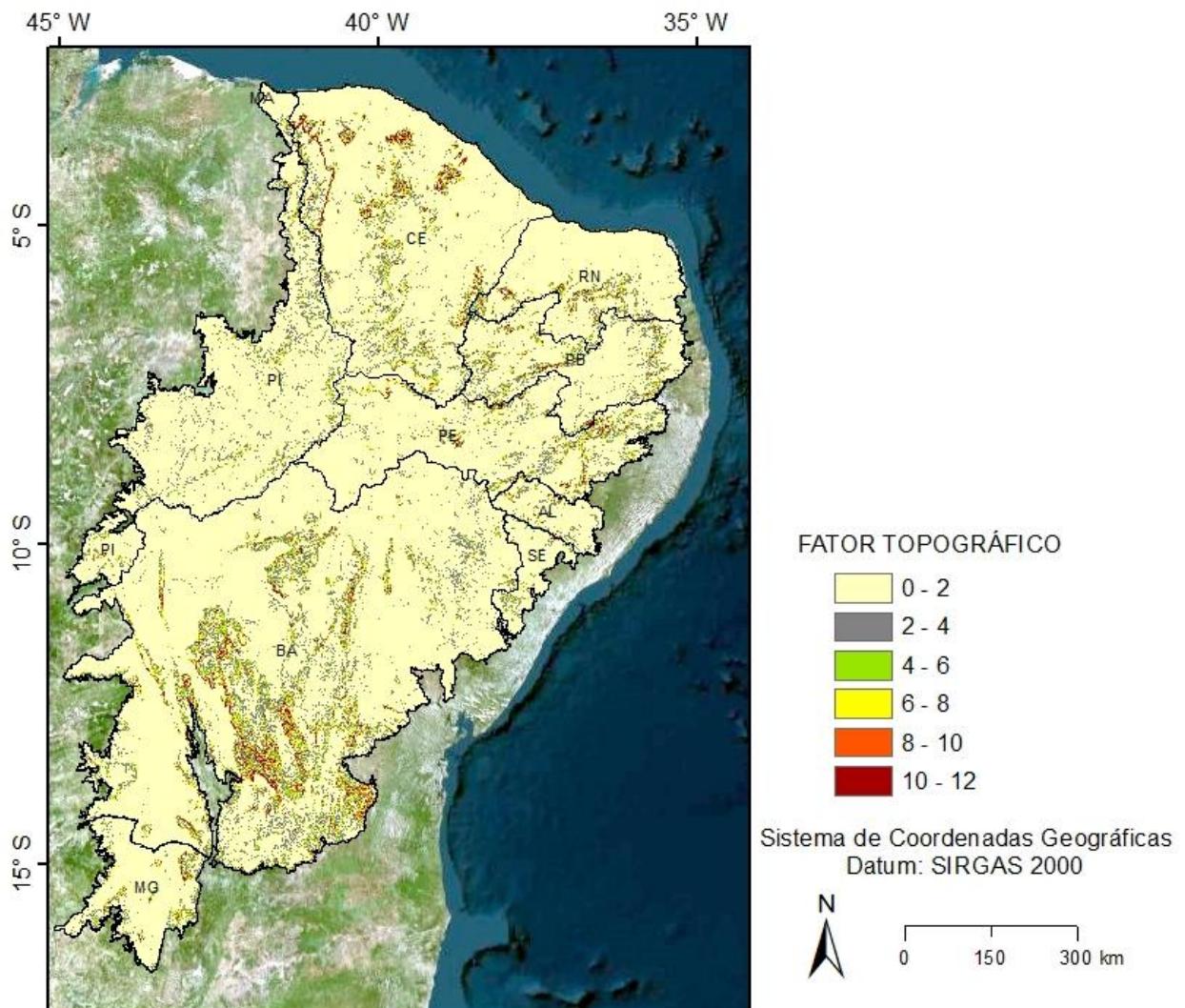
A Figura 10 apresenta o mapa da distribuição geográfica da estimativa do fator topográfico para o bioma Caatinga. Os resultados mostram que há uma variação das altitudes no bioma Caatinga, e que possuem um impacto significativo na distribuição e na composição da vegetação. Em altitudes mais elevadas, o clima tende a ser mais ameno e úmido, o que favorece a presença de vegetação mais densa e diversificada, como a caatinga arbórea. Essas áreas de maior altitude frequentemente mantêm um ecossistema mais estável e menos suscetível à degradação devido à menor pressão para conversão em áreas agrícolas.

Por outro lado, em altitudes mais baixas e em regiões de relevo plano, a temperatura é mais alta e as condições podem ser mais secas, o que favorece a expansão de gramíneas e Cerrado. Essas áreas são frequentemente mais suscetíveis à transformação para pastagens e agricultura devido à sua topografia favorável para essas atividades. Assim, a variação latitudinal no bioma Caatinga não apenas determina o tipo de vegetação predominante, mas também influencia a dinâmica do uso da terra e a conservação ambiental.

A variação do fator topográfico na Caatinga influencia significativamente o uso e a ocupação do solo. Diferentes altitudes e inclinações afetam a distribuição da vegetação e a viabilidade de atividades agrícolas. Áreas de topografia acidentada e alta podem ser menos adequadas para agricultura e pastagens, preservando mais a vegetação nativa, como a caatinga arbórea. Em contraste, regiões de relevo mais plano e baixo tendem a ser mais suscetíveis à conversão em áreas agrícolas e pastoris. Essas variações topográficas, portanto, modulam a resistência da vegetação nativa e a dinâmica do uso da terra no Bioma Caatinga.

O mapa evidenciou que o bioma Caatinga não possui muita declividade elevada, a maior extensão é composta por relevos planos, suave-ondulados e ondulados. Prado (1995), e Araújo e Sousa (2011) informam que no relevo de maior declividade predominam solos rasos, enquanto no relevo intermediário prevalecem solos medianamente rasos, que dispõem, com frequência, de grande quantidade de pedras e cascalhos na superfície, evidenciando, dessa maneira a possibilidade da existência de perdas de solos devido a esse fator.

Figura 10. Mapa do fator topográfico para o bioma Caatinga.



4.4 Variabilidade espaço-temporal do uso e manejo da terra

Identificar os usos e coberturas existentes no bioma Caatinga e suas práticas conservacionistas é essencial para possibilitar a estimativa da perda de solos, tendo em vista que o tipo de vegetação e/ou a cobertura, além da existência ou não de práticas conservacionistas, vão influenciar diretamente no impacto causado pela gota da chuva ou pelo escoamento superficial no solo, ou seja, aumentando ou minimizando a erosão.

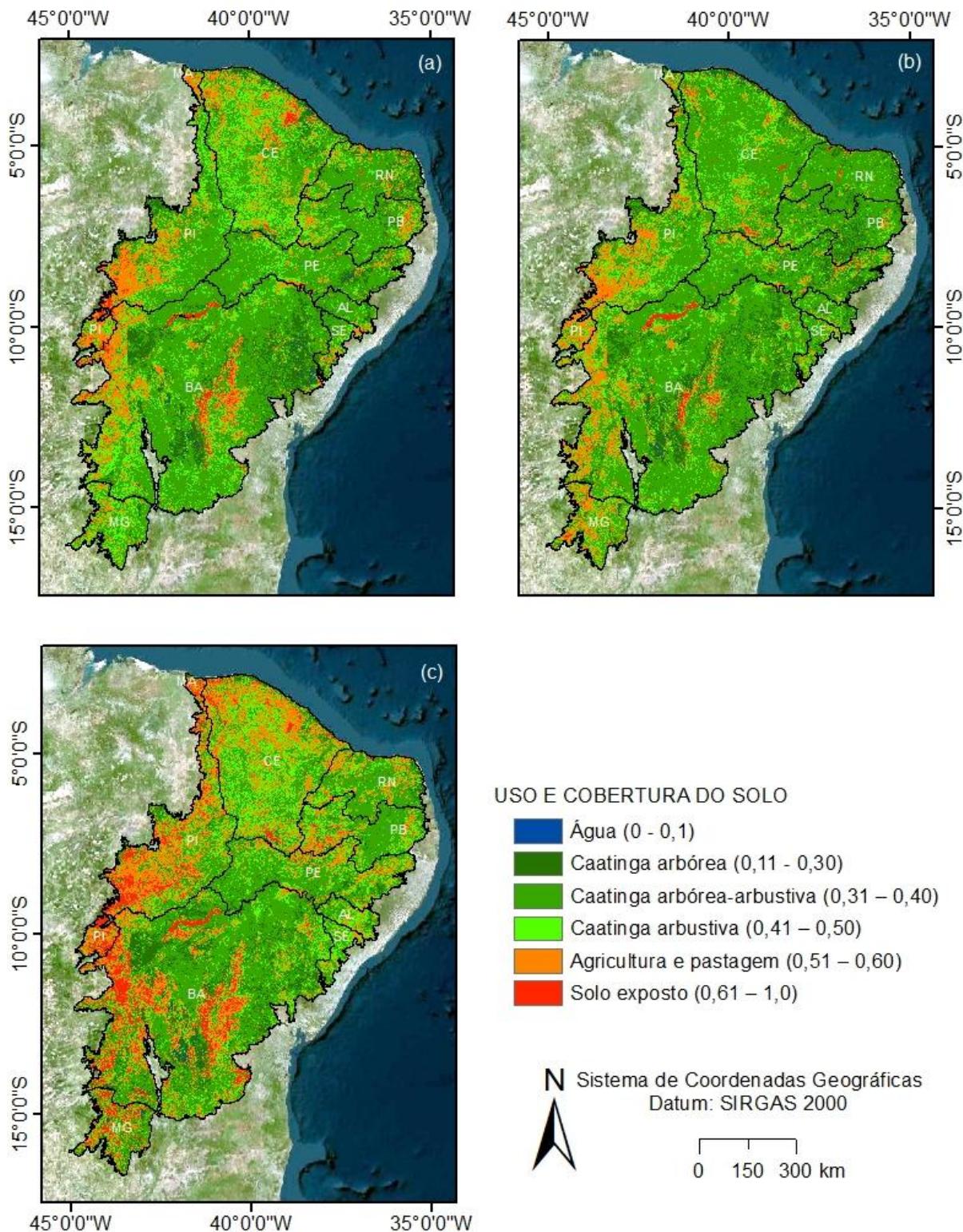
A Figura 11 mostra os mapas de uso e cobertura da terra do bioma Caatinga para os anos de 2001, 2010 e 2020. Os resultados obtidos em 2001 (Figura 11a) revelam a presença das classes Caatinga arbórea, arbóreo - arbustiva e arbustiva, predominantemente no centro da área de estudo, com algumas áreas pontuais destinadas à agricultura. Em 2010 (Figura 11b), observa-se um aumento na área de caatinga arbórea e redução de caatinga arbustiva. Já em 2020 (Figura 11c), as áreas com vegetação caatinga arbórea e arbóreo-arbustiva diminuíram consideravelmente, enquanto houve o aumento exponencial da caatinga arbustiva.

A Tabela 8 apresenta a área em km² e o percentual de cada uso e ocupação da terra no bioma Caatinga para os anos de 2001, 2010 e 2020. Essa tabela expõe as modificações espaciais ocorridas na área de estudo. A análise do uso e ocupação da terra no bioma Caatinga entre 2001, 2010 e 2020 revela mudanças significativas. Em todos os anos, a categoria com maior área foi a “Caatinga arbóreo-arbustiva”, representando 53% em 2001 e 58% em 2010. Contudo, em 2020, houve expressiva redução para 41%, indicando perda de áreas dessa vegetação. Em contrapartida, a agricultura apresentou aumento relevante: de 15% em 2001 para 14% em 2010, seguido de um salto para 24% em 2020, tornando-se o segundo maior uso no último período.

Tabela 8. Uso e ocupação da terra em km² no bioma Caatinga para os anos de 2001, 2010 e 2020.

Uso e ocupação do solo	2001		2010		2020	
	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%
Agricultura	133.223	15	116.733	14	203.240	24
Água	3.642	1	2.222	1	2.434	1
Caatinga arbórea	85.615	10	100.619	12	81.338	9
Caatinga arbórea- arbustiva	455.730	53	503.320	58	350.319	41
Caatinga arbustiva	166.475	19	127.490	15	159.273	18
Solo exposto	18.315	2	12.616	1	66.396	8
Total	863.000		863.000		863.000	

Figura 11. Mapa da variabilidade espaço-temporal do uso e manejo da terra para o bioma Caatinga.



Os resultados mostram ainda que a classe “Caatinga arbustiva” também apresentou variações, caindo de 19% em 2001 para 15% em 2010 e subindo para 18% em 2020. Já a “Caatinga arbórea” sofreu queda considerando todo o período, passando de 10% em 2001 para 12% em 2010, e recuando a 9% em 2020. O dado mais expressivo de mudança foi o aumento de “Solo exposto”, que passou de apenas 2% em 2001 para 8% em 2020, sugerindo processos de degradação e desmatamento. As áreas da classe “Água” se mantiveram praticamente estáveis, com pequenas variações. Em síntese, nota-se uma tendência de expansão da agricultura e do solo exposto às custas da redução das áreas de vegetação nativa, especialmente da Caatinga arbóreo-arbustiva.

Pode-se destacar que as mudanças no uso da terra, impulsionadas pela agricultura e crescimento populacional, alteraram significativamente a paisagem, causando aumento da erosão do solo. Sabendo disso, o crescimento populacional pode acarretar um problema de segurança alimentar. Tendo em vista que, consequentemente, haverá um aumento na demanda mundial por alimentos trazendo mudanças no uso e cobertura da terra, impulsionadas principalmente pelo desmatamento e expansão agrícola (Eekhout e de Vente 2022). Fica evidente que a adequada cobertura é essencial para manter a integridade do solo e prevenir a degradação.

Segundo Oliveira et al. (2015), as extensas mudanças no uso da terra ocasionam transformações nos padrões de escoamento e aumentam a perda dos solos ameaçando a segurança hídrica e alimentar. Sendo assim, a gestão adequada do uso e cobertura do solo é primordial para promover a conservação dos recursos naturais, garantir a sustentabilidade das atividades agrícolas e do uso da terra e minimizar a perda de solo (Aguiar et al., 2021).

4.5 Validação do modelo USLE

Para a validação da USLE, como dito anteriormente, foram utilizados dados observados produzidos na MB1 na BESJC, para comparar esses dados com os valores estimados pelo modelo. Para analisarmos a validação do modelo USLE inicialmente verificou-se a relação entre a precipitação e a erosividade estimada.

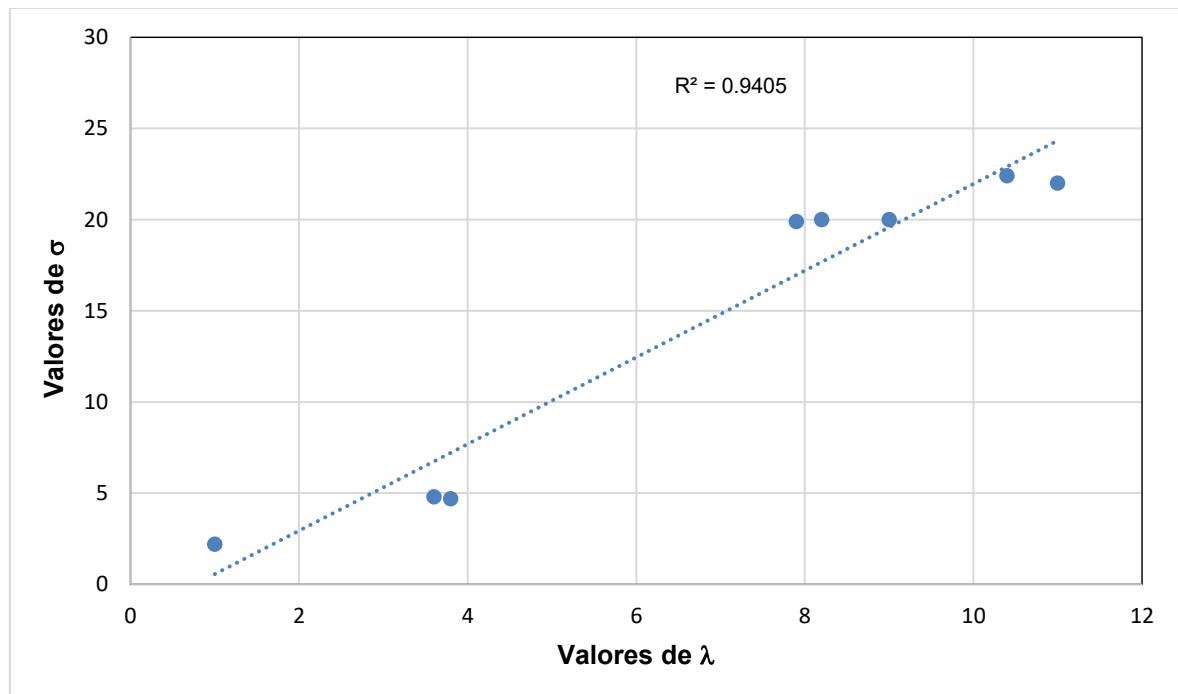
Os resultados ressaltam uma alta variabilidade da precipitação anual, com valores de σ variando em dois grupos, um de 0 a 5 e outro de 20 a 22, enquanto os valores de λ variaram de 1 a 4 e de 8 a 11, como evidencia a tabela 9. Esses valores reforçam o papel decisivo das chuvas intensas como principal fator de potencial erosivo na área estudada.

A Figura 12 apresenta a relação entre os valores dos coeficientes médios do fator R ajustados (σ e λ) para as condições da erosividade estimadas para a MB1. Os resultados evidenciam uma ótima correlação linear ($R^2 = 0,94$). Os resultados obtidos indicam uma forte correlação positiva entre a quantidade de chuva e a energia erosiva das precipitações. Isso significa que aproximadamente 94% da variabilidade da erosividade pode ser explicada pelos valores de precipitação, o que reforça a relevância da chuva como fator determinante na dinâmica da erosão hídrica. Baixos valores de precipitação geram menor erosividade, sugerindo que eventos de baixa intensidade não contribuem de forma relevante para o processo erosivo na região. No geral, o modelo demonstrou bom desempenho e pode ser útil na estimativa da erosividade com base na precipitação, especialmente em análises de conservação do solo.

Tabela 9. Valores dos coeficientes σ e λ ajustados do fator R para a MB1 da BESJC

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
σ	2,2	19,9	4,7	20	20	22	4,8	22,4
λ	1,0	7,9	3,8	8,2	9	11	3,6	10,4

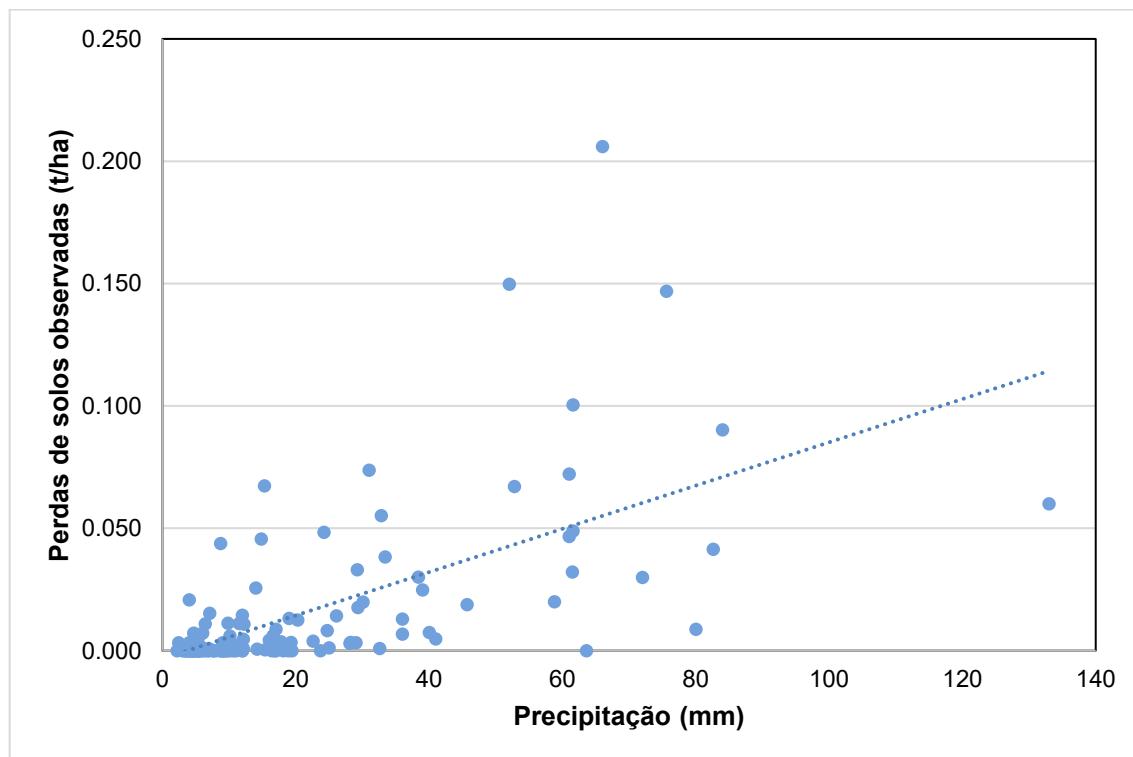
Figura 12. Relação entre os valores de σ e λ ajustados para as condições da erosividade estimada para a MB1 em São João do Cariri.



Após o bom ajuste entre a precipitação e a erosividade, analisamos a relação entre a precipitação observada e a perda de solo observada para a MB1 (Figura 13). Os resultados mostram que os maiores valores observados de erosão foram registrados entre 0,1 e 0,2 (t/ha), enquanto a precipitação variou de 40 a 100 mm. Como essa microbacia é mantida em grande parte desmatada, isto mostra que há influência direta da cobertura vegetal sobre as perdas de solo e água. Logo, esses dados podem ser utilizados para representar os processos de erosão nessa área de estudo.

O potencial de erosão hídrica de determinado local ou região pode ser caracterizado por meio da avaliação da erosividade das chuvas e sua distribuição temporal (Cogo et al., 2003). Com o objetivo de verificar a influência do índice de erosividade na erosão dos solos na Caatinga, foi determinada a erosividade anual e mensal da chuva na MB1. A Figura 13 mostra a relação entre a precipitação observada (mm) e a erosividade estimada (MJ.mm.ha/ano/h). A precipitação anual apresentou-se de forma irregular ao longo do período estudado, sempre um ano com baixo valor, seguido de outro com alto valor, refletindo diretamente nos valores de erosividade.

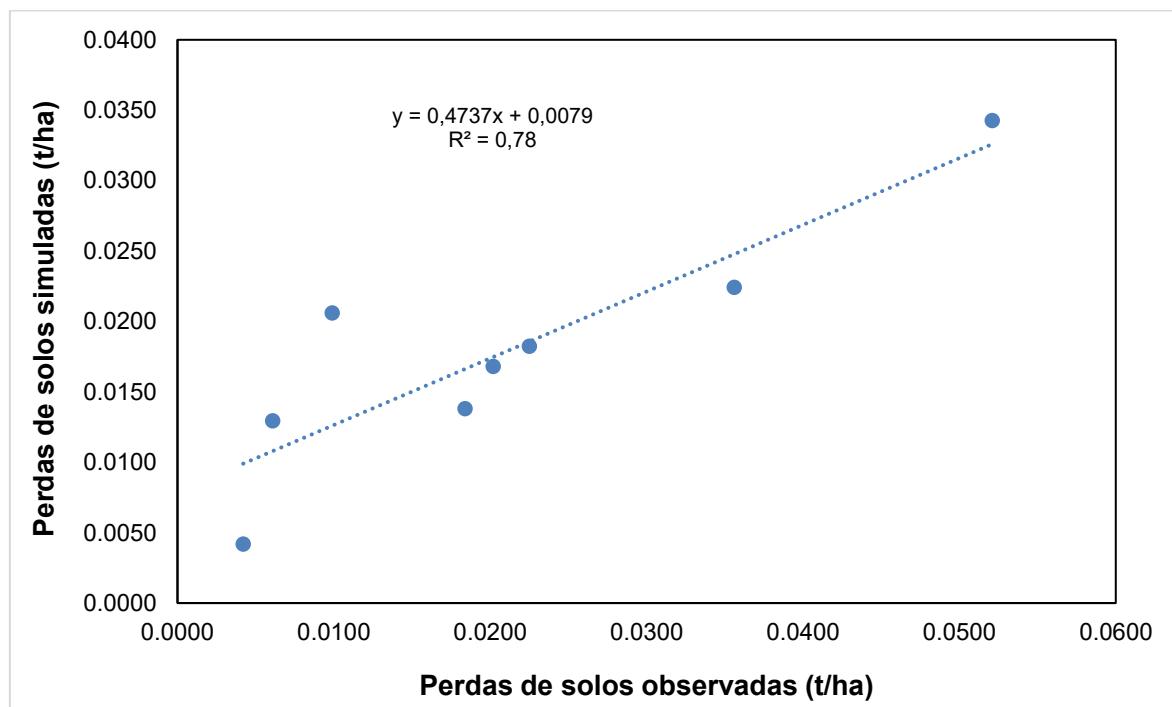
Figura 13. Relação entre a precipitação observada e a perda de solo observada para a MB1.



A Figura 14 apresenta a comparação entre as perdas de solos observadas e simuladas para todos os eventos de chuva ocorridos na MB1. Visualmente, observa-se uma alta concentração de pontos em faixas baixas de perda de solo, especialmente abaixo de 0,05 t/ha, com tendência do modelo a superestimar as perdas em eventos de baixa intensidade e subestimar nas situações de perda mais elevada. O valor do intercepto (0,016) reforça essa tendência, indicando que mesmo quando não há perdas observadas, o modelo ainda estima uma perda mínima.

Os resultados obtidos indicam que cerca de 32,5% da variabilidade das perdas de solos simuladas tem relação com as perdas de solos observadas na MB1, sugerindo uma correlação fraca entre os valores medidos e os estimados pela USLE. Essa análise revela limitações no desempenho preditivo do modelo, especialmente em eventos extremos ou fora da faixa média. Para melhorar a acurácia das simulações, seria necessário um refinamento dos parâmetros do modelo ou a inclusão de variáveis adicionais, como cobertura do solo, intensidade da chuva e tipo de manejo adotado.

Figura 14. Relação entre as perdas de solos observadas e simuladas para todos os eventos de chuva ocorridos na MB1.



Os resultados mostram que ao longo do período analisado (2001 a 2008), observou-se que, em grande parte dos anos, os valores estimados superam os observados, indicando uma possível superestimação do modelo de previsão, especialmente em anos com menores

perdas reais, como 2001 (diferença de +0,013 t/ha) e 2003 (+0,010 t/ha). No entanto, em anos como 2002, 2004, 2005 e principalmente 2006 e 2008, os valores observados foram superiores aos estimados, revelando subestimações importantes, com destaque para 2008, onde a perda observada foi de 0,0521 t/ha contra apenas 0,0140 t/ha estimada, resultando em uma diferença de -0,038 t/ha.

Essas variações entre valores observados e estimados indicam limitações no modelo utilizado, possivelmente por não considerar adequadamente variáveis climáticas extremas ou mudanças no uso e manejo do solo em determinados anos. O ano de 2006 também se destaca por uma diferença negativa significativa (-0,020 t/ha), sugerindo um evento de erosão acentuada não previsto. A análise reforça a importância de calibração e validação constantes dos modelos preditivos, para que reflitam com maior precisão a dinâmica real dos processos erosivos em campo.

4.6 Perdas de solos no bioma Caatinga

Após analisar separadamente as variáveis relacionadas à erosão hídrica, se faz necessário analisar as perdas de solos ao longo do período de 2001–2020. A Figura 15 mostra a espacialização das perdas de solos na Caatinga para 2001 (Figura 15a), 2010 (Figura 15b), e 2020 (Figura 15c), respectivamente.

Ao analisar os mapas podemos identificar espacialmente que as perdas de solo ultrapassaram o valor de 0,9 t/ha. Observa-se que as perdas de solos espacialmente mais expressivas estão concentradas principalmente nos estados do Ceará, Paraíba e Bahia, embora boa parte do bioma apresente áreas esparsas e pontuais críticas.

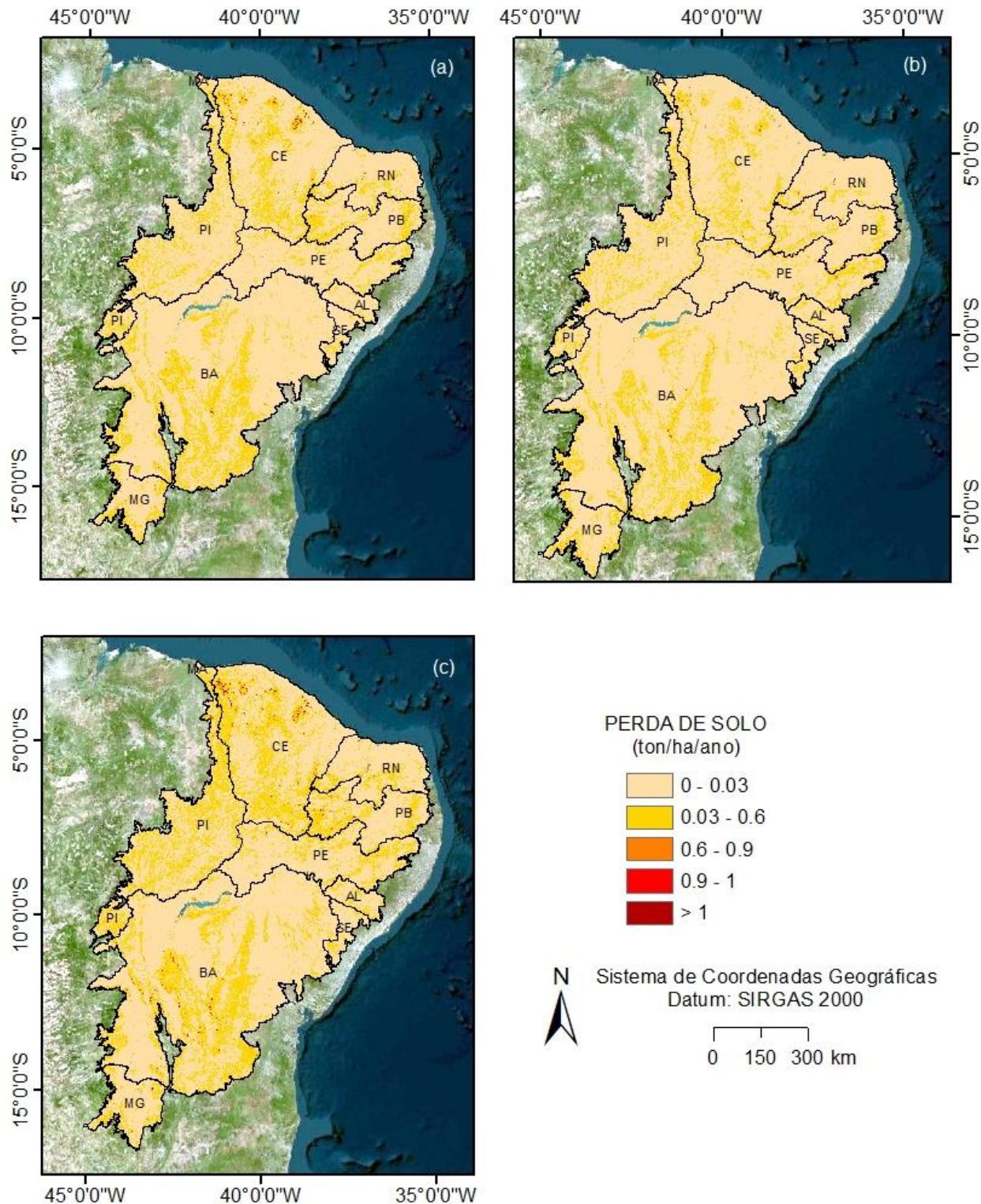
É difícil encontrar um único motivo específico que justifique o resultado da análise das perdas de solos, pois são vários fatores associados à erosão hídrica e a perda de solos, que estão conectados uns aos outros. Mas sabe-se que a Caatinga possui grande irregularidade pluviométrica, portanto possui chuvas intensas em curtos períodos, podendo ocasionar grandes perdas em um curto espaço de tempo. Além disso, deve-se levar em consideração os tipos de solos existentes no Bioma, chamando atenção para os Neossolos que possuem uma alta susceptibilidade à erosão e os Latossolos que possuem uma maior resistência à erosão e boa infiltração, sem esquecer que os fatores topográficos também contribuem para maiores perdas, caso o terreno seja íngreme.

Além da vegetação, que também não pode ser esquecida, e deve ser incluída nessa análise porque sua presença ou ausência pode reduzir ou aumentar consideravelmente as

perdas de solos. E por fim, não podemos esquecer das práticas conservacionistas que não foram levadas em consideração por ausência de dados, mas que, se existentes, podem também diminuir significativamente as perdas.

O mapa de perdas de solos mostrou que ainda existem áreas com baixíssimas ou nenhuma perda de solo. Apenas algumas áreas pontuais estão, perante a classificação de perdas de solos, segundo Valério Filho (1994) e Alves et al. (2022), incluídas na categoria de perdas de solo baixa.

Figura 15. Perdas de solos decadal para o bioma Caatinga em: (a) 2001, (b) 2010, e (c) 2020.



Entretanto se observado ano a ano, pode-se constatar que em 2001 (Figura 15a), as áreas pontuais de perdas de solos visivelmente mais críticas estão localizadas nos estados do Rio Grande do Norte, Paraíba, Ceará e Bahia. Em 2010 (Figura 15b), houve uma diminuição

perceptível nos pontos mais críticos, principalmente, nos estados citados anteriormente. Já em 2020 (Figura 15c), houve um aumento pontual visual principalmente no estado do Ceará.

Se compararmos esse resultado com o mapa de uso e ocupação da terra (fator C), pode-se notar que existem áreas destinadas à agricultura, onde houve redução na área de caatinga arbórea e de áreas de vegetação de caatinga arbóreo-arbustiva. E segundo Schwamback et al. (2024), a perda de solos é impulsionada, principalmente, pelo fator de cobertura do solo e erodibilidade. Alves, et. al. (2022), também argumentam que as maiores perdas de solo são observadas em solos expostos associados a ambientes com maior potencial natural para processos erosivos e em áreas de terras cultivadas e pastagens.

Devido à erosão, o Brasil perde anualmente pelo menos quinhentos milhões de toneladas de solo agrícola (Bertoni e Lombardi Neto, 2012), influenciando diretamente no rendimento das culturas e, em alguns casos, podendo resultar na perda total da capacidade produtiva do solo. Portanto, calcular as taxas de perda de solo é de suma importância.

A Tabela 10 mostra a quantificação das perdas de solo de acordo com as classes para o bioma Caatinga. No que se refere à média, os estados do Ceará, seguido pela Paraíba e Minas Gerais, apresentaram os maiores valores de perdas de solos em 2001. Em 2010, Minas Gerais liderou, seguido por Ceará e Bahia. Já em 2020, Ceará, Paraíba e Piauí, respectivamente, voltaram a registrar os maiores índices. Quanto ao desvio-padrão, indicador da dispersão dos dados, destacaram-se em 2001 Ceará, Paraíba e Minas Gerais; em 2010, Minas Gerais, Ceará e Pernambuco; e, em 2020, novamente Ceará, Paraíba e Minas Gerais.

De forma geral, entre 2001 e 2010, observou-se redução das perdas médias de solo e da variabilidade em grande parte dos estados, possivelmente associada a políticas de manejo ou a condições climáticas mais favoráveis. Contudo, no período de 2010 a 2020, ocorreu aumento tanto da média quanto do desvio-padrão, sugerindo agravamento do problema e maior desigualdade espacial. Ceará e Minas Gerais mantiveram desvios-padrão elevados, o que pode indicar áreas críticas persistentes, enquanto Alagoas e Sergipe apresentaram valores médios e variabilidade reduzidos, caracterizando menor criticidade.

Ao comparar com a Tabela 9, que apresenta as estatísticas da erosividade da precipitação por estado, nota-se que muitos dos estados com maiores perdas de solo também registraram alta erosividade. Isso evidencia a forte influência desse fator no processo erosivo, embora não se possa afirmar que seja o de maior peso em relação aos demais, o que demandaria uma análise mais aprofundada.

Tabela 10. Quantificação das perdas de solo de acordo com as classes para o bioma Caatinga.

Estados	2001		2010		2020	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Alagoas	0,02	0,03	0,02	0,04	0,03	0,05
Bahia	0,03	0,07	0,02	0,05	0,04	0,10
Ceará	0,04	0,12	0,03	0,07	0,07	0,17
Minas Gerais	0,04	0,08	0,04	0,09	0,04	0,10
Paraíba	0,04	0,08	0,02	0,05	0,05	0,11
Pernambuco	0,02	0,04	0,02	0,06	0,03	0,07
Piauí	0,02	0,04	0,02	0,03	0,04	0,08
Rio Grande do Norte	0,02	0,06	0,01	0,04	0,03	0,08
Sergipe	0,02	0,04	0,02	0,04	0,02	0,04

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo estimou as perdas de solos anuais através da USLE para toda extensão do Bioma Caatinga utilizando a plataforma GEE e múltiplos produtos de sensoriamento remoto para o período de 2001 a 2020. Os produtos de sensoriamento remoto mostraram-se eficazes para determinar e mapear os fatores erosivos (R, K, LS, CP) e quantificar as perdas de solos por meio da USLE, mostrando-se uma metodologia eficiente para os estudos da Caatinga, e o GEE se mostrou uma ferramenta poderosa para integrar dados e gerar mapas em escala regional. Contribuindo, desta maneira, para a compreensão da dinâmica erosiva no bioma Caatinga.

De modo geral, os resultados apresentaram valores médios baixos de perdas de solos em boa parte da extensão do bioma, apresentando uma grande variabilidade espacial, mostrando a heterogeneidade espacial da erosão no bioma e que os processos erosivos não são uniformes, identificando locais com maior vulnerabilidade onde os valores de erosão foram significativamente mais elevados. Estas áreas específicas estão concentradas sobretudo onde há maior declividade, solos mais frágeis e uso antrópico intenso, identificando áreas críticas que demandam ações urgentes de conservação e manejo.

A análise espacial das mudanças no uso e cobertura da terra evidenciou que a erosão na Caatinga é influenciada em grande parte pela cobertura vegetal e pelo uso do solo. Ao longo da série temporal, verificou-se que o uso intensivo da terra, principalmente por meio da agricultura, pastagem e desmatamento, esteve associado às maiores taxas de perda de solo, especialmente no início do período analisado (2001–2010). Enquanto o final do período (2010-2020), mostrou aumento da erosão, possivelmente relacionado à redução das áreas de caatinga arbórea e arbóreo-arbustiva, além de ter sofrido com a influência da erosividade.

Os resultados da validação na BESJC evidenciaram uma ótima correlação linear ($R^2 = 0,94$), indicando relação direta entre a precipitação e a energia erosiva. Isso significa que aproximadamente 94% da variabilidade da erosividade pode ser explicada pelos valores de precipitação, o que reforça a relevância da chuva como fator determinante na dinâmica da erosão hídrica.

Tais análises destacam a relevância do tema, sobretudo por seus impactos diretos na segurança alimentar e na conservação ambiental em diferentes escalas espaciais e temporais. A erosão não decorre da falta de conhecimento técnico, mas da ausência de

políticas públicas consistentes voltadas à conservação do solo, associada à carência de pesquisas de longo prazo e de dados observados em bacias experimentais.

Apesar das limitações inerentes à USLE, sua aplicação mostrou-se uma alternativa viável para subsidiar o planejamento territorial, a gestão ambiental e a formulação de estratégias de manejo sustentável. A pesquisa reforça a urgência de programas de incentivo ao reflorestamento, terraceamento e práticas conservacionistas, capazes de reduzir a degradação do solo no semiárido. Sendo um instrumento essencial para identificar áreas suscetíveis, orientar políticas públicas e promover a sustentabilidade da Caatinga, conciliando conservação dos recursos naturais e desenvolvimento socioeconômico regional.

7. REFERÊNCIAS

- AGUIAR, T. C. d.; SPLETOZER, A. G.; SILVEIRA, L. J. d.; BARBOSA, R. A.; DIAS, H. C. T. **Escoamento Superficial em Diferentes Tipos e Usos do Solo: Revisão Sistemática entre 2000 e 2020.** Editora e-Publicar, Meio ambiente: Gestão, preservação e desenvolvimento sustentável, p. 435-452, 2021.
- ALBUQUERQUE, A.W. **Determinação de fatores para a equação universal de perdas de solo nas condições de Sumé-PB.** Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1997. 100p. Tese Doutorado.
- ALBUQUERQUE, A.W.; FILHO, G.M.; SANTOS, J.R.; COSTA, J.P.V.; SOUZA, J.L. (2005) **Determinação de fatores da Equação Universal de Perda de Solo em Sumé, PB.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, Campina Grande, v.9, n.2, p. 153-160.
- ALBUQUERQUE, D. A.; BARBOSA, C. S.; SILVA, J. V. M.; SILVA, V. V.; LEITE, D. P. S. B. M. **Desertificação silenciosa: impactos da degradação da Caatinga e biodiversidade.** Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente, v. 5, n. 2, 2024. DOI: 10.51189/conbiv2024/30580.
- 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, 2019. Acesso em: <<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>>. Acessado em: 04 de Nov de 2024.
- ALMEIDA, C. E. **Precipitações.** In: Hidrologia. 1. ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1972, p. 50-51.
- ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, J. G. B.; ARAÚJO, J. C. **Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido.** Water Resources and Irrigation Management, Cruz das Almas, v. 1, n. 1, p. 39-50, 2012.
- ÁLVARES, M. T. P; PIMENTA, M. T. **Erosão hídrica e transporte sólido em pequenas bacias hidrográficas.** 1998.
- ALVES, E. A. C.; SAMPAIO, P. V.; LEMOS, L. S.; PASSOS, M. M. **Degradação Dos Solos: Impactos Ambientais E Metodologias De Análise.** Revista Territorium Terram, v. 6, n. 8, 2023.
- ALVES, J. J. A. (2007). **Geoecologia da caatinga no semiárido do Nordeste brasileiro.** CLIMEP: Climatologia e Estudos da Paisagem, Rio Claro, v.2, n.1, p. 58-71, 2007.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A. DE; NASCIMENTO, S. S. DO. **Degradação da caatinga: uma investigação ecogeográfica.** Revista Caatinga, v.22, n.3, p.126-135, 2009.
- ALVES, W. D. S.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A.; PÔSSA, E. M.; CASTRO, R. M.; MOURA, D. M. B. d. 2022. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, 2022.

AMARAL, A.J.; BERTOL, I.; COGO, N.P. e BARBOSA, F.T. **Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da região do planalto sul - catarinense.** Revista Brasileira da Ciência do Solo, v. 32, p. 2145-2155, 2008.

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

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C. R. (2020). **Chronic anthropogenic disturbance on caatinga dry forest fragments.** Journal of Applied Ecology, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2024.

ARAGAO, R. d.; ALMEIDA, J. A. P. d.; FIGUEIREDO, E. E. d.; SRINIVASAN, V. S. (2011). **Mapeamento do potencial de erosão laminar na bacia do rio Japaratuba, SE, via SIG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, scielo, v. 15, p. 731– 740, 07 2011. ISSN 1415-4366. Disponível em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662011000700012enrm=iso>.

ARAÚJO FILHO, J. A. **Desenvolvimento sustentável da Caatinga.** Ministério da Agricultura/EMBRAPA/CNPC, 1996. 45p.

ARAÚJO, C. DE S. F.; SOUSA, A. N. DE. **Estudo do processo de desertificação na Caatinga: uma proposta de educação ambiental.** Ciência & Educação, v. 17, p. 975–986, 2011.

ARAÚJO, I. N. F.; MELO, J. F. G. DE.; MARINHO, A. P. DE F.; SILVA, R. D. DA.; RIBEIRO, A.C. S.; CUNHA, G. K. G.; CUNHA, K. P. V. da. (2018). **Influência da declividade na erosão e degradação ambiental do médio Piranhas Potiguar.** Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - Vol. 6: Congestas 2018. Disponível em: <Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - Congestas 2018 (ecogestaobrasil.net)>. Acessado em: 29 de Set. 2024.

ARAÚJO, S. M. S. **As secas e suas consequências sobre os recursos do semiárido brasileiro.** Revista de Geociências do Nordeste, v. 7, n.1, 2021.

ARNHOLD, S., LINDNER, S., LEE, B., MARTIN, E., KETTERING, J., NGUYEN, T. T., HUWE, B. **Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation.** Geoderma, 219, 89-105, 2014.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R.; NEITSCH, S. L. (2009). **Ferramentas de Avaliação de solos, documentação Teórica versão 2009.** Instituto de Recursos Hídricos do Texas - Relatório técnico n° 406, 634p.

ASHOURI, H.; HSU, K.L.; SOROOSHIAN, S.; BRAITHWAITE, D.K.; KNAPP, K.R.; CECIL, L.D.; NELSON, B.R.; PRAT, O.P. **PERSIANN-CDR: daily precipitation climate data record from multisatellite observations for hydrological and climate studies.** Bulletin of the American Meteorological Society, 96(1), 197–210, 2014.

AVANZI JC, SILVA MLN, CURI N, NORTON LD, BESKOW S e MARTINS SG. **Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with Eucalyptus and Atlantic Forest.** Ciência e Agrotecnologia, v. 37, p. 427-434, 2013.

ÁVILA, G. G.; MEDEIROS, P. H. A. (2014). **Susceptibilidade à erosão e vulnerabilidade da caatinga aos processos erosivos na ESEC de Aiuaba –CE.** Conex. Ci. e Tecnol. Fortaleza/CE, v. 8, n. 2, p. 48 – 56.

BAHIA, V. G. **Fundamentos da erosão acelerada do solo (tipos, formas, mecanismos, fatores atuantes e controle).** Informe Agropecuário, v. 16, n. 176, p. 25-31, 1992.

BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F.; MIOTO, C. L.; FILHO, A. C. P. **Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos.** Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ. Vol. 38. N.1. p. 170-179, 2015.

BEASLEY, R. P. **Erosion and sediment pollution control.** The Iowa State University Press, 1972.

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K.. **A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates.** Hydrology and Earth System Sciences, 22, 6059–6086, 2018.

BENNETT, H.H. **Elements of soil conservation.** 2.ed. New York, McGraw-Hill, 1955. 358p.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. **Erodibilidade de um Cambissolo Húmico alumínicoléptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC).** Revista Brasileira de Ciência de Solo, v. 26, p. 465-471, 2002.

BERTOL, I.; SHICK, J.; BATISTELA, O. **Razão de perdas de solo e Fator C para as culturas de Soja e Trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico.** Revista Brasileira de Ciência de Solo, v. 25, p. 451-461, 2001.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 10º ed. São Paulo: Editora Ícone, 2017. 355p.

BERTONI, J.; PASTANA, F. R. **Relação chuvas-perdas por erosão em diferentes tipos de solo.** Bragantia, v. 23, p. 3-11, 1964.

BOARDMAN, J. **Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches.** Catena, v. 68, n. 2-3, p. 73-86, 2006.

BOIN, M. N. **Chuvas e erosões no oeste paulista:** uma análise climatológica aplicada. 2000. 264f.Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) Instituto Geográfico de Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista, 2000.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos.** 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686p.

BRITO, J. L. S.; LIMA, S. D. C.; SHIKI, S.; MOREIRA, M. R. (1998). **Uso do Geoprocessamento na estimativa da perda de solos por erosão laminar em Iraí de Minas – MG.** Anais... IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, Brasil, 11-18 setembro 1998, INPE, p. 501-512.

BRYAN, R. B. **Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope.** Geomorphology, v.32, p.385 415. 2000.

BURWELL, R. E.; ALLMARAS, R. R.; SLONEKER, L. L. **Structural alteration of soil surfaces by tillage and rainfall.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 21, p. 61-63, 1966.

CAPOBIANCO, J.P.R. **Artigo base sobre os biomas brasileiros.** In: CAMARGO, A.; CAPOBIANCO, J.R.P.; OLIVEIRA, J.A.P. (Orgs.) Meio ambiente Brasil; avanços e obstáculos pós-Rio-92. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental/Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2002, p. 117-155.

CARVALHO, M.P.; LOMBARDI NETO, F.; VASQUES FILHO, J. & CATANEO, A. **Índices de erosividade da chuva correlacionados com as perdas de solo de um podzólico vermelho-amarelo eutrófico textura argilosa/muito argilosa de Mococa (SP): primeira aproximação do fator erodibilidade do solo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 13, p. 237-242, 1989.

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

CASSOL, E. A.; ELTZ, F. L. F.; MARTINS, D.; LEMOS, A. M.; LIMA, V. S.; BUENO, A. C. **Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 1239-1251, 2008.

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

CASSOL, E.A.; SILVA, T.S.; ELTZ, F.L.F.; LEVIEN, R. **Soil erodibility under natural rainfall conditions as the K factor of the Universal Soil Loss Equation and application of the nomograph for a subtropical Ultisol.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 42, e0170262, 2018.

CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J. **The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia.** Geomorphology, v. 98, p. 187-198, 2008.

CHAVES, H. M. L. **Modelagem matemática de erosão hídrica; passado, presente e futuro.** In: ALVAREZ V.; V. H.; FONTES, L. E.; FONTES, M. P. F. (Ed.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: UFV-DPS, p. 731-750, 1996.

CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco. Inventário de projetos. 1999.

COGO, N.P. **Effect of residue cover, tillage induced-roughness, and slope lenght on erosion and related parameters.** West Lafayet te: Purdue University, Tese de Doutorado, 1981. 346p.

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, v. 27, n. 4, 2003.

COOPER, M. **Degradação e recuperação de solos.** Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/1680322/mod_folder/content/0/APOSTILA-Degr e Recup de Solos 2008.pdf>. Acessado em: 29 de Jul. de 2024.

COSTA, S. A. T.; BEZERRA, A. C.; ARAÚJO, A. M. Q.; SILVA, M. F.; CRUZ, J. F.; ALVES, R. M.; SOUZA, L. S. B. **Dinâmica espaço-temporal das anomalias de precipitação em uma região semiárida, Nordeste do Brasil.** Revista de Gestão de Água da América Latina, Porto Alegre, v. 18, n. 14, p. 1-15, 2021.

CUNHA, E. R. et al. **Indicadores biofísicos e a dinâmica da degradação/desertificação no bioma Caatinga: estudo de caso no município de Tauá, Ceará.** REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA, v. 3, n. 1, p. 62-82, 2009.

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; BACANI, V. M.; POTT, A. **Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil.** Land Use Policy, v. 101, p. 105141, 2021.

CUNHA, E.R.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P.T.S.; OLIVEIRA, N.S.; FALCÃO, K.S. **Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil).** Science of The Total Environment, v. 818, p. 151811, 2022.

DANTAS, J. C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. **Drought impacts, social organization and public policies in northeastern Brazil: A case study of the Upper Paraíba River basin.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 192, p. 317, 2020.

DE BRITO, C.S.; SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G.; BRASIL NETO, R.M.; COELHO, V.H.R. **Long-term basin-scale comparison of two high-resolution satellite-based remote sensing datasets for assessing rainfall and erosivity in a basin in the Brazilian semiarid region.** Theoretical and Applied Climatology, v. 147, p. 1049-1064, 2022.

DE MEDEIROS, I. C.; DA COSTA SILVA, J. F. C. B.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. **Run-off-erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil.** International Journal of Environmental Science and Technology, v. 16, p. 3035-3048, 2019.

DE OLIVEIRA JR., R. C. **A erosividade das chuvas na parte leste do Pará.** Dissertação. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 1988.

DE ROO, A. P. J.; WESSELING, C. G.; RITSEMA, C. J. **LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: theory, input and output.** Hydrological processes, v. 10, n. 8, p. 1107-1117, 1996.

DEMARCHI, J. C. ZIMBACK, C. R. L. **Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do ribeirão das perobas.** Revista Energia na Agricultura, Botucatu, v. 29, n. 2, p. 102-114, 2014.

DINIZ, S. F.; MOREIRA, C. A.; CORRADINI, F. A. **Susceptibilidade erosiva do baixo curso do rio Acaraú-CE.** Geociências, v. 27, n. 3, p. 355-367, 2008.

DOS SANTOS, W. R.; AMORIM, J. S.; DOMINGUES, G. F. **Can changes in land use in a semi-arid region of Brazil cause seasonal variation in energy partitioning and evapotranspiration?** Journal of Environmental Management, 367, 121959, 2024

DRUMOND, M. A.; KIILL, L. H. P.; LIMA, P. C. F.; OLIVEIRA, M. C. de; OLIVEIRA, V. R. de; ALBUQUERQUE, S. G. de; NASCIMENTO, C. E. de S.; CAVALCANTI, J. **Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga.** Embrapa. Petrolina, 2000.

EDUARDO, E.N.; CARVALHO, D.F.; MACHADO, R.L.; SOARES, P.F.C.; ALMEIDA, W.S. (2013) **Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37, p. 796-803.

EL-SWAIFY, S. A.; Dangler, E. W. **Rainfall Erosion in the Tropics: A State-of-the-Art. In Soil Erosion and Conservation in the Tropics.** W. Kussow, S.A. El-Swaify e J. Mannerling (eds.), 1982.

EMBRAPA. Lima, E. P.; Xavier, J. P. S.; Barros, A. H. C.; Silva, B. B. **Erosividade da chuva do Brasil.** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2023.

ENDRES, P. F.; PISSARRA, T. C. T.; BORGES, M. J.; POLITANO, W. **Quantificação das classes de erosão por tipo de uso do solo no município de Franca, SP.** Engenharia Agrícola, v. 26, n. 1, p. 200-207, 2006.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **La erosión del suelo por el agua: Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo.** Roma: Organization de Las Naciones Unidas, 1967. 207p.

FARIAS, T.R.L. (2008) **Produção de sedimento em bacias hidrográficas sob diferentes contextos geoambientais: medida e modelagem.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

FARIAS, T.R.L.; CHAVES, M.T.R., DE ALMEIDA, C.L.; MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C.; NAVARRO-HEVIA, J. **Erosion on marginal slopes of unpaved roads in semi-arid Brazil, and the role of Caatinga vegetation in sediment retention and connectivity.** Journal of Arid Land, v. 17, p. 500-514 (2025).

FERNANDES, J. M. N.; PEREIRA, J. C. G.; SILVA, R. M.; BATISTA, E. M. S.; PEREIRA, A. S.; MONTE, L. A.; SILVA, J. F. C. B. C. **Análise Das Mudanças No Uso E Ocupação Da Terra No Bioma Caatinga Através Do Sensoriamento Remoto Baseado Em Nuvem.** Anais... XX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Realize Editora, João Pessoa – PB, 2024.

FERRO, V.; PORTO, P.; YU, B. **A comparative study of rainfall erosivity estimation for southern Italy and southeastern Australia.** *Hydrological sciences journal*, v. 44, n. 1, p. 3-24, 1999.

FIDALGO, E.C.C.; THOMPSON, D.; LIMA, E.P.; GONÇALVES, A.O.; SCHULER, A.E.; LAUREANO, I.C.M. **Estimativa da erosividade e sua espacialização para as bacias hidrográficas dos rios Guapi-Macacu e Caceribu.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2012. (Boletim de Pesquisa, no prelo).

FINAN, T. J.; NELSON, D. R. **Making rain, making roads, making do: public and private adaptations to drought in Ceará, Northeast Brazil.** *Climate Research*, v. 19, n. 2, p. 97-108, 2001.

FONSECA, A. C. **Geoquímica dos Solos.** In: *Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações*. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 340 p.

FONSECA, C. A. B.; AL-ANSARI, N.; SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G.; ZEROUALI, B.; OLIVEIRA, D. B.; ELBELTAGI, A. **Investigating relationships between runoff-erosion processes and land use and land cover using remote sensing multiple gridded datasets.** *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v. 11, p. 272, 2022.

FOSTER, G.R.; MOLDENHAUER, W.C. e WISCHMEIER, W.H. **Transferability of U.S. technology for prediction and control of erosion in the tropics.** In: *American Society of Agronomy. Soil erosion and conservation in the tropics*. Madison, ASA/SSSA, 1982. p.135-149. (Special Publication, 43)

FOTH, H. D. **Fundamentals of soil science.** 8.ed. New York, John Wiley e Sons, 1990. 368p.

FRANCISCO et al. **Bioma Caatinga e degradação: modelo de mapeamento.** Paulo Roberto Megna Francisco. Iêde de Brito Chaves. Lúcia Helena Garófalo Chaves. EPGRAF. 1 ed.; Campina Grande – PB, 2020.

FREIRE, I. D. A.; LIMA, R. L. F. A. Perda da biodiversidade do bioma caatinga: principais fatores antrópicos e estratégias de mitigação. **Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente**, v. 4, n. 2, 2023.

FREITAS, L. F. D. et al. **Determinação do potencial de erosão a partir da utilização da eups na bacia do rio preto.** *Espaço e Geografia*, v. 10, n. 2, p. 431-452, 2007.

FROTA, N. V. S; SONE, J. S; WENDLAND, E. C. **Variação espaço-temporal do fator cobertura e manejo do solo (Fator C) para principais usos do solo no cerrado.** Anais... XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Campinas, SP. 2020.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solo arenoso da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/MT.** Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GOMES, J. P. S. SILVA, V. P. (2023). **Recuperação de áreas degradadas sobre o bioma Caatinga: uma análise bibliométrica.** *Revista Eletrônica do Curso de Geografia Graduação e Pós-Graduação*, n 46, 2023.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. **Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.** *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27, 2017.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão dos Solos.** In: *Geomorfologia do Brasil*. 7. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011, p. 181-228.

GUERRA, A. T. **O Início do Processo Erosivo.** In: *Erosão e Conservação dos Solos. Conceitos, Temas e Aplicações*. ed. 6. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010, p. 17 – 55.

GUERRA, J. T.; **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações/** Antonio José Teixeira Guerra, Antonio Soares da Silva, Rosângela Garrido Machado Botelho (organizadores). – 2 ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 340p.; 2005.

GUIMARÃES, A. P. **Dinâmica da resposta espectral da vegetação de caatinga na bacia hidrográfica do açude Soledade, utilizando técnicas de sensoriamento remoto.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba. Areia, 2009.

HENGL, T., LEAL PARENTE, L., KRIZAN, J., BONANNELLA, C. **Continental Europe Digital Terrain Model at 30 m resolution based on GEDI, ICESat-2, AW3D, GLO-30, EUDEM, MERIT DEM and background layers (v0.3)** [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4724549>. 2020.

HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; MARIA, I. C.; FILHO, C. C.; LANDERS, J. N. **A erosão e seu impacto.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 5, p. 47-60.

HOLÝ, M. **Erosion and environment.** Environmental Sciences and Applications, vol. 9. Pergamon Press, 1980.

HSU, K.-L.; GAO, X.; SOROOSHIAN, S.; GUPTA, H. V. **Precipitation estimation from remotely sensed information using artificial neural networks.** *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v. 36, n. 9, p. 1176–1190, 1997.

HUDSON, N. **Soil conservation.** Ithaca: Cornell University Press, 1971. 320p.

JYOTSNA, M.; PRASANNA, S. Lakshmi; KALPANA, S.; VANDANA, S.; NAIDU, M. Manideep; JYOTHI, P. **Review of Geospatial Analysis using Google Earth Engine.** *International Journal of Research Publication and Reviews*, v. 5, n. 12, p. 4344–4353, dez. 2024.

KINNELL, P. L. A. **Event soil loss, runoff and the universal soil loss equation family of models: A review.** *Journal of Hydrology*, v. 385, p. 384-397. 2010.

KIRKBY, M. J., IRVINE, B. J., JONES, R. J., GOVERS, G. **The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I.–Model rationale and implementation.** *European Journal of Soil Science*, 59(6), 1293-1306, 2008.

LEAL et al.; **Ecologia e conservação da caatinga.** Inara R. Leal, Marcelo Tabarelli, José Maria Cardoso da Silva (eds.), Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003.

LEAL, I. R. et al. **Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil.** Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEAL, I. R. et al. **Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil.** Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.

LEPSCH, I. F. **Solos: formação e conservação.** Série Prisma. Editora Melhoramentos, São Paulo, SP, p. 157, 1993.

LI, S.; DRAGICEVIC, S.; CASTRO, F. A. **Geospatial big data handling theory and methods: A review and research challenges.** ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 115, 119-133, 2016.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. **Remote sensing and image interpretation.** Wiley, 2015.

LIMA, E. R. V. **Erosão do solo: fatores condicionantes e modelagem matemática.** Cadernos do LOGEPA, v. 2, n. 1, 2003.

LIN, P.; PAN, M.; BECK, H. E.; YANG, Y.; YAMAZAKI, D.; FRASSON, R.; DAVID, C. H.; DURAND, M.; PAVELSKY, T. M.; ALLEN, G. H. **Global reconstruction of naturalized river flows at 2.94 million reaches.** Water Resources Research, v. 55, n. 8, p. 6499-6516, 2019.

LIRA, G. A. R.; SILANS, A. ALAIN M. B. P. DE; FILHO, L. P; ALMEIDA, C. DAS N.; LEITE, E. P. F.; SILVA, T. C. DA; VITORINO FILHO, SEBASTIÃO; MOURA, E. M. DE; SOUSA, E. E. DE; SILVA, L. D. da. **Bacia experimental do rio Guaraíra: Implantação e primeiros resultados.** XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba (PR). 2003.

LIU, B. Y.; ZHANG, K. L.; XIE, Y. **An empirical soil loss equation.** Anais... 12th International Soil Conservation Organization Conference, Beijing, China, p. 21-25, 2002.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. **Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP.** Anais... XIII Encontro Nacional de Pesquisa Sobre Conservação do Solo, Recife, 1980.

LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F. F.; TEIXEIRA, A. de F. **Sistema para o cálculo da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo.** Viçosa, 2000.

LOPES, F. B.; TEIXEIRA, E. M. A. A. S.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. **Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro.** Revista Agroambiente Online, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

LOPES, P. R. C.; BRITO, L. T. L. **Erosividade da chuva no médio São Francisco.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 17(1): 129-133, 1993.

LOPES, P. R. C.; COGO, N. P. e CASSOL, E. A. **Influência da cobertura vegetal morta na redução da velocidade da enxurrada e na distribuição de tamanhos dos sedimentos transportados.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 11, p. 193-197, 1987.

MACHADO, R. L.; CARVALHO, D. F.; COSTA, J. R.; OLIVEIRA, D. H.; PINTO, M. F. **Análise da erosividade das chuvas associada aos padrões de precipitação pluvial na região de Ribeirão das Lajes (RJ).** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 2113-1223, 2008.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro.** In: **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas.** Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, p. 384-422, 2011.

MAREŠOVÁ, J., BAŠTA, P., GDULOVÁ, K., BARTÁK, V., KOZHORIDZE, G., ŠMÍDA, J. **Choosing the optimal global digital elevation model for stream network delineation: Beyond vertical accuracy.** Earth and Space Science, 11, e2024EA003743, 2024.

MARQUES, J.F.; LOMBARDI NETO, F.; BACELLAR, A.A.A. **Erosão do solo: indicadores físicos e econômicos.** EMBRAPA Meio Ambiente, 2003.

MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N.; LIMA, J.M. D.; FERREIRA, M.M.; SILVA, M.L.N.; FERREIRA, D.F. **Estimativa da erodibilidade a partir de atributos de solos com horizonte B textural no Brasil.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 21, p. 457-465, 1997.

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

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N.; FONSECA, S. (2010) **Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo.** Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526.

MELLO, C. R.; SÁ, M. A. C.; CURI, N.; MELLO, J. M.; VIOLA, M. R.; SILVA, A. M. **Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 42, n. 4, p. 537-545, 2007.

MELO, J. O.; MEDEIROS, R. D.; MOREIRA, L. G. L.; GIORDANI, R. B.; ZUCOLOTTO, S. M. **A Caatinga: Um bioma exclusivamente brasileiro.** Revista Ciência & Cultura, v. 75, n. 4, 2023.

MEUSBURGER, K.; MABIT, L.; PARK, J. H.; SANDOR, T.; ALEWELL, C. **Combined use of stable isotopes and fallout radionuclides as soil erosion indicators in a forested mountain site, South Korea.** Biogeosciences, 10(8), 5627-5638, 2013.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. dos. **Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 1637-1646, 2007.

MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. **Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields.** Journal of Hydrology, v. 348, p. 546-563, 2008.

MONTENEGRO, S. M. G. L. Desertificação no Brasil: a exploração não planejada dos recursos naturais e as mudanças climáticas acarretam danos irreversíveis ao meio ambiente. Revista Ciência & Cultura, v. 75, n. 4, p. 36–39, 2023.

MOORE, I. D.; BURCH, G. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society American Journal**, v. 50, n. 5, p. 1294-1298, 1986.

MORAES, I. C. Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica MEUPS e WEPP: contribuição em bacias hidrográficas. Isabel Cristina Moraes. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2016.

MORGAN, R. P. C. Soil loss conservation: Problems and prospects. 2005.

MORGAN, R. P. C.; NEARING, M. (Eds.). Handbook of erosion modelling. John Wiley & Sons, 2016.

MORO, M.F.; AMORIM, V.O.; DE QUEIROZ, L.P.; DA COSTA, L. R. F.; MAIA, R. P.; TAYLOR, N. P.; ZAPPI, D. C. Biogeographical Districts of the Caatinga Dominion: A Proposal Based on Geomorphology and Endemism. Botanical Review, v. 90, p. 376-429, 2024.

NASCIMENTO, A. T. P. D.; PEREIRA, B. S.; MEDEIROS, P. H. A. Revisão dos valores do fator de cobertura vegetal da usle para condições brasileiras. Anais... XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2014.

NEGRI, R. G.; MENDES, T. S. G. Sensoriamento Remoto, Processamento De Imagens E Estudos Ambientais. In: VILANOVA, M. R. N.; and SHIINO, M. Y.; eds. Fronteiras da engenharia e ciências ambientais: perspectivas multidisciplinares [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2020, pp. 219-243. ISBN: 978-65-5714-009-3. <https://doi.org/10.7476/9786557140093.0010>.

NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2010. 388 p.

OLIVEIRA, F.G.; SERAPHIM, O.J.; BORJA, M.E.L. Estimativa de perdas de solo e do potencial natural de erosão da bacia de contribuição da microcentral hidrelétrica do Lageado, Botucatu-SP. Revista Energia na Agricultura, v. 30, p. 302-309, 2015.

OLIVEIRA, F.G.G.D.; AMORIM, J.D.S.; DOMINGUES, G.F. Effects of land use and land cover change on soil erosion in the Caatinga biome. Environment, Development and Sustainability, <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05899-2>, 2024.

OLIVEIRA, J. P. C.; CORREIA, D. B.; VERÇOSA, C. J.; FIGUEROA, M. E. V.; CABRAL, C. P.; VITOR, L. N. A.; SANTOS, A. F. MARTINS, A. S.; TEIXEIRA, L. M.; PEREIRA, G. G.; ANUNCIAÇÃO, J. A. O.; PEREIRA, F. D.; VASCONCELOS, J. M. P. B. L.; SILVA, A. S. O.; FERNANDES, N. S.; OLIVEIRA, P. S.; SAMPAIO, N. K. S.; SANTOS, R. H. L.; BARROS, J. E. L.; SANTOS, M. A. F. A utilização inadequada do solo e seus impactos na degradação das áreas. Research, Society and Development, v. 10, n. 12, 2021.

OLIVEIRA, M. L.; DOS SANTOS, C. A. C.; SANTOS, F. A. C.; OLIVEIRA, G.; SANTOS, CELSO A. G.; BEZERRA, U. A.; CUNHA, J. E. B. L.; SILVA, R. M. **Evaluation of water and carbon estimation models in the Caatinga biome based on remote sensing.** *Forests*, v. 14, p. 828, 2023.

OLIVEIRA, V. H. **Natural disasters and economic growth in Northeast Brazil: evidence from municipal economies of the Ceará State.** *Environment and Development Economics*, v. 24, n. 3, p. 271-293, 2019.

OUVERNEY, K. G. **A Importância dos bancos de dados geográficos, geoprocessamento e dados na nuvem.** *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento*, v. 10, p. 167-175, 2021.

PALÁCIO, H. A. D. Q.; FILHO, J. C. R.; SANTOS, J. C. N. D.; ANDRADE, E. M. D.; BRASIL, J. B. **Precipitação eficaz, perda de solo e sistemas de cobertura vegetal em o bioma Caatinga, Brasil.** *Revista Caatinga*, v. 4, p. 956–965. 2016.

PEIXOTO, M. N. de O.; SILVA, T. M. de.; MOURA, J. R. da S. de. **Reflexões sobre as perspectivas metodológicas em Geografia Física.** *Revista de Pós-Graduação em Geografia Física*, v. 1, p. 35-48, 1997.

PEREIRA, V. P.; FERREIRA, V. P.; CRUZ, M. C. P. **Solos altamente suscetíveis a erosão.** FCAV, Jaboticabal, São Paulo, Brazil, 1994.

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*, v. 6, p. 99-110, 2018.

PIMENTEL, C. (2004). **A relação da planta com a água.** Carlos Pimentel. Seropédica, RJ: Edur, 2004.

PRADO, H. **Solos tropicais: potencialidades, limitações, manejo e capacidade de uso.** São Paulo: Nobel, 1995.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. **Escoamento superficial.** Viçosa: UFV, 2004. 87p.

PRUSKI, F.F. **Processo físico de ocorrência da erosão hídrica.** In: PRUSKI, F.F.; ed. Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, p. 24-39, 2009b.

REIS, ALAN; MARTINS, R. T. A. A.; BERTOTTO, L. E.; COBALCHINI, E. R. O.; ISHIZAWA, Y. B.; WENDLAND, E. C. **Experimental and representative watersheds as a training site of qualified professionals in water resources: a case study of Onça Creek Watershed (SP, Brazil).** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 27, e26, 2022.

RENARD, K. G. **Revised universal soil loss equation.** *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 1, n. 45, p. 30-33, 1991.

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)**. USDA Agricultural Handbook, n. 703, 1997.

RIBEIRO, I. A. A. **Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG) em bacia de contribuição de reservatório para contenção de sedimentos de mineração**. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2022.

RISSE, L. M.; NEARING, M. A.; LAFLEN, J. M.; NICKS, A. D. (1993). **Error assessment in the universal soil loss equation**. Soil Science Society of America Journal, 57 (3), 825.

RODRIGUES do Ó, N.C. **Erodibilidade das principais classes de solo do Estado da Paraíba determinada por chuva simulada e método nomográfico**. Areia, UFPB, 1986. 29p. (Dissertação de Graduação).

ROSS, J. **Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados**. Revista do Departamento de Geografia, v. 8, p. 51–62 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia Aplicada aos EIAs-RIMAS**. In: Geomorfologia e Meio Ambiente. 10. ed. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2011, p. 291-336.

RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. M.; MERTEN, G. H. **Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná, através de pluviometria: terceira aproximação**. Revista brasileira de Ciência do Solo, 17(3), 439-444, 1993.

SALOMÃO, F. X. D. T. **Controle e prevenção dos processos erosivos**. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A.S. D. (Ed.). Erosão e conservação dos solos. Rio de Janeiro: Ed. Bertrand Brasil, 2012. p. 229 – 265. Cap.7

SALOMÃO, F. X. T. **Controle e Prevenção de Processos Erosivos**. In: Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 340 p.

SAMPAIO, E. V. B. **Overview of the Brazilian Caatinga**. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. (eds.). Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press, p. 35-63, 1995.

SANTANA, N. M. P. D.; CASTRO, S. S. D.; STONE, L. F.; SILVA, S. C. D. **Chuvas, erosividade, erodibilidade, uso do solo e suas relações com focos erosivos lineares na alta bacia do Rio Araguaia**. Sociedade e Natureza, v. 19, n. 2, p. 103-121, 2007.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. D. **Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 2, p. 115–123, 2010.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; MEDEIROS, P.H.A.; NETO, J.R.A.; 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, v. 18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

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

SCHNEIDER, D.P.; DESER, C.; FASULLO, J.; TRENBERTH, K.E. **Climate Data Guide Spurs Discovery and Understanding.** Eos Trans. AGU, v. 94, n. 13, p. 121–122, 2013.

SCHWAMBACK, D.; BRANDÃO, A. R. A.; BERTOTTO, L.E.; BERNDTSSON, R.; ZHANG, L.; WENDLAND, E.; PERSSON, M. **Quantifying soil loss in the Brazilian Savanna ecosystem: Current rates and anticipated impact of climate changes.** Land Degradation e Development, v. 35, n. 18, p. 5786-5803, 2024.

SILVA, A. M. **Análise da variabilidade espaço-temporal da cobertura do solo e de parâmetros biofísicos na Bacia Experimental de São João do Cariri – PB.** Trabalho de conclusão de curso. João Pessoa, PB, 2014.

SILVA, A. M. D.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. D. **Erosão e hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas.** 2. ed. Rio de Janeiro: Ed. Rima, 2007.153 p.

SILVA, A.M. **Índice de erosividade e sua relação com a pluviometria e coeficiente de chuva em Juazeiro (BA).** Piracicaba, São Paulo, 2001.

SILVA, A.M. **Índice de erosividade e sua relação com a pluviometria e coeficiente de chuva em Juazeiro (BA).** Piracicaba, São Paulo, Brazil, 2001.

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

SILVA, ALEXANDRE MARCO; SCHHULZ, HARRY EDMAR; CAMARGO, PLÍNIO BARBOSA. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas.** Alexandre Marco da Silva, Harry Edmar Schhulz, Plínio Barbosa de Camargo – São Carlos: RiMa, 2003.

SILVA, B.P.C.; SILVA, M.L.N.; BATISTA, P.V.G.; PONTES, L.M.; ARAÚJO, E.F.; CURI, N. **Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil.** Ciência e Agrotecnologia, v. 40, p. 432-442, 2016.

SILVA, D. F.; BARBOSA NETO, M. V.; MIRANDA, M. R. B.; SILVA, J. F. L. **Analysis of soil loss potential in the area of Jaboatão river hydrographic basin –PE.** Revista Brasileira de Geografia Física v.15 n. 04, 2022.

SILVA, D.J.F.; SILVA, T.R.F.; OLIVEIRA, M.L.; OLIVEIRA, G.; MISHRA, M.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M.; DOS SANTOS, C.A.C. **Analysis of surface radiation fluxes and environmental variables over Caatinga vegetation with different densities.** Journal of Arid Environments, v. 222, p. 105163, 2024.

SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P. **Relatório de pesquisa sobre conservação do solo.** Areia, SUDENE/UFPB, 1994.

SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P.; CAMPOS FILHO, O. R. **Erodibilidade de seis solos do semi-árido paraibano obtida com chuva simulada e método monográfico.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 10, p. 283-287, 1986

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (org). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação.** Brasília (DF): MMA/UFPE/Conservation International – Biodiversitas – Embrapa Semi-árido, 2004. 382p.

SILVA, J.V.; ALECRIM, M.A.B.; SILVA, D.D.O.; COSTA, C.C.; OLIVEIRA, R.J. **Perdas de solo e água por erosão hídrica em floresta equiânea em um Latossolo Vermelho-Amarelo.** Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 5, p. 579-584, 2010.

SILVA, K. S. T.; Almeida, A. M.; Silva, T. S. F. **Influência de determinantes ambientais na vegetação da Caatinga.** Sociedade e Território, v. 29, n. 1, p. 183-198. 2017.

SILVA, L. BARBOSA, Y. M. P.; FERREIRA, D. D.; SANTO, K. C. E. **Um panorama da aplicabilidade do geoprocessamento no planejamento urbano brasileiro: análise dos últimos 10 anos a partir de publicações em periódicos nacionais.** Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara, v. 3, n. 3, p. 65-84, 2021.

SILVA, M. A.; FREITAS, D. A. F.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, A. H.; LIMA, G. C.; CURI, N. **Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo.** Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 8, p. 316-323, 2013.

SILVA, M. D. P. B. da.; ALCÓCER, J. C. A.; SILVA, M. L. da.; SANDI, N. P. M.; ALFARO, E. J.; HIDALGO, H. G.; PESSOA, P. R. S.; PINTO, O. R. de. O. 2023. **Variabilidade Climática da Precipitação no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil.** Revista Brasileira de Climatologia, v. 33, p. 494-512, 2023.

SILVA, M. L. N. et al. **Índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia, GO.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 32, n. 10, p. 977-985. 1997.

SILVA, R. M. SANTOS, C. A. G. 2009. **Influência da cobertura vegetal nos processos hidrossedimentológicos no Semiárido do Nordeste, Brasil.** Perspectiva Geográfica, n. 5, vol. 1 e 2. Pp. 113-125.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. **Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment.** Natural Hazards, v. 62, p. 953-970, 2012.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; DOS SANTOS, J. Y. G. **Evaluation and modeling of runoff and sediment yield for different land covers under simulated rain in a semiarid region of Brazil.** International Journal of Sediment Research, v. 33, p. 117-125, 2018.

SOARES, L. S.; BOHRER, P. W.; PAIXÃO, M. A; SILVA, M. C. A. **Evaluation of methods for erosion estimation using geoprocessing in a microbasin.** Holos, Ano 39, v.3, 2023.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of soil Science terms.** Madisson. Soil Science of America, 2008.

SOUSA, C. A. F.; SILVEIRA, J. A. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. A **methodological proposal to analyze urban sprawl, negative environmental impacts, and land degradation in the case of João Pessoa City (Brazil) between 1991 and 2018.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 195, p. 863, 2023.

SOUZA, L. DA. S.; BICALHO, C. C.; MEDEIROS, E. S.; GALBETTI, M. V.; SANTOS, C. A. C. DOS; SHINMA, T. A.; SILVA, A. Q.; OLIVEIRA, L. A. **Modelagem Espacial de Chuvas Intensas no Estado da Paraíba.** Revista Brasileira de Meteorologia, v. 37, n. 3, 373-383, 2022.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. **Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 12, 2013.

STEFANUTO, E. B.; BONZANINI, H. L.; LUPINACCI, C. M. **Degradação ambiental dos solos por erosão: Uma análise da Lei 6.225 de 1975.** XIV Encontro Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Geografia, 2021.

STOLPE, N. B. **A comparison of the RUSLE, EPIC and WEPP erosion models as calibrated to climate and soil of south-central Chile.** Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science, 55(1), 2-8, 2005.

SYMEONAKIS, E.; CACCETTA, P.; KOUKOULAS, S.; FURBY, S.; KARATHANASIS, N. **Multi-temporal land-cover classification and change analysis with conditional probability networks: the case of Lesvos Island (Greece).** International Journal of Remote Sensing, v. 33, n. 13, p. 4075-4093, 2012.

TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação.** Ministério do Meio Ambiente/Universidade Federal de Pernambuco, Brasília, p. 91-100, 2004.

TESTA, S.; SOUDANI, K.; BOSCHETTI, L.; BORGOGNO MONDINO, E. **MODIS derived EVI, NDVI and WDRVI time series to estimate phenological metrics in French deciduous forests.** International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 64, p. 132-144, 2018.

THOMPSON, D.; FIDALGO E. C. C. **Estimativa da perda de solos por meio da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) com uso do INVEST para a bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu – RJ.** Anais... XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves, 2013.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. O.; SESTINI, M. F. **Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016.** International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 197-206, 2018

VAL, L. A.; BAHIA, V. G.; FREIRE, J. C.; DIAS JÚNIOR, M. S. **Erosividade das chuvas em Lavras, MG.** Ciência e Prática, v. 10, n. 2, p. 199-209, 1986.

VALÉRIO FILHO, M. **Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas.** M.E.E. Ferreira, M.C.P. Cruz (Eds.), Solos Altamente Suscetíveis a Erosão, FCAV, Jaboticabal, p. 223-242, 1994.

VASCONCELOS, T. C. C. D. **Análise dos índices de erosividade a partir de dados de precipitação de postos pluviométricos do município de João Pessoa (PB).** Monografia. Bacharel em Geografia. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013.

VERDUM, R. **Métodos e técnicas para o controle da erosão e conservação do solo.** Porto Alegre: IGEO/UFRGS, 2016.

VIDALETTI, V. F.; SECCO, D.; GONGORA, V. R. M.; LENZ, N. B. G.; CHANG, P.; BALENA, F. L. C.; FORNASARI, C. H.; LENZ, M. L. **Implicações da cobertura vegetal e da declividade do terreno nas perdas de água e solo por erosão.** Journal of Agronomic Sciences, v. 9, p. 330-344, 2020.

VIEIRA, C. L.; GOULART, A. G.; SILVA, T. M.; VERDUM, R. **Use of vetiver grass to the erosion control and ground cover on areas with sandization at the southeast portion of RS state, Brazil.** Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, v. 1, n. 2, p. 338-351, 2024.

VIEIRA, L.S. **Manual da ciência do Solo.** 1. ed. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1988. 464 p.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. **Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, p. 763-774, 2004.

WEILER, E.B.; TAMIOSSO, M.F.; CRUZ, J.C.; REICHERT, J.M.; SCHORR, L.P.B.; MANTOVANELLI, B.C.; SANTOS, F.D.D.; FANTINEL, R.A.; BAUMHARDT, E. **Integrated environmental management and planning based on soil erosion susceptibility scenarios.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 93, n. 4, e20191120, 2021.

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, 1975. p.244-252.

WISCHMEIER, W. H.; MANNERING, J. V. **Relation of soil properties to its erodibility.** Soil Science Soc. Amer. Proc. V. 33, 131-137.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** USDA-ARS Agriculture Handbook, Washington DC, 1978.

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D.D. **Rainfall energy and its relationship to soil loss.** Washington, 39:285-291,1958.

XAVIER, R. A.; BORGES NETO, E. O. **ESTUDOS SOBRE EROSÃO DOS SOLOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.** Anais... XIV Simpósio Nacional de Geomorfologia, Corumbá, 2023.

YAMAZAKI, D.; IKESHIMA, D.; SOSA, J.; YAMAMOTO, J.; O'LOUGHLIN, F.; NEAL, J.; SAMPSON, C.; KANAE, S.; BATES, P. D. **MERIT Hydro: A high-resolution global hydrography map based on latest topography dataset.** Water Resources Research, v. 55, n. 6, p. 5053–5073, 2019.

YANG, C.; RASKIN, R.; GOODCHILD, M.; & GAHEGAN, M. **Geospatial cyberinfrastructure: past, present and future.** Computers, Environment and Urban Systems, 35(4), 258-268, 2011.

YANG, M.; YANG, Q.; ZHANG, K.; PANG, G.; & HUANG, C. (2024). Global soil erodibility factor (K) mapping and algorithm applicability analysis. **Catena**, 239.

ZACHAR, D. **Soil erosion.** Amsterdam, Elsevier, 1982. 548p. (Developments in Soil Science, 10).

ZAIDAN, R. T. (2017). **Geoprocessamento conceitos e definições.** Revista de Geografia, v.7, n. 2, 2017.

ZHANG, C.; LI, W.; TRAVIS, D. **Parallel geoprocessing and analysis in the cloud.** Computers, Environment and Urban Systems, 67, 132-146, 2018.

ZHANG, Y.; DEGROOTE, J.; WOLTER, C.; SUGUMARAN, R. Integration of Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) into a GIS framework to assess soil erosion risk. **Land Degradation and Development**, v. 20, n. 1, p. 84-91, 2009.

ZURQANI, H. A.; POST, C. J.; MIKHAILOVA, E. A.; SCHLAUTMAN, M. A.; SHARP, J. L. **Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine.** International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 69, p. 175–185, 2018.

8. APÊNDICE

O Apêndice desta pesquisa apresenta o código de programação executado no GEE para a obtenção dos fatores da USLE (R, K, LS, CP) e o cálculo das perdas de solos. A inclusão do código tem como objetivo garantir a transparência metodológica, permitindo que outros pesquisadores compreendam detalhadamente o processo de construção dos mapas, desde a aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto até a aplicação dos parâmetros da equação. Dessa forma, o apêndice funciona como um guia prático e reproduzível, assegurando a replicabilidade através do script que foi utilizado para a análise da estimativa da perda de solo da Caatinga.

// Universidade Federal da Paraíba
// Centro de Ciências Exatas e da Natureza
// Programa de Pós-Graduação em Geografia - PPGG
// Dissertação de mestrado
// Aluna: Jennifer Marinho do Nascimento Fernandes

// ANALISANDO A EROSÃO DOS SOLOS NO BIOMA CAATINGA USANDO PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO EM NUVEM

```
// ======  
// DEFINIÇÕES INICIAIS  
// ======  
//Definindo a área de estudo  
var area = bioma;  
  
//Definindo os parâmetros de projeção e escala  
var crsPadrao = 'EPSG:4326';  
var resolucao = 500; // metros  
  
// Definindo as datas  
var startDate = '2000-01-01'; // Altere para a data desejada  
var endDate = '2001-01-01'; // Altere para a data desejada
```

```

// Manipulando as datas
var anoStart = ee.String(startDate).slice(0, 4). getInfo();
var anoEnd = ee.String(endDate).slice(0, 4). getInfo();

// Centralizando área de estudo
Map.centerObject(area);

// =====
// 1. CÁLCULO DO FATOR R (Erosividade)
// =====

// 1.1. Adquirindo dados CHIRPS
var precAno = ee.ImageCollection('UCSB-CHG/CHIRPS/DAILY')
  .filterDate(startDate, endDate)
  .sum().clip(area);

// 1.2. Criando datas de inicio e fim de cada mês,
// Filtrando os dados de precipitação e calculando o índice Rx
var meses = ee.List.sequence(1, 12).map(function(mes) {
  var mesString = ee.Number(mes).format("%02d");
  var start = ee.Date(ee.String(anoStart).cat('-').cat(mesString).cat('-01'));
  var end = start.advance(1, 'month');

  var precip = ee.ImageCollection('UCSB-CHG/CHIRPS/DAILY')
    .filterDate(start, end)
    .sum()
    .clip(area);

  var Rx = precip.pow(2).divide(precAno).multiply(6.86).add(14.5);

  return Rx.set('system:time_start', start.millis());
});

// 1.3. Calculando o fator R na equação
var fatorR = ee.ImageCollection.fromImages(meses).sum().rename('R');

```

```

Map.addLayer(fatorR, {min: 0, max: 10000, palette: ['blue', 'green', 'yellow', 'red']}, 'Fator R', true);

// =====
// 2. CÁLCULO DO FATOR K (Erodibilidade)
// =====

// 2.1. Adicionando a imagem e calculando o fator k

var texturaSolo = ee.Image("OpenLandMap/SOL/SOL_TEXTURE-CLASS_USDA-TT_M/v02")
.select('b0')
.clip(area);

// Cada classe possui um valor inteiro (veja a legenda do dataset)

var codigos = [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12]; // equivalem às texturas abaixo
var valoresK = [
  0.020, // Cl - Clay
  0.019, // SiCl - Silty Clay
  0.009, // SaCl - Sandy Clay
  0.022, // ClLo - Clay Loam
  0.028, // SiClLo - Silty Clay Loam
  0.018, // SaClLo - Sandy Clay Loam
  0.025, // Lo - Loam
  0.030, // SiLo - Silty Loam
  0.023, // SaLo - Sandy Loam
  0.035, // Si - Silt
  0.007, // LoSa - Loamy Sand
  0.005 // Sa - Sand
];

```

// 2.2. Calcula o fator K da equação

```

var fatorK = texturaSolo.remap(codigos, valoresK).rename('K');

Map.addLayer(fatorK, {}, 'Fator K', true);

// =====
// 3. CÁLCULO DO FATOR LS (Topográfico)

```

```
// =====
```

```
// 3.1. Importando o modelo de acúmulo de fluxo MERIT Hydro
```

```
var merit = ee.Image('MERIT/Hydro/v1_0_1').clip(area);
```

```
// 3.2. Selecionando a elevação e acúmulo de fluxo
```

```
var elev = merit.select('elv');

var flowAccum = merit.select('upa') // upa = upstream area (km2)
  .multiply(1e6) // converte km2 para m2
  .rename('flowAccum');
```

```
// 3.3. Calculando a declividade (em graus)
```

```
var slope = ee.Terrain.slope(elev);
```

```
// 3.4. Calculando o fator LS (topografia) com a fórmula tradicional da USLE
```

```
var fatorLS = ee.Image().expression(
  'pow((flowAccum / 40.15), 0.2) * pow(sin(slope * pi / 180) / 0.0896, 1.3)', {
    'flowAccum': flowAccum,
    'slope': slope,
    'pi': Math.PI
  }).rename('LS');
```

```
// Visualização (opcional)
```

```
Map.addLayer(fatorLS, {min: 0, max: 5, palette: ['blue', 'yellow', 'red']}, 'Fator LS (MERIT)', true);
```

```
// =====
```

```
// 4. CÁLCULO DO FATOR C (Uso e Cobertura do Solo)
```

```
// =====
```

```
// 4.1. Adquirindo dados MODIS
```

```
var ndvi = ee.ImageCollection("MODIS/061/MOD13A2")
  .filterDate(startDate, endDate) // Fiz uma modificação aqui para incluir as datas automaticamente
  .select('NDVI')
  .map(function(img) {
    return img.multiply(0.0001).copyProperties(img, img.propertyNames());
```

```
});
```

```
// 4.2. Definindo constantes para o cálculo de C
```

```
var alpha = 2;
```

```
var beta = 1;
```

```
// 4.3. Calculando o fator C da equação
```

```
var collectionWithC = ndvi.map(function(img) {  
  var ndviNorm = img.subtract(0.05).divide(0.7).max(0.01).min(1.0);
```

```
  var C = img.expression
```

```
'exp(-alpha * (ndvi / (beta - ndvi)))', {
```

```
'alpha': alpha,
```

```
'beta': beta,
```

```
'ndvi': ndviNorm
```

```
}).rename('C');
```

```
  return C.copyProperties(img, img.propertyNames());
```

```
});
```

```
  var fatorC = collectionWithC.mean().clip(area);
```

```
  Map.addLayer(fatorC, {min: 0, max: 1, palette: ['red', 'yellow', 'green']}, 'Fator C ', true);
```

```
// =====
```

```
// 5. CÁLCULO DA USLE
```

```
// =====
```

```
  var USLE = fatorR.multiply(fatorK)
```

```
    .multiply(fatorLS)
```

```
    .multiply(fatorC);
```

```
  var USLE_Reproject = USLE.reproject({
```

```
    crs: crsPadrao,
```

```
    scale: resolucao
```

```
  });
```

```
  Map.addLayer(USLE, {min: 0, max: 200, palette: ['blue', 'green', 'yellow', 'red']}, 'USLE');
```

```

// =====
// 6. EXPORTANDO RESULTADOS
// =====

// Exporta USLE
Export.image.toDrive({
  image: USLE_Reproject,
  description: 'USLE_'+anoStart,
  folder: 'Jennifer/GEE_USLE',
  fileNamePrefix: 'USLE_'+anoStart+'_500m',
  region: area,
  scale: resolucao,
  crs: crsPadrao,
  maxPixels: 1e13
});

// Exporta FatorR
Export.image.toDrive({
  image: fatorR,
  description: 'FatorR_'+anoStart,
  folder: 'Jennifer/GEE_FatorR',
  fileNamePrefix: 'FatorR_'+anoStart,
  region: area,
  crs: crsPadrao,
  maxPixels: 1e13
});

// Exporta FatorK
Export.image.toDrive({
  image: fatorK,
  description: 'FatorK',
  folder: 'Jennifer/GEE_FatorK',
  fileNamePrefix: 'FatorK',
}

```

```

region: area,
crs: crsPadrao,
maxPixels: 1e13
});

// Exporta FatorLS
Export.image.toDrive({
  image: fatorLS,
  description: 'FatorLS',
  folder: 'Jennifer/GEE_FatorLS',
  fileNamePrefix: 'FatorLS',
  region: area,
  crs: crsPadrao,
  maxPixels: 1e13
});

// Exporta FatorC
Export.image.toDrive({
  image: fatorC,
  description: 'FatorC_'+anoStart,
  folder: 'Jennifer/GEE_FatorC',
  fileNamePrefix: 'FatorC_'+anoStart,
  region: area,
  crs: crsPadrao,
  maxPixels: 1e13
});

// =====
// 7. EXTRAINDO VALORES PARA VALIDAÇÃO
// =====

// 1. Definindo os ponto de interesse
var ponto = ee.Geometry.Point([-36.5236, -7.3656]);

```

```

// 2. Centralizando o mapa no ponto
Map.centerObject(ponto, 12);
Map.addLayer(ponto, {color: 'white'}, 'Ponto');

// 3. Reunindo todos os fatores em uma imagem única com bandas nomeadas
var fatoresUSLE = fatorR.rename('R')
  .addBands(fatorK.rename('K'))
  .addBands(fatorLS.rename('LS'))
  .addBands(fatorC.rename('C'))
  .addBands(USLE.rename('USLE'));

// 4. Extraiendo os valores no ponto
var valoresNoPonto = fatoresUSLE.reduceRegion({
  reducer: ee.Reducer.first(), // pega o valor do pixel no ponto
  geometry: ponto,
  scale: 500, // escala usada para extração
  maxPixels: 1e13
});

// 5. Convertendo para lista de chave: valor
var nomes = ee.List(['R', 'K', 'LS', 'C', 'USLE']);
var listaValores = nomes.map(function(nome) {
  var valor = valoresNoPonto.get(nome);
  return ee.String(nome).cat(': ').cat(ee.Number(valor).format('%.4f'));
});

// 6. Mostrando a lista no console
print('Fatores e valor da USLE no ponto:', listaValores);

// 7. Criando uma Feature com os atributos extraídos
var pontoComAtributos = ee.Feature(ponto, valoresNoPonto);

// 8. Criando uma FeatureCollection com esse ponto
var fcExport = ee.FeatureCollection([pontoComAtributos]);

```

```
// 9. Exportar como CSV para o Google Drive
Export.table.toDrive({
  collection: fcExport,
  description: 'Fatores_USLE_Ponto_' + anoStart,
  folder: 'Jennifer/GEE_Ponto',
  fileNamePrefix: 'fatores_usle_ponto_' + anoStart,
  fileFormat: 'CSV'
});
```