



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ALUISIO ANTONIO GOMES DE CASTRO FILHO

**COMPARAÇÃO ENTRE NDVI E SAVI NA DETERMINAÇÃO DA PERDA DE SOLO
NA BACIA HIDROGRÁFICA PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU**

FORTALEZA

2025

ALUISIO ANTONIO GOMES DE CASTRO FILHO

COMPARAÇÃO ENTRE NDVI E SAVI NA DETERMINAÇÃO DA PERDA DE SOLO EM
UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa

Co-Orientador: Prof. Dr. Davi Rodrigues Rabelo

FORTALEZA

2025

ALUISIO ANTONIO GOES DE CASTRO FILHO

COMPARAÇÃO ENTRE NDVI E SAVI NA DETERMINAÇÃO DA PERDA DE SOLO EM
UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
Curso de Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade Federal do Ceará, como requisito
parcial à obtenção do título de Bacharel em
Ciências Ambientais.

Aprovado em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Francisco Leandro de Almeida Santos
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof.^a Dra. Janaina Melo Oliveira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Rodrigo Mikosz Gonçalves
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

RESUMO

A perda de solo por erosão hídrica é um dos principais mecanismos de degradação do solo em escala mundial, a busca por alternativas para o monitoramento deste problema torna-se essencial para o seu controle. O presente estudo objetiva comparar os índices NDVI e SAVI como uma forma alternativa de determinar o fator de uso e manejo da equação universal de perda de solo para quantificar a perda de solo em uma bacia hidrográfica do semiárido. Inicialmente, foram coletadas as bandas 4 e 5 do satélite Landsat-8 para um período pré-estabelecido de acordo com a sazonalidade climática do semiárido, utilizadas para a criação dos índices de vegetação, posteriormente aplicados ao cálculo do fator de uso e manejo do solo. Para a determinação dos demais fatores da equação universal de perda de solo, foram separados dados de estudos em áreas semelhantes e órgãos governamentais de gestão de recursos hídricos. Todos os dados foram dispostos no software QGIS, onde foi gerada a modelagem da perda de solo para ambos os cenários por meio de álgebra de mapas. Em ambos os casos foram constatados valores muito próximos para o fator de uso e manejo do solo, variando de 0,0440 a 0,7126 quando calculado pelo SAVI e 0,0446 a 0,7088 pelo NDVI. Como consequência, também foram verificados valores médios anuais de perda de solo semelhantes, sendo o planossolo nátrico órtico a classe mais suscetível a perdas em ambos os cenários, apresentando valores de 6,618 t. ha⁻¹. ano⁻¹ pelo modelo do SAVI e 6,519 t. ha⁻¹. ano⁻¹ pelo NDVI, já os menores valores foram associados aos latossolos amarelos distróficos com 1,225 t. ha⁻¹. ano⁻¹ e 1,199 t. ha⁻¹. ano⁻¹. Mesmo com as limitações do NDVI em análises temporais no ambiente semiárido, ambos os índices apresentaram eficácia semelhante na modelagem de perda de solo em escala de bacia hidrográfica no contexto semiárido, mostrando-se como alternativas viáveis para a determinação do fator de uso e manejo do solo na ausência de dados empíricos.

Palavras-chave: índice de vegetação; manejo do solo; impacto ambiental; erosão do solo; monitoramento ambiental.

ABSTRACT

Soil loss due to water erosion is one of the main mechanisms of soil degradation worldwide, and the search for alternatives to monitor this problem becomes essential for its control. The present study aims to compare the NDVI and SAVI indices as an alternative way to determine the cover and management factor of the Universal Soil Loss Equation in order to quantify soil loss in a semi-arid watershed. Initially, bands 4 and 5 of the Landsat-8 satellite were collected for a pre-established period according to the climatic seasonality of the semi-arid region, which were used to create the vegetation indices and later applied to the calculation of the cover and management factor. To determine the other factors of the Universal Soil Loss Equation, data from studies in similar areas and from governmental water resources management agencies were compiled. All data were processed in QGIS software, where soil loss modeling was generated for both scenarios using map algebra. In both cases, very similar values were found for the cover and management factor, ranging from 0.0440 to 0.7126 when calculated using SAVI and from 0.0446 to 0.7088 using NDVI. Consequently, similar annual average soil loss values were also observed, with the Orthic Natric Planosol being the most susceptible soil class in both scenarios, presenting values of $6.618 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ for the SAVI model and $6.519 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ for NDVI. The lowest values were associated with dystrophic Yellow Latosols, with $1.225 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ and $1.199 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, respectively. Despite NDVI limitations in temporal analyses in semi-arid environments, both indices demonstrated similar effectiveness in watershed-scale soil loss modeling in a semi-arid context, proving to be viable alternatives for determining the cover and management factor in the absence of empirical data.

Keywords: vegetation index; soil management; environmental impact; soil erosion; environmental monitoring.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	17
Figura 2 - Mapa da classificação das rochas e estruturas geológicas na área da bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	18
Figura 3 - Compartimentação do relevo segundo a taxonomia do mapeamento geomorfológico proposto pelo IBGE para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	19
Figura 4 - Modelo Digital de Elevação e Classes de Declividade da Bacia Hidrográfica.....	20
Figura 5 - Divisão detalhada das classes de solo pertencentes a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	21
Figura 6 - Uso e Cobertura do Solo no de 2024 da bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	22
Figura 7 - Fluxograma para elaboração do fator L por álgebra de mapas.....	30
Gráfico 1 - Comparativo entre os valores mínimos, médios e máximos de precipitação mensais no período histórico de 1994 à 2024 para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	35
Gráfico 2 - Comparativo entre os valores de erosividade mensais mínimos, médios e máximos para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	36
Figura 8 - Espacialização dos valores reclassificados de erosividade anual (R) em MJ. mm. ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹ para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	37
Figura 9 - Distribuição dos valores de erodibilidade (K) para as classes de solo da bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	38
Figura 10 - Modelagem do fator topográfico (LS) para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	41
Figura 11 - Comparativo entre a modelagem do fator LS calculado pelos métodos de Bertoni e Lombardi Neto (2012) e Desmet e Govers (1996); McCool et al (1987).....	42
Figura 12 - Comparativo entre a modelagem dos índices de vegetação NDVI e SAVI médios anuais para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	45
Figura 13 - Espacialização do fator C a partir dos índices de vegetação NDVI e SAVI para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	47
Figura 14 - Modelagem da perda de solo anual a partir do fator C calculado pelos índices de vegetação NDVI e SAVI para a bacia hidrográfica Piencó-Piranhas-Açu.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fator K das classes de solo da bacia hidrográfica Piarcó-Piranhas-Açu.....	24
Tabela 2 - Dados das imagens de satélite Landsat8-9.....	25
Tabela 3 - Classes médias anuais de erosividade das chuvas.....	37
Tabela 4 - Valores de K associados aos solos da bacia hidrográfica Piarcó-Piranhas-Açu.....	39
Tabela 5 - Classes de erodibilidade dos solos.....	40
Tabela 6 - Valores de NDVI e SAVI para os períodos chuvoso, pós-chuvoso e seco.....	43
Tabela 7 - Valores médios anuais de NDVI e SAVI para bacia hidrográfica Piarcó-Piranhas-Açu.....	44
Tabela 8 - Valores de perda de solo associados às classes de solo e área.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA-PB	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
CBH	Comitês de Bacia Hidrográfica
Cemaden	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
EMPARN	Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INSA	Instituto Nacional do Semiárido
IV	Índice de Vegetação
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
PB	Paraíba
RN	Rio Grande do Norte
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
SAVI	<i>Soil-Adjusted Vegetation Index</i>
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Sudene	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
UNCCD	<i>United Nations Convention to Combat Desertification</i>
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1. OBJETIVOS.....	8
1.1.1 Objetivo Geral.....	8
1.1.2 Objetivos Específicos.....	9
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	10
2.1 Bacia Hidrográfica.....	10
2.2 Erosão do solo.....	11
2.3 Semiárido do Brasil.....	12
2.4 Ambiente Semiárido.....	13
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
3.1 Área de estudo.....	16
3.1.1 Geologia.....	17
3.1.2 Geomorfologia.....	18
3.1.3 Pedologia.....	20
3.1.4 Uso e Cobertura do solo.....	21
3.2 Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e SIG.....	22
3.3 Materiais.....	23
3.3.1 Erosividade da chuva (R).....	23
3.3.2 Erodibilidade do solo (K).....	23
3.3.3 Fator Topográfico (LS).....	24
3.3.4 Uso e Manejo do Solo (C).....	24
3.4 Método.....	26
3.4.1 Erosividade da chuva (R).....	26
3.4.2 Erodibilidade do solo (K).....	27
3.4.3 Fator Topográfico (LS).....	28
3.4.3.1 Fator L.....	28
3.4.3.2 Fator S.....	30
3.4.4 Uso e Manejo do solo (C).....	31

3.4.4.1 NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).....	32
3.4.4.2 SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index).....	33
3.4.5 Práticas Conservacionistas (P).....	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	35
4.1 Fator R.....	35
4.2 Fator K.....	38
4.3 Fator LS.....	41
4.4 NDVI e SAVI.....	43
4.5 Fator C.....	45
4.6 Perda de Solo (A).....	47
5. CONCLUSÃO.....	50
REFERÊNCIAS.....	52

1. INTRODUÇÃO

Em 1994 a degradação do solo em regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas foi reconhecida mundialmente, através da criação da Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação (UNCCD), como um problema que afeta a integridade e sustentabilidade do planeta, interferindo negativamente na vida de bilhões de pessoas (Brasil, 2024). Neste contexto, a perda de solo pela erosão hídrica constitui-se como um dos principais mecanismos que levam a degradação do solo, principalmente em áreas com elevada vulnerabilidade ambiental e climática.

No Brasil, as áreas mais afetadas por este problema localizam-se no recorte semiárido do nordeste do país, onde encontram-se as maiores taxas de evapotranspiração e temperaturas, solos naturalmente frágeis e uma precipitação irregular e relativamente baixa em comparação às outras regiões do país, corroborando para o avanço intensivo do processo de desertificação, prejudicando a biodiversidade e a vida de mais de 30 milhões de pessoas (IBGE, 2024). A crescente degradação desta região, ocasionada pela intensificação do processo de uso e ocupação da terra e mudanças climáticas, tem sido foco de diversos estudos na literatura recente, como destaca Silva Junior *et al.* (2024), demonstrando a pertinência e urgência do tema.

Diante disso, a quantificação da perda de solo em bacias hidrográficas semiáridas torna-se fundamental para o planejamento e conservação da terra nestas áreas. Para isso, Modelos preditivos como a equação universal de perda de solo (USLE) e sua versão revisada (RUSLE) necessitam da determinação precisa de fatores como o de uso e manejo do solo, fator C, que representa a relação entre a proteção do solo fornecida pela cobertura vegetal e a perda de solo.

Com o tempo, a determinação do fator C tornou-se cada vez mais ágil e precisa pela utilização de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e sensoriamento remoto, correlacionando valores de C com dados de vegetação, através do uso de índices de vegetação (IVs). No entanto, há uma certa inconsistência metodológica quanto a escolha do IV mais adequado a áreas com baixa biomassa, como a região semiárida, para a obtenção de valores precisos de uso e manejo do solo (C). Dentre estes, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é amplamente utilizado na literatura em estudos de densidade e saúde da vegetação, no entanto, devido a sua sensibilidade a reflectância do solo, seus números podem acabar apresentando erros, principalmente em épocas de estiagem. Em

contraponto, o Índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI), projetado para corrigir os efeitos de reflectância do solo, tem sido sugerido como potencialmente mais preciso em regiões semiáridas (Gameiro, 2017).

Assim, pondera-se a questão: Qual índice de vegetação proporciona uma estimativa mais precisa do fator C, e conseqüentemente uma avaliação mais realista da perda de solo pela USLE em uma bacia hidrográfica do semiárido? Portanto, o presente estudo se justifica pela necessidade de otimização da metodologia de determinação da perda de solo e mapeamento de áreas vulneráveis a erosão pelo uso de ferramentas de SIG e sensoriamento remoto, contribuindo para a precisão do modelo de perda de solo e fornecendo subsídios técnicos mais confiáveis para o manejo sustentável da terra.

Diante do exposto o presente estudo tem como principal objetivo comparar os índices NDVI e SAVI como método alternativo e mais eficaz para a determinação do fator C da USLE para a quantificação da perda de solo em uma bacia hidrográfica do semiárido, sendo os objetivos específicos de verificar as principais diferenças entre os índices NDVI e SAVI na área da bacia hidrográfica, comparar o fator C gerado a partir de ambos os índices e utilizá-los para a determinação da perda de solo através da USLE. Por fim, analisar as diferenças entre os cenários obtidos através de ambos os índices de vegetação.

Para a realização deste estudo foi escolhida a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu localizada no recorte semiárido do nordeste brasileiro, abrangendo os estados do Rio Grande do Norte e Paraíba, sendo a maior bacia da região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. A escolha pela área fundamenta-se principalmente em razão de sua vulnerabilidade quanto aos recursos hídricos, a quantidade de municípios que são atendidos pelo abastecimento hídrico da bacia hidrográfica e sua grande importância econômica, social e ambiental para ambos os estados a qual está inserida.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Comparar os índices NDVI e SAVI como método alternativo e mais eficaz para a determinação do fator C da USLE para a quantificação da perda de solo em uma bacia hidrográfica do semiárido.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Verificar as principais diferenças entre os índices NDVI e SAVI na área da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.
- Comparar o fator de uso e manejo do solo gerado a partir de ambos os índices de vegetação
- Estimar a perda de solo através da equação universal de perda de solo aplicando o fator de uso e manejo obtido através de ambos os índices de vegetação.
- Analisar as diferenças entre os cenários obtidos a partir de ambos os índices de vegetação.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Bacia Hidrográfica

Bacias hidrográficas são unidades territoriais de planejamento hídrico fundamentadas pela Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, capítulo I, artº 1, inciso V para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A delimitação destas áreas ocorre através dos chamados divisores de água (montanhas, serras, planaltos, entre outras formas), pontos mais altos que definem a direção de escoamento da água até sua parte mais baixa em direção a um rio ou outro, formando assim a bacia hidrográfica do seu respectivo rio (IBGE, 2021).

Em função da grande extensão do território brasileiro, e visando uma melhor gestão destas áreas, em 15 de outubro de 2003 foi criada a resolução Nº 32 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) que instituiu a divisão hidrográfica do espaço nacional em 12 regiões hidrográficas, sendo elas: Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental, Região Hidrográfica do Parnaíba, Região Hidrográfica Atlântico Leste, Região Hidrográfica do Tocantins/Araguaia, Região Hidrográfica do São Francisco, Região Hidrográfica Amazônica, Região Hidrográfica do Paraguai, Região Hidrográfica do Paraná, Região Hidrográfica Atlântico Sudeste, Região Hidrográfica do Uruguai, Região Hidrográfica Atlântico Sul. De acordo com esta resolução, todas estas regiões hidrográficas são constituídas por uma ou um conjunto de bacias hidrográficas de um rio principal ou conjunto de rios que desaguam em uma mesma região e possuem características naturais, sociais e econômicas semelhantes.

Diante das grandes extensões destas áreas e suas delimitações variadas, em alguns casos excedendo até mesmo limites nacionais, estaduais e municipais, torna-se comum a presença de diversos conflitos de interesses territoriais ou por recursos. Para sanar tal problema, os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) integrados ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) desempenham o papel fundamental de reunir representantes de entidades civis e usuários dos recursos para discutirem e decidirem de forma democrática o ordenamento do território e auxiliarem a gestão dos recursos hídricos, além de acompanharem a execução do Plano de Recursos hídricos para garantir o cumprimento de suas metas, podendo também sugerir medidas para alcançar as mesmas, ainda assim, em casos onde apenas a participação civil por meio dos CBH não são suficientes, cabe aos Conselhos Nacionais ou Estaduais de Recursos Hídricos, e Agência Nacional das

Águas (ANA) em casos de bacias de domínio da União, atuarem como mediadores para a tomada de decisões (Carvalho, 2020).

2.2 Erosão do solo

A erosão do solo é um processo natural que ocorre na superfície terrestre podendo ser definido como o desprendimento, transporte e deposição do material erodido pelos agentes como água (erosão hídrica), vento (erosão eólica) ou gelo (erosão glacial). Ocorrendo de forma natural (erosão geológica) este processo não tende a causar danos, pois sua velocidade é relativamente menor que a formação do solo, no entanto, determinadas ações humanas contribuem para a aceleração deste processo alterando o equilíbrio entre a erosão e formação do solo. A aceleração dos processos erosivos é um problema enfrentado mundialmente, que causa uma série de danos ao meio ambiente, social e econômico (Silva *et al.* 2021).

Entre os tipos de erosão, a erosão hídrica é responsável pelas maiores quantidades de perda de solo na superfície. Neste processo laminar ou linear as perdas de solo passam a ocorrer principalmente por meio da energia cinética das gotas de chuva e pelo escoamento superficial e subsuperficial (Wischmeier, Smith, 1978). A erosão hídrica linear ocorre pelo acúmulo da água escoada e escavação do solo em uma determinada direção, e pode ser classificada em diferentes estágios (Silva *et al.* 2022), sendo o primeiro estágio a erosão linear em sulcos, caracterizada pela baixa profundidade e a formação de pequenos canais de escoamento que podem ser controlados a partir de determinadas técnicas, no entanto, dependendo da intensidade das chuvas e o nível de degradação da vegetação este problema pode ser rapidamente agravado, evoluindo para as chamadas ravinas, caracterizadas pelo alargamento e aumento da profundidade dos canais, neste caso o controle torna-se mais difícil e tornam o solo da área inutilizável, o terceiro estágio chamado de voçorocas é o nível mais avançado do problema e causa uma série de impactos danosos, e é caracterizado por ter grandes profundidades e extensões, inutilizando uma grande área e em alguns casos podendo ser irreversíveis (Marchioro, Ribeiro, 2023).

Os processos erosivos tendem a ser intensificados em função de uma combinação de características naturais e ações antrópicas. Dentre os aspectos naturais constituem-se aqueles que agem de forma passiva e ativa para intensificação do processo de erosão como: chuva, atua diretamente na erosão em função de sua intensidade, duração e frequência; infiltração, diz respeito a velocidade com que a água flui dentro do solo, e possui uma relação inversa com a erosão, logo, quanto maior a velocidade de infiltração da água no solo, menor

será a erosão, este aspecto é diretamente influenciado pela textura, umidade e material de composição do solo; declividade, refere-se a inclinação no terreno e está diretamente relacionada com a velocidade de escoamento da água e conseqüentemente com a quantidade de material que será arrastado; comprimento de rampa, corresponde a longevidade do caminho a ser percorrido pela água do ponto mais alto até o mais baixo, este aspecto influencia diretamente no volume que será acumulado durante o percurso da água e em conjunto com a declividade age como um fator para acelerar a velocidade do escoamento; cobertura vegetal, é o principal mecanismo de controle de erosão em função de uma série de benefícios que agem para proteger e melhorar o solo contra a ação das chuvas, o desmatamento torna o solo exposto e completamente desprotegido, frágil e mais suscetível a erosão; características do solo, aspectos físicos como estrutura, textura, permeabilidade e densidade, assim como características químicas e biológicas conferem a cada tipo de solo uma maior ou menor resistência ao processo de erosão pela ação das chuvas (Bertoni, Lombardi Neto, 2012).

Ainda que todos estes fatores tenham influência no processo erosivo, a forma como o homem utiliza a terra é a principal condicionante para a intensificação do processo de erosão, em razão do desmatamento e práticas de uso e manejo insustentáveis (Tavares, Castro, 2024).

2.3 Semiárido do Brasil

Localizada no nordeste do Brasil, a região semiárida é caracterizada por suas altas temperaturas durante todo o ano em função das altas taxas de incidência solar da região equatorial, corroborando para altas taxas de evapotranspiração, que em conjunto com os baixos e irregulares níveis pluviométricos influenciados principalmente pela circulação atmosférica planetária, através das células de Hadley, zonas de altas de pressão e barreiras naturais como planaltos e serras, contribuem para a existência de uma região com os maiores índices de aridez do país (Gomes, Zanella, 2023).

Dentro do contexto de mudanças climáticas, ocasionadas pelo aumento anormal da temperatura do planeta, um estudo realizado pelo Cemaden em parceria com o INPE constatou uma expansão média de mais de 70 mil km² de áreas do semiárido do país nas últimas décadas, além do surgimento de áreas consideradas áridas na região central do nordeste brasileiro em um período de 30 anos, constituindo os ambientes mais secos do país (Brasil, 2023).

Durante o ano as chuvas na região semiárida são bastante escassas, geralmente limitando-se a um período chuvoso de 3 a 5 meses no máximo, variando em média 700mm/ano a 1000mm/ano em áreas mais próximas ao litoral, onde ocorre a maior duração do período de chuvas e 200mm/ano a 800mm/ano para áreas centrais onde se encontram os maiores índices de aridez. Em ambos os cenários com volumes mais altos no verão durante a quadra chuvosa, geralmente de dezembro a março, podendo se estender até maio em alguns casos, e mais baixos durante o inverno, com algumas áreas registrando menos de 100mm em um período que se estende de junho a novembro, também chamado de período de estiagem (Oliveira, 2024). Este fator em conjunto com as altas temperaturas e as altas taxas de evapotranspiração culminam em uma elevada escassez hídrica em praticamente toda a região, aumentando assim o risco de secas, já presenciadas diversas vezes em diferentes épocas na história do país que resultaram em perdas imensuráveis, acarretando na criação de diversas políticas de combate a seca e preservação dos recursos hídricos na região semiárida (Castro, 2025).

Atualmente o semiárido abrange uma área de 1.335.298 km² e está inserido no recorte de 11 estados, sendo eles: 9 do nordeste, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Maranhão, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe; 2 do sudeste, Minas Gerais e Espírito Santo, de acordo com a última delimitação de 2021 oficialmente aprovada pela Resolução CONDEL/SUDENE N° 176 em 3 de janeiro de 2024. De acordo com esta nova resolução estão inseridos no semiárido 1.477 municípios, e uma população estimada de 31 milhões de habitantes no ano de 2024, correspondendo a aproximadamente 15,3% da população do país.

2.4 Ambiente Semiárido

O solo pode ser definido como uma “coleção de corpos naturais, constituídos de partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicas, formadas por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta” (Santos *et al*, 2025, p. 33). Nestes se desenvolvem grande parte das atividades realizadas pelo homem, logo estudar e compreender cada propriedade deste recurso fundamental para a vida é um grande passo para o desenvolvimento de uma sociedade (Bertoni, Lombardi Neto, 2012).

Os solos da região semiárida são extremamente variados, porém em função das condicionantes ambientais atuantes na região, tendem a ser pouco desenvolvidos, sendo comum a presença de solos rasos e pouco profundos, como Neossolos e Luvisolos na maior

parte da região, principalmente em áreas cristalinas, quanto às suas características físicas, a presença de grãos mais grossos na maioria dos solos acaba por resultar em uma baixa capacidade de armazenamento de água, e dependendo de seu material de origem podem apresentar uma elevada acidez ou elevada alcalinidade (Araújo Filho *et al.*, 2022).

As condições edafoclimáticas da região semiárida possibilitam a existência de 3 biomas principais. A caatinga, presente em áreas com baixo volume chuvas e solos secos e menos desenvolvidos, predomina na maior parte do espaço abrangendo a maior área dos municípios do recorte semiárido, neste bioma caracteriza-se uma vegetação espaçada, com raízes curtas e que permanece seca na maior parte do ano durante os longos meses de estiagem. O cerrado, segundo bioma mais abrangente, situa-se em áreas com clima tropical sazonal possuindo duas estações bem definidas durante o ano, sendo uma chuvosa e outra seca, ocorrendo geralmente em solos com uma profundidade maior comportando raízes mais profundas, que fornecem uma maior proteção ao solo em períodos mais chuvosos. A mata atlântica, menos abrangente, localizada em áreas específicas onde ocorrem os maiores volumes de chuvas, temperaturas relativamente mais baixas, solos profundos e altitudes elevadas, geralmente em áreas sedimentares como chapadas, ou áreas cristalinas como maciços e serras. Além destes, a coexistência destes 3 biomas no recorte semiárido culmina também em zonas de transição com características próprias, denominadas de ecótonos (SILVA *et al.*, 2025).

Este conjunto de fatores culminam em uma região com solos relativamente frágeis, muitos não suportando atividades de uso intensivo, sendo necessária uma maior atenção quanto às práticas de manejo do solo no desenvolvimento destas atividades. No entanto, a falta de tais práticas em união com as propriedades físico-químicas dos solos e o desmatamento da cobertura vegetal, acaba por resultar na desertificação da região semiárida, ocasionada pela salinização e erosão das camadas superficiais corroborando para a perda de umidade e nutrientes do solo, tornando-o inutilizável e em muitos casos sendo irreversível (Figueiredo *et al.*, 2025).

Conforme o último boletim temático sobre desertificação divulgado em junho de 2025 pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) em parceria com o Instituto Nacional do Semiárido (INSA), cerca de 18% do território brasileiro encontra-se sujeito ao processo de desertificação, constatando um aumento de 170 mil km² em um período de 20 anos, sendo que, de toda esta área cerca 13% encontra-se no nordeste na região semiárida, com algumas áreas já evidenciado um nível extremamente avançado de desertificação, afetando a vida de mais 30 milhões de pessoas, intensificando a escassez dos

hídricos, colocando em risco a biodiversidade, prejudicando a produtividade dos solos e afetando negativamente a economia rural.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

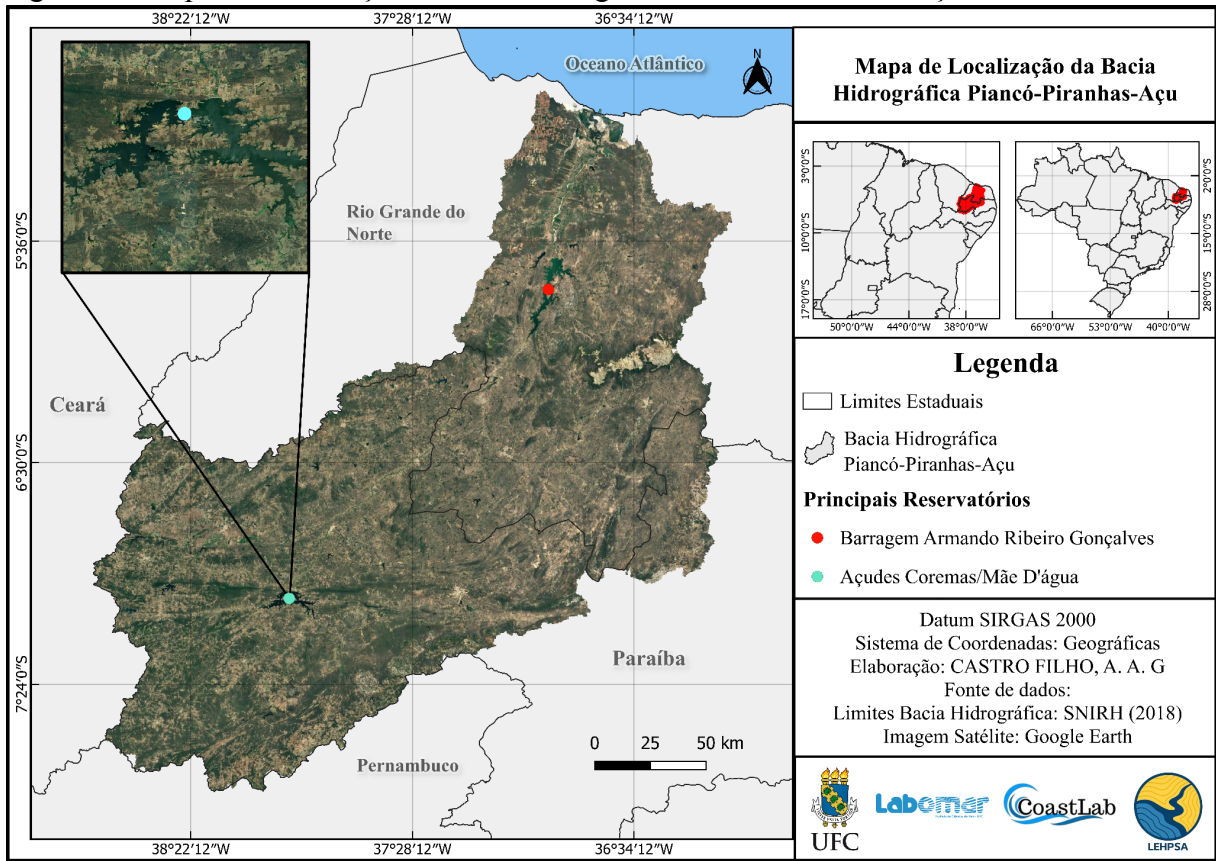
A bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu (Figura 1) está localizada inteiramente na região semiárida do nordeste brasileiro e é a maior bacia da região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. Sua área total de drenagem corresponde a 43.683 km², sendo 60% inserida no estado da Paraíba (PB) e 40% no estado do Rio Grande do Norte (RN), abrangendo um total de 147 municípios, sendo 45 do RN e 102 da PB (AESAPB, 2025). Sua drenagem exorreica se estende desde o sertão paraibano, até a porção central potiguar do Rio Grande do Norte, desaguando no oceano Atlântico Sul na margem continental do nordeste brasileiro.

Dentro do contexto hídrico, a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu possui uma grande importância estratégica para ambos os estados, em função da grande quantidade de açudes construídos ao longo dos anos e dos dois principais reservatórios hídricos, Curema/Mãe D'Água (PB) destacados na figura 1 como dois açudes distintos, e Armando Ribeiro Gonçalves (RN), responsáveis pelo abastecimento hídrico tanto para a própria região no qual estão inseridos, quanto para regiões adjacentes.

Dentre as principais atividades econômicas desempenhadas na área, destaca-se o desenvolvimento da agropecuária, mineração e aquicultura. Quanto aos impactos e principais problemas, a bacia hidrográfica é afetada principalmente pela baixa disponibilidade hídrica e elevada demanda em conjunto com a poluição de corpos d'água pela falta de saneamento. Com todos estes fatores a gestão dos recursos hídricos torna-se algo extremamente complexo e delicado nesta região (ANA, 2018).

Além disso, A bacia hidrográfica também conta com um conselho de bacia hidrográfica criado por Decreto Presidencial em novembro de 2006 e instalado em 2009, e um plano de recursos hídricos elaborado de 2012 a 2016, aprovado em 2016, estipulado até 2032, revisado pela última vez no início de 2021 e atualizado no ano de 2022, dando início ao segundo ciclo de ações e metas até sua próxima revisão em 5 anos (Brasil, 2006) .

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



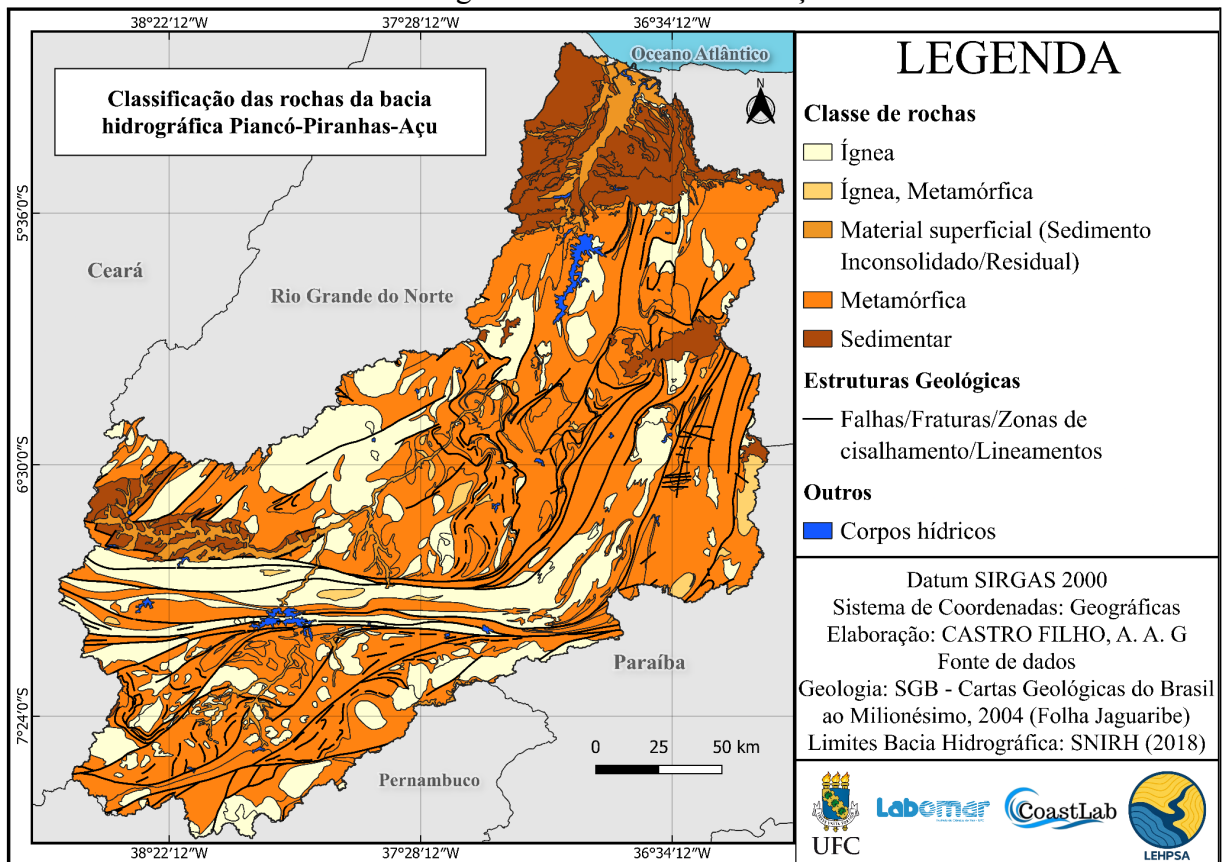
Fonte: Elaborado pelo autor

3.1.1 Geologia

De acordo com os dados do Serviço Geológico Brasileiro, a partir das cartas geológicas do Brasil ao milionésimo de 2004, a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu inserida na folha Jaguaribe (Figura 2) abrange na maior parte de sua área rochas ígneas e metamórficas com idades extremamente variadas, algumas extremamente antigas datando desde a Era do Neoarqueano como alguns Metagranodioritos e Metatonalitos e outras relativamente mais recentes, do Cenozóico como alguns Basaltos. Quanto às rochas sedimentares, estas são relativamente mais recentes, distribuídas no Éon fanerozóico, entre as Eras Mesozóica e Cenozóica como Arenitos e Argilitos.

Das estruturas geológicas existentes na área da bacia, sua maior parte foram originadas dos eventos tectônicos decorrentes da orogenia Brasileira no Pré-Cambriano, pela formação do supercontinente Gondwana, dando origem a Província Borborema, e posteriormente rompido dando origem a Província Costeira e Margem Continental brasileira. (Almeida *et al.* 1977; Santos *et al.* 2010).

Figura 2 - Mapa da classificação das rochas e estruturas geológicas na área da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: Adaptado pelo autor, de Serviço Geológico Brasileiro (2004)

3.1.2 Geomorfologia

De acordo com os dados geomorfológicos do IBGE para a folha do Jaguaribe (SB.24) de 2025 em escala 1:250.000 (figura 3), seguindo a classificação proposta pelo Manual Técnico de Geomorfologia de 2009 também proposto pelo IBGE e que passa por atualizações no ano de 2025 para a elaboração de um novo sistema, destaca-se com maior contribuição de área, as depressões, áreas relativamente mais baixas que o seu entorno, resultado de longos períodos no tempo geológico sob intensos processo de aplanamento (rocha sedimentar) e dissecação (rochas metamórficas e ígneas), com seu relevo variando entre plano e suave ondulado (figura 4).

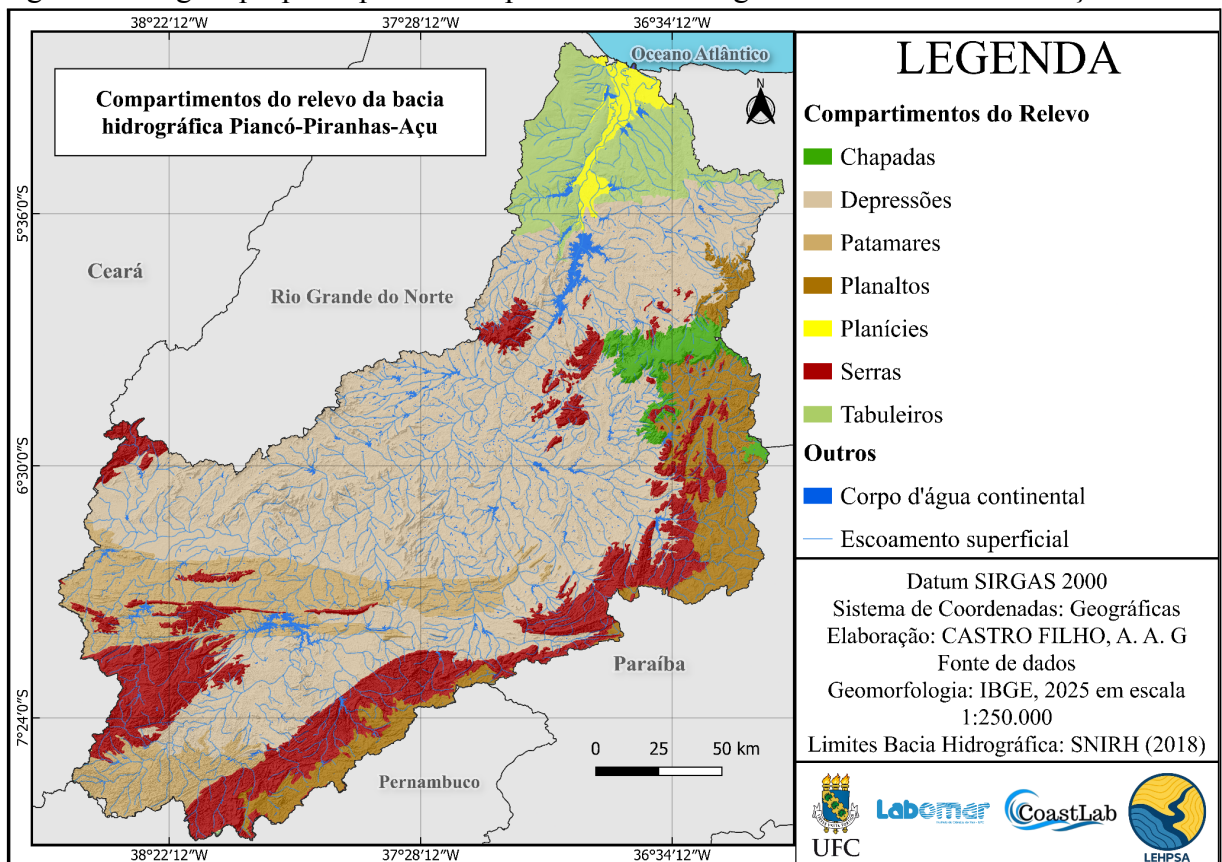
Quanto as serras, patamares e planaltos embora também sejam em sua maior parte compostos por rochas metamórficas e ígneas assim como as depressões, os diferentes litotipos destas áreas, lhes conferem uma maior resistência aos intensos processos endógenos e exógenos de transformação do terreno atuantes na região, resultando em áreas

relativamente mais altas que o seu entorno e altos níveis de declividade, sendo caracterizadas como áreas no processo de dissecação ou aplanamentos de topo.

As chapadas moldadas por rochas sedimentares encontram-se nas regiões de maiores altitudes, formadas pela deposição e compactação de sedimento ao longo dos anos, estas áreas encontram-se em processo de aplanamento de topo na maioria dos casos, porém existem também algumas feições em processo de dissecação, resultando em áreas altamente declivosas.

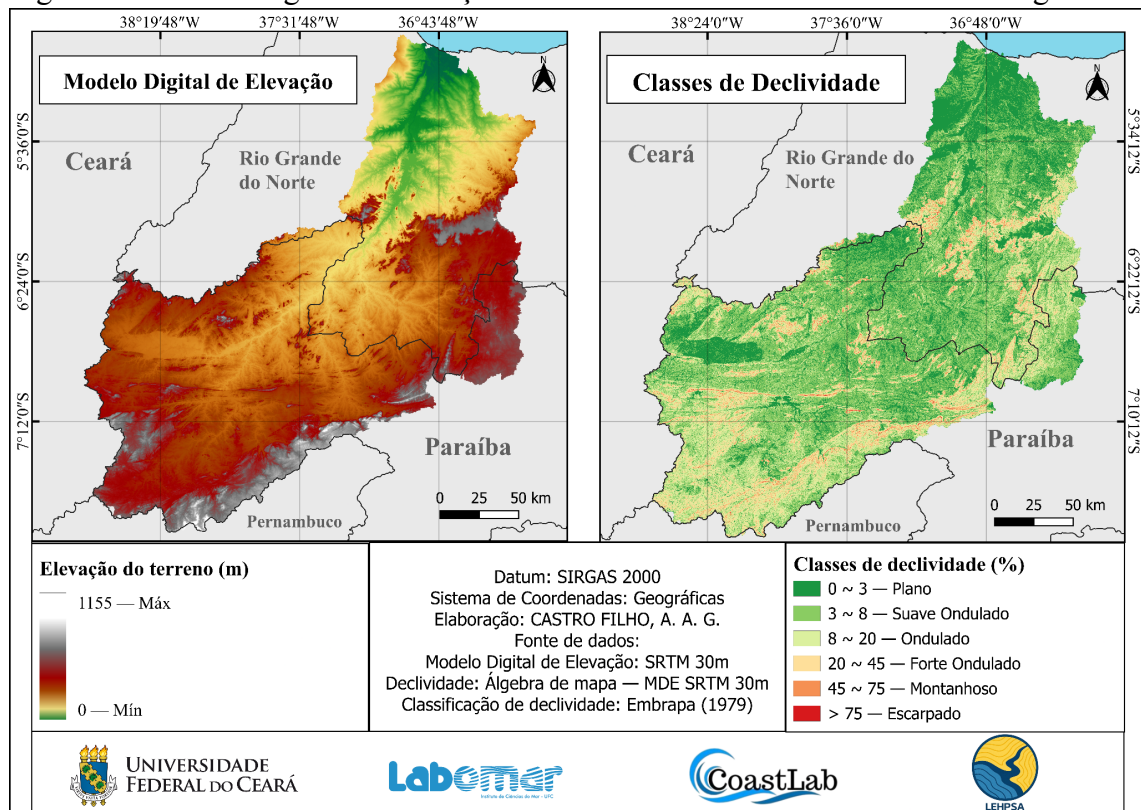
Nas regiões de menor altitude encontram-se as planícies e os tabuleiros costeiros, áreas de deposição de sedimento proveniente de regiões com maiores altitudes, transportadas por agentes erosivos ao longo dos anos. No caso dos tabuleiros, estes se encontram tanto sob processos de aplanamento, quanto dissecação, compostos por rochas sedimentares, enquanto as planícies encontram-se sob processo de acumulação de material superficial (inconsolidado/residual).

Figura 3 - Compartimentação do relevo segundo a taxonomia do mapeamento geomorfológico proposto pelo IBGE para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.



Fonte: Adaptado pelo autor, de Geomorfologia IBGE (2025)

Figura 4 - Modelo Digital de Elevação e Classes de Declividade da Bacia Hidrográfica.



Fonte: Elaborado pelo autor

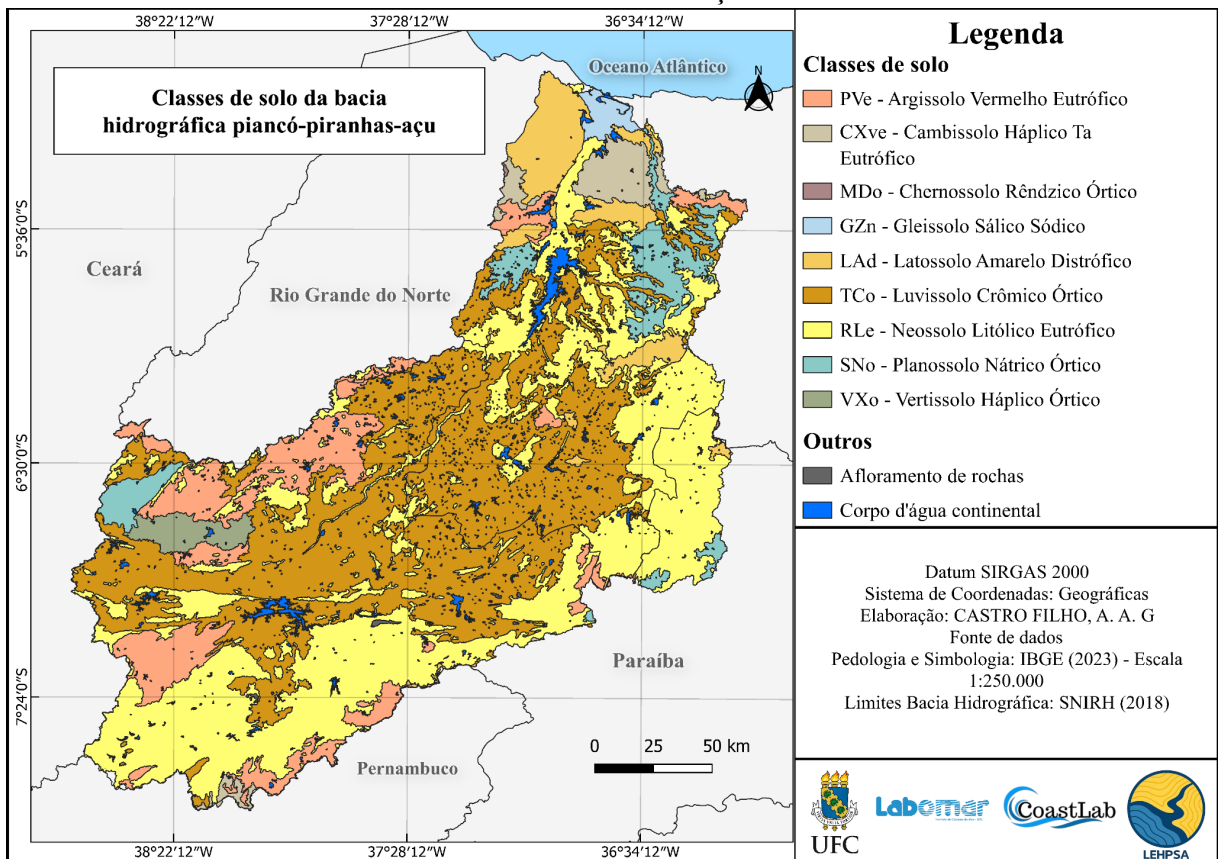
3.1.3 Pedologia

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) de 2025 divulgado pela Embrapa, as características dos solos são determinadas através de uma combinação de fatores de formação e material de origem. Os solos onde predominam terrenos cristalinos, como na depressão (Figura 3), apresentam pouca profundidade e são em sua grande maioria compostos por terreno rochoso e uma grande quantidade de material mineral em sua composição em razão aos longos períodos de exposição aos processos de intemperismo e erosão, o que lhes confere uma boa fertilidade e um pH que varia de muito a ligeiramente alcalinos influenciado principalmente pelo pouco material orgânico em sua composição, em função de tais características estes solos tendem a não suportar atividades de uso intensivo e são bastante suscetíveis à compactação e erosão.

Os solos de regiões sedimentares como as chapadas e planícies apresentam maiores profundidades, um pH comumente ácido e baixa fertilidade em relação aos solos de terrenos cristalinos, ainda assim, estas características são bastante variáveis dependendo sobretudo do seu material de origem.

Dentre as classes de solo, destacam-se principalmente os grandes grupos eutróficos e órticos, com predominância dos Luvisolos crômicos órticos e Neossolos litólicos eutróficos em praticamente toda a extensão da bacia hidrográfica como mostrado na Figura 5. Solos relativamente frágeis, pouco desenvolvidos, com terrenos rochosos, altas classes de declividade, áreas suscetíveis à erosão e facilmente compactáveis, ligados a regiões geomorfológicas que passaram por intensos processos de transformação durante longos períodos. Ainda assim, a alta fertilidade destes solos e o pH facilmente corrigido, beneficiam o desenvolvimento de certas atividades em menor intensidade, mas que podem ser facilmente degradados sem práticas de manejo adequadas.

Figura 5 - Divisão detalhada das classes de solo pertencentes a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



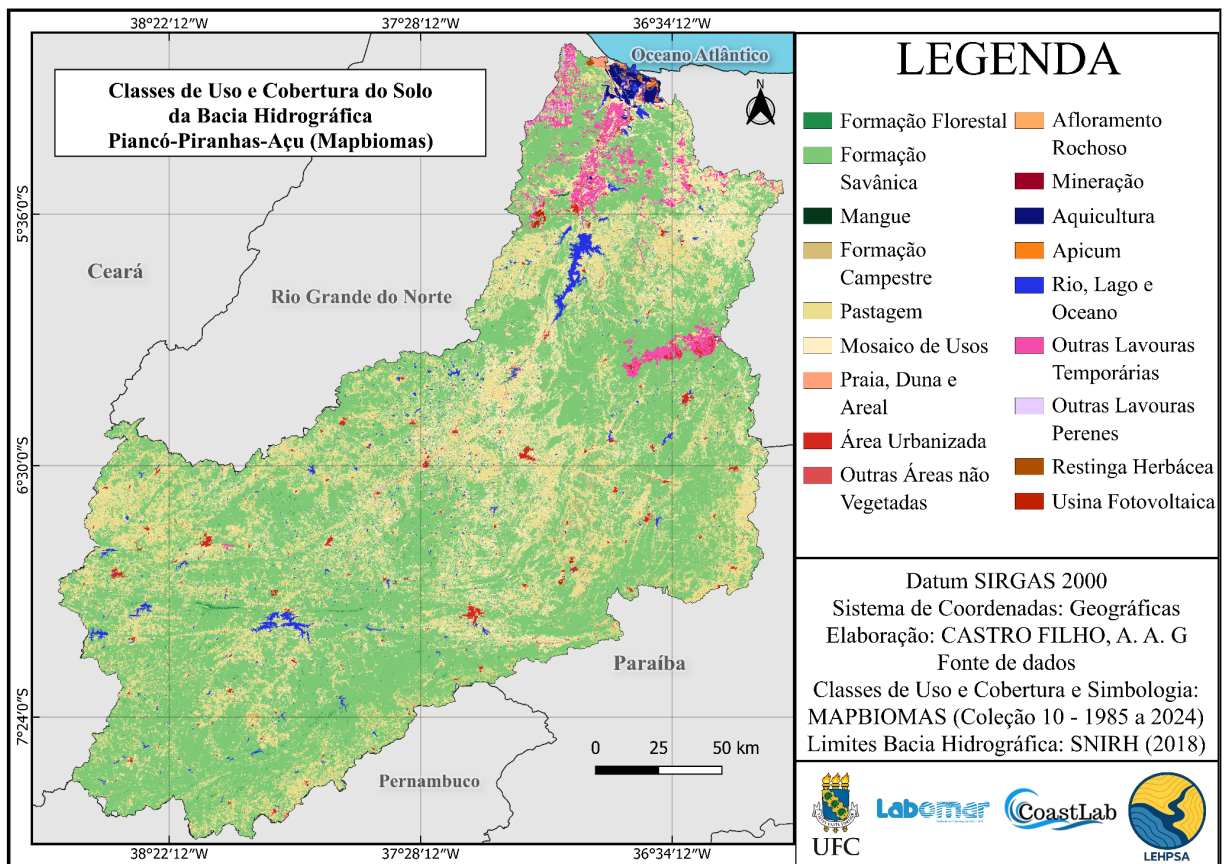
Fonte: Adaptado pelo autor, de Pedologia IBGE (2023).

3.1.4 Uso e Cobertura do solo

De acordo com a classificação de uso e cobertura do solo proposta pelo MapBiomias na figura 6, do mosaico de usos na bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu destacam-se principalmente às lavouras localizadas no baixo curso do rio Piranhas-Açu, assim

como o desenvolvimento da aquicultura e atividade salineira em sua foz. Quanto aos tipos de cobertura, há uma grande predominância da formação savânica em grande parte caracterizada por sua fitofisionomia como savana estépica, neste caso a caatinga desenvolvida sobre os Neossolos e Luvisolos. Também vale destacar a grande área de pastagem em praticamente toda superfície sertaneja em solos pouco desenvolvidos, que em época de estiagem se tornam as mais vulneráveis devido a pouca cobertura vegetal.

Figura 6 - Uso e Cobertura do Solo no de 2024 da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: Adaptado pelo autor, de Uso e Cobertura do Solo Mapbiomas (2024).

3.2 Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e SIG

Para a determinação da perda de solo foi utilizada a equação universal de perda de solo, inicialmente desenvolvida por Wischmeier E Smith (1965) em seu estudo “*Rainfall Erosion Losses from Cropland East of The Rocky Mountains*” e posteriormente aprimorada por Bertoni e Lombardi Neto (2012). A equação (1) consiste em um produto de 5 fatores, Erosividade da chuva (R), Erodibilidade do solo (K), Comprimento de rampa e declividade (LS), Uso e Cobertura do solo (C), Práticas Conservacionistas (P), para determinação da perda de solo (A). Os valores de cada fator e seus respectivos mapas foram gerados a partir de

álgebra de mapas, para isso foi utilizado o software de sistema de informações geográficas QGIS (versão 3.34.3) e seus complementos SAGA e GRASS GIS. A escolha por esta metodologia consiste principalmente em função da ausência de custos e pela obtenção de resultados que permitem uma análise integrada do problema em toda a área por meio da representação cartográfica da perda de solo.

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

3.3 Materiais

Para a modelagem da perda de solo (A) foram utilizados um conjunto de dados referentes a cada variável independente.

3.3.1 Erosividade da chuva (R)

Para o fator R, os dados foram obtidos para todos os 150 municípios presentes na área da bacia hidrográfica a partir de estações pluviométricas e relatórios pluviométricos divulgados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio grande do Norte (EMPARN) para os municípios do Rio Grande do Norte e pela Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba (AESA/PB) para os municípios da Paraíba. Foram coletados dados anuais e mensais dentro do período histórico de 1994 a 2024, totalizando 30 anos, sendo dados de 1 estação pluviométrica para cada município, totalizando 150 estações.

3.3.2 Erodibilidade do solo (K)

No presente trabalho foram utilizados um conjunto de valores de K de solos do semiárido, determinados por Rabelo (2024) e Coelho *et al* (2024), associados de acordo com a maior proximidade com as classes de solo da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu (Figura 6), considerando ordem, subordem e grande grupo. Além disso, a camada raster final de erodibilidade do solo foi moldada a partir da camada vetorial de pedologia disponibilizada pelo IBGE em escala 1:250.000 baseada de acordo com o recorte geográfico do mapeamento

Topográfico Sistemático Terrestre do Brasil em escala 1:1.000.000. Os valores referentes a cada cada classe de solo presente na área da bacia hidrográfica podem ser visualizados na tabela 1.

Tabela 1 - Fator K das classes de solo da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu

Classes de solo	Fator K (t. h. MJ ⁻¹ . mm ⁻¹)
CXve - Cambissolo Háplico Ta Eutrófico	0,043
GZn - Gleissolo Sáfico Sódico	0,052
LAd - Latossolo Amarelo Distrófico	0,012
MDo - Chernossolo Rêndzico Órtico	0,049
PVe - Argissolo Vermelho Eutrófico	0,025
RLe - Neossolo Litólico Eutrófico	0,017
SNo - Planossolo Nátrico Órtico	0,052
TCO - Luvisso Crômico Órtico	0,028
VXo - Vertissolo Háplico Órtico	0,043

Fonte: Rabelo (2024), Coelho *et al* (2024)

3.3.3 Fator Topográfico (LS)

A modelagem do fator topográfico pode ser feita unicamente através do software QGIS e complemento SAGA. Para isso, são utilizadas bases topográficas geradas no próprio software, neste caso um modelo digital de elevação (MDE). No presente estudo foi utilizado o modelo digital de elevação SRTM 30m para uma melhor representação de detalhes, visto a escala utilizada na camada vetorial pedológica de 1:250.000, resultando em um produto final mais detalhado. A partir do MDE gerado, foram modeladas as camadas de declividade (S) e comprimento de rampa (L).

3.3.4 Uso e Manejo do Solo (C)

Como proposto, o fator de uso e manejo do solo foi gerado a partir dos índices NDVI e SAVI. Para isso, todas as imagens utilizadas para gerar os índices foram retiradas do

EarthExplorer do Governo dos Estados Unidos para imagens de nível 2 da coleção 2 do satélite Landsat8-9 sensor OLI, que já apresentam correção atmosférica.

Devido a grande extensão da bacia hidrográfica foram necessárias a utilização de 4 cenas diferentes na composição de um mosaico construído no software QGIS para abranger toda a área da bacia. Em virtude da pouca disponibilidade de imagens com mínima interferência de nuvens para todos os meses dos 3 períodos, foram selecionados apenas 2 meses que apresentassem a maior disponibilidade de imagens sem ou com a mínima interferência de nuvens para a composição do mosaico. As imagens foram selecionadas considerando o tempo de revisita de 16 dias do satélite Landsat8-9, sendo 2 cenas (1 e 2) para um mesmo dia e 2 cenas (3 e 4) com no máximo 1 revisita de diferença para as cenas anteriores do mês especificado.

Todos os dados referentes às imagens adquiridas para a modelagem do fator de uso e manejo do solo e cálculo dos índices de vegetação NDVI e SAVI podem ser observados na tabela 2.

Tabela 2 - Dados das imagens de satélite Landsat8-9

Satélite	Sensor	Bandas	Período	Mês	Data das imagens	Cenas	
Landsat8-9	OLI	4-5	Chuvoso	Fevereiro	31/01/2024	1 e 2	
					07/02/2024	3 e 4	
				Março	26/03/2024	1 e 2	
					11/03/2024	3 e 4	
				Pós-chuvoso	Maio	22/05/2024	1 e 2
						13/05/2024	3 e 4
			Junho		01/07/2024	1 e 2	
					30/06/2024	3 e 4	
			Seco	Setembro	27/09/2024	1 e 2	
					26/09/2024	3 e 4	
				Novembro	06/11/2024	1 e 2	
					05/11/2024	3 e 4	

Fonte: Elaborado pelo autor

3.4 Método

Neste tópico serão abordadas cada etapa e processo referente à construção de cada variável até o produto final da modelagem de perda de solo.

3.4.1 Erosividade da chuva (R)

O fator de erosividade da chuva (R) expressa a capacidade de erosão da chuva ao entrar em contato com o solo. Este fator pode ser calculado a partir da determinação da energia cinética da chuva (E_c) expressa em megajoule/ha-mm e pela sua intensidade (I) expressa em mm/h através da equação 2:

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (2)$$

A partir dos valores de E_c e de intensidade máxima de chuvas em um período de 30 minutos, calcula-se então o índice de erosão em 30 minutos (EI_{30}) para um determinado período, através da equação 3 expressa pelo produto:

$$EI_{30} = E_c \times I(30) \quad (3)$$

Determinados os EI para cada período de chuva do ano, soma-se todos os valores para obter o agregado anual dos índices de erosão. Por fim, para a obtenção do fator R é feita a média dos valores de EI para um longo período, geralmente 20 anos ou mais. Embora utilize poucas variáveis, a obtenção destes dados muitas vezes não é possível para determinadas áreas seja pela falta ou pela pouca disponibilidade de dados locais de intensidade e de energia cinética de chuvas, neste caso, o cálculo do fator R pode ser feito apenas utilizando valores de precipitação médios anuais (P) e mensais (r) através da regressão linear, equação 4, determinada por Bertoni e Lombardi Neto (2012) expressa por:

$$R = \Sigma EI = 67,355 (r^2/P)^{0,85} \quad (4)$$

No presente estudo, para a determinação do fator R foi adotada a equação 4 de Bertoni e Lombardi Neto (2012) em função da quantidade de dados pluviométricos disponíveis para a área da bacia hidrográfica e praticidade dos cálculos com software de SIG, admitindo um período de 30 anos, de 1994 a 2024, para cobrir o maior número possível de dados pluviométricos para a área. Posteriormente todos os dados foram submetidos a um processo de tratamento utilizando o software Excel. Nesta etapa, foram excluídos todos os anos que apresentavam dados incompletos ou que não apresentavam dados dentro do período especificado. Após o tratamento dos dados, foram calculados os valores médios de precipitação mensal (r) e anual (P), utilizados para a obtenção dos valores de EI (Equação 4) e R de cada mês dos 30 anos para todos os 150 municípios da bacia hidrográfica.

Em seguida, a tabela final com todos os valores de R foi disposta no software QGIS em geometrias de pontos. Para esta etapa, é imprescindível que todas as estações pluviométricas referentes a cada valor obtido para a área de estudo, estejam devidamente georreferenciadas com suas coordenadas de latitude e longitude. Por fim, para a modelagem da erosividade da chuva em toda bacia hidrográfica foi utilizado o método de interpolação IDW a partir do próprio software, que calcula valores desconhecidos de uma área a partir de um conjunto de valores conhecidos dispostos em pontos específicos.

3.4.2 Erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo (K), assim como o R, é um dos fatores mais importantes para a determinação da perda de solo. O fator K é relativo à capacidade do solo de resistir ao processo de erosão, e está diretamente ligado às características morfológicas dos solos, principalmente quanto à sua estrutura, teor de matéria orgânica, textura e permeabilidade (Pereira, 2016). Sua determinação pode ser feita de forma direta através de coletas de amostras de solos em campo e medições de parâmetros em laboratório, sendo o método mais preciso, embora oneroso e demorado, ou de forma indireta a partir da associação de valores de K de solos de áreas semelhantes a área de estudo já conhecidos na literatura, sendo este o método utilizado no presente estudo. Após a associação dos valores de K da tabela 1 com a camada vetorial das classes de solo da bacia hidrográfica, foi realizado o processo de “rasterização” dos valores utilizando o software QGIS pela função de “rasterização”, convertendo os dados vetoriais de K para uma imagem raster.

3.4.3 Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico exerce grande influência nos valores estimados de perda de solo. Esta variável representa o comprimento do declive (L) e o grau de declividade do terreno (S). A determinação de forma automática deste fator por técnicas de SIG é a mais complexa dentre todas as variáveis da USLE dependendo do relevo da área que está sendo estudada. O método estimado por Bertoni e Lombardi Neto (2012), equação 5, considera um declive de 9% e um comprimento de 25m como um padrão para o cálculo do fator LS, através da equação:

$$LS = 0,00984 \times C^{0,63} \times D^{1,18} \quad (5)$$

Onde C representa o comprimento de rampa em metros e D o grau de declive em porcentagem. Embora seja aplicável ao semiárido devido a pouca declividade da região, este modelo pode apresentar problemas em áreas de grandes extensões com relevo que ultrapassa o valor de 9% de declividade, subestimando os valores de perda de solo em áreas com declives sinuosos. Para contornar este problema e obter valores mais próximos possíveis dos reais, optou-se pela determinação individual das variáveis L e S, através de uma combinação de equações desenvolvidas por Desmet e Govers (1996 *apud* Schmidt *et al.*, 2019, p. 220) para a determinação do fator L, e McCool *et al.* (1987 *apud* Schmidt *et al.*, 2019, p. 221) para a determinação do fator S, ambos calculados por álgebra de mapas, ao final multiplicados entre si para a obtenção do fator topográfico LS utilizando o software QGIS e seus complementos GRASS e SAGA GIS.

3.4.3.1 Fator L

A equação 6 desenvolvida por Desmet e Govers (1996 *apud* Schmidt *et al.*, 2019, p. 220) consiste em um ajuste da equação originalmente aplicada a USLE, admitindo o uso de SIG para a determinação do fator L, em que a variável passa a ser calculada para cada píxel de um modelo digital de elevação, considerando direção e acumulação de fluxo que representam o caminho de escoamento da água. Expressa por:

$$L(i,j) = ((A(i,j) + D^2)^{m+1} - (A(i,j))^{m+1}) / X(i,j)^m * D^{m+2} * 22,13^m \quad (6)$$

Em que A representa a área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) , neste caso a acumulação de fluxo em metros quadrados; D representa o tamanho da grade de células, ou seja, o tamanho do pixel em metros e X representa o valor da direção do fluxo. Por fim, a variável m que consiste em um coeficiente dependente da declividade, que pode ser determinado pela equação 7 de Foster *et al* (1977 *apud* McCool *et al.*, 1989, p. 1573):

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (7)$$

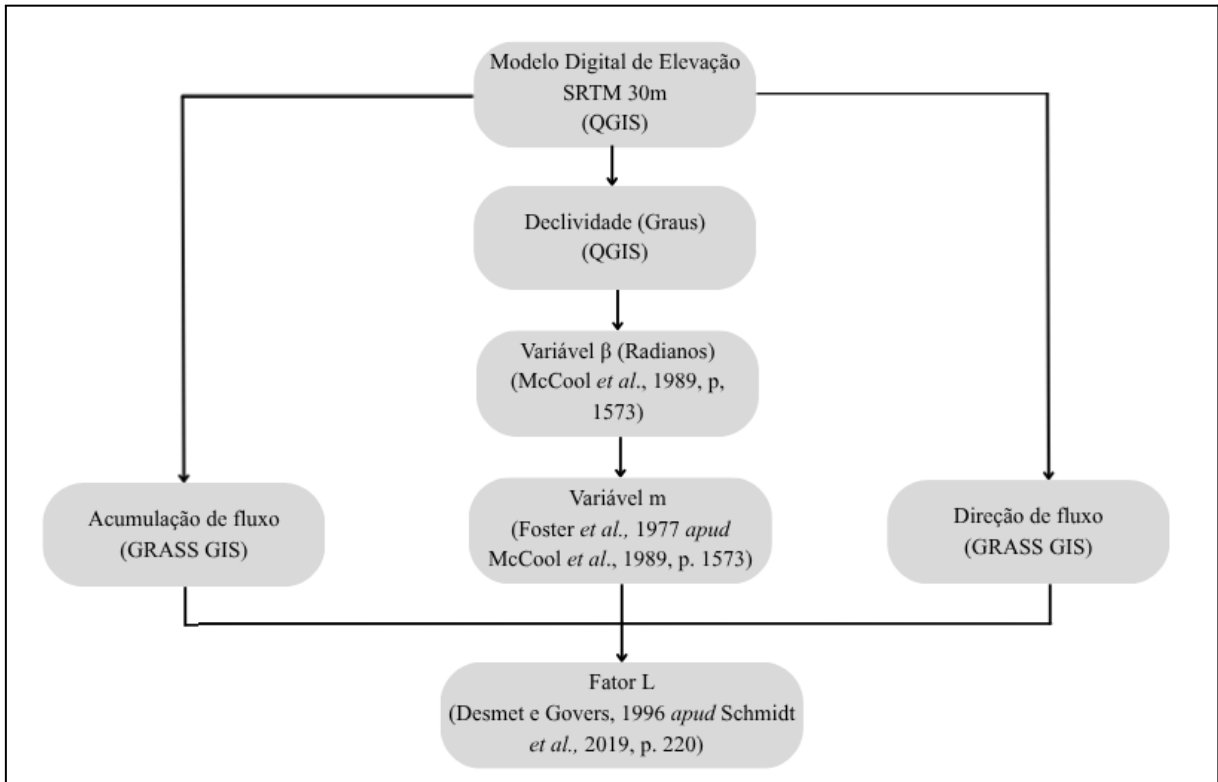
Onde β representa um quociente entre a erosão em sulcos e entressulcos, podendo ser calculado pela equação 8, expressa por:

$$\beta = (\text{sen}\theta / 0,0896) / (3\text{sen}\theta^{0,8} + 0,56) \quad (8)$$

Mesmo sendo necessário a determinação de diversas variáveis, o cálculo para cada uma destas é relativamente rápido, pois são feitos de forma automática e subsequente através da álgebra de mapas utilizando ferramentas de SIG. Sendo assim, o primeiro produto gerado para os demais cálculos foi o modelo digital de elevação (MDE) SRTM 30m (Figura 5) que representa o tamanho do pixel, variável D da equação 5, gerado a partir do próprio software QGIS. Posteriormente, foi gerado o modelo de declividade da área em graus, a partir das ferramentas de análise de camada raster do QGIS. Em seguida, utilizando a equação 7 substituindo θ pela declividade obtida em graus, foi calculada a variável β convertida para radianos. Em posse dos valores de β , foi calculada a variável m para a bacia hidrográfica através da equação 6. Para a determinação das variáveis de direção e acumulação de fluxo foi utilizada a ferramenta de calculadora raster do complemento GRASS GIS, ambas geradas a partir do MDE da bacia. Por fim, obtidas todas as variáveis para a equação 5, foi utilizada a ferramenta de calculadora raster GDAL do QGIS para a modelagem final do fator L .

Todo o processo operacional para a modelagem do fator L pode ser visualizado no fluxograma representado na figura 7, destacando os produtos utilizados em cada etapa e seus respectivos resultados.

Figura 7 - Fluxograma para elaboração do fator L por álgebra de mapas.



Fonte: Elaborado pelo autor

3.4.3.2 Fator S

A equação 9 proposta por McCool *et al.* (1987 *apud* Schmidt *et al.*, 2019, p. 221) considera dois cenários diferentes de declividades para a obtenção da variável S, um para declividades inferiores a 9% e outro para maiores ou iguais a 9%, calculados em conjunto para a modelagem do S em áreas declivosas e suaves. Sendo expressa por:

$$\begin{aligned} &10,8\text{sen}\theta + 0,03 \text{ para } S < 9\% \\ &16,8\text{sen}\theta - 0,50 \text{ para } S \geq 9\% \end{aligned} \quad (9)$$

Onde θ representa a declividade da área em graus, já obtida para o cálculo do fator L. Sendo assim, determinados os cenários e de posse das variáveis, foi utilizada a ferramenta de calculadora raster do complemento SAGA GIS para a modelagem do fator S para a bacia hidrográfica.

3.4.4 Uso e Manejo do solo (C)

Originalmente desenvolvido para fins agrícolas, o fator C da USLE expressa a condicionante que correlaciona a perda de solo com a cobertura vegetal e a forma como o solo é manejado, posteriormente passando a ser aplicado para além de culturas agrícolas. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), a determinação da perda de solo em áreas que apresentam solo perenemente expostos pode ser feita apenas pela utilização dos fatores R, K e LS. No entanto, a mínima proteção contra o processo de erosão fornecida pela cobertura vegetal já é suficiente para alterar a quantificação de valores reais de perda de solo, sendo necessário estimar os valores de C em conjunto com os demais fatores.

A proteção fornecida pela cobertura vegetal varia principalmente em relação ao tipo de vegetação, seu nível de desenvolvimento e variação sazonal ao longo do ano. O conjunto destas variáveis, e as práticas de manejo de solo constituem portanto o fator C, representado por um valor único, adimensional, que estima a influência destas condições na perda de solo ao longo do ano.

Com o avanço tecnológico das ferramentas de SIG, a estimativa de valores de C de forma indireta passou a ser possível por meio das análises de terreno via sensoriamento remoto, a partir de índices de vegetação. Este método apresenta algumas limitações, principalmente quanto a precisão dos valores, devido a diversas interferências como reflectância do solo, variações na saúde da vegetação e a qualidade e quantidade de imagens disponíveis, além também de não considerar a capacidade individual de cada tipo de vegetação no fornecimento de proteção contra a erosão. Ainda assim, é um método relativamente mais rápido para a determinação dos valores de C para grandes áreas como bacias hidrográficas (Felix, 2023).

No presente estudo, para a determinação do fator C foram utilizados os índices de vegetação NDVI, amplamente utilizado para análise de variações sazonais, saúde e densidade da vegetação e SAVI, geralmente utilizado em estudos para análise de uso e ocupação do solo, incorporando um fator de correção de reflectância do solo ao cálculo, recomendado para áreas com grande quantidade de solo exposto ou baixa densidade vegetal (Rodrigues, 2022). Gerados a partir da composição das espectrais do infravermelho próximo (NIR) e vermelho (RED). Ambos apresentando valores que variam de -1 a 1 para nenhuma cobertura vegetal e alta densidade vegetal respectivamente. E para a conversão de ambos os resultados em valores de C, foi adotada a equação 10 adaptada de Durigon *et al.* (2014), proposta por Macedo *et al.* (2021), que utiliza os valores máximos do índice de vegetação de cada imagem, fornecendo

valores mais precisos que variam de 0 a 1, considerando a variação sazonal da vegetação, onde valores próximos de 0 representam áreas vegetadas e valores próximos de 1 representam áreas com pouca ou nenhum tipo de vegetação. Expressa por:

$$Cr2 = (-NDVI + z) / 2z \quad (10)$$

Onde z representa o valor máximo do pixel da imagem do NDVI.

Ambos os índices de vegetação foram gerados para 3 períodos distintos, sendo eles: **Chuvoso**, de janeiro a abril; **Pós-chuvoso**, de maio a julho; **Seco**, de agosto a dezembro do ano de 2024.

3.4.4.1 NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

A partir dos mosaicos das bandas 4 e 5 construídos no QGIS, foi utilizada a equação 11 para o cálculo do NDVI:

$$NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_{RED}) / (\rho_{NIR} + \rho_{RED}) \quad (11)$$

Onde ρ_{NIR} representa a reflectância da banda do infravermelho próximo, banda 5 do satélite Landsat8-9, e ρ_{RED} representa a reflectância da banda do vermelho visível, banda 4 do satélite Landsat8-9. Posteriormente foi calculado o NDVI dos períodos chuvoso, pós-chuvoso e seco, através da média entre os 2 meses de cada período. Por fim, foi calculado o NDVI médio anual, representando a variação média da vegetação ao decorrer do ano, para isso foi feita uma média ponderada, atribuindo pesos a cada período de acordo com sua duração, sendo: chuvoso, duração de 4 meses, peso = 4; pós-chuvoso, duração de 3 meses, peso = 3; seco, duração de 5 meses, peso = 5. De acordo com a equação 12:

$$NDVI \text{ médio anual} = ((NDVI_c * 4) + (NDVI_{pc} * 3) + (NDVI_s * 5)) / 12 \quad (12)$$

Com $NDVI_c$ sendo a média do período chuvoso, $NDVI_{pc}$ a média do período pós-chuvoso e $NDVI_s$ a média do período seco. Após a obtenção do NDVI médio anual, foi

realizada a análise estatística da imagem no próprio QGIS para a obtenção do valor máximo de pixel (z), para a conversão dos valores de NDVI em C por meio da equação 9.

3.4.4.2 SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index)

A determinação do SAVI segue os mesmos princípios do NDVI, sendo adicionada somente a variável de correção de reflectância do solo, sendo calculado pela equação 13:

$$\text{SAVI} = ((\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}}) / (\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RED}} + L)) * (L + 1) \quad (13)$$

Com L representando o fator de correção de reflectância do solo, comumente utilizado nas faixas de 0,25 a 1, sendo L = 0,25 aplicado a áreas com alta densidade vegetal, L = 0,5 para vegetação intermediária e L = 1 para baixa densidade vegetal (Boratto, Gomide, 2013). No presente trabalho foi adotado o valor de L = 0,25 para os períodos chuvoso e pós-chuvoso, devido a alta densidade da vegetação nestas épocas e L = 0,5 para o período seco que abrange a maioria dos cenários da vegetação em toda área da bacia hidrográfica. Assim como o NDVI, foram gerados os SAVI para os 3 períodos, posteriormente utilizados para o cálculo do SAVI médio anual através da equação 11, substituindo NDVI_c, NDVI_{pc} e NDVI_s por SAVI_c, SAVI_{pc} e SAVI_s, respectivamente. Por último, foi extraído o valor máximo do pixel (z) do SAVI médio anual e convertido os valores de SAVI para C a partir da equação 9, substituindo NDVI por SAVI.

3.4.5 Práticas Conservacionistas (P)

O fator P da USLE representa a relação entre a intensidade da perda de solo com as práticas conservacionistas presentes na área. Bertoni e Lombardi Neto (2012) estabelece 4 tipos de práticas conservacionistas mais comuns em culturas anuais, sendo elas: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternância de capinas. A determinação do tipo de prática conservacionista presente na área é feita com base em análises de campo, tais práticas podem ser calculadas individualmente para determinação de um único valor de P, variando de 0 a 1, com base em valores já presentes na literatura, ou associadas e calculadas em conjunto com as classes de uso e manejo do solo, fator C.

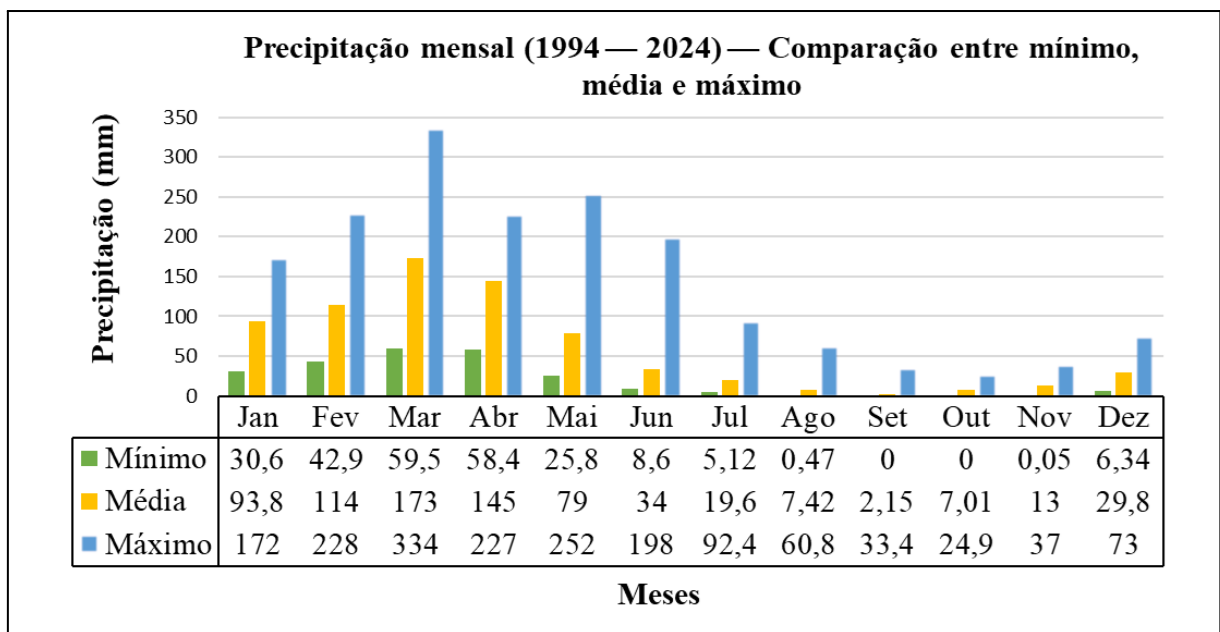
No presente estudo foi estabelecido o valor de $P = 1$, como recomendado por Aziz *et al.* (2012 *apud* Cunha e Silva, 2017, p. 78), para áreas ausentes, ou que não se tem conhecimento de práticas conservacionistas, sendo aplicado individualmente na equação 1 para a determinação da perda de solo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Fator R

A bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu possui um regime de chuvas relativamente baixo como mostrado no gráfico 1, apresentando valores anuais mínimos = 376,32 mm, médios = 703,05 mm e máximos = 978,8 mm, sendo o mês de março o período com os maiores volumes de chuvas e setembro o mais seco. Este padrão pluviométrico está diretamente ligado com a movimentação da zona de convergência intertropical no hemisfério norte/sul durante o ano, com sua posição mais ao sul nos meses de março e abril, justificando os picos nos volumes de chuvas nestes dois meses, e mais ao norte nos meses de agosto e setembro, refletindo em baixos volumes até o final do mês de dezembro, quando a ZCIT volta a migrar ao hemisfério sul, dando origem a um novo ciclo, perceptível no padrão histórico.

Gráfico 1 - Comparativo entre os valores mínimos, médios e máximos de precipitação mensais no período histórico de 1994 à 2024 para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.

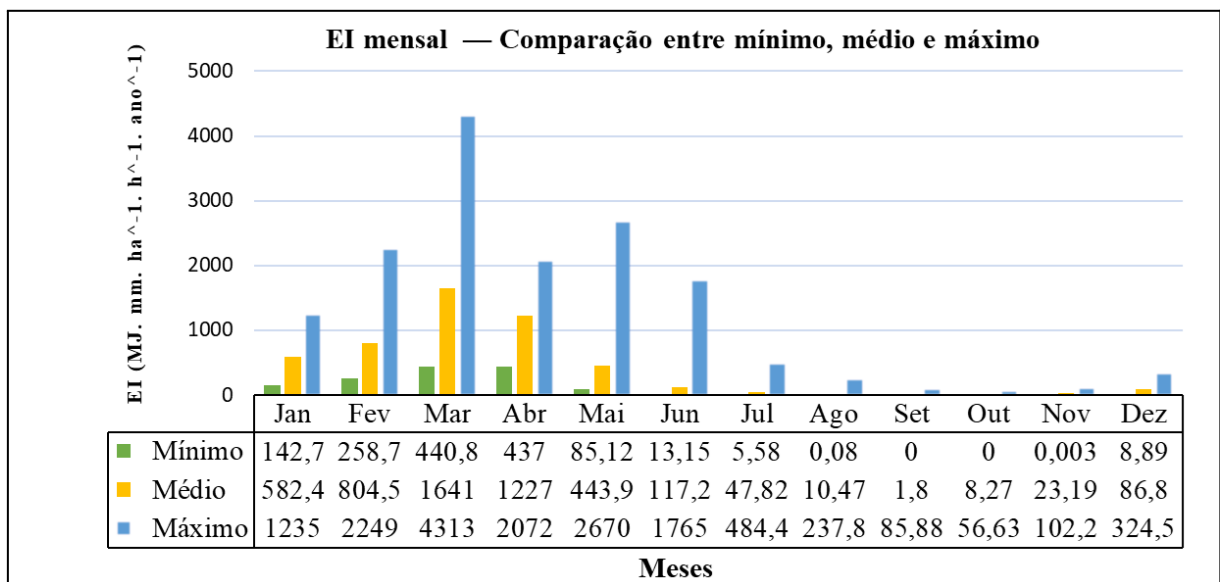


Fonte: Adaptado de Aesa-PB; EMPARN.

Os valores de erosividade são um reflexo direto da sazonalidade climática do semiárido, concentrando-se principalmente nos períodos que se estendem de janeiro a junho, abrangendo toda a quadra chuvosa, até metade do período pós-chuvoso, como observado no gráfico 2, com o mês de março apresentando os maiores valores de erosividade no geral,

devido a maior intensidade de chuvas. No período de julho a dezembro notam-se valores de erosividade relativamente baixos, característicos do período de estiagem, no entanto, neste período principalmente nos meses de novembro e dezembro, a vegetação do semiárido predominantemente a caatinga, encontra-se em sua menor densidade, constituindo um cenário de maior vulnerabilidade diante do processo de erosão, justificando a importância da consideração deste período na determinação de valores representativos de perda de solo. Quanto aos valores anuais de erosividade, fator R, foram constatados: Mínimo = 2389,13 MJ. mm. ha⁻¹ . h⁻¹ . ano⁻¹ ; Médio = 4994,65 MJ. mm. ha⁻¹ . h⁻¹ . ano⁻¹ ; Máximo = 14783,84 MJ. mm. ha⁻¹ . h⁻¹ . ano⁻¹ .

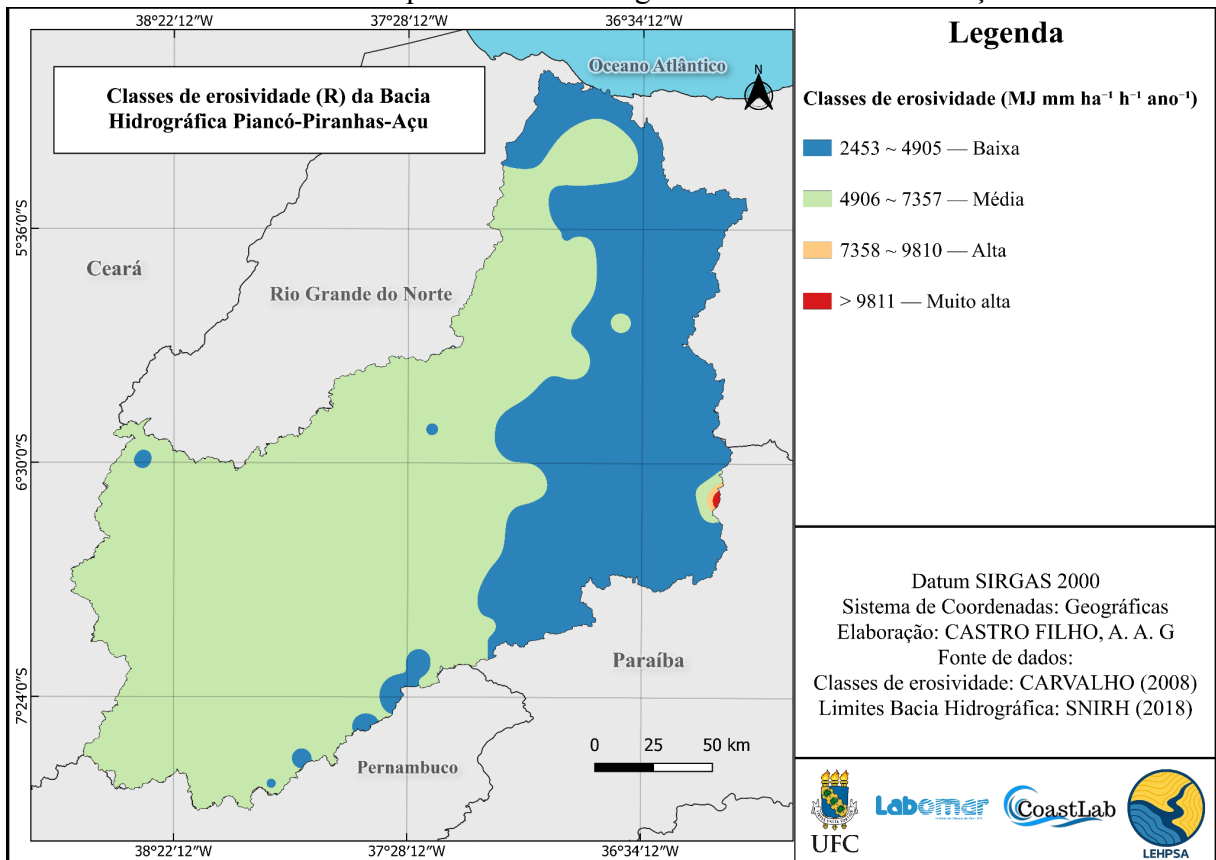
Gráfico 2 - Comparativo entre os valores de erosividade mensais mínimos, médios e máximos para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.



Fonte: Elaborado pelo autor

A distribuição espacial da erosividade na área da bacia hidrográfica não apresentou tantas variações, como mostrado na figura 8. No geral, foram identificadas áreas com erosividade baixa e moderada, $R \leq 4905$ e $R \leq 7357$ respectivamente, em praticamente toda a área da bacia, e nenhuma área com erosividade muito baixa $R \leq 2452$, valores também constatados por Lima (2023) para a área mais ao norte do nordeste brasileiro, de acordo com as classes de erosividade proposta por Carvalho (2008 *apud* Lima, 2023, p. 22), presentes na tabela 3.

Figura 8 - Espacialização dos valores reclassificados de erosividade anual (R) em MJ. mm. ha⁻¹. h⁻¹. ano⁻¹ para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.



Fonte: Elaborado pelo autor

Tabela 3 - Classes médias anuais de erosividade das chuvas

Classes de erosividade	Valores de erosividade (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹)
Muito baixa	$R \leq 2452$
Baixa	$2452 < R \leq 4905$
Média	$4906 < R \leq 7357$
Alta	$7358 < R \leq 9810$
Muito alta	$R > 9811$

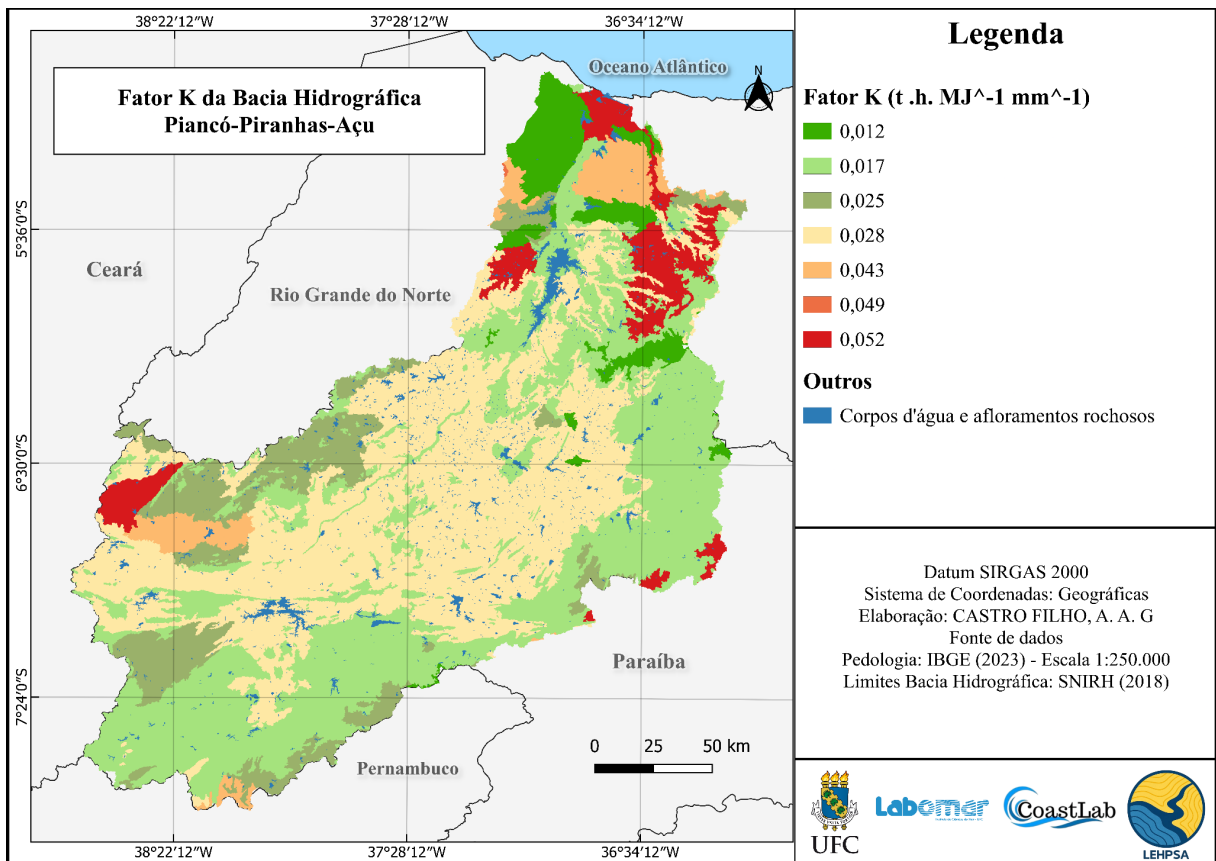
Fonte: Carvalho (2008 *apud* Lima, 2023, p. 22)

A pouca variabilidade espacial da erosividade anual na bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu corrobora com os resultados obtidos por Back *et al* (2023) que constatou valores mensais de erosividade baixos a médios de 250 a 750 MJ. mm. ha⁻¹. h⁻¹ na maior parte do ano na região dos estados do Rio Grande do Norte e Paraíba, com picos extremos nos meses de março e abril.

4.2 Fator K

Na figura 9 podem ser visualizados os valores de K espacializados na área da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu, associados às classes de solos expostas no mapa de pedologia da área de estudo.

Figura 9 - Distribuição dos valores de erodibilidade (K) para as classes de solo da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.



Fonte: Elaborado pelo autor

A composição dos solos é resultado dos tipos de rochas presentes em cada área. Os solos de áreas de dissecação localizadas boa parte na compartimentação geomorfológica classificada como depressão, constituídas por rochas metamórficas e ígneas, apresentam valores intermediários de 0,028. As áreas sedimentares, mais especificamente os tabuleiros que encontram-se em processo de aplainamento, localizados em áreas de menor altitude, possuem valores relativamente mais altos, variando entre 0,043 e 0,052, visto a sua composição mais frágil. Os menores valores de erodibilidade encontram-se associados a solos

profundos em áreas sedimentares compactadas ao longo dos anos, em chapadas e tabuleiros com valores variando de 0,012 a 0,017

Para uma melhor visualização, na tabela 4 encontram-se destacadas as classes de solo e seus respectivos valores de erodibilidade K, de acordo com a associação do mapa na figura 9.

Tabela 4 - Valores de K associados aos solos da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu

Solos	Erodibilidade K (ton.h .MJ ⁻¹ . mm ⁻¹)
LAd - Latossolo Amarelo Distrófico	0,012
RLe - Neossolo Litólico Eutrófico	0,017
PVe - Argissolo Vermelho Eutrófico	0,025
TCo - Luvissole Crômico Órtico	0,028
MDo - Chernossolo Rêndzico Órtico	0,049
CXve - Cambissolo Háplico Ta Eutrófico e VXo - Vertissolo Háplico Órtico	0,043
GZn - Gleissolo Sáfico Sódico e SNo - Planossolo Nátrico Órtico	0,052

Fonte: Elaborado pelo autor

A maior parte dos valores constatados de erodibilidade do solo estão enquadrados como médios a muito altos, não ocorrendo valores extremos, de acordo com a classificação proposta por Coelho *et al.* (2024) na tabela 5, com maior destaque aos valores referentes aos solos RLe e PVe de 0,017 e 0,028 respectivamente, que abrangem a maior área da bacia hidrográfica. Estes solos constituem áreas relativamente estáveis, considerando a baixa/média erosividade das chuvas e o relevo plano em praticamente toda a bacia, principalmente em sua porção central, referente à região geomorfológica da depressão sertaneja. Embora sejam constatados solos com uma erodibilidade muito alta, acima de 0,045, a distribuição espacial destes solos predominantemente em áreas com baixa erosividade das chuvas e relevo plano, reduzem os efeitos da erosão, mitigando a perda de solo. Ainda assim, devido a sua alta

suscetibilidade à erosão, estas áreas passam a necessitar de uma maior atenção quanto às práticas de uso e manejo e preservação do solo.

Tabela 5 - Classes de erodibilidade dos solos.

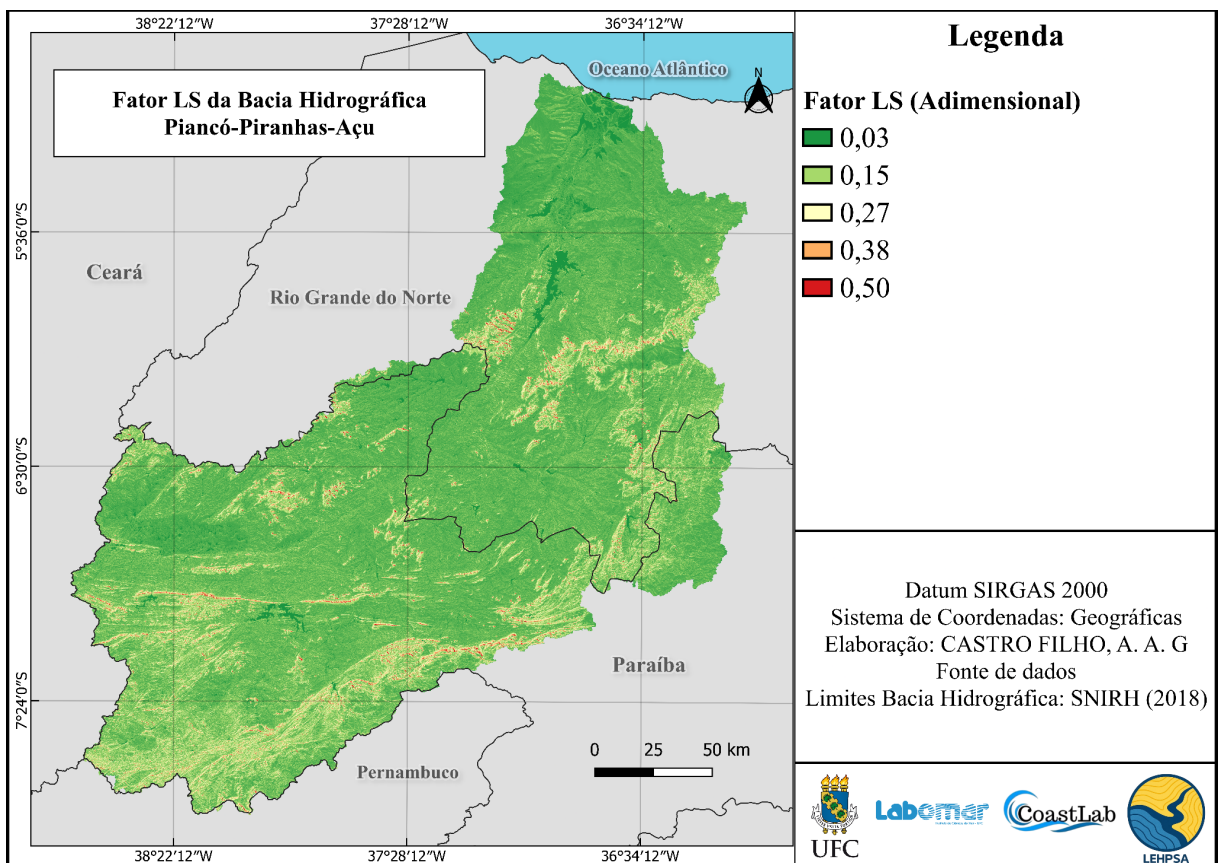
Classes de erodibilidade	K (ton.h .MJ ⁻¹ . mm ⁻¹)
Muito baixa	$0,002 \leq K \leq 0,009$
Baixa	$0,009 < K \leq 0,015$
Média	$0,015 < K \leq 0,030$
Alta	$0,030 < K \leq 0,045$
Muito alta	$0,045 < K \leq 0,060$
Extremamente alta	$0,060 < K \leq 0,110$

Fonte: Coelho *et al.* (2024)

4.3 Fator LS

Os valores referentes ao fator topográfico podem ser visualizados na figura 10. Embora a metodologia utilizada forneça valores adimensionais para o comprimento de rampa L e declividade S, a modelagem do terreno obtida pelo produto de ambos, fator LS, mostra-se bastante precisa. Os valores obtidos foram relativamente baixos, e especialmente homogêneos, tornando nítida as áreas de maiores declives, variando de 0,03 a 0,50, valores estes também constatados por Silva (2003) para áreas com baixas declividades no geral.

Figura 10 - Modelagem do fator topográfico (LS) para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu.

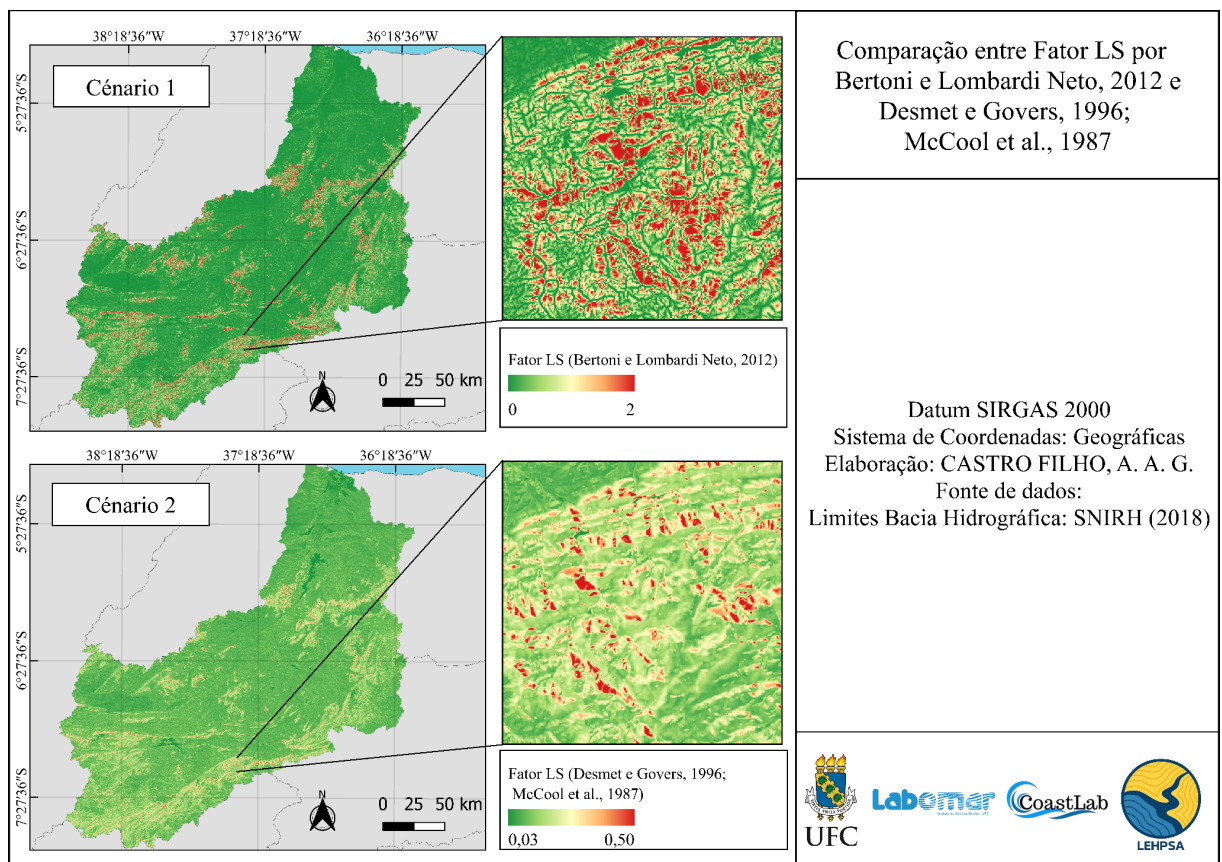


Fonte: Elaborado pelo autor

Conforme apresentado na figura 11, tanto o método de determinação do fator topográfico proposto por Bertoni e Lombardi Neto (2012), quanto o de Desmet e Govers, 1996; McCool *et al.*, 1987, apresentam valores próximos de 0 para áreas com pouca declividade, no entanto, em áreas declivosas nota-se uma grande distinção de valores entre os dois métodos. Esta diferença ocorre principalmente pela adição da variável de acumulação e

direção de fluxo ao fator L no cenário 2, refletindo em uma espacialização mais aproximada do real na ausência de dados empíricos de L e S, e pela padronização da parcela unitária de comprimento de rampa de 25 metros e declividade de 9% no cenário 1, resultando na superestimação de valores LS em declives superiores a 9%, alterando os valores finais de perda de solo. Logo, em ambos os métodos a influência do fator topográfico para perda de solo em áreas de baixa declividade $S < 9\%$ será mínima, podendo apresentar valores muito próximos ou até iguais, no entanto, em áreas com declividade superiores a 9%, onde o fator topográfico exerce maior influência sobre a perda de solo, o método aplicado ao cenário 2 é relativamente superior, por se tratar de um algoritmo específico para aplicações automáticas do fator LS em escala de bacia hidrográfica em ambiente de SIG. Ainda assim, por se tratar de método indireto, não supera a validação empírica das variáveis aplicadas manualmente ao fator LS. Neste contexto, a escala da área analisada passa a ser o principal fator determinante entre ambos os métodos para aplicações da USLE.

Figura 11 - Comparativo entre a modelagem do fator LS calculado pelos métodos de Bertoni e Lombardi Neto (2012) e Desmet e Govers (1996); McCool *et al* (1987).



Fonte: Elaborado pelo autor

4.4 NDVI e SAVI

Como visto na tabela 6, os valores máximos de NDVI seguiram um padrão decrescente, proporcionais ao padrão de chuvas durante o ano. O valor máximo do SAVI no período seco, contrariando o padrão decrescente da vegetação, está diretamente relacionado às lavouras permanentes em algumas áreas da bacia hidrográfica, se destacando em meio a vegetação seca, corroborando para a média relativamente baixa do período, observada em ambos índices. Como resultado da rápida adaptação da vegetação aos períodos de chuva e seca, percebe-se um aumento nos valores médios durante o período pós-chuvoso, onde a vegetação encontra-se espacialmente homogênea e mais desenvolvida, principalmente nos primeiros dias de maio, representando o período de máxima proteção contra o processo erosivo.

Tabela 6 - Valores de NDVI e SAVI para os períodos chuvoso, pós-chuvoso e seco

Índice de Vegetação	Período	Mínimo	Médio	Máximo
NDVI	Chuvoso	-0,39	0,28	0,66
	Pós-chuvoso	-0,37	0,29	0,65
	Seco	-0,39	0,14	0,57
SAVI	Chuvoso	-0,48	0,35	0,83
	Pós-chuvoso	-0,46	0,36	0,82
	Seco	-0,56	0,22	0,86

Fonte: Elaborado pelo autor

Como apresentado na tabela 7, os valores anuais entre o NDVI e SAVI apresentaram pouca discrepância, se mostrando em conformidade com os estudos de Amorim *et al.* (2025) em um recorte do sertão paraibano e Da Silva *et al.* (2023) para uma área do sertão pernambucano. Os valores médios relativamente baixos de 0,23 e 0,30, característicos da região, estão relacionados com a predominância de uma vegetação pouco densa durante todo o ano, predominantemente no período seco que abrange a maior parte do ano.

Tabela 7 - Valores médios anuais de NDVI e SAVI para bacia hidrográfica
Piancó-Piranhas-Açu

Índice de vegetação	Mínimo	Médio	Máximo
NDVI Médio Anual	-0,32	0,23	0,54
SAVI Médio Anual	-0,43	0,30	0,73

Fonte: Elaborado pelo autor

Com a reclassificação dos valores para uma parcela padrão, mesmo com a pouca diferença estatística entre os índices, a modelagem espacial do NDVI apresentou uma grande quantidade de áreas com valores no intervalo de 0 a 0,4, superestimando as áreas de solo em exposição. Esta discrepância torna-se ainda mais nítida quando comparada ao SAVI. Essa disparidade de resultados se dá principalmente devido a forma como cada índice representa o período seco, pois nesta época há uma grande predominância de áreas com solo exposto e baixa densidade vegetativa, tornando o NDVI mais propenso a erros devido a sua sensibilidade a reflectância do solo, ocasionando a sobreposição de áreas vegetadas ao considerar a variação sazonal deste índice. Além disso, a presença de nuvens e sombras, predominantemente no período chuvoso, pode acarretar em alterações de valores em ambos índices de vegetação.

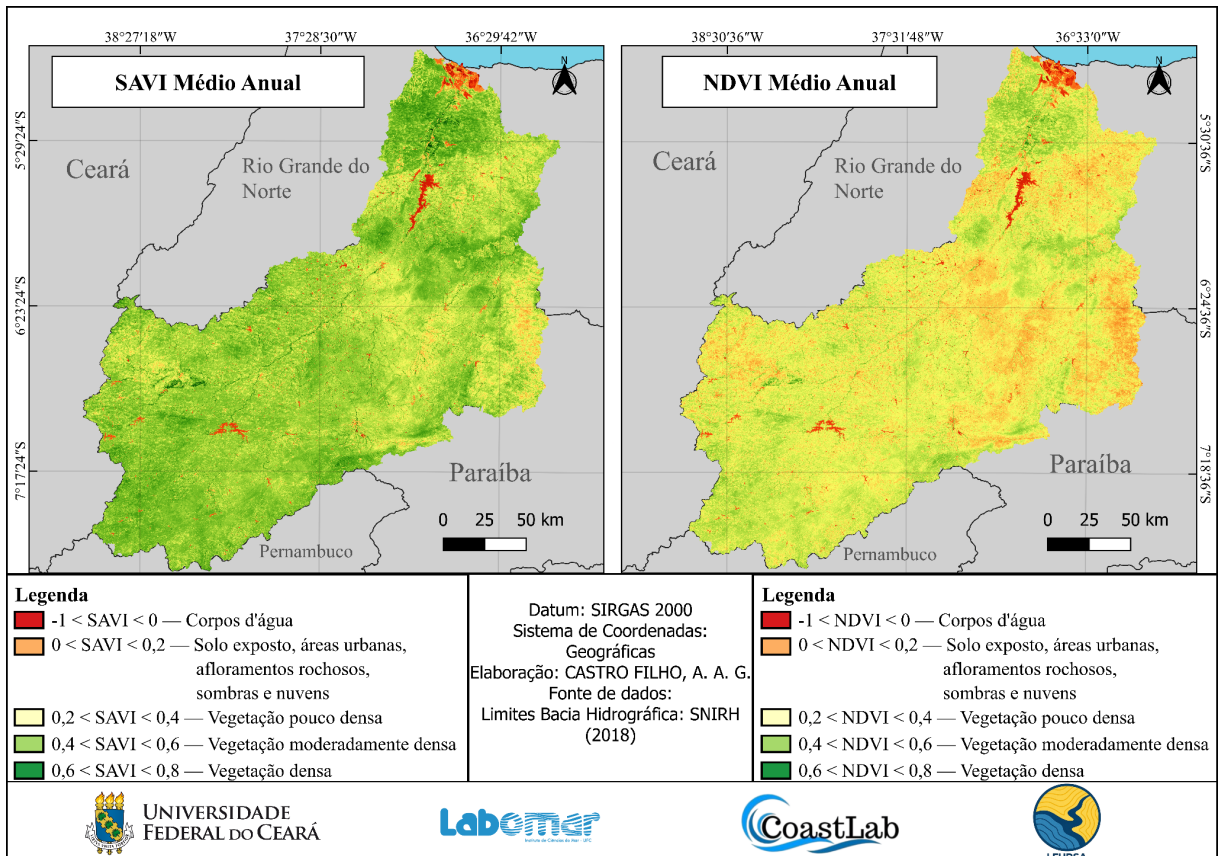
Sendo assim, para análises espaço-temporais da vegetação, o SAVI mostra-se relativamente superior, quando feitos os devidos ajustes de reflectância do solo para a área trabalhada. No caso da área em questão, os valores de ajuste $L = 0,25$ e $L = 0,5$, para o período chuvoso e período seco respectivamente, mostraram-se eficazes em reduzir o impacto da reflectância do solo sem comprometer os pixels de maiores valores da vegetação.

A modelagem dos índices pode ser observada na figura 12. Visualmente nota-se uma grande diferença entre os dois resultados, principalmente quanto às áreas de vegetação moderadamente densa entre 0,4 e 0,6 relacionadas às áreas de pastagem ou formação campestre, possivelmente com um elevado grau de antropização. Devido a interferência de nuvens em imagens do período chuvoso, algumas áreas da bacia apresentaram valores de solo exposto sobrepostos a vegetação, levando a alteração dos valores finais em alguns pixels da imagem, principalmente em áreas com maior pluviosidade.

A presença de valores negativos ou extremamente baixos no baixo curso do Piranhas-Açu, mais precisamente em sua foz, está diretamente ligada à atividade salineira na

região, assim como o desenvolvimento da aquicultura, como destacado na apresentação do uso e cobertura do solo na área da bacia.

Figura 12 - Comparativo entre a modelagem dos índices de vegetação NDVI e SAVI médios anuais para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: Elaborado pelo autor

4.5 Fator C

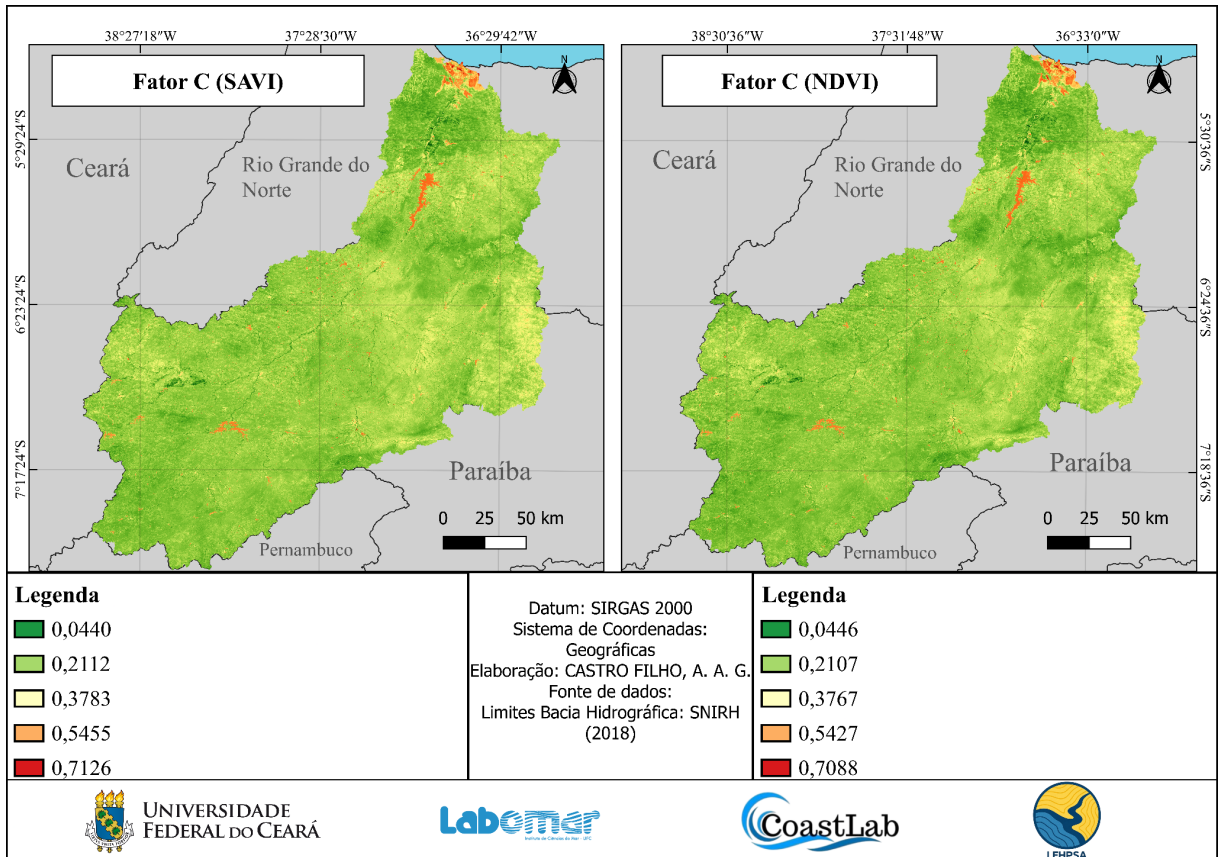
O fator C apresenta valores inversamente proporcionais aos índices de vegetação variando de 0 a 1. Sendo assim, quanto maior o valor do IV, mais próximo de 0 será o valor de C representando uma área com vegetação densa, menos propensa à erosão, e mais próximo de 1 as áreas menos vegetadas, mais erosivas.

Foram constatados valores relativamente próximos em ambos os métodos para toda a bacia hidrográfica, principalmente em função da pouca variação dos valores dos índices de vegetação. Isso também ocorre devido à atribuição da variável de valor máximo de pixel de cada índice na conversão dos valores em fator C, mitigando os impactos da

sobreposição de áreas vegetadas no NDVI e corrigindo parcialmente as possíveis interferências de nuvens e sombras no SAVI.

Ainda assim, esta metodologia apresenta três grandes limitações. A principal neste caso, é quanto aos corpos d'água, afloramentos rochosos e construções. Tradicionalmente, não são atribuídos valores a estas parcelas no fator C, pois não apresentam relação com a perda de solo. Enquanto que nos IVs, estas unidades possuem um valor específico como áreas não vegetadas, assim como o solo exposto, que quando convertidos, passam a ser os valores mais elevados do fator C, não sendo possível diferenciar parcelas erosivas de não erosivas. A segunda grande limitação consiste em não considerar a capacidade individual de cada tipo de vegetação em fornecer proteção ao solo, resultando em uma modelagem de valores de C espacialmente homogênea, como observado na figura 13 em ambos os cenários. Por fim, a terceira limitação é referente a não atribuição dos valores de práticas conservacionistas em áreas cultivadas da bacia hidrográfica. Este conjunto de fatores acaba resultando em valores superestimados de perda de solo, dependendo sobretudo do grau de interferência destas variáveis na região estudada, ressaltando a importância da determinação precisa dos demais fatores da USLE.

Figura 13 - Espacialização do fator C a partir dos índices de vegetação NDVI e SAVI para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu

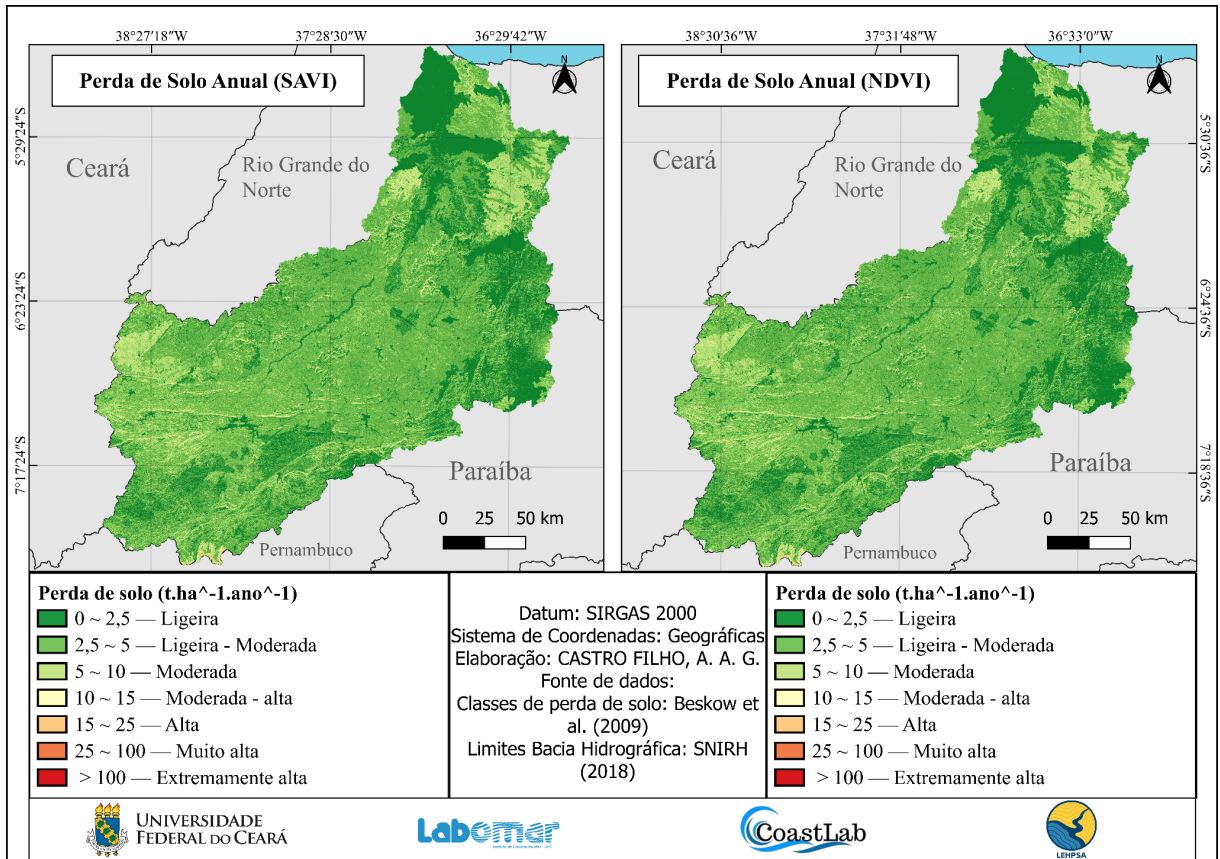


Fonte: Elaborado pelo autor

4.6 Perda de Solo (A)

Para a melhor comparação entre os cenários, a perda de solo de ambos os índices de vegetação foi reclassificada de acordo com as classes propostas por Beskow *et al.* (2009 *apud* Silva, 2023, p. 35) para perdas de solo anuais. Como visto na figura 14, os valores de perda de solo para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu foram relativamente baixos, variando entre as classes ligeira e moderada. Não apresentando valores acima de 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para as classes de solo associadas.

Figura 14 - Modelagem da perda de solo anual a partir do fator C calculado pelos índices de vegetação NDVI e SAVI para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: Elaborado pelo autor

Como destacado na tabela 8, os maiores valores de perda de solo obtidos para a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu, classificados como moderados entre 5 e 10 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ estão associados aos solos que apresentam os maiores valores de erodibilidade, altos e muito altos. No geral, como já previsto, a baixa/média erosividade da bacia hidrográfica, o relevo plano e a predominância de áreas vegetadas, contribuíram para a mitigação do processo erosivo, resultando em valores de perda de solo abaixo dos constatados em alguns estudos como Silva (2023), Rocha e Magri (2022) para classes de solo semelhantes. Tanto o NDVI, quanto o SAVI apresentaram uma frequência de valores de pixels semelhante, corroborando para a similaridade na imagem

Tabela 8 - Valores de perda de solo associados às classes de solo e área

(continua)				
Solo e áreas não vegetadas	Erodibilidade K (ton.h .MJ ⁻¹ . mm ⁻¹)	Perda de solo média SAVI (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Perda de solo Média NDVI (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Área (ha)
LAd - Latossolo Amarelo Distrófico	0,012	1,225	1,199	209.172
RLe - Neossolo Litólico Eutrófico	0,017	3,324	3,245	1.573.638
PVe - Argissolo Vermelho Eutrófico	0,025	3,985	3,899	443.086
TCo - Luvisolo Crômico Órtico	0,028	4,137	4,064	1.624.397
MDo - Chernossolo Rêndzico Órtico	0,049	4,490	4,418	775
CXve - Cambissolo Háplico Ta Eutrófico	0,043	5,159	5,076	110.876
GZn - Gleissolo Sáfico Sódico	0,052	5,188	5,139	31.639

(conclusão)

Solo e áreas não vegetadas	Erodibilidade K (ton.h .MJ ⁻¹ . mm ⁻¹)	Perda de solo média SAVI (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Perda de solo Média NDVI (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Área (ha)
VXo - Vertissolo Háptico Órtico	0,043	5,329	5,261	60.477
SNo - Planossolo Nátrico Órtico	0,052	6,618	6,519	203.295
Afloramentos Rochosos	0	0,089	0,087	5.655
Corpos d'água	0	0,149	0,147	104.553

Fonte: Elaborado pelo autor

Como observado na tabela 8, mesmo não apresentando valores de erodibilidade K, a atribuição de valores de C para as feições de corpos d'água e afloramentos rochosos ocasionou a quantificação de perda de solo para estes vetores. Não sendo possível diferenciar parcelas de solo com perdas baixas, de corpos d'água ou afloramentos rochosos, dificultando a compreensão visual da modelagem de perda de solo quando reclassificada em um intervalo de valores.

5. CONCLUSÃO

A partir dos valores obtidos neste estudo, foi possível verificar que tanto o NDVI, quanto SAVI se mostram eficazes em representar os valores de uso e manejo do solo para a quantificação da perda de solo em escala de bacia hidrográfica no contexto semiárido. Embora a análise espaço-temporal da vegetação tenha apontado uma superioridade do SAVI em expor áreas não vegetadas, a adição da variável de valor máximo de píxel no modelo de conversão de valores de IV em C, mostrou que ambos os índices resultam em valores praticamente idênticos tanto de C, quanto de perda de solo. No entanto, as diversas interferências deste método, ainda o torna menos preciso em relação à determinação por associação de classes de uso e manejo do solo.

Para grandes áreas, onde não é possível determinar empiricamente os valores do fator C, ou para áreas que não apresentam classes de uso e manejo do solo bem definidas, a aplicação dos índices de vegetação a USLE mostra-se como uma alternativa robusta para a quantificação de valores de perda de solo fiéis a realidade.

Além disso, a utilização de variáveis adaptadas ao ambiente de SIG se mostrou bastante eficaz em aprimorar ainda mais a precisão dos valores finais de perda de solo. Destacando a importância das variáveis de comprimento de rampa e declividade para a perda de solo e demonstrando que o aprimoramento do cálculo destas variáveis podem tornar sua determinação ainda mais precisa, contribuindo para estudos futuros.

Ainda assim, devido a pouca escala temporal das imagens utilizadas neste estudo, não foi possível verificar os efeitos pronunciados da sazonalidade da vegetação semiárida nos resultados do fator C, e conseqüentemente sobre a perda de solo. Logo, para estudos futuros, sugere-se a aplicação deste método em uma maior escala de tempo, a fim de verificar os efeitos da sazonalidade nos valores de perda de solo e a precisão de ambos os modelos em representar os períodos de maior e menor proteção da cobertura vegetal.

A identificação e associação de valores às práticas conservacionistas pode vir a aumentar a precisão de valores de perda de solo, visto que no presente estudo foi considerada a ausência de tais práticas, mesmo sendo evidenciado a existência de culturas permanentes na área através dos valores do SAVI. Além disso, a utilização de um método mais preciso, como a classificação supervisionada de imagens, como base comparativa de valores, pode auxiliar na interpretação dos valores obtidos através do SAVI e NDVI. Por fim, a utilização de métodos para corrigir os impactos das nuvens nas imagens, como a criação de máscaras que

isolem as áreas cobertas por nuvens e sombras, também podem resultar em uma quantificação mais precisa do problema.

REFERÊNCIAS

- AESA/PB. **Piancó-Piranhas-Açu**. João Pessoa: Agência Executiva de Gestão das Águas, [20--]. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/conselho-comites/comites-de-bacias/pianco-piranhas-acu/>. Acesso em: 28 out. 2025.
- ALMEIDA, F. F. M. *et al.* **Províncias estruturais brasileiras**. *Actas. VII Simpósio de Geologia do Nordeste*, p. 366-391, jan. 1977. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284664191_Provincias_estruturais_brasileiras_Actas. Acesso em: 31 out. 2025.
- AMORIM, J. C. *et al.* Use of the normalized difference vegetation index (ndvi) in mapping land cover changes in mining areas in the sertão of Paraíba. **RGSA**, [s. l.], v. 19, n. 10, p. 1-20, 8 out. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n10-010>. Acesso em: 25 nov. 2025.
- ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Solos do Semiárido**: características e estoque de carbono. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1150132/solos-do-semiarido-caracteristicas-e-estoque-de-carbono>. Acesso em: 18 out. 2025.
- BACK, Á. J. *et al.* Índices de erosividade para o Brasil com base nas normais climatológicas de 1991 a 2020. **HOLOS**, Natal, v. 3, n. 39, p. e16329, 1 dez. 2023. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/391008743_INDICES_DE_EROSIVIDADE_PARA_O_BRASIL_COM_BASE_NAS_NORMAIS_CLIMATOLOGICAS_DE_1991_A_2020. Acesso em: 03 dez. 2025.
- BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8. ed. São Paulo: Câmara Brasileira do Livro, 2012.
- BORATTO, I. M; GOMIDE, R. L. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. **In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais[...]** São José dos Campos: INPE, p. 7345-7352. 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/956305>. Acesso em: 2 nov. 2025.
- BRASIL. **Agência Nacional das Águas. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu**: resumo executivo. Brasília, DF: ANA, 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/planos-de-recursos-hidricos/planos-de-recursos-hidricos-de-bacias-hidrograficas/planos-de-bacias-hidrograficas-interfederativas/pianco-piranhas-acu/PlanodeRecursosHdricosdaBaciaHidrograficadaRioPiancPiranhasAu2.pdf>. Acesso em: 28 out. 2025.
- BRASIL. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - Cemaden/MCTI. **Estudo do CEMADEN e do INPE identifica pela primeira vez a ocorrência de uma região árida no país**. [S. l.]: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, nov. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cemaden/pt-br/assuntos/noticias-cemaden/estudo-do-cemaden-e-do-inpe-i>

dentifica-pela-primeira-vez-a-ocorrencia-de-uma-regiao-arida-no-pais. Acesso em: 03 dez. 2025.

BRASIL. **Decreto de 29 de novembro de 2006**. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, com área de atuação localizada nos Estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba, e dá outras providências. Brasília, Casa Civil, 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/dnn/dnn11071.htm. Acesso em: 13 out. 2025

BRASIL. **Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro De 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, Casa Civil, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 13 out. 2025. Acesso em: 13 out. 2025

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca: UNCCD**. [S. l.]: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, jun. 2024. Atualizado em 03 de dez. de 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/snpct/dcde/convencao-das-nacoes-unidas-para-o-combate-a-desertificacao-e-mitigacao-dos-efeitos-da-seca-2013-unccd>. Acesso em: 23 nov. 2025.

CARVALHO, A. T. F. Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento: Discussão sobre os Impactos da Produção Social na Gestão de Recursos Hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, v. 1, n. 42, p. 140-161, 2020. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/6953>. Acesso em: 13 out. 2025.

CASTRO, C. N. **Semiárido, escassez hídrica e articulação de políticas públicas**. Rio de Janeiro: Ipea, 2025. Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/16862>. Acesso em: 15 out. 2025.

COELHO, M. R. **Erodibilidade dos solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, dez. 2024. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1170044>. Acesso em: 1 nov. 2025.

CNRH. **Resolução Nº 32, de 15 de outubro de 2003**. O Conselho Nacional De Recursos Hídricos-CNRH, no uso de suas atribuições e competências que lhe são conferidas pela Lei no 9.433, de 8 de janeiro de 1997, regulamentada pelo Decreto no 4.613, de 11 de março de 2003, e pela Lei no 9.984, de 17 de julho de 2000 [...]. [S. l.], Ministério do Meio Ambiente, 2003. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2032.pdf>. Acesso em: 13 out. 2025.

CUNHA E SILVA, D. C. *et al.* Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando ndvi para o cálculo do fator c da USLE. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, [s. l.], v. 42, p. 72, 21 dez. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/raega.v42i0.45524>. Acesso em: 25 nov. 2025.

DESMET, P; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 51, p. 427-433, set. 1996. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/233425999_A_GIS_procedure_for_automatically_calculating_the_USLE_LS_factor_on_topographically_complex_landscape_units. Acesso em: 1 nov. 2025.

DURIGON, V. L. *et al.* NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 441-453, 2 jan. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>. Acesso em: 2 nov. 2025.

FELIX, F. C. **Estimativas indiretas do fator uso e manejo (C) da RUSLE em áreas cultivadas com cana-de-açúcar, a partir de imagens obtidas por sensoriamento remoto orbital e proximal**. 2023. Tese (Doutorado em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais) — Instituto Agrônomo IAC, Campinas, 2023. Disponível em: https://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/repositorio/storage/teses_dissertacoes/Filipe_Castro_Felix.pdf. Acesso em: 2 nov. 2025.

FIGUEIREDO, G. *et al.* Contribuição aos estudos sobre salinização dos solos de microbacias hidrográficas do riacho do pontal – semiárido de pernambuco. **Brazilian Geographical Journal**, Ituiutaba, v. 16, n. 1, p. 29-50, jun. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/bgj-v16n1-a2025-72979>. Acesso em: 18 out. 2025.

GAMEIRO, S. *et al.* Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. **Terræ**, Campinas, v. 13, n. 1-2, p. 15-22, 26 mai. 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327280725_Avaliacao_da_cobertura_vegetal_por_meio_de_indices_de_vegetacao_NDVI_SAVI_e_IAF_na_Sub-Bacia_Hidrografica_do_Baixo_Jaguaribe_CE. Acesso em: 23. nov. 2025.

GOMES, F. I. B. P; ZANELLA, M. E. Histórico, causas e características da semiaridez do Nordeste do Brasil. **Geografares**, Vitória, v. 3, n. 37, p. 209-233, 1 dez. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.47456/geo.v3i37.41515>. Acesso em: 23 nov. 2025.

GUERRA, A. J. T. *et al.* SOIL EROSION, DIFFERENT APPROACHES AND TECHNIQUES APPLIED TO GULLIES AND TRAIL EROSION. **WMD**, Sobral, v. 1, n. 1, p. 75-117, 13 ago. 2020. Disponível em: [//williammorrisdavis.uvanet.br/index.php/revistageomorfologia/article/view/16](http://williammorrisdavis.uvanet.br/index.php/revistageomorfologia/article/view/16). Acesso em: 27 out. 2025.

IBGE. **Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101854>. Acesso em: 13 out. 2025

IBGE. **Semiárido Brasileiro**. [S. l.]: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2024. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15974-semiarido-brasil-eiro.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 23 nov. 2025.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=281612>. Acesso em: 31 out. 2025.

LIMA, E. P. *et al.* **Erosividade da chuva do Brasil**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2023. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1159615/erosividade-da-chuva-do-brasil>. Acesso em: 25 nov. 2025.

MACEDO, P. S. M. *et al.* New approach for obtaining the C-factor of RUSLE considering the seasonal effect of rainfalls on vegetation cover. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.12.001>. Acesso em: 2 nov. 2025.

MARCHIORO, E; RIBEIRO, L. Voçoroca no Brasil: uma abordagem espaço-temporal entre os anos 2000 e 2020. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, DF, v. 24, n. especial, set. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2417>. Acesso em: 27 out. 2025.

MCCOOL, D. K. *et al.* Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, [s. l.], v. 32, n. 5, p. 1571-1576, out. 1989. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=31192>. Acesso em: 1 nov. 2025

MCCOOL, D. K. *et al.* Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 1387-1396, out. 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/2013.30576>. Acesso em: 1 nov. 2025.

OLIVEIRA, M. L. M. **Análise espaço-temporal de tendências de precipitação no semiárido brasileiro**. 2024. TCC (Graduação em Ciências da Computação) — Centro de Informática, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2024. Disponível em: https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/34709?locale=pt_BR. Acesso em: 23 nov. 2025.

PEREIRA, E. C. B. **Determinação do fator de erodibilidade do solo (k) para uma bacia experimental no semiárido brasileiro, utilizando geoprocessamento**. 2016. TCC (Graduação em Agronomia) — Centro de Ciências Agrárias do Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/36697?locale=en>. Acesso em: 1 nov. 2025.

RABELO, D. R. *et al.* Avaliação da erodibilidade (fator k) do solo em uma bacia hidrográfica semiárida. **Margarida Penteado Revista de Geomorfologia**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 1-17, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.29327/2406120.1.1-10>. Acesso em: 1 nov. 2025.

ROCHA, L. B. O; MAGRI, R. A. F. Predição da perda de solo por erosão laminar na bacia hidrográfica do Ribeirão Bocaina, Passos-MG. **Caminhos de Geografia**, [s. l.], v. 23, n. 87, jun. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rcg238759130>. Acesso em: 28 nov. 2025.

RODRIGUES, H. C. T. *et al.* NDVI e SAVI como ferramentas de monitoramento das modificações no uso e ocupação do solo no sudoeste paraense. **Research, Society and Development**, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 1-13, jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i1.22583>. Acesso em: 2 nov. 2025.

SANTOS, E. J. *et al.* The Cariris Velhos tectonic event in Northeast Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 29, n. 1, p. 61-76, jan. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2009.07.003>. Acesso em: 31 out. 2025.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1176834/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 18 out. 2025.

SCHMIDT, S. *et al.* Modification of the RUSLE slope length and steepness factor (LS-factor) based on rainfall experiments at steep alpine grasslands. **MethodsX**, [s. l.], v. 6, p. 219-229, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.01.004>. Acesso em: 1 nov. 2025.

SILVA, B. A. *et al.* Erosão hídrica e antropogênica na formação de voçorocas na cidade de Teófilo Otoni. **Research, Society and Development**, São Paulo, v. 11, n. 9, p. 1-17, jul. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i9.32312>. Acesso em: 27 nov. 2025.

SILVA, É. C. **Estimativa da perda de solo na bacia hidrográfica do córrego do sapo, Rio Verde - GO**. 2023. Tese (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) — Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, Instituto Federal Goiano, Rio Verde, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/3657>. Acesso em: 28 nov. 2025.

SILVA, J. R. M. *et al.* Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio das Mortes (MG). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 14, n. 1, p. 119-132, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n1e007659>. Acesso em: 18 out. 2025.

SILVA JUNIOR, U. J. *et al.* Variações sazonais intra e interanual da cobertura vegetal (ndvi e savi) na mata ciliar do bioma caatinga associada ao reservatório de serrinha ii, pe, brasil e sua correlação com o spi e o volume hídrico acumulado. **Caminhos de Geografia**, v. 25, n. 99, 4 jun. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rcg259970639>. Acesso em: 23 nov. 2025
SILVA, V. C. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do rio Paracatu. **Pesq. Agropec. Trop.**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 29-34, 16 nov. 2007. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/pat/article/view/2395>. Acesso em: 25 nov. 2025.

SILVA, M. M. *et al.* Semiárido Brasileiro. Um Território de Três Biomas. **Aracê**, v. 7, n. 3, 5 mar. 2025. Disponível em: <https://periodicos.newsciencepubl.com/arace/article/view/3644>. Acesso em: 27 de jan. 2026

SUDENE. **Resolução CONDEL/SUDENE nº 176, de 3 de janeiro de 2024**. Aprova Relatório Conclusivo elaborado pela Equipe Técnica do Comitê Provisório do Conselho Deliberativo da SUDENE (CONDEL/SUDENE), instituído pela Resolução CONDEL/SUDENE nº 155, de 29 de abril de 2022, sobre as irrisignações apresentadas por

Entes federativos subnacionais contra a exclusão de municípios do Semiárido brasileiro e dá outras providências. [S. l.]: Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional, 23 jan. 2024. Atualizado em 20 de ago. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/hierarquia/resolucoes-conselho-deliberativo/resolucao-condel-sudene-no-176-de-3-de-janeiro-de-2024>. Acesso em: 13 out. 2025.

TAVARES, K. S. R; CASTRO, S. S. Linear Water Erosion Incisions in the Central-West Region of Brazil: A Bibliometric Analysis. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, DF, v. 25, n. 4, dez. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.20502/rbg.v25i4.2596>. Acesso em: 27 out. 2025.

WISCHMEIER, W. H; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, 1978. Disponível em: https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf. Acesso em: 27 out. 2025.