

IVAS Sazonal para Cálculo do Fator C da RUSLE em Microbacia do Semiárido Brasileiro


Seasonal SAVI for Calculating the C-Factor of the RUSLE Equation in a Micro-Watershed of the Brazilian Semi-Arid Region

IVAS Estacional para el Cálculo del Factor C de la RUSLE en una Microcuenca del Semiárido Brasileño

Raul Gomes¹

 <https://orcid.org/0009-0005-8853-3948>

Danielle Listo²

 <https://orcid.org/0000-0002-9391-1211>

RESUMO: Práticas agrícolas que desconsideram o manejo sustentável predominantemente resultam em consequências negativas para a qualidade ambiental em diversos níveis. Portanto, a preservação do solo em regiões semiáridas torna-se essencial, tanto devido à sua alta vulnerabilidade à erosão quanto às variações sazonais e mudanças climáticas que caracterizam esse ambiente dinâmico. Este estudo utiliza o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS) como alternativa ao fator Uso e Cobertura do Solo (C) na Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE). A pesquisa avalia sazonalmente o desempenho do IVAS e da RUSLE em uma microbacia semiárida brasileira durante as estações chuvosa e seca, gerando quatro cenários. A perda de solo média variou entre 25 e 48 t/ha/ano, com a maioria das áreas apresentando erosão de baixa a moderada, mas com erosão alta de 12% a 22% da área estudada. O coeficiente de ajuste da reflectância do solo (L) variou, com L=1, ajustado para solo exposto, resultando em maior cobertura do solo e menos erosão, enquanto L=0,5, ajustado para vegetação de médio porte, mostrou menor cobertura e mais erosão. A estação seca apresentou perdas de solo superiores à chuvosa, destacando a importância da cobertura vegetal na mitigação da erosão.

PALAVRAS-CHAVES: cobertura do solo; erosão do solo; índice de vegetação; RUSLE.

ABSTRACT: *Unsustainable agricultural practices that disregard sustainable management predominantly result in negative consequences for environmental quality at various levels. Therefore, soil preservation in semiarid regions becomes essential due to both its high vulnerability to erosion and the seasonal variations and climate changes that characterize this dynamic environment. This study*

¹ Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo (UFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco). E-mail: raul.gomes@ufpe.br.

² Doutorado em Geografia pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Docente da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). E-mail: danielle.listo@ufpe.br.

uses the Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI) as an alternative to the Land Use and Cover factor (C) in the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). The research seasonally evaluates the performance of SAVI and RUSLE in a Brazilian semiarid micro-watershed during rainy and dry seasons, generating four scenarios. Average soil loss ranged from 25 to 48 t/ha/year, with most areas showing low to moderate erosion, but high erosion in 12% to 22% of the studied area. The soil reflectance adjustment coefficient (L) varied, with $L=1$, adjusted for exposed soil, resulting in greater soil cover and less erosion, while $L=0.5$, adjusted for medium-sized vegetation, showed less cover and more erosion. The dry season presented higher soil losses compared to the rainy season, highlighting the importance of vegetation cover in mitigating erosion.

KEYWORDS: soil cover; soil erosion; vegetation index; RUSLE.

RESUMEN: Las prácticas agrícolas que desconsideran la gestión sostenible resultan predominantemente en consecuencias negativas para la calidad ambiental a diversos niveles. Por lo tanto, la preservación del suelo en regiones semiáridas se vuelve esencial debido a su alta vulnerabilidad a la erosión y a las variaciones estacionales y cambios climáticos que caracterizan este entorno dinámico. Este estudio utiliza el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (IVAS) como una alternativa al factor Uso y Cobertura del Suelo (C) en la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelos (RUSLE). La investigación evalúa estacionalmente el desempeño del IVAS y la RUSLE en una microcuenca semiárida brasileña durante las estaciones lluviosa y seca, generando cuatro escenarios. La pérdida de suelo promedio varió entre 25 y 48 t/ha/año, con la mayoría de las áreas mostrando erosión de baja a moderada, pero con erosión alta en un 12% a 22% del área estudiada. El coeficiente de ajuste de la reflectancia del suelo (L) varió, con $L=1$, ajustado para suelo expuesto, lo que resultó en una mayor cobertura del suelo y menos erosión, mientras que $L=0,5$, ajustado para vegetación de porte medio, mostró menor cobertura y más erosión. La estación seca presentó pérdidas de suelo superiores a la lluviosa, destacando la importancia de la cobertura vegetal en la mitigación de la erosión.

PALABRAS-CLAVE: cobertura del suelo; erosión del suelo; índice de vegetación; RUSLE.

INTRODUÇÃO

A erosão é um dos meios de degradação mais prejudiciais ao solo, com inúmeros fatores que podem contribuir para o aceleração ou retardo deste processo (Lal *et al.*, 2012). Em sua maioria, as taxas de erosão estão associadas principalmente à incidência de chuvas, em destaque para as regiões de clima tropical, onde os índices pluviométricos indicam maior elevação em comparação às demais regiões do planeta (Guerra; Silva; Botelho, 1999).

Contudo, um grande problema advindo do mau uso do solo é a aceleração de processos erosivos já existentes, que interferem por muitas vezes em ambientes considerados estáveis, corroborando para maior degradação da natureza e quebra do equilíbrio ambiental (Lal, 2021). Perante estas condições, nos últimos anos, estes mesmos processos erosivos têm sido responsáveis por desastres ambientais ao redor do mundo no qual mais ameaçam a evolução sustentável dos meios sociais-econômicos, naturais e ambientais (Zhang *et al.*, 2011).

Dentre diversos fatores existentes na natureza que podem contribuir para o controle erosivo, podemos considerar a cobertura do solo como uma das condições primordiais para que a superfície se estabeleça estável. Para Christopherson e Birkeland (2017), o mau uso e

a prática excessiva de pastagem, cultivo e desmatamento de encostas florestadas são algumas das principais atividades antrópicas que aumentam as taxas de erosão do solo.

O clímax desta relação entre práticas agrícolas em comparação a erosão é justamente a eliminação da cobertura superficial do solo, e, segundo Guerra, Silva e Botelho (1999), é a cobertura vegetal que contribui para que essa matéria orgânica e frações de minerais preservem o crescimento da vegetação, pois sem a proteção natural do solo seus nutrientes primários acabariam sendo perdidos.

Perante este contexto, a aplicação de medidas efetivas para o controle da erosão passa a ser necessidade na nossa sociedade, e planos de conservação dos solos, assim como modelos semelhantes, demandam conhecimento técnico do risco de erosão em determinadas áreas (Bayle; Muluye, 2023).

Mediante tal desafio, ao longo das últimas décadas diversos países buscaram desenvolver pesquisas a fim de determinar modelos matemáticos que estimem em números o potencial de erosão no solo produzidos (Zhang *et al.*, 2011).

Portanto, foram desenvolvidos uma variedade de modelos para execução dessas previsões, tais como a Equação Universal de Perda de Solos (USLE), *Water Erosion Prediction Project* (WEPP), Modelo Europeu de Erosão de Solo (EROSEM) e *Limburg Soil Erosion Model* (LISEM), entre outros.

Dentre os modelos citados, para Zhang *et al.* (2011), a USLE é um modelo que foi aprimorado e popularizado por Wischmeier e Smith (1978), sendo um dos mais amplamente utilizados. Este modelo tem como intuito avaliar as médias anuais ou, a longo prazo, as taxas de erosão.

Com a seleção de valores dos fatores, a USLE calcula a perda média de solo para uma ou mais culturas em um determinado ano de colheita, ou para um específico período de cultivo em um ano. Este modelo pode ser utilizado não somente para áreas de prática agrícola, mas é também aplicável para áreas preservadas (Wischmeier; Smith, 1978).

Após décadas de uso, a USLE passou a ser reformulada e evoluída, até o ponto de ser proposta a Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE), desenvolvida por Renard (1997), mantendo os seis fatores iniciais da USLE, entretanto com fórmulas e tecnologias aprimoradas (Tiwari; Risse; Nearing, 2000).

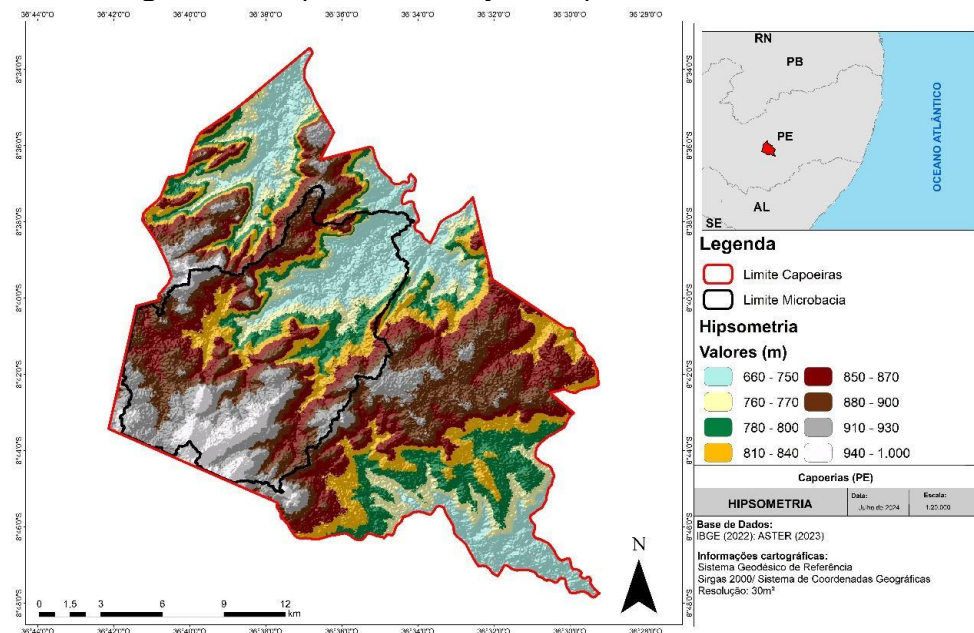
Dentre as inúmeras serventias da RUSLE, o fator Uso e Cobertura do Solo (Fator C) da equação pode ser produzido por intermédio de um índice de vegetação como forma alternativa de quantificar riscos de erosão em uma determinada área de estudo (Corrêa, 2011). Portanto, uma das principais vantagens de se utilizar um índice de vegetação associado ao fator C é a sua alta sensibilidade à mudança da cobertura vegetal, e conseqüentemente da redução ou elevação de perda de solos, refletindo diretamente na avaliação do uso da terra, e capacidade das plantas em conter processos erosivos (Schönbrodt *et al.*, 2010).

Com estas informações, o objetivo desta pesquisa é, em primeiro lugar, avaliar o IVAS na estação chuvosa (mês de abril) e estação seca (mês de dezembro) do ano de 2023 em uma microbacia na região do agreste de Pernambuco. Em seguida, aplicar o IVAS como fator C na RUSLE para ambos os meses, a fim de avaliar a amplitude de perda de solo nas estações chuvosa e seca. Essa análise permitirá entender melhor como as variações sazonais de vegetação influenciam a erosão do solo em uma área caracterizada por condições climáticas extremas e padrões irregulares de precipitação.

ÁREA DE ESTUDO

A microbacia pesquisada está localizada no município de Capoeiras, na região semiárida do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. A microbacia possui uma área total de 121,581 quilômetros quadrados, ocupando grande parte do município (Figura 1).

Figura 1 – Mapa de localização e hipsometria da área de estudo



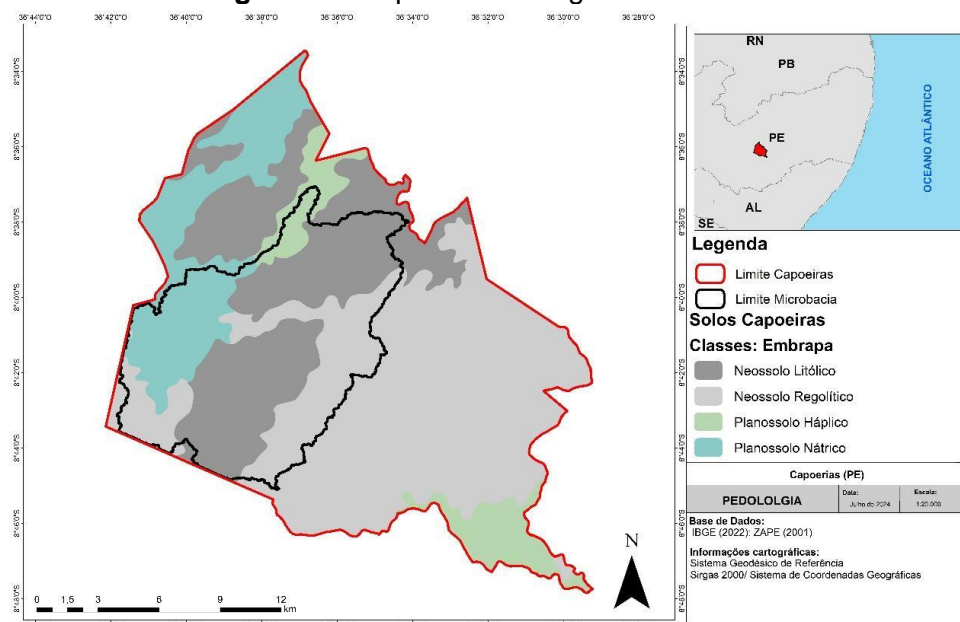
Fonte: Os autores.

Conforme classificação climática de Köppen para o município, este é caracterizado como Bsh definido como semiárido quente e Csa de clima mesotérmico com verões quentes e chuvas de outo-inverno (Medeiros *et al.*, 2018). A elevação média é de 842,8 metros de altitude. O município, tem uma população considerada pequena, possuindo aproximadamente 18.340 habitantes (IBGE, 2022), e apresenta grande parte de seu território com uso para agricultura e pecuária, sendo 62,85% da área do município utilizada apenas para pastagem (MAPBIOMAS, 2022). A vegetação predominante da região é a caatinga, ocupando 33,55%

da área de estudo, considerada como a maior zona fitogeográfica do estado (Azambuja, 2012).

O município de Capoeiras se encontra no compartimento morfoestrutural do Planalto da Borborema, mais especificamente na zona central da Cimeira Estrutural Pernambuco-Alagoas (Corrêa *et al.*, 2010), cuja feição topográfica é caracterizada com um perfil homogêneo de ocorrência de cimeiras planas e uma predominância de solos do tipo Neossolos Litólicos (47%), Neossolos Regolíticos (30%) e Planossolos Nátricos (18%) (Figura 2) (Embrapa, 2002). As unidades geomorfológicas estão relacionadas com a altitude local dentro do patamar erosivo de Garanhuns, sendo uma das feições com maiores elevações do Planalto da Borborema, já os solos são predominantemente rasos, com textura variada, tanto em áreas de encosta quanto planícies de acumulação.

Figura 2 – Mapa de Pedologia da área de estudo



Fonte: Os autores.

EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLOS REVISADA (RUSLE)

A RUSLE é um modelo de erosão laminar projetado para prever as taxas de perdas de solo a longo prazo para o escoamento superficial, amplamente utilizado para áreas de campo agrícola em sistemas específicos de cultura e manejo (Zhang *et al.*, 2011). Este modelo considera fatores naturais e antrópicos, os quais podem ser avaliados com uso de geotecnologias. A RUSLE representa seus fatores condicionantes sendo expressa pela seguinte equação:

$$A = R * K * (L *, S) * C * P \quad (1)$$

Onde: A = índice que representa a perda de solo por unidade de área (t/ha/ano); R = índice de erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹); K = índice de erodibilidade do solo (t·ha·MJ⁻¹·mm⁻¹); L = índice relativo ao comprimento da vertente (m); S = índice relativo à declividade da vertente (%); C = índice relativo ao fator uso e manejo do solo; P= índice relativo à prática de conservação adotada.

Fator erosividade pluviométrica (R)

O fator erosividade pluviométrica (R) expressa a capacidade do potencial cinético da chuva em produzir erosão. Os dados de precipitação utilizados na pesquisa foram obtidos por meio dos postos pluviométricos do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), constituindo série de dados de chuvas para os meses de abril e dezembro do ano de 2023 distribuídos pela microbacia em análise. Estes dados foram compilados em planilha eletrônica para execução dos cálculos de médias mensais, assim como propostos em fórmula dada por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

(2)

$$EI = 0,866 * (Pm^2/P)0,85$$

$$R = \Sigma (EI)$$

Fator erodibilidade do solo (K)

O fator erodibilidade dos solos representa a capacidade do solo em sofrer ou reter erosão. O mapa de solos adotado para o estudo foi o do Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE) disponível pela Embrapa Solos, georreferenciado e utilizado como base para os valores do fator K expresso em t MJ⁻¹ h mm⁻¹. A fórmula adotada para cálculo do fator K nesta pesquisa foi a proposta por Williams (1995).

(3)

$$Kusle = Kw = Fcsand * Fcl - si * F orge * Fhisand$$

A obtenção do fator K é composta pela multiplicação de 4 quatro fatores, sendo eles a Areia, Silte, Argila e Matéria Orgânica onde: F_{csand} é o fator que apresenta o K para solos com baixo teor de areia, variando desde a areia grossa ou até mesmo granulometrias superiores; F_{cl-si} entrega a erodibilidade dos solos para regiões com altos teores de granulometria entre as escalas de argila e silte.; F_{orge} disponibiliza os valores de K para percentuais de alto teor de carbono orgânico; e F_{hisand} expressa os valores de areia para solos com majoritário conteúdo de material arenoso.

$$F_{csand} = \left(0.2 + 0.3 * \exp \exp \left[-0.256 * ms * \left(1 - \frac{msilt}{100} \right) \right] \right)$$

$$F_{cl - si} = (msilt/mc + msilt)0.3$$

$$F_{orge} = (1 - 0.25oegC/orgC + \exp [3.72 - 2.95 * orgC])$$

$$F_{hisand} = (1 - 0.7 * (1 - ms/100)/(1 - ms/100) + \exp [-5.51 + 22.9 (1 - ms/100)])$$

Fator topográfico (LS)

O fator LS representa a declividade e comprimento das vertentes. Para obter tais, foi utilizado o Digital Elevation Model (DEM) proveniente do satélite ALOS PALSAR, adquirido por meio do portal da Alaska Satellite Facility (ASF), com resolução espacial de 12,5 metros. Por moderação da equação 3 foram obtidos os resultados do fator LS.

(4)

$$Fator LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18}$$

Onde:

L= Comprimento da vertente

S= Declividade média da área de estudo

Fator práticas conservacionistas (P)

Para o cálculo do fator P, foi utilizado como base a metodologia proposta por Wischmeier e Smith (1978), na qual são utilizados valores de práticas conservacionistas aplicadas como base na declividade, em concordância com o seguinte quadro (Quadro 1).

Quadro 1 – Valores do fator P

Declividade (%)	Fator P
< 5%	0,1
5 – 10	0,12
10 – 20	0,14
20 – 30	0,19
30 – 50	0,25
50 – 100	0,33

Fonte: Wischmeier e Smith (1978).

Fator uso e cobertura do solo (C)/Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS)

Na pesquisa, o fator de uso e cobertura do solo e práticas conservacionistas (C) da Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE) foi determinado utilizando o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS).

O uso de índices de vegetação como metodologia alternativa ao cálculo do fator C é comum para corrigir erros na aplicação da fórmula (Corrêa, 2011; Karaburun, 2010; Kuo; Sekiyama; Mihara, 2016; Patil; Sharma, 2013). O Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS) é amplamente utilizado para biomas de regiões semiáridas e áridas, pois possui um coeficiente de ajuste que minimiza os efeitos de reflectância do solo, chamado de L (Araújo; Machado; Souza, 2019; Baghi; Oldeland, 2019; Ren; Zhou; Zhang, 2018).

Para a elaboração dos mapas IVAS foram utilizadas imagens orbitais do Landsat, obtidas por meio do banco de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com resolução espacial de 30m². Foi utilizado o GIS ArcGIS versão 10.5 para confecção dos mapeamentos. O IVAS atende pela seguinte fórmula segundo Huete (1988):

(5)

$$IVAS = (NIR - RED) / (NIR + RED + L) * (L + 1)$$

Onde: NIR: banda 5, representa a banda do infravermelho, RED: banda 4, representa o vermelho, e L: valor que minimiza os efeitos da reflectância do solo. Sendo utilizados L=1 (vegetação baixa) e L=0,5 (vegetação intermediária).

As cores utilizadas para representar as vegetações nos mapas foram: verde-escuro para vegetações mais densas (como caatinga arbustiva), verde-claro para vegetações menos densas (como caatinga herbácea e pastagens), e as de laranja e vermelho para solo exposto, áreas urbanizadas, nuvens e corpos hídricos, conforme métodos de Rêgo *et al.* (2012), Silva e Galvêncio (2013) e Demarchi, Piroli e Zimback (2011). Após confecção do IVAS, foi utilizado a fórmula proposta por Durigon *et al.* (2014) para produção do fator C da RUSLE:

$$Fator C = \frac{(-IVAS + 1)}{2}$$

As imagens de satélite foram obtidas para dois meses distintos, abril e dezembro de 2023, que correspondem respectivamente aos períodos mais seco e mais chuvoso do ano na área de estudo. Dessa forma, foram produzidos quatro cenários de análise:

Cenário 1: abril com L=0,5

Cenário 2: abril com L=1

Cenário 3: dezembro com L=0,5

Cenário 4: dezembro com L=1

Essa abordagem permite uma análise detalhada da influência da cobertura vegetal e das variações sazonais na erosão do solo. Para cada um desses cenários, o IVAS foi integrado na Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE), possibilitando a avaliação da amplitude de perda de solo nas estações chuvosa e seca.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A distribuição dos cenários de grau de cobertura vegetal (Fator C) e perda de solos (RUSLE) possuiu grandes variações sazonais, assim como alta influência das mudanças de estação. Neste caso, foi almejado uma análise correlativa dos prováveis fatores determinantes, relacionando-os com as condições de cobertura vegetal e pluviosidade. As condições de exposição/cobertura do solo exposto pelo fator C variou até 65% nos cenários de maior exposição do solo e maior cobertura vegetal, enquanto a perda de solo variou até 92% entre os cenários menor e maior perda, assim como demonstrado a seguir.

Fator (C) / Mapa Índice de Vegetação Ajustado ao Solo

Pela avaliação estatística descritiva (Quadro 2), o cenário 4 (dezembro L=1) apresentou o maior valor de média, assim como maior amplitude, e valor máximo, diferenciando-se dos demais cenários nestes quesitos. Devido à elevada amplitude, o cenário 4 tem a maior variabilidade na densidade de vegetação, obtendo alto contraste entre áreas cobertas e solo exposto, portanto, maior heterogeneidade nos resultados.

Quadro 2 – Valores dos Cenários do Índice de Vegetação Ajustado ao Solo

	Índice de Vegetação	Mínimo	Máximo	Média	Amplitude	Desvio padrão
Cenário 1	Abril L=0,5	-0,5	1,23	0,57	0,73	0,22
Cenário 2	Abril L=1	-0,67	1,64	0,76	0,97	0,3
Cenário 3	Dezembro L=0,5	-0,36	1,27	0,65	0,91	0,2
Cenário 4	Dezembro L=1	-0,49	1,69	0,87	1,2	0,27

Fonte: Os autores.

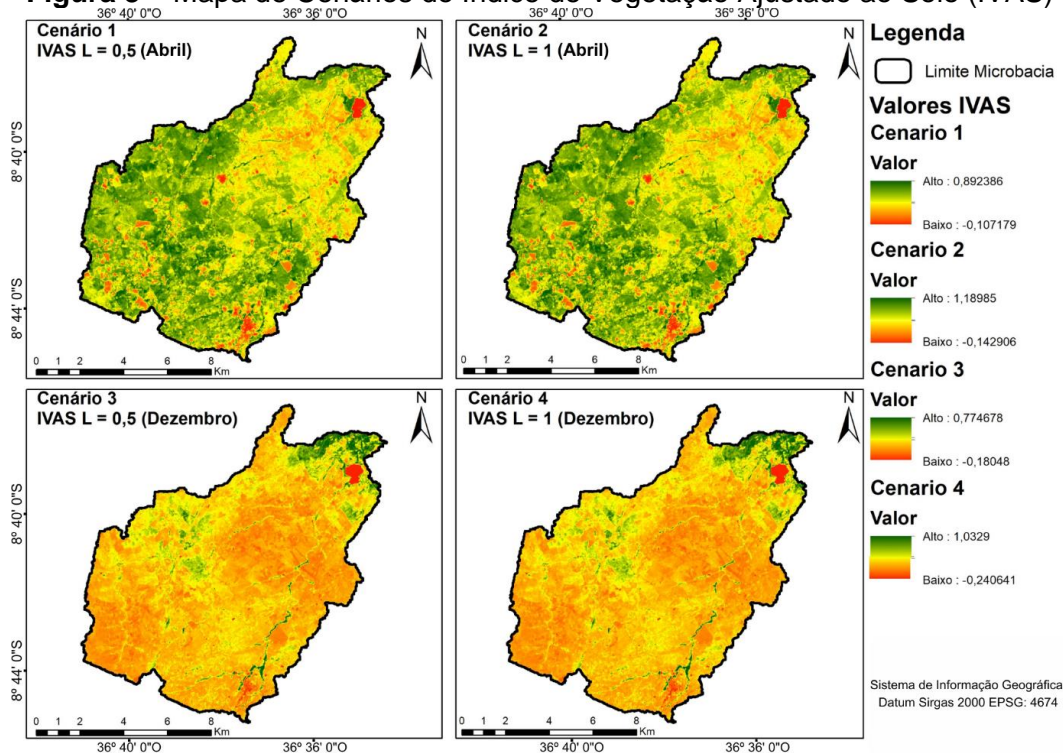
O cenário 1 (abril L=0,5) obteve a menor média e menor amplitude, portanto refletindo numa vegetação homogênea, com menor variação entre cobertura e solo exposto. Os cenários com L=1 demonstraram a maior variabilidade na densidade de vegetação devido ao ajuste do coeficiente para solo exposto, logo, resultando em maior quantidade média de vegetação. Em contrapartida, L=0,5 apresentou uma vegetação mais densa e homogênea, entretanto, com valores menores de cobertura vegetal. Estes valores estão de acordo com pesquisas como Rondeaux, Steven e Baret (1996) e Qi *et al.* (1994), =nas quais relacionam o coeficiente L com a amplitude de valores relacionados com o grau de reflectância do solo.

Pela comparação visual expressa pela Figura 3, não houve deveras variações visuais entre o coeficiente L= 1 ou L= 0,5. Entretanto, houve diferenças visuais claras entre a resposta da vegetação entre o período chuvoso (abril) e seco (dezembro).

Os cenários de dezembro aumentaram a coloração laranja e vermelha, indicando focos de solo exposto e menor percentual de cobertura vegetal em regiões da área de estudo. Essa

diferença é explicada pela variação sazonal na cobertura vegetal, devido principalmente à resposta da vegetação na sua tendência de perder folhas ou a secar, reduzindo a coloração verde.

Figura 3 – Mapa de Cenários do Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS)



Fonte: Os autores.

Em contraste a estas informações, durante o período chuvoso, a vegetação é mais densa e vigorosa devido à maior disponibilidade de água. Isso reflete diretamente a resposta do IVAS nas imagens de abril, que mostram mais áreas verdes, indicando maior presença de vegetação.

A avaliação estatística dos valores dos cenários do fator C (Quadro 3) seguem a mesma dinâmica avaliada pelos resultados do IVAS, a maior média, amplitude e valor máximo também se encontra no cenário 4, enquanto o cenário 1 obteve os valores mais discretos, com menor média e amplitude. Os cenários utilizando L=1 demonstraram valores maiores de fator C, o que se deve esperar na maior cobertura dos solos, assim como maior preservação nestes cenários.

Os valores médios do fator C variam entre 0,20 e 0,33, destacando o cenário 3 como o resultado mais elevado, o que deve provocar maiores valores de perda de solo no produto final da RUSLE. Assim como para o IVAS, o fator C demonstrou resultados aproximados de outras pesquisas, e é extremamente relevante para determinação dos níveis de perda de solo em diversas escalas (Chen *et al.*, 2011; Lanorte *et al.*, 2019).

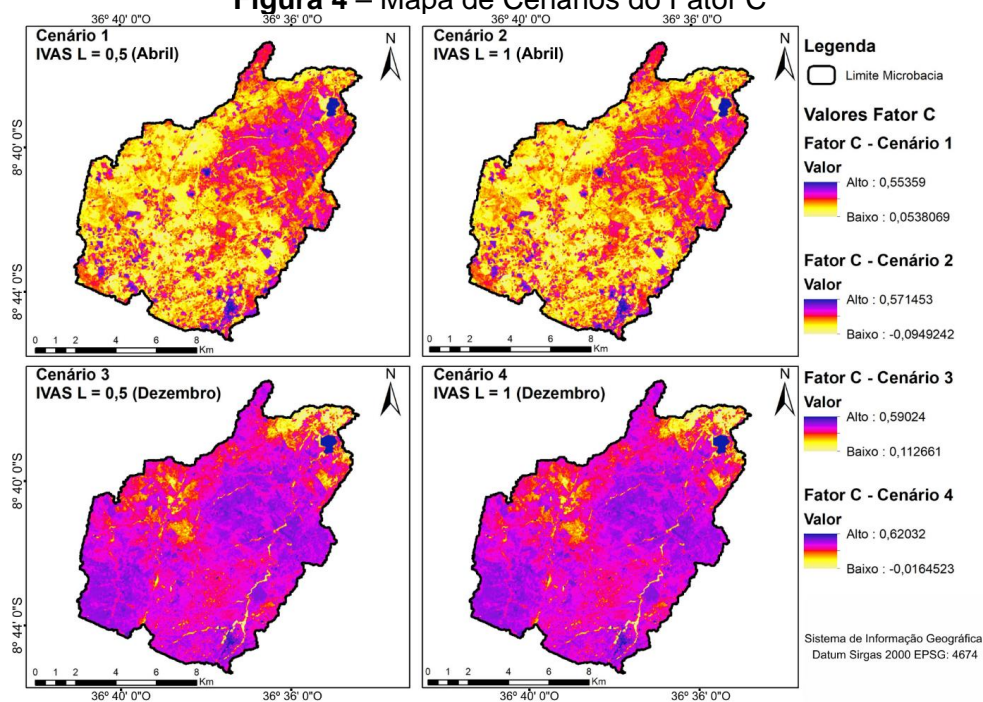
Quadro 3 – Valores dos Cenários do Fator C

	Fator C	Mínimo	Máximo	Média	Amplitude	Desvio padrão
Cenário 1	Abril L=0,5	0,05	0,55	0,27	0,50	0,04
Cenário 2	Abril L=1	-0,09	0,57	0,20	0,48	0,06
Cenário 3	Dezembro L=0,5	0,11	0,59	0,37	0,48	0,03
Cenário 4	Dezembro L=1	-0,01	0,62	0,33	0,61	0,04

Fonte: Os autores.

Visualmente os mapas do fator C (Figura 4) seguem a mesma tendência do IVAS, onde não pode ser identificado variações relevantes entre os coeficientes de ajuste a reflectância do solo (L). Apenas variações devido à sazonalidade puderam ser visualmente observadas.

Figura 4 – Mapa de Cenários do Fator C



Fonte: Os autores.

Estudos como o de Cebecauer e Hofierka (2008) encontraram valores máximos próximos a esta pesquisa (0,55), contudo não identificaram mudanças significativas de perda de solo com o aumento do fator C em sua área devido à baixa suscetibilidade à erosão dos solos da região, portanto o fator C não deve ser avaliado isoladamente de maneira precipitada, mas sim vinculado aos outros parâmetros da RUSLE e suas particularidades nos setores da paisagem.

RUSLE

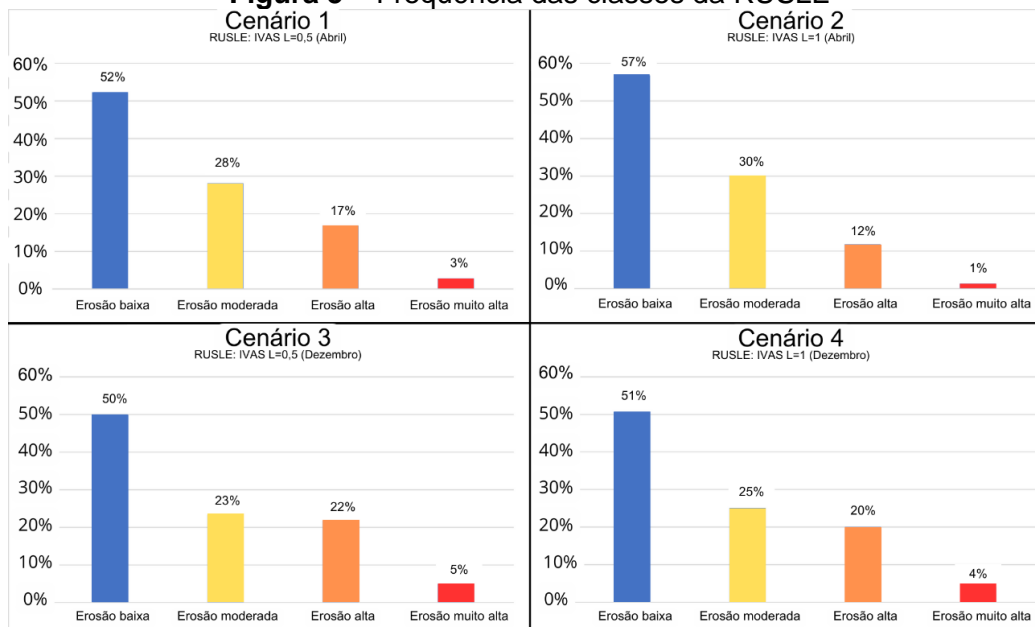
Os valores descritos para a perda de solos proveniente da RUSLE seguem como base a escala de perda de solos proposta pela FAO (1976), expressa no Quadro 4. O produto da álgebra de mapas se refere ao processamento da RUSLE para os cenários analisados onde, seus principais resultados podem ser visualizados pela Figura 5.

Quadro 4 – Escala de classes para perda de solo

Classes FAO	Valores (t/ha/ano)
Erosão baixa	< 10
Erosão moderada	10 – 50
Erosão alta	50 – 200
Erosão muito alta	> 200

Fonte: FAO (1976).

Figura 5 – Frequência das classes da RUSLE



Fonte: Os autores.

Os cenários de abril (período chuvoso) apresentaram as classes de erosão baixa e moderada com maior frequência em comparação com os cenários de dezembro (período seco). Estes valores são atribuídos ao fato de que a vegetação é mais densa e ativa em abril, proporcionando maior proteção ao solo contra a erosão. Autores como Morgan (2005) e Chen *et al.* (2011) reafirmam esta posição, onde reiteram que por mais que ocorra uma variedade entre alturas, densidades, formatos e posições na paisagem, a vegetação promove uma supressão dos efeitos da chuva, escoamento e desagregação de partículas.

Para a área de estudo, a classe de erosão baixa indicada pela FAO foi a mais frequente, seguida pela classe de erosão moderada, apontando a baixa suscetibilidade de perda de solo

para a maioria da bacia. A classe de perda de solos alta foi a terceira maior em frequência, todavia se aproxima muito da classe de erosão moderada nos cenários 3 e 4. A classe de perda de solos alta variou entre 17 a 22%, e representa valores onde já é possível causar danos econômicos e à agropecuária de maneira irreversível em uma escala de tempo humana (Djoukbala *et al.*, 2019; Makhdumi; Shwetha; Dwarakish, 2023). Processos intensos de erosão como estes apresentados não só levam a perda direta da qualidade ambiental, fertilidade e biodiversidade, mas também estão associados à qualidade de vida, assim como da sustentabilidade econômica da população sujeita a isso (Santra *et al.*, 2017; Telles; Guimarães; Dechen, 2011).

Valores de L=1, tanto em abril quanto em dezembro, demonstraram resultados amenos de perda de solos, pois o fator de ajuste L=1 reduz o efeito da reflectância do solo, resultando em maiores resultados de vegetação e mitigação à erosão do solo. A conjuntura do fator L para solo exposto (L=0,5) e cenário sazonal com menor pluviosidade interferiram diretamente nos maiores valores médios de perda de solos. Outros autores também documentaram efeitos de reflectância semelhantes no solo, onde a elevação do grau de exposição pelo IVAS pelo coeficiente L corrobora diretamente consequentemente em níveis superiores de perda, e vice-versa (Kuo; Sekiyama; Mihara, 2016; Santarsiero *et al.*, 2020).

Pelo Quadro 5 é possível visualizar os resultados estatísticos para a RUSLE. Os resultados variaram entre 0 como valor mínimo em todos os cenários, e um máximo de 25.001,6 t/ha/ano no cenário com maior perda de solo. A bacia em estudo obteve valores de perda de solo em níveis preocupantes, superiores a 50 t/ha/ano. Estes valores resultam numa degradação do solo severa, e possivelmente irreversível assim evidenciados em pesquisas na Índia, Peru, Brasil, Tanzânia e em outros diversos países (Kimaro *et al.*, 2008; Pimentel; Agrwal; Kaspar, 1994).

Quadro 5 – Valores para a RUSLE (t/ha/ano)

	RUSLE	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Cenário 1	Abril L=0,5	0	20.397,9	38,18	124,85
Cenário 2	Abril L=1	0	18.855,2	25,22	106,54
Cenário 3	Dezembro L=0,5	0	25.001,6	48,59	158,97
Cenário 4	Dezembro L=1	0	24.993,5	43,10	149,38

Fonte: Os autores.

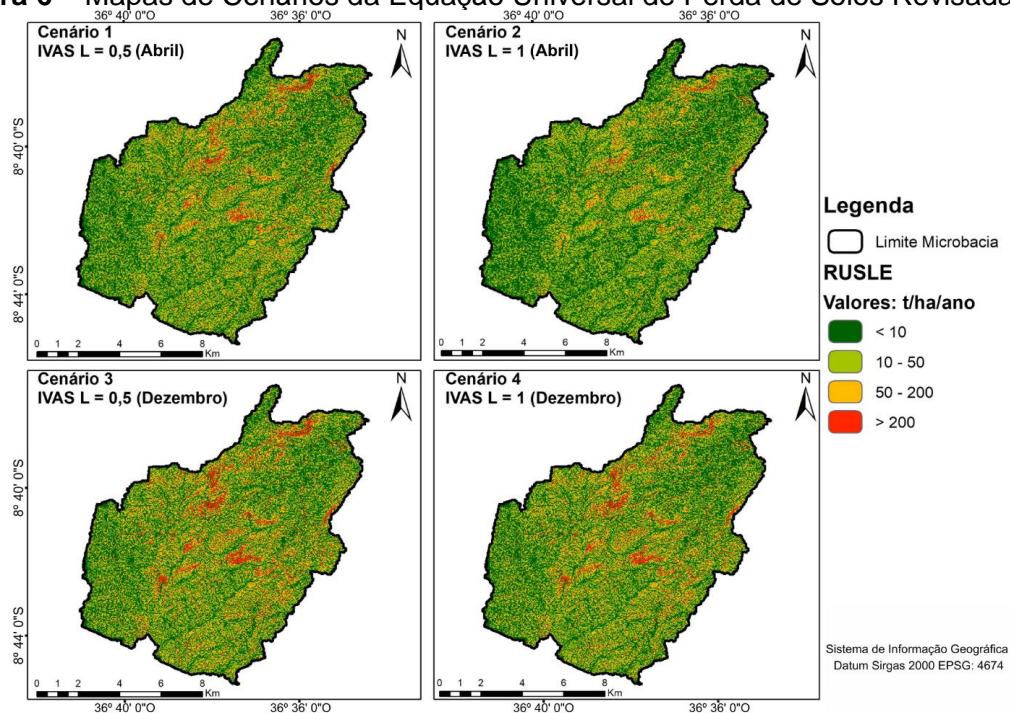
Os cenários produzidos para o período seco obtiveram valores elevados para a classe de erosão alta (cenários 3 e 4), uma vez que apresentam valores máximos, médias e desvios padrão mais altos em comparação com os cenários do período chuvoso, e possuem

diretamente uma densidade vegetacional menor e alto grau de exposição do solo como sendo responsáveis direto pela perda de solos em níveis preocupantes.

A erosão do solo foi predominante entre as classes de baixo a moderado, e as localidades onde a perda de solo atinge a classe alta e muito alta são áreas onde ocorre uma extrema correlação dos fatores da RUSLE, e há intersecção de fatores com alto grau de impacto, sobretudo o solo exposto, declividade acentuada e erodibilidade frágil.

É importante mencionar que perdas de solo superiores a 25 t/ha/ano já afetam a capacidade de regeneração natural do solo, especialmente em ecossistemas frágeis como no bioma da caatinga na região semiárida do Brasil, o que torna os efeitos da degradação do solo irreversível caso não haja intervenções intensivas de restauração, o que provoca mais gastos e mais desinteresse da maioria dos agricultores em adotar práticas conservacionistas (Gebremedhin; Coyne; Sistani, 2022). Em regiões com taxas de erosão acima de 50 t/ha/ano, assim como demonstrado nesta pesquisa, é possível que a perda da camada superficial do solo rica em nutrientes seja tão severa ao ponto de levar à falência total do uso agrícola da terra, exigindo décadas ou até séculos para recuperação (Makhdumi; Shwetha; Dwarakish, 2023).

A variância sazonal de perda de solos (Figura 6) é um processo comumente estudado, e a sazonalidade da erodibilidade e cobertura dos solos são fatores já levados em consideração em estudos de caso para erosão e qualidade ambiental (Bajracharya; Lal, 1992; Martínez-Zavala; López; Bellinfante, 2008). As mudanças na cobertura vegetal expressas pela caatinga foram veementemente preponderantes para mudanças abruptas no padrão erosivo conforme os resultados abordados. Não obstante, efeitos como a rugosidade provocada pela vegetação e sua distribuição ao longo das vertentes devem ser levados em consideração, o que significa que, por mais que o regime de chuvas no período úmido seja mais elevado que no período seco, a capacidade da vegetação local em ampliar sua densidade foliar faz com que o impacto do salpicamento seja reduzido, e provocou drásticas reduções no volume de escoamento superficial, e conseqüentemente nos níveis de perda de solo, assim como já abordado pela literatura (Grace III, 2002; Ludwig *et al.*, 2005; Zuazo; Pleguezuelo, 2009;).

Figura 6 – Mapas de Cenários da Equação Universal de Perda de Solos Revisada

Fonte: Os autores.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de modelos matemáticos para prever e quantificar processos erosivos, quando aplicada adequadamente, é um mecanismo valioso para a determinação de ações de controle da erosão e do transporte de sedimentos no relevo.

O uso de metodologias para estimativa do Fator C da RUSLE demonstrou-se eficaz em atender as propostas para as quais foi designado, além de fornecer informações valiosas, especialmente para regiões semiáridas como o agreste de Pernambuco. O IVAS permitiu uma avaliação precisa sobre as respostas das condições vegetais da área, fundamentalmente na determinação de suscetibilidade à erosão dos solos.

A amplitude sazonal da erosão em uma paisagem é muitas vezes subestimada ou até mesmo negligenciada. Assim como evidenciado, as paisagens da caatinga demonstraram-se muito sensíveis a variações climáticas, o que leva a fortes desafios para pesquisadores e agricultores que visam conservar este ambiente dinâmico.

Portanto, os resultados desta pesquisa devem promover novas visões acerca da dinâmica amplitude sazonal de perda de solos, destacando a relevância de variações temporais, sobretudo em um contexto de mudanças climáticas e aquecimento global, dando relevância ao papel dos seres humanos em mitigar riscos nos meios econômicos sustentados pela agropecuária.

Conforme as condições médias de perda de solo nos cenários (entre 25 e 48 t/ha/ano), é recomendado o uso de práticas conservacionistas concretas, uma vez que os danos à qualidade dos solos e valor nutricional são altos, até mesmo nos cenários com valores de menos erosão. Esta variação deve levar o agricultor a tomar medidas preventivas e estratégias de conservação eficientes, como adequar os níveis de irrigação devido à estação e manutenção da cobertura do solo para evitar erosão, e entre outras práticas.

Pastejo, irrigação demasiada, revolvimento e queimadas são práticas agropecuárias não sustentáveis comuns na região, e associado à suscetibilidade da erosão local, faz-se necessário mais estudos acerca de práticas de conservação do solo em condições semelhantes de clima e uso da terra, sobretudo por meio de estratégias para manejo de vegetação sustentável e mecanismos para mitigar erosão, especialmente em regiões com a vulnerabilidade crescente, para assim explorar o melhor potencial do IVAS em conjunto com ferramentas de sensoriamento remoto, de forma que melhore os estudos relacionados às estimativas de erosão.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, Elânia; MACHADO, Célia; SOUZA, Jonas. Comparação entre o IVDN e o IVAS para vegetação de caatinga nas serras sertanejas-PB. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 20, p. 328-343, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG207145661>.
- AZAMBUJA, Renata. **Dinâmica superficial em uma bacia de drenagem semiárida: um estudo de caso da bacia do riacho Salgado-PE**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10870>. Acesso em: 20 set. 2024.
- BAGHI, Naghmeh Gholi; OLDELAND, Jens. Do soil-adjusted or standard vegetation indices better predict above ground biomass of semi-arid, saline rangelands in north-east Iran?. **International Journal of Remote Sensing**, Abingdon, v. 40, n. 22, p. 8223-8235, Apr. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1606958>.
- BAJRACHARYA, Remesh; LAL, Rattan. Seasonal soil loss and erodibility variation on a Miamian silt loam soil. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 56, n. 5, p. 1560-1565, 1992. DOI 10.2136/SSSAJ1992.03615995005600050037X.
- BAYLE, Dilanesa; MULUYE, Kelemu. Review on successful soil conservation methods in Ethiopia. **Cogent Food & Agriculture**, Abingdon, v. 9, n. 2, p. 21-23, 2023. DOI 10.1080/23311932.2023.2274171.
- BERTONI, José; LOMBARDI NETO, Francisco. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 2012.
- CEBECAUER, Tomáš; HOFIERKA, Jaroslav. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 98, n. 3-4, p. 187-198, June 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.12.035>.
- CHEN, Tao; NIU, Rui-Qing; LI, Ping-Xiang; ZHANG, Liang-Pei. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, north China. **Environmental Earth Sciences**, Berlin, v. 63, p. 533-541, June 2011. DOI 10.1007/s12665-010-0715-z.

CHRISTOPHERSON, Robert; BIRKELAND, Ginger. **Geossistemas**: uma introdução à geografia física. Porto Alegre: Bookman, 2017.

CORRÊA, Antônio; TAVARES, Bruno de Azevêdo Cavalcanti; MONTEIRO, Kleython de Araújo; CAVALCANTI, Lucas Costa de Souza; LIRA, Daniel Rodrigues de. Megamorfologia e morfoestrutura do planalto de Borborema. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 31, n. 1-2, p. 35-52, 2010. DOI: <https://doi.org/10.5935/0100-929X.20100003>.

CORRÊA, Edvânia Aparecida. **Caracterização da cobertura vegetal na equação universal de perda de solos (fator C) por meio de geotecnologias**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011. Disponível em: <http://acervodigital.unesp.br/handle/11449/95540>. Acesso em: 20 set. 2024.

DEMARCHI, Julio; PIROLI, Edson; ZIMBACK, Célia. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo–SP usando imagens LANDSAT-5. **Raega**, Curitiba, v. 21, p. 234-271, dez. 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/73073>. Acesso em: 20 set. 2024.

DJOUKBALA, Omar; HASBAIA, Mahmoud; BENSELAMA, Oussama; MAZOUR, Mohamed. Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE and RUSLE in a mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (NW of Algeria). **Modeling Earth Systems and Environment**, Berlin, v. 5, n. 2, p. 725-743, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40808-018-0562-6>. Acesso em: 20 set. 2024.

DURIGON, Valdemir; CARVALHO, Daniel; ANTUNES, Mauro Antonio Homem; OLIVEIRA, Paulo Tarso Sanches. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, Abingdon, v. 35, n. 2, p. 441-453, Jan. 2014. DOI 10.1080/01431161.2013.871081.

EMBRAPA. **Zoneamento agroecológico do estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos, 2002. Disponível em: <https://www.embrapa.br>. Acesso em: 20 set. 2024.

FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos**. Paris: FAO, 1980. Disponível em: https://books.google.com.br/books/about/Metodología_provisional_para_la_evaluac.html?id=9stIPAAACAAJ&redir_esc=y. Acesso em: 20 set. 2024.

GEBREMEDHIN, Maheteme; COYNE, Mark; SISTANI, Karamat. How much margin is left for degrading agricultural soils?: the coming soil crises. **Soil Systems**, Basileia, v. 6, n. 1, p. 1-11, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems6010022>.

GRACE, Johnny M. III. Effectiveness of vegetation in erosion control from forest road sideslopes. **Transactions of the ASAE**, St Joseph, v. 45, n. 3, p. 681-685, 2002. Disponível em: <https://research.fs.usda.gov/treearch/3770>. Acesso em: 20 set. 2024.

GUERRA, Antônio; SILVA, Antônio; BOTELHO, Rosângela. **Erosão dos solos e recuperação de áreas degradadas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

HUETE, Alfredo. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 25, n. 3, p. 295-309, Ago. 1988. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X).

IBGE. **Censo 2022: Capoeiras-PE**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://blogcapoeiras.blogspot.com>. Acesso em: 20 set. 2024.

KARABURUN, Ahmet. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. **Ozean Journal of Applied Sciences**, [Washington, D.C.], v. 3, n. 1, p. 77-85, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Anoop_Srivastava7/post/How_good_indicator_is_NDVI_for_evaluating_the_impact_of_Watershed_Development_on_vegetation_and_cropping_patt

ern/attachment/5a21972bb53d2f0bba40f261/AS%3A566815806181376%401512150827539/download/Estimation_of_C_Factor_for_Soil_Erosion.pdf. Acesso em: 20 set. 2024.

KIMARO, Didas; POESEN, Jean; MSANYA, Balthazar Michael; DECKERS, Jozef A. Magnitude of soil erosion on the northern slope of the Uluguru mountains, Tanzania: interrill and rill erosion. **Catena**, Amsterdam, v. 75, n. 1, p. 38-44, Sept. 2008. DOI 10.1016/j.catena.2008.04.007.

KUO, Kuang; SEKIYAMA, Ayako; MIHARA, Machito. Determining C factor of universal soil loss equation (USLE) based on remote sensing. **International Journal of Environmental and Rural Development**, Tokyo, v. 7, n. 2, p. 154-161, 2016. DOI: https://doi.org/10.32115/ijerd.7.2_154.

LAL, Rattan. Soil management for carbon sequestration. **South African Journal of Plant and Soil**, Abingdon, v. 38, n. 3, p. 231-237, July 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/02571862.2021.1891474>.

LAL, Rattan; DELGADO, Jorge A.; GULLIFORD, Jim; NIELSEN, David; RICE, Charles W.; PELT, Scott Van. Adapting agriculture to drought and extreme events. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 67, n. 6, p. 162-166, nov. 2012. DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.67.6.162A>.

LANORTE, Antônio; CILLIS, Giuseppe; CALAMITA, Giuseppe; NOLÈ, Gabriele; PILOGALLO, Ângela; TUCCI, Biagio; SANTIS, Fortunato de. Integrated approach of RUSLE, GIS and ESA sentinel-2 satellite data for post-fire soil erosion assessment in Basilicata region (southern Italy). **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, Abingdon, v. 10, n. 1, p. 1563-1595, June 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/19475705.2019.1578271>.

LUDWIG, John; WILCOX, Bradford P.; BRESHEARS, David D.; IMESON, Tongway, Anton C. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. **Ecology**, Washington, D.C., v. 86, n. 2, p. 288-297, Feb. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0569>.

MAKHDUMI, Waleed; SHWETHA, Hassan; DWARAKISH, Gowdagere. Soil erosion in diverse agroecological regions of India: a comprehensive review of USLE-based modelling. **Environmental Monitoring Assessment**, Berlin, v. 195, n. 9, p. 1112-1130, ago. 2023. DOI 10.1007/s10661-023-11687-8.

MARTÍNEZ-ZAVALA, Luis; LÓPEZ, Jose; BELLINFANTE, Nicolás. Seasonal variability of runoff and soil loss on forest road backslopes under simulated rainfall. **Catena**, Amsterdam, v. 74, n. 1, p. 73-79, June 2008. DOI 10.1016/j.catena.2008.03.006.

MEDEIROS, Raimundo; HOLANDA, Romildo Morant de; VIANA, Mirella Alexandre; SILVA, Vicente de Paulo. Climate classification in Köppen model for the state of Pernambuco - Brazil. **Revista de Geografia**, Recife, v. 35, n. 3, p. 219-234, 2018. DOI: <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2018.229388>.

MORGAN, Roy. **Soil erosion and conservation**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005.

MAPBIOMAS. **Mapa de uso e cobertura da terra do Brasil – Coleção 7.0**. [São Paulo]: MapBiomas, 2023. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso em: 24 set. 2024.

PATIL, Ruesh; SHARMA, Shailesh. Remote sensing and GIS based modeling of crop/cover management factor (C) of USLE in Shakker river watershed. *In*: CAMS – INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMICAL, AGRICULTURAL AND MEDICAL SCIENCES, 2013, Pattaya. **Anais [...]**. Pattaya: CAMS, 2013. v. 1, p. 29-30. Disponível em: <http://iicbe.org/upload/3309C1213023.pdf>. Acesso em: 20 set. 2024.

PIMENTEL, David; AGRWAL, Arvind; KASPAR, Hassan. Soil erosion and its impact on agriculture. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 18, n. 3, p. 337-350, 1994.

QI, Jiaguo; CHEHBOUNI, ABdelghani; HUETE, Alfredo; KERR, Yann. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 48, n. 2, p. 119-126, May 1994. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1).

RÊGO, Shirley; LIMA, Priscila Pereira Souza de; LIMA, Maria Niedja Silva; MONTEIRO, Thereza Rachel Rodrigues. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI e SAVI no município de São Domingos do Cariri-PB. **Geonorte**, Manaus, v. 3, n. 5, p. 1217-1229, nov. 2012. Disponível em: [//www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2241](http://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2241). Acesso em: 20 set. 2024.

REN, Hongrui; ZHOU, Guangsheng; ZHANG, Feng. Using negative soil adjustment factor in soil-adjusted vegetation index (SAVI) for aboveground living biomass estimation in arid grasslands. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 209, p. 439-445, May 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.068>.

RENARD, Kenneth. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, D.C.: USDA, 1997.

RONDEAUX, Geneviève; STEVEN, Michael; BARET, Frédéric. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 55, n. 2, p. 95-107, Feb. 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00186-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00186-7).

SANTARSIERO, Valentina *et al.* (2020). Assessment of post fire soil erosion with ESA Sentinel-2 Data and RUSLE Method in Apulia Region (Southern Italy). *In*: Gervasi, Osvaldo *et al.* **Computational science and its applications – ICCSA 2020**. Cagliari: Springer International Publishing, 2020. v. 7, p. 590-603. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58799-4>

SANTRA, Priyabrata; MOHARANA, Pravash Chandra; KUMAR, Mahesh; SONI, Manish L.; PANDEY, Chandra B.; CHAUDHARI, Suresh Kumar; SIKKA, Alok Kumar. Crop production and economic loss due to wind erosion in hot arid ecosystem of India. **Aeolian Research**, Amsterdam, v. 28, p. 71-82, Oct. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2017.07.009>.

SCHÖNBRODT, Sarah; SAUMER, Patrick; BEHRENS, Thorsten; SEEBER, Cristoph. Assessing the USLE crop and management factor C for soil erosion modeling in a large mountainous watershed in central China. **Journal of Earth Science**, Berlin, v. 21, p. 835-845, Dec. 2010. DOI 10.1007/s12583-010-0135-8.

SILVA, Lywistone; GALVÍNIO, Josiclêda. Análise comparativa da variação nos índices NDVI e SAVI no sítio PELD-22, em Petrolina-PE, na primeira década do século XXI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 5, n. 6, p. 1446-1456, mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v5i6.232936>.

TELLES, Tiago; GUIMARÃES, Maria; DECHEN, Sonia. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 287-298, Apr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>.

TIWARI, Arun; RISSE, Mark; NEARING, Mark. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the ASAE**, St Joseph, v. 43, n. 5, p. 1129-1135, Sept. 2000. Doi 10.13031/2013.3005.

WILLIAMS, Jimmy. **The EPIC Model**. *In*: SINGH, Vishwanath (ed.). **Computer models of watershed hydrology**. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. p. 909-1000.

WISCHMEIER, Walt; SMITH, Dwight D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, D.C.: USDA, 1978.

ZHANG, Weiwei; LIU, Fang; ZHANG, Zengxiang; QIAO, Zhuping. Estimation of the USLE cover and management factor C using satellite remote sensing: a review. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEOINFORMATICS, 19., 2011, Xangai. **Anais [...]**. Xangai: CPGIS, 2011. p. 1-6. DOI 10.1109/Geoinformatics.

ZUAZO, Víctor; PLEGUEZUELO, Carmen. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Berlin, v. 29, p. 217-236, mar. 2009. DOI 10.1051/agro:2007062.

Recebido: abril de 2024.
Aceito: setembro de 2024.