



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge>



Aplicação da USLE nos Serviços Ecossistêmicos de Controle de Erosão em Área Suscetível à Desertificação, NE-Brasil

Paulo Jerônimo Lucena de Oliveira¹, Jânio Carlos Fernandes Guedes², José Yure Gomes dos Santos³, Diógenes Félix da Silva⁴.

¹Graduado e Mestre em Geografia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Desenvolve pesquisa voltada para a vegetação do Semiárido brasileiro e suas diferentes tipologias, sempre discutindo a transformação da paisagem através dos fatores antrópicos. E-mail: paulojeronimo.geo@gmail.com

²Universidade Federal do Ceará e-mail: janiocf.guedes@gmail.com

³Departamento de Geografia com estudos voltados na análise de bacias hidrográficas. E-mail: jose.yure.santos@ufrn.br

⁴Departamento de Geografia/CERES & Setor de Estudos Ambientais/Museu Câmara Cascudo – UFRN. E-mail: diogenesfscosta@gmail.com

Artigo recebido em 24/08/2022 e aceito em 22/02/2023

Resumo

Os serviços ecossistêmicos são bens tangíveis e intangíveis que derivam dos ecossistemas, os quais são utilizados em prol do benefício e bem-estar humano. Em vista disso, técnicas de controle e perdas dos recursos naturais como a USLE (Universal Soil Loss Equation) apresentam-se como uma ferramenta eficaz na identificação de áreas de elevado grau de instabilidade para o ordenamento e planejamento territorial. Portanto, este trabalho tem por finalidade, identificar os serviços ecossistêmicos de regulação e controle de erosão no município de Ouro Branco-RN. Nesta pesquisa foi empregado o método de análise de perda laminar de solo através de Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio da utilização da USLE. O mapeamento de cobertura vegetal foi realizado através da classificação supervisionada orientado ao objeto, com auxílio do software Qgis 3.26.0. Como resultados, foram obtidas 05 classes de cobertura vegetal para o fator C, são elas: Solo exposto, Agricultura irrigada, Caatinga aberta e Caatinga densa, além da identificação dos corpos hídricos, classificado como Água. Em relação ao mapeamento dos serviços ecossistêmicos, foram utilizados apenas os serviços de regulação e manutenção, pois estes serviços estão direcionados ao funcionamento dos ecossistemas e seus processos ecológicos que auxiliam na regulação de características ambientais que podem interferir no bem-estar humano. Contudo, podemos concluir, que as áreas que mais sofrem perda de solo estão justamente em áreas degradadas, elevadas e declivosas, mostrando a necessidade de políticas públicas para recuperação e preservação destes ambientes. Oferecendo suporte na identificação de áreas prioritárias na aplicação efetiva da legislação ambiental.

Palavras-chave: Erosão. Semiárido. USLE. Ouro Branco (RN). Desertificação.

Modeling of the soil erosion control ecosystem service in a municipality sustainable to desertification in Northe AST Brazil

Abstract

Ecosystem services are tangible and intangible goods that derive from ecosystems, which are used for human benefit and well-being. In view of this, techniques of control and loss of natural resources such as the USLE (Universal Soil Loss Equation) are presented as an effective tool in the identification of areas with a high degree of instability for land use planning and planning. Therefore, this work aims to identify the ecosystem services of regulation and erosion control in the municipality of Ouro Branco-RN. In this research, the laminar soil loss analysis method was used through the Geographic Information System (GIS), using the USLE. The vegetation cover mapping was performed through object-oriented supervised classification, with the help of Qgis 3.26.0 software. As a result, 05 classes of vegetation cover were obtained for factor C, they are: exposed soil, irrigated agriculture, open Caatinga and dense Caatinga, in addition to the identification of water bodies, classified as Water. Regarding the mapping of ecosystem services, only regulation and maintenance services were used, as these services are directed to the functioning of ecosystems and their ecological processes that help in the regulation of environmental characteristics that can interfere with human well-being. However, we can conclude that the areas that suffer the most soil loss are precisely in degraded,

elevated and sloping areas, showing the need for public policies for the recovery and preservation of these environments. Supporting the identification of priority areas in the effective application of environmental legislation.

Keywords: Erosion. Semiarid. USLE. Ouro Branco (RN). Desertification.

Introdução

As abordagens dos serviços ecossistêmicos são fundamentais para o entendimento da complexa dinâmica dos usos, exploração e ocupação da terra que, de forma direta ou indireta, alteram os processos e funções ambientais, tendo suas bases epistemológicas multidisciplinares pautadas nas ciências econômica e ecológica (Gjorup, et al., 2016; Cunha et al., 2022). As primeiras discussões sobre serviços ecossistêmicos (primordialmente denominados de “serviços naturais”) ocorreram em meados da década de 1970 buscando o entendimento sobre as questões conservacionistas da biodiversidade na perspectiva do valor econômico dos serviços prestados pelo ambiente (Costanza, 2020; Neves et al., 2021).

Os serviços ecossistêmicos se constituem por bens tangíveis e intangíveis que derivam dos ecossistemas, os quais são utilizados em prol do benefício e bem-estar humano, caracterizados como serviços de provisão, regulação e manutenção dos ambientes e culturais (Costanza et al., 2017; Finisdore et al., 2021). Nesta pesquisa foi avaliado o serviço de regulação e manutenção a partir dos processos erosivos.

Em vista disso, técnicas de controle e perdas dos recursos naturais através dos processos erosivos apresentam como uma ferramenta eficaz na identificação de áreas de elevado grau de instabilidade como também uma ferramenta para o ordenamento e planejamento territorial (Farinasso et al., 2006; Vieira, 2018).

Dentre as técnicas de quantificação dos processos erosivos, destaca-se a USLE (*Universal Soil Loss Equation*) por ser caracterizada de ampla aceitação no meio acadêmico em estudos de predição de perdas superficial de solo. Para além disso, seu desenvolvimento é passível de aplicação com baixo custo e facilidade no que diz respeito ao manuseio das variáveis (topografia, dados climatológicos, uso da terra, solos e práticas conservacionistas) utilizadas para a obtenção da mesma, a exemplo dos trabalhos desenvolvidos por Williams (1975), Farinasso et al. (2006) e Tsegaye et al. (2019).

A aplicação da USLE em locais de alto grau de degradação - enquadrada a correspondente ao núcleo de desertificação do Seridó - permite avaliar geograficamente, de forma qualitativa e quantitativa, extensões do território com diferentes graus de

susceptibilidade à erosão laminar do solo (Farinasso et al., 2006). Nesse contexto, os núcleos de desertificação são entendidos como áreas com grandes manchas desnudas de cobertura vegetal, com vegetação sazonal rasteira e solo pouco profundo (Silva et al., 2021).

No tocante ao núcleo de desertificação do Seridó, este é formado por municípios do Rio Grande do Norte e Paraíba, que apresentam aspectos comuns de degradação ambiental, moldadas pela pressão antrópica através das queimadas, cultivo do algodão, pastoreio e retirada da cobertura vegetal, causando diminuição na diversidade florística (Albuquerque e Melo, 2018; França; Piuzana; Neves et al., 2021; Silva et al., 2021).

Dentre esses municípios, destaca-se Ouro Branco-RN, o qual apresenta intenso processo de degradação ambiental e valores elevados de áreas desnudas de vegetação, como mostra Nascimento (2017). Portanto, partindo do pressuposto que áreas de maior degradação ambiental apresentam valores elevados de perda laminar do solo, este trabalho tem por finalidade identificar as áreas de serviços ecossistêmicos de regulação e controle de erosão através da USLE no município de Ouro Branco-RN, caracterizado por vastas áreas em processo de desertificação.

Metodologia

Área de estudo

A área de estudo é o município de Ouro Branco-RN, distante aproximadamente 270 km da Capital do Estado, Natal. Está localizada na região imediata e intermediária de Caicó-RN no semiárido do Brasil (figura 1).

No contexto geológico e geomorfológico, a área de estudo está associada às rochas cristalinas da província da Borborema, prontamente, localizada na depressão sertaneja (Santos et al., 2019; Sales e Nascimento, 2020). O clima na área de estudo, segundo a classificação de Köppen, é semiárido quente e seco (Bswb) com temperaturas que variam entre 25°C e 35°C, com estação chuvosa no verão ocasionado proveniente do sistema atmosférico atuante ZCIT – Zona de Convergência Intertropical, que produz chuvas no período de janeiro a abril, deixando com déficit hídrico mais crítico nos meses de setembro a novembro (Silva et al., 2022).

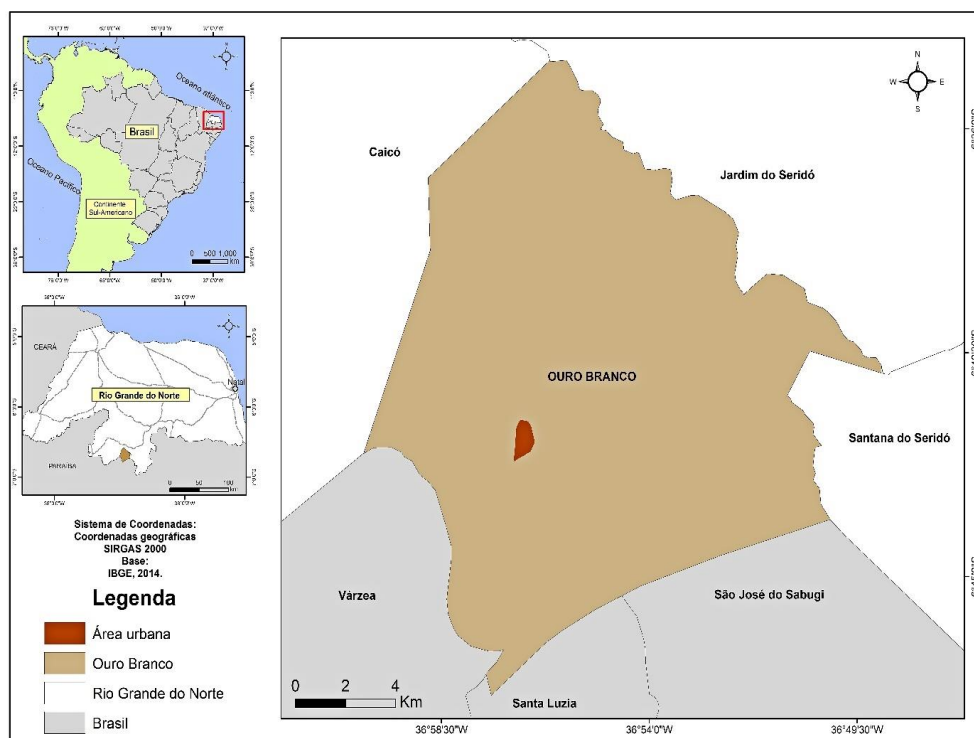


Figura 1. Mapa de localização do município de Ouro Branco-RN.

Do ponto de vista ecorregional, a área de estudo está inserida na Ecorregião da Depressão Sertaneja Setentrional (Silva et al., 2017; Araripe et al., 2020). Floristicamente, sua biota está ligada às regiões das depressões Sertaneja e do São Francisco (Silva e Souza, 2018) e suas fisionomias de Caatinga caracterizada por variações na biomassa arbórea-arbustiva xerófitas densa ou aberta (Albuquerque e Melo, 2018).

De acordo com Diniz et al., (2017), a área de estudo apresenta relevos de cristas, associados às rochas ígneas graníticas e rochas metamórficas de gnaisses mofoestruturais da depressão sertaneja interplanáltica Oriental do maciço da Borborema, estando orientadas principalmente na direção NE-SW, formado através do processo de pediplanação ou dissecação. Segundo os mesmos autores, os maciços encontrados na área de estudo são importantes testemunhos de processos erosivos cenozóicos.

Procedimentos metodológicos

Nesta pesquisa foi empregado o método de análise de perda laminar de solo através de Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio da utilização da USLE, dada pela equação desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978):

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

Nesse sentido, A representa a perda de solo por unidade de área ao longo do (t.ano-1); R é o

Fator de Erosividade causado pela chuva (MJ.mm.ha-1.hr-1.ano-1); “K” é o fator de erodibilidade do solo (t.h.ha.MJ-1.mm-1); LS o fator topográfico; C cobertura e manejo do solo; e, por fim, P corresponde às práticas conservacionistas.

O fator R foi obtido através dos dados pluviométrico das estações meteorológicas do INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, localizadas no município de Ouro Branco-RN, e nas estações Seridó (Caicó-RN) e Cruzeta-RN, disponíveis em: <http://www.inmet.gov.br>; e da estação pluviométrica da EMPARN – Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte. Foram obtidos dados históricos de precipitação entre os anos de 2002 a 2018, contabilizando uma série histórica de 16 anos. Em seguida, foi aplicada a equação proposta por Berton e Lombardi Neto (2017):

$$R = \sum_{i=1}^{12} 89,823 \left(\frac{P_m}{P_a} \right)^{0.759} \quad (2)$$

Onde, R é a Erosividade da chuva (MJ.mm.ha-1.ano-1); P_m representa a precipitação média mensal (mm); e “P_a” é a Precipitação total anual (mm). Em relação ao fator K, foram obtidos os dados de areia fina, silte, argila e carbono orgânico do solo através do banco de dados de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), da plataforma FAO Digital Soil Map of the World (DSMW) e do Mapa Digital Mundial de Solos (MDMS).

Para a análise dos dados, seguiu-se o procedimento descrito por Williams (1975) através da seguinte equação:

$$K = \text{fareiag} \cdot \text{far} - \text{sif} \cdot \text{COrg} \cdot \text{fareiaf} \quad (3)$$

Sendo assim, fareiag é a fração de areia grossa; far-sif é a fração de argila e silte; COrg representa a fração de carbono orgânico; e fareiaf é a fração de areia fina contida na amostra de solo. Os fatores são adimensionais e cada fator dessa equação

é calculado separadamente através de equações específicas que podem ser obtidas em Williams (1975).

Verificou-se a presença do Luvisolo Crômico e Neossolo Litólico (figura 2). Após a obtenção dos valores de K através da equação descrita anteriormente, cada fragmento de solo identificado no município recebeu seus devidos valores do fator K no ambiente SIG (tabela 1).

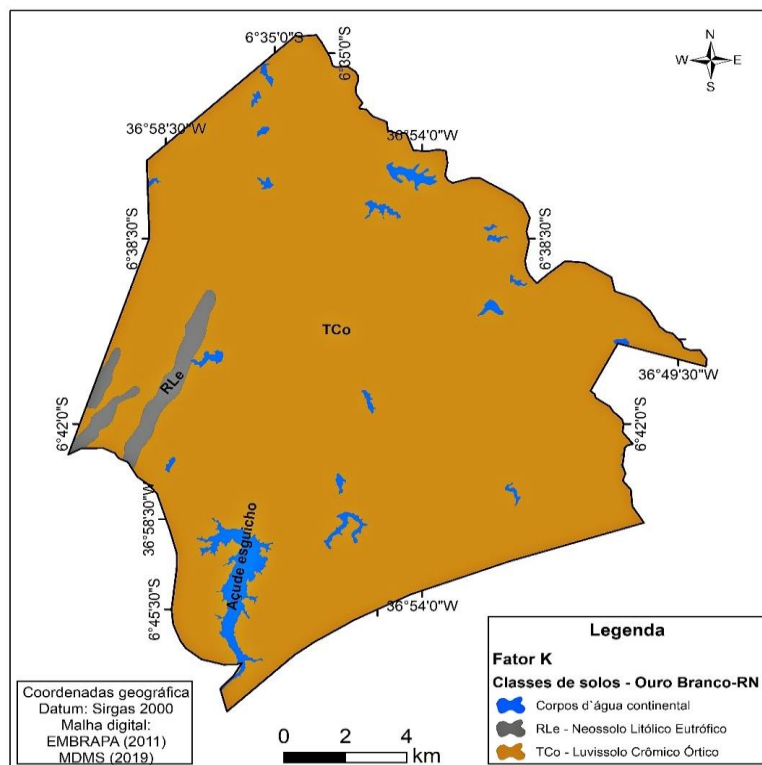


Figura 2. Mapa pedológico do município de Ouro Branco-RN.

Tabela 1. Valores granulométricos do solo no município de Ouro Branco-RN

Granulometria	Areia Fina	Silte	Argila	Carb. Org.	Valor K	Identificação
Luvisolo Crômico	104,16	6,25	15,42	0,014	0,56	EMBRAPA
Neossolo Litólico	62,85	11,67	11,28	0,016	2,45	MDMS

Fonte: EMBRAPA (2011); MDMS (2022).

Para os valores do fator C, adotou-se valores recomendados para áreas de Caatinga

no semiárido nordestino utilizados por Farinasso et al. (2006), descritos na tabela 2.

Tabela 2. Valores atribuídos ao Fator C

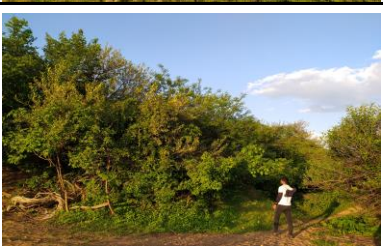
Tipos de cobertura vegetal	Fator C
Água	0,000
Solo exposto	1,000
Agricultura irrigada	0,018
Caatinga aberta	0,087
Caatinga densa	0,013

O mapeamento de cobertura vegetal foi realizado através da classificação supervisionada orientado ao objeto, com auxílio do software Qgis 3.26.0 (Buenos Aires), utilizando imagem do Satélite Sentinel 2-B (Sensor: MSI; data do imageamento: 30/06/2020), com resolução espacial de 10m, obtida gratuitamente através da plataforma europeia *Earth Explorer* da USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov>). No pré-processamento das imagens foi realizada a calibração radiométrica e correção atmosférica utilizando a correção por Dark-Object Subtraction – DOS. De acordo com a ESA (2017), as imagens do satélite Sentinel-2 já são fornecidas na reflectância Topo de Atmosfera (Top-Of-Atmosphere - TOA).

Posteriormente, foi realizado a composição de falsa cor através das bandas 02, 03 e 04, respectivamente nos canais azul, verde e vermelho para em seguida gerar o raster classificado nos seus devidos usos do solo.

Foram obtidas 05 classes de cobertura vegetal para o fator C, são elas: Solo exposto, Agricultura irrigada, Caatinga aberta e Caatinga densa, além da identificação dos corpos hídricos, classificado como Água. As classes foram geradas seguindo os parâmetros de descrição de acordo com o quadro 1, onde mostra a caracterização no mapeamento.

Quadro 1. Descrição das classes de cobertura vegetal.

Classes de cobertura vegetal	Descrição das classes gerada no mapeamento	Em campo
Solo exposto	Se enquadram as áreas susceptíveis a desertificação e áreas degradadas, onde toda a cobertura vegetal foi removida e não conseguiu evoluir enquanto fase inicial de sucessão ecológica.	
Agricultura irrigada	São as áreas onde ocorrem plantações irrigadas adversas.	
Caatinga aberta	Apresentam incidência direta de raios solares no solo com predominância de espécies pioneiras da Caatinga, tais como: <i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.; <i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.; <i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl	
Caatinga densa	Representam as áreas em que não houve modificação antrópica significativa, permanecendo a vegetação nativa do local, geralmente de porte acima de 5 metros de altura (Silva; Cruz, 2018), como é o caso da <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão; <i>Amburana cearenses</i> (Fr. All.) A.C. Smith e <i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil.) A. Robyns.	
Água	Corresponde a todo ou qualquer corpo d'água, tais como rios, açudes ou lagoas.	

Dando continuidade, o fator LS foi obtido através da imagem do Sensor PALSAR do satélite ALOS, de resolução espacial de 12,5 metros, disponível gratuitamente através da plataforma da Alaska Data Search: <https://search.asf.alaska.edu/>; e da equação proposta por Moore e Bruch (1986).

$$LS = \left(\frac{F * \Delta}{22,13} \right)^{0.4} * \left(\frac{\sin \theta}{0,0896} \right)^{1.3} \quad (4)$$

Onde, F é o fluxo acumulado por cada uma das células; Δ representa o tamanho de cada célula da imagem em métricas; e θ é o ângulo de declividade.

Para o fator P foi adotado o valor de 1 para toda área de estudo devido à inexistência de informações sobre a existência de práticas

conservacionistas na área. Procedimento esse também adotado por Farinasso et al. (2006); Irvem et al. (2007) e Silva et al. (2012).

Em relação ao mapeamento dos serviços ecossistêmicos, foi utilizado apenas o serviço de regulação e manutenção que, de acordo com Costanza et al. (2017), este serviço está direcionado ao funcionamento dos ecossistemas e seus processos ecológicos que auxiliam na regulação de características ambientais que podem interferir no bem-estar humano.

Nesse sentido, foi avaliado a perda do serviço de controle de erosão do solo a partir da classificação de Steinhoff-Knopp, Kuhn, Burkhard (2021). Os procedimentos operacionais estão compilados na figura 3.

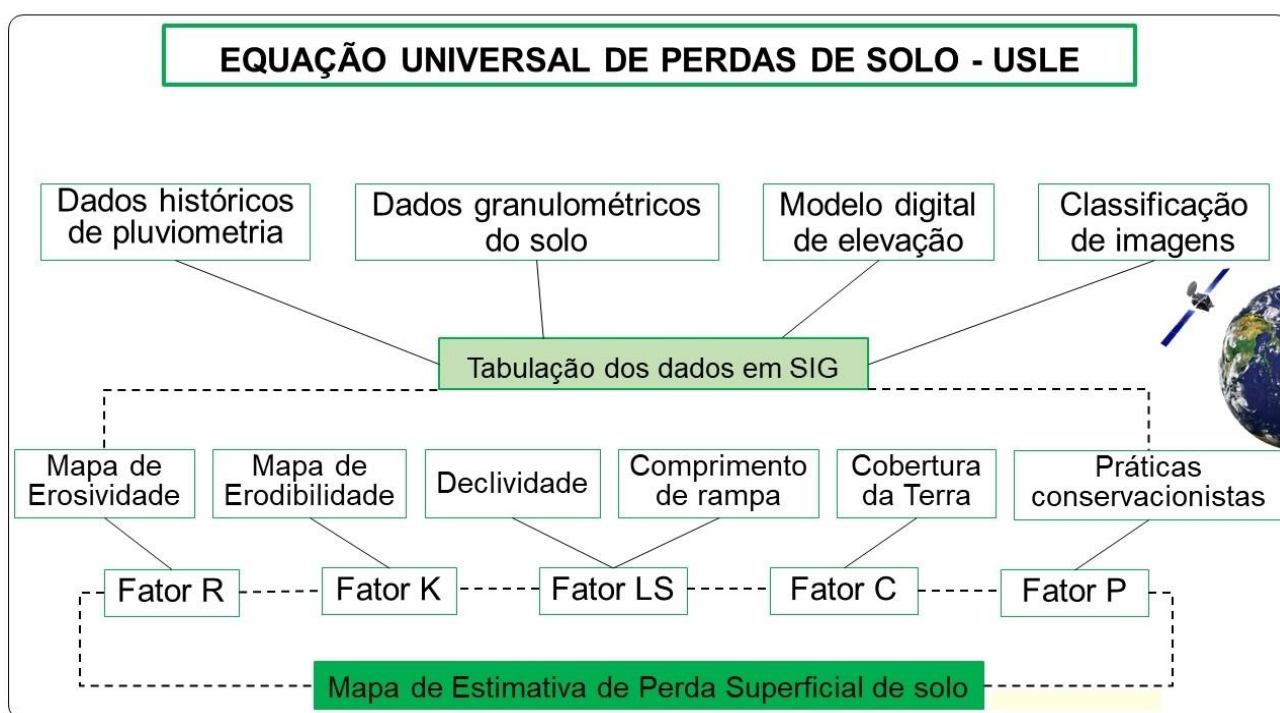


Figura 3. Compilação operacional da USLE

Resultados e discussão

Os resultados obtidos do fator R, que leva em consideração os valores pluviométricos no município de Ouro Branco e do seu entorno, alcançou valores mínimo de 4.490,89 (MJ.mm.ha-1.ano-1) e máximo de 4.831,36 (MJ.mm.ha-1.ano-1) (figura 4), mostrando que houve baixa variação

quando comparado, por exemplo, aos trabalhos realizados na Bacia do Rio das Fêmes-BA e na Bacia do Rio Seridó-PE, com os valores variando entre 4.440 (valor mínimo) e 8.200 (valor máximo) e 2.208,2 (valor mínimo) e 4.807,2 (valor máximo), respectivamente (Silva et al., 2012; Rabelo e Araújo, 2019).

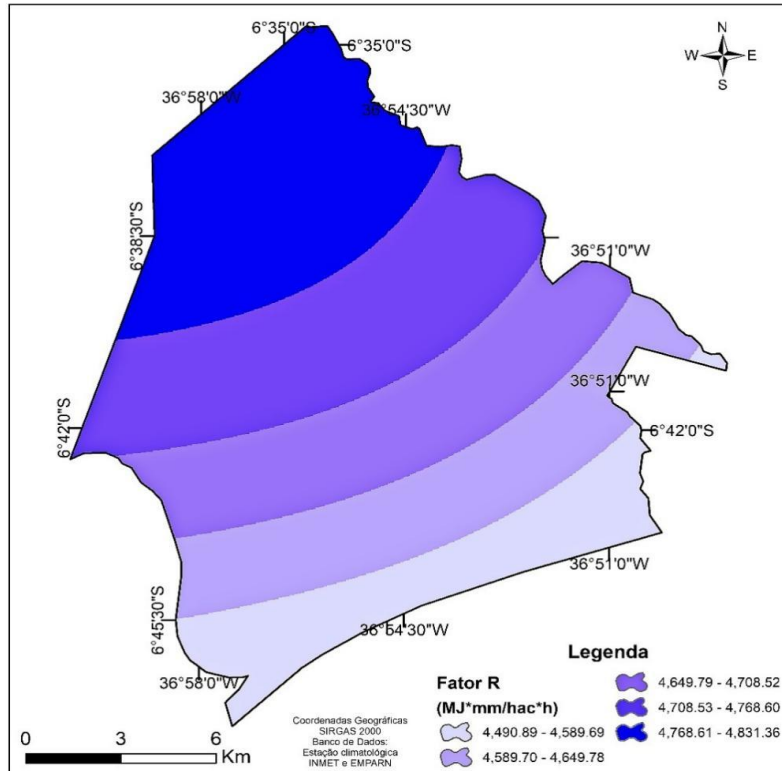


Figura 4. Fator R (Erosibilidade) da área de estudo.

No tocante aos valores de precipitação utilizados para chegar ao resultado do fator R, o gradiente mostrado na figura 4 mostra valores mais baixos de precipitação na parte inferior do município. Isso ocorre por estar mais próximo ao Sotavento da província Borborema. Com isso, o município de Ouro Branco apresenta o menor valor da série histórica pluviométrica dos municípios circunvizinhos analisados.

O ano com maior precipitação para Caicó e Cruzeta foi 2009, com os valores de 1.046 mm/a e

1.053 mm/a, respectivamente; tendo o ano de 2008 para Ouro Branco (RN), com o valor de 997 mm/a (tabela 3). Em contrapartida, o ano de 2012 foi considerado o mais seco entre a série temporal analisada para todas as estações climatológicas, com os valores em ordem crescente de 182,3 mm/a; 196,1 mm/a; e 200,2 mm/a respectivamente para as estações localizadas nos municípios de Ouro Branco (RN), Cruzeta (RN) e Caicó (RN) (figura 5).

Tabela 3. Valores pluviométricos mm/a com seus respectivos anos.

Anos	Caicó	Cruzeta	Ouro Branco
2002	636	859,9	752,5
2003	400,2	533,5	365,9
2004	687,8	1018,2	817,2
2005	495,9	485,6	619
2006	802,9	738,6	734,5
2007	633,4	517,6	571,4
2008	903,1	796	997,5
2009	1046,3	1053,6	988,2
2010	700,7	759,2	641,9
2011	965,7	922,3	923,8
2012	200,2	196,1	182,3
2013	597,6	386,9	356,8
2014	671,2	656,9	536
2015	399,6	348,7	320,5
2016	591,8	605,6	602,5
2017	614,1	485	607,4
2018	799,2	596	499
Média	655,63	644,69	618,61

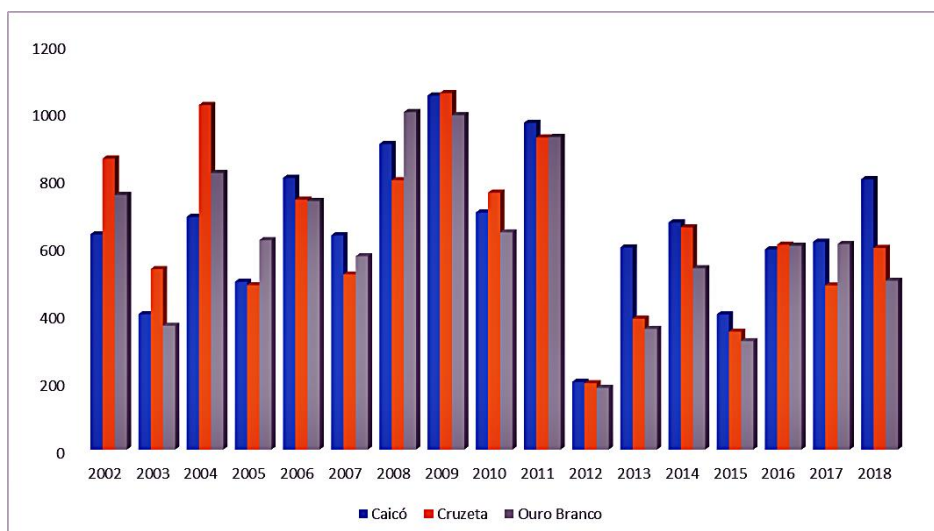


Figura 5. Gráfico com os valores pluviométricos mm/a entre 2002 e 2018. Fonte: INMET e EMPARN (2020).

No que se refere aos resultados obtidos pelo fator K, que leva em consideração a erodibilidade laminar/superficial, houve um predomínio do Luvissolo Crômico Órtico na área de estudo, com o Neossolo Litólito Eutrófico se restringindo às áreas

mais elevadas do município com formações geológicas metamórficas e com declividade que ultrapassa os 45 graus, proporcionando uma maior instabilidade do solo no local (figura 6).

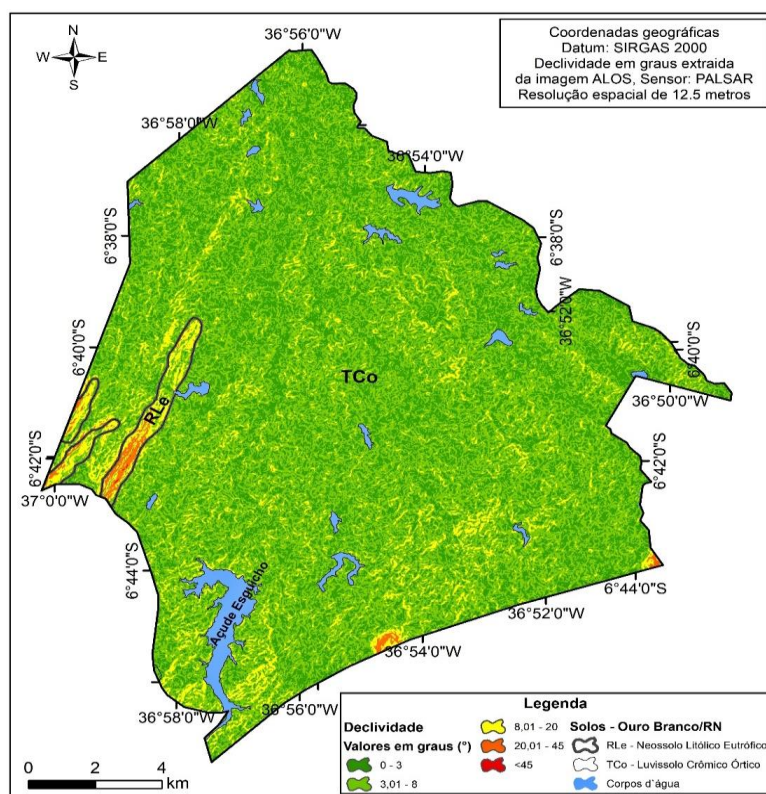


Figura 6. Mapa de declividade e classes de solo.

No mapeamento da cobertura vegetal, a figura 7 apresenta a distribuição espacial de cada classe que foi associada ao valor do fator C. Essa cobertura presta importantes serviços de proteção ao solo, impedindo a erosão e perda do mesmo por

impacto das gotas de água advindo das chuvas, sendo reguladas, justamente, de acordo com a capacidade de proteção entre cada classe (Keesstra et al., 2018).

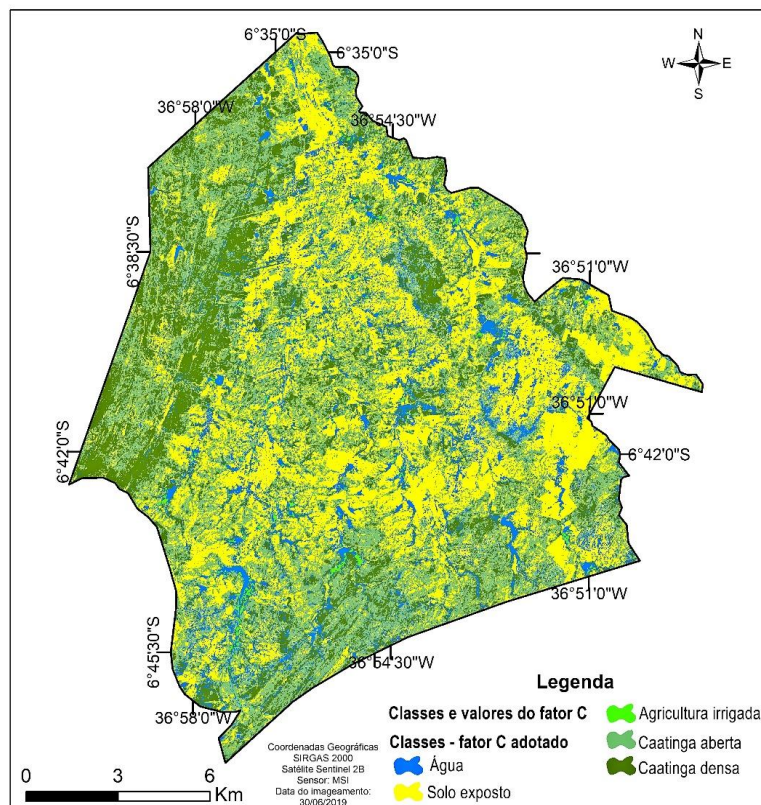


Figura 7. Mapa de cobertura vegetal.

Nesse contexto, a classe de cobertura vegetal que se destacou, em termos de extensão, foi a de Solo exposto, com cerca de 38%, seguida da classe de Caatinga aberta (33%) e Caatinga densa (~18%). Por sua vez, as classes de água (corpos

hídricos) e Agricultura irrigada tiveram um valor abaixo de 10%, com a classe de Água obtendo o valor de 9% e a classe de Agricultura irrigada com o valor apenas de 0,62% (tabela 4).

Tabela 4. Valores em Hectare de cobertura vegetal

Classes de cobertura vegetal	Hectare	%	Fator C
Água	2.407,93	9,50%	0
Solo exposto	9.672,0	38,17%	1.000
Agricultura irrigada	157,72	0,62%	0,0180
Caatinga aberta	8.466,97	33,41%	0,0870
Caatinga densa	4.636,76	18,30%	0,130
Total	25.341,35	100%	1,235

No trabalho desenvolvido por Irven, topaloglu e Uygur (2007) ao longo Bacia do Rio Seyhan, na Turquia, também obtiveram 5 classes de cobertura vegetal, com a área degradada/solo exposto sendo a segunda maior classe em termos de extensão, com cerca de 36%, bem próximo ao valor obtido neste trabalho (38%), ficando atrás apenas das pradarias, com cerca de 47%. Já no trabalho desenvolvido por Tsegaye, Addis e Hassen (2019),

na Bacia do Rio Nilo Azul, Etiópia, verificou-se que a classe dominante foi a de Cultivo, com cerca de 76%, mostrando uma forte ligação da área com o setor agrícola, o que não ocorre na área de estudo deste trabalho, pois, em questão, a área de cultivo apresentou valores abaixo de 1%.

No que concerne aos resultados do fator LS, os valores obtidos variaram entre 0,01 a 12,50 (figura 8). Resultados semelhantes foram

encontrados por Irven, topaloglu e Uygur (2007) (0 e 15), Weill e Sparovek (2008) (0,50 e 9,90), e por Cunha et al. (2022) (0 e 12,02). O fator LS é responsável por apresentar fatores que organizam o escoamento e desenvolvimento evolutivos dos

processos erosivos, sendo quanto maior a amplitude desses valores, maior a tendência de instabilidade erosiva no qual acarreta no maior volume de perda de solo (Cunha et al., 2017).

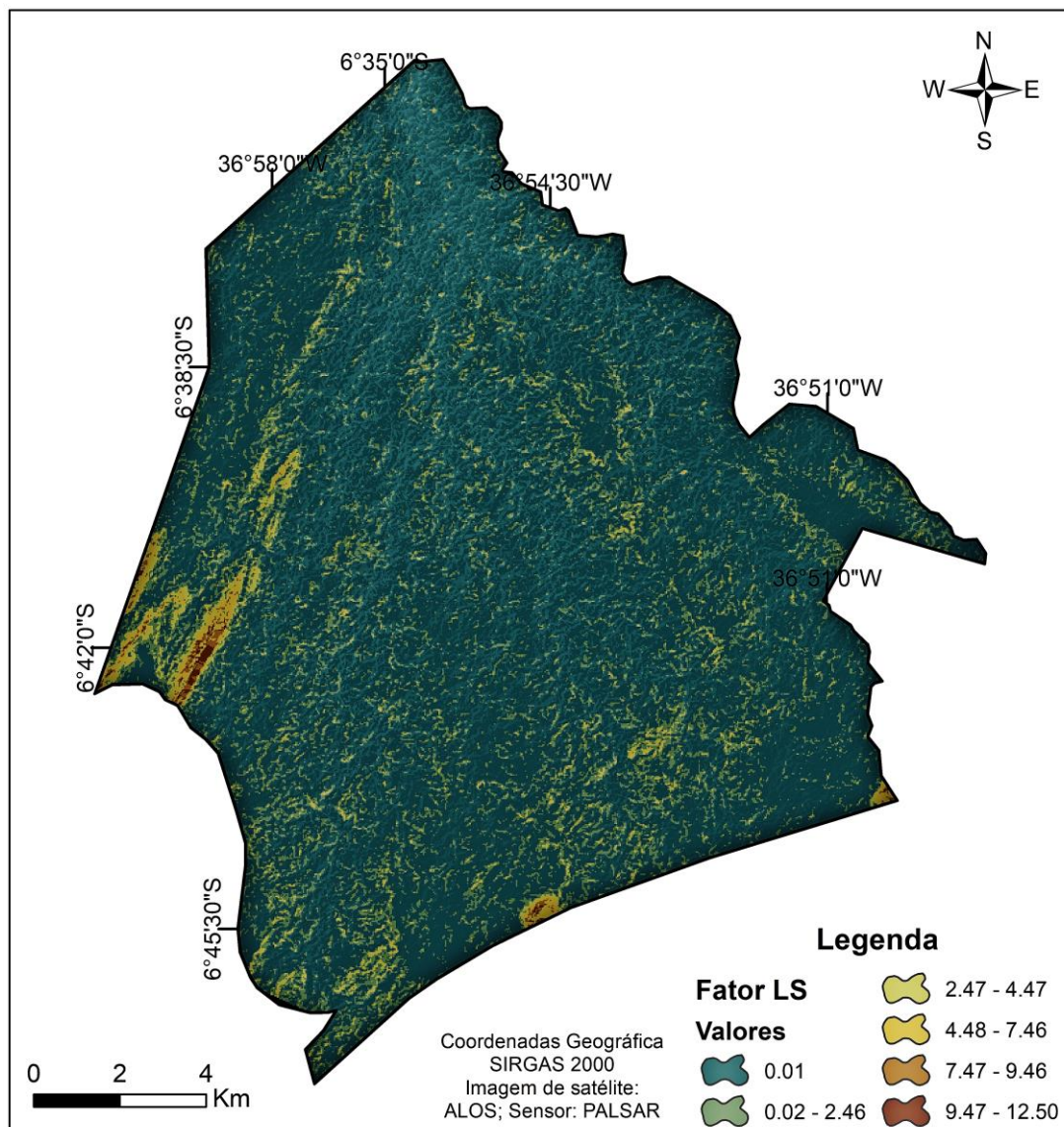


Figura 8. Espacialização do Fator LS (topográfico).

Dando continuidade, a partir do cálculo envolvendo as variáveis da USLE devidamente descritas acima, a figura 8 apresenta a distribuição espacial de cada classe de perda laminar de solo no município. Onde, a partir do levantamento de algumas bibliografias sobre esta temática, verificou-se que a área de estudo apresenta valores elevados de perda de solo, a exemplo dos trabalhos

desenvolvidos por Tesfaye et al. (2018); Falcão et al. (2020) e Fu et al. (2021). Valores próximos dos que foram obtidos neste estudo foram encontrados nos trabalhos de Rabelo e Araújo (2019), variando entre 0 e 165,00, assim como por Cunha et al. (2017), com valores superiores >200 toneladas de perda de solo por hectare ano (Figura 9).

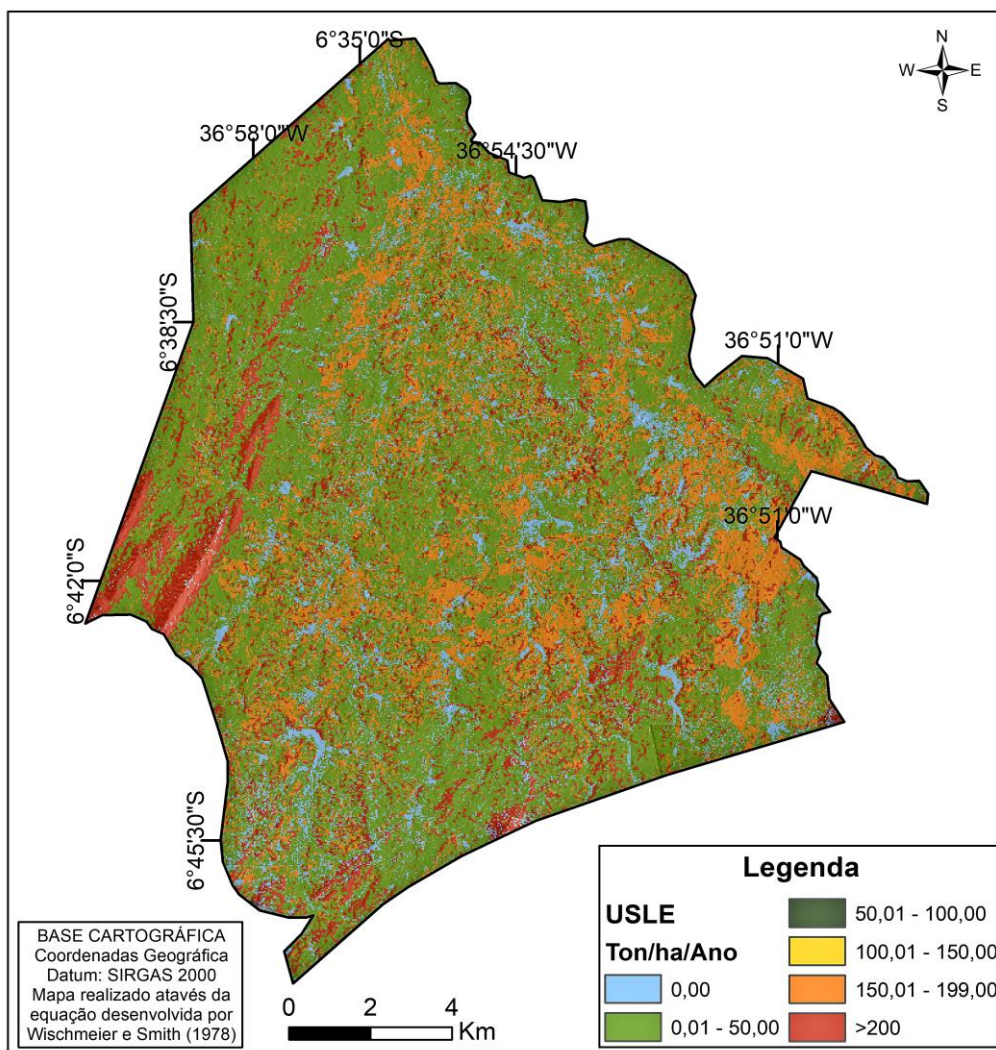


Figura 9. Mapa de estimativa de perda laminar de solo.

A partir da obtenção dos valores de USLE, é possível enquadrar as classes de acordo com a classificação proposto por Oduro-Afriyie (1996), onde as mesmas variam entre muito baixa (<5 toneladas por hectare anual de solo) e extremamente

forte (>200 toneladas por hectare anual de solo). O baixo grau de preservação observado nos mapas de cobertura vegetal acabou refletindo nos valores de área potencial à erosão (tabela 5).

Tabela 5. Valores em Hectare por classe de estimativa de perda de solo.

Valores da USLE	Hectare	%	Classificação
0	2.281,10	9,00	Muito baixa
0,01 – 50,00	14.941,20	58,96	Baixa
50,01 – 100,00	24,71	0,10	Moderada
100,01 – 150,00	3,47	0,01	Forte
150,01 – 200,00	4.639,46	18,31	Muito forte
>200	3.451,41	13,62	Extremamente forte
Total	25.341,35	100%	-

Foi constatado a dominância da classe baixa com representando cerca de 59% da área total. No entanto, foi considerado valor expressivo da classe de extremamente forte, corresponde a 13,5% da área de estudo, por ser bem superior ao que foi entrado por Pham et al. (2018) e Dissanayake et al. (2019), ambos com cerca de 2% na mesma classe.

Analisando esses valores na perspectiva da prestação dos serviços ecossistêmicos de controle de erosão, foi constatado que o município de Ouro Branco apresenta uma área de quase 34% na classe

de baixa capacidade relevante de prestação do serviço supracitado (tabela 6). Logo, pode-se inferir que o município de Ouro Branco-RN encontra-se vulnerável no tocante aos processos e perdas de serviços de controle de erosão, mostrando a necessidade de um planejamento territorial que possa diminuir esses processos. Siber, Campagne e Burkhard (2022) identificaram que as áreas mais críticas para a prestação de serviços ecossistêmicos são, justamente, as áreas de maior pressão antrópica.

Tabela 6. Valores em hectare por classe de capacidade de prestação de serviço de regulação.

Classes de Serviços de regulação	Ha	Ha (%)
Nenhuma capacidade relevante	2.389,43	9,43
Baixa Capacidade relevante	8.596,87	33,92
Capacidade relevante	3.332,56	13,15
Alta capacidade relevante	11.022,48	43,50
Total	25.341,35	100

Foi identificado a partir do mapeamento da perda de serviço de regulação e controle de erosão, ou seja, das áreas onde apresentam um elevado perda do mesmo por se constituir de uma instabilidade ambiental, seja pelo fator antrópico (supressão da vegetação; uso desordenado da terra), seja por fatores naturais (Altimetria; declividade do relevo), estão justamente em áreas que apresentam solo exposto (como foi apresentado na figura 6) e nos inselbergs, mostrando que essas áreas apresentam dificuldade no controle de erosão superficial de solo, notadamente em detrimento da declividade (figura 10).

O serviço ecossistêmico de controle de erosão é resultado de uma complexa interação entre os componentes físicos, químicos, mineralógicos e biológicos dos solos. Os processos resultantes dessa interação influenciam na capacidade de resistência do solo para desagregação de partículas e posterior transporte (Drobnik et al., 2018).

Os resultados evidenciaram a distribuição coerente dos elevados valores de regulação da

erosão e baixa capacidade de prestação do serviço de regulação e controle de erosão, principalmente em locais de solo exposto ou vegetação degradada. Nas áreas gravemente afetadas por atividades humanas, especialmente silvicultura e desenvolvimento agrícola, Dang et al. (2018) identificaram uma distribuição incoerente dos serviços de regulação da erosão e baixa capacidade dos serviços de regulação do deslizamento.

Nesse sentido, o mapeamento dos serviços de regulação e controle de erosão traz o aporte dos componentes físicos, químicos, biológicos e tipo de cobertura vegetal, além do grau de declividade que regulam o nível de erosão (Zema et al., 2020). Como destaca Drobnik et al. (2018) os resultados dessa interação influenciam na capacidade de resistência e desagregação das partículas do solo. Nesse sentido, o tipo de uso e cobertura vegetal se caracteriza como um dos principais fatores na alteração do potencial à erosão laminar do solo (Sieber et al., 2021).

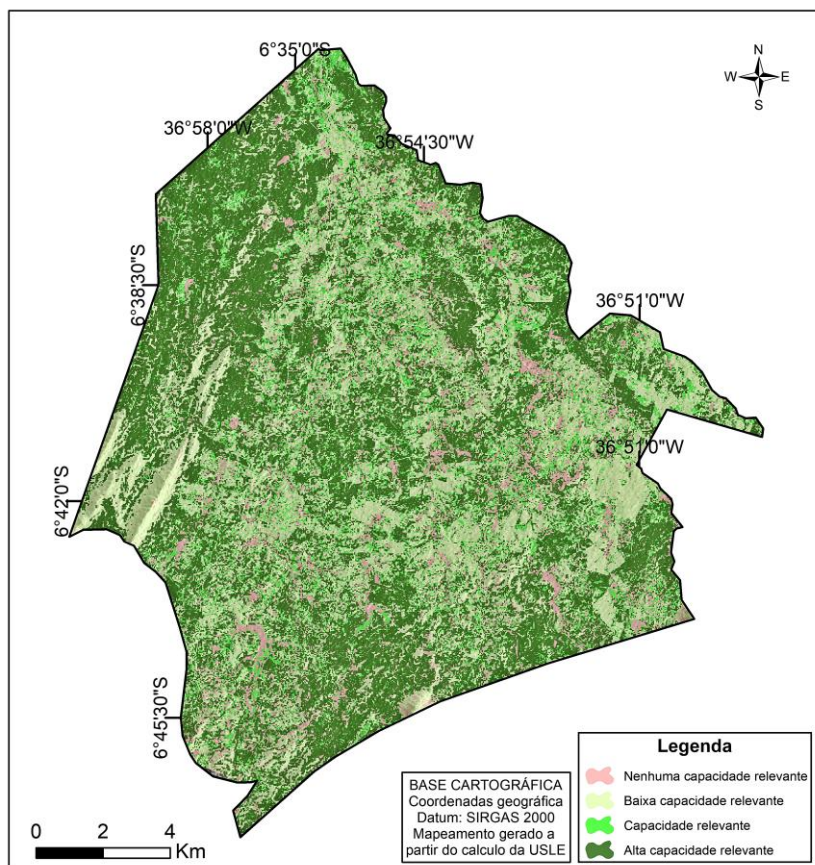


Figura 10. Mapa de espacialização dos serviços de regulação e controle de erosão do solo.

Considerações Finais

Neste trabalho, foi apresentado que as áreas que mais sofrem perda de solo estão justamente em áreas degradadas, elevadas e declivosas, mostrando a necessidade de políticas públicas para recuperação e preservação destes ambientes. Em termos de extensão territorial, uma considerável parte da área de estudo (79%) não sofre com grande perda superficial do solo, apresentando valores de perda de solo entre 0,01 a 50,00 toneladas por hectare anual de solo laminar.

O uso integrado de metodologias facilita o planejamento e a tomada de decisões do poder público para recuperação de áreas degradadas e na proposição de medidas adequadas para o manejo e conservação do solo. Além do mais, os resultados encontrados poderá dar suporte na identificação de áreas prioritárias na aplicação efetiva da legislação ambiental. A partir da metodologia proposta neste artigo com base no mapeamento dos serviços ecossistêmicos com base na USLE em áreas suscetíveis a desertificação, foi realizado um mapeamento que servirá como base para o município no tocante o planejamento e gestão territorial, uma vez que essa metodologia identificou as áreas prioritárias para intervenção.

No mais, uso das ferramentas em SIG e a aplicação da USLE na identificação dos serviços apresentaram resultados satisfatórios na área de estudo. Contudo, é necessário um aprofundamento na discussão metodológica e melhorias das variáveis (a exemplo da escala do mapeamento do solo) para tornar-se metodologicamente um procedimento robusto. Esses conjuntos de ferramentas poderão também ser utilizados para trabalhos desenvolvidos na perspectiva da importância da preservação e conservação da cobertura vegetal como importante agente de regulação dos serviços ecossistêmicos.

Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de pesquisa concedida, a Universidade Estadual do Ceará e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia pelo suporte financeiro e estrutural para elaboração da pesquisa.

Referências

- Albuquerque, U. P., Melo, F. P. L., 2018. Socioecologia da Caatinga. *Ciência e Cultura*, 70(4), 40-44. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400012>. Acesso: 19 jul. 2022

- Araripe, F. A. A. L., Camacho, R. G. V., Costa, D. F. S., Soares, I. A., Bonilla, O. H., Aloufa, M. A. I., 2020. Principal component analysis of RAPPAM in Caatinga Protected Areas in the Setentrional Sertaneja Depression, Brazil. *Brazilian Journal of Development*, 6(9), 68121-68138. Disponível: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n9-301>. Acesso: 29 fev. 2022
- Bertoni, J., Lombardi Neto, F., 2017. *Conservacao do solo*. 10º ed. São Paulo: Editora Ícone. 355p.
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Faber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1-16. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>. Acesso: 22 jan. 2022
- Costanza, R., 2020. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. *Ecosystem Services*, 43, 1-7. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101096>. Acesso: 01 jun. 2022
- Cunha, E. R., Bacani, V. M., Panachuki, E., 2017. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian cerrado Nat. *Hazards*, 85(2), 851-868. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2607-3>. Acesso: 03 mar. 2022
- Cunha, E. R., Santos, C. A. G., Silva, R. M., Panachuki, E., Oliveira, P. T. S., Oliveira, N. S., Falcão, K. S. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). *Science of The Total Environment*, 818, 1-16. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151811>. Acesso: 28 mar. 2022
- Dang, K. B., Burkhard, B., Müller, F., Dang, V. B., 2018. Modelling and mapping natural hazard regulating ecosystem services in Sapa, Lao Cai province, Vietnam. *Paddy and Water Environment*, 1(1), 1-15. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10333-018-0667-6>. Acesso: 23 abr. 2022
- Diniz, M. T. M., Oliveira, G. P., Maia, R. P., Ferreira, B., 2017. Mapeamento Geomorfológico do estado do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 18(4), 689 - 701. Disponível: <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i4.1255>. Acesso: 23 abr. 2022
- Dissanayake, D. M. S. L. B., Morimoto, T., Ranagalage, M., 2019. Accessing the soil erosion rate based on RUSLE model for sustainable land use management: a case study of the Kotmale watershed, Sri Lanka. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5, 591-306. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0534-x>. Acesso: 24 mai. 2022
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Regamey, A. G., 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94, 151-169. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052>. Acesso: 05 jun. 2022
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2019. Sistema de Informação de Solos Brasileiros. Disponível: https://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/consulta_publica.html. Acesso: 16 nov. 2021.
- ESA. European Space Agency. 2017. Sentinels Scientific Data Hub. Disponível em: https://sentinel.esa.int/documents/247904/349490/S2_MSI_Product_Specification.pdf. Acesso: 15 dez. 2021.
- Falcão, C. J., Duarte, S. M. da Silva Veloso, A., 2020. Estimating potential soil sheet Erosion in a Brazilian semiarid county using USLE, GIS, and remote sensing data. *Environ Monit Assess*, 192 (47), 1-11. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7955-5>. Acesso: 17 mai. 2020.
- Farinasso, M., Carvalho Júnior, O. A., Guimarães, R. F., Gomes, R. A. T., Ramos, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba PI-MA. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 7(2), 73-85. Disponível: <https://doi.org/10.20502/rbg.v7i2.80>. Acesso: 15 mar. 2022
- Finisdore, J., Lamothe, K. A., Rhodes, C. R., Obst C., Booth, P., Haines-Young, R., Russell, M., Houdet, JR., Maynard, S., Wielgus, J., Rowcroft, P., 2021. Letter to the editor: Using classification systems to integrate ecosystem services with decision making tools. *Ecosyst Serv*. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101257>. Acesso: 15 jun. 2022
- França, L. C. J., Piuzana, D., Ross, J. L. S., 2017. Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente em núcleo de desertificação no semiárido brasileiro (Gilbués, Piauí). *Revista Espacios*,

- 38(31), 21-39. Disponível: <https://www.revistaespacios.com/a17v38n31/a17v38n31p21.pdf>. Acesso 15 jul. 2022
- Fu, A., Cai, Y., Sun, T., Li, F., 2021. Estimating the Impact of Land Cover Change on Soil Erosion Using Remote Sensing and GIS Data by USLE Model and Scenario Design. *Hindawi*, 1-10, 2021.
- Gjorup, A. F., Fidalgo, E. C. C., Prado, R. B., Schuler, A. E., 2016. Análise de procedimentos para seleção de áreas prioritárias em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos. *Revista Ambiente & Água*, 11(1), 225-238. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1782>. Acesso: 16 mar. 2022
- Irven, A., Topaloglu, F., Uygur, V., 2007. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. *Journal of Hydrology*, 336, 30-37. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.12.009>. Acesso: 16 mar. 2022
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., Cerdà, A., 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 610, 997-1009. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>. Acesso: 15 mar. 2022
- Moore, I. D., Burch, G., 1986. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 1294-1298. Disponível: <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000050042x>. Acesso: 18 jul. 2022
- Neves, C. E., Salinas, E., Passos, M. M., Ross, J. L. S., Cunha, L., 2021. The scientific work on landscape analysis in brazil: perspectives for an integrating debate. *GeoUERJ*, 39, 1-28. Disponível: <https://doi.org/10.12957/geouerj.2021.58389>. Acesso: 17 jul. 2022
- Oduro-Afriyie, K., 1996. Rainfall erosivity map for Ghana. *Ceoderm*, v. 74, p. 161-166. Disponível: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00054-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00054-7). Acesso: 22 jun. 2022.
- Pham, T. G., Degener, J., Kappas, M., 2018. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. *International Soil and Water Conservation Research*, 6, 99-110. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>. Acesso: 11 jun. 2022
- Rabelo, D. R., de Araújo, J. C., 2019. Estimativa e Mapeamento da Erosão Bruta na Bacia Hidrográfica do Rio Seridó, Brasil. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 20(2). Disponível: <https://doi.org/10.20502/rbg.v20i2.1414>. Acesso: 18 jun. 2022
- Sales, L. B., Nascimento, F. R., 2020. Geomorfologia e fragilidade ambiental na classificação de paisagens em Bacias Hidrográficas. *Revista Equador*, 9(1), 246 – 265. Disponível: <http://www.ojs.ufpi.br/index.php/equador>. Acesso: 10 jul. 2022.
- Santos, V. C. V., Silva, J. L. N., Silva, F. J., Almeida, I. C. S., 2019. Caracterização Geomorfológica dos Macrocompartimentos de Relevo no Nordeste Setentrional Brasileiro. *Revista CC&T/UECE*, 1(3), 332-344. Disponível: <https://revistas.uece.br/index.php/CCiT>. Acesso: 15 jul. 2022.
- Sieber, I. M., Campagne, S., Burkhard, B., 2022. Land Use Changes and Ecosystem Services Supply in Transboundary River Basins. The Case of the Maroni River (French Guiana/Suriname), *EGU General Assembly*, 23-27. Disponível: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-13353>. Acesso: 16 jul. 2022
- Sieber, I. M., Hinsch, M., Vergílio, M., Gil, A., Burkhard, B., 2021. Assessing the effects of different land-use/land-cover input datasets on modelling and mapping terrestrial ecosystem services - Case study Terceira Island (Azores, Portugal). *One Ecosystem*, 6, 1-26. Disponível: <https://doi.org/10.3897/oneeco.6.e69119>. Acesso: 16 jul. 2022
- Silva, A. D. G., Santos, A. L. B., Santos, J. M., Lucena, R. L., 2022. Balanço hídrico climatológico e classificação climática do estado do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira De Climatologia*, 30(18), 798–816. Disponível: <https://doi.org/10.55761/abclima.v30i18.15240>. Acesso: 18 jul. 2022
- Silva, A. C., Mendes, R. K., Silva, C. M. S., Rodrigues, D. T., Costa, G. B., Silva, D. T. C., Mutti, P. R., Ferreira, R. R., Bezerra, B. G., 2021. Energy Balance, CO₂ Balance, and Meteorological Aspects of Desertification Hotspots in Northeast Brazil. *Water*, 13(21), 2962. Disponível: <https://doi.org/10.3390/w13212962>. Acesso: 24 mar. 2022

- Silva, C. R., Machado, S. L. D., Araújo, A. A., Abreu Junior, C. A. M., 2018. Analysis of the Phenology Dynamics of Brazilian Caatinga Species with NDVI time series. *CERNE*, 24(1), 48-58. Disponível: <https://doi.org/10.1590/0104776020182401248> 7. Acesso: 24 fev. 2022
- Silva, D. V. S., Cruz, C. B. M., 2018. Tipologias de Caatinga: uma revisão em apoio a mapeamentos através de sensoriamento remoto orbital e GEOBIA. *Revista do Departamento de Geografia*, 35, 113-120. Disponível: <https://doi.org/10.11606/rdg.v35i0.142710>. Acesso: 02 mar. 2022
- Silva, J. M. C., Barbosa, L. C. F., 2017. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. *Caatinga: the Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Cham, Switzerland: Springer Publishing International, 359-368. Disponível: 10.1007/978-3-319-68339-3_13. Acesso: 25 fev. 2022
- Steinhoff-Knopp, B., Kuhn, T. K., Burkhard, B., 2021. The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. *Environ Monit Assess*, 193(274), 1-18. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08814-0>. Acesso: 19 mar. 2022
- Tesfaye, G., Debebe, Y., Fikirie., 2018. Soil Erosion Risk Assessment Using GIS Based USLE Model for Soil and Water Conservation Planning in Somodo Watershed, South West Ethiopia. *International Journal of Environmental & Agriculture Research*, 4, 35-43. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.5281/zenodo.1256500>. Acesso em: 10 jun. 2022
- Tsegaye, K., Addis, H. K., Hassen, E. E., 2019. Soil Erosion Impact Assessment using USLE/GIS Approaches to Identify High Erosion Risk Areas in the Lowland Agricultural Watershed of Blue Nile Basin, Ethiopia. *International Annals of Science*, 8(1), 120-129. Disponível: <https://doi.org/10.21467/ias.8.1.120-129>. Acesso: 02 abr. 2022
- Vieira, C. L., Goulart, A. G., Silva, T. M., Verdum, R., 2018. Use of vetiver grass to the erosion control and ground cover on areas with sandization at the southeast portion of RS state, Brazil. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 1(2), 338-351. Disponível: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/897/776>. Acesso: 18 mar. 2022
- Williams, J. R., 1975. Sediment routing for agricultural watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 11, 965-974. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1975.tb01817.x>
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. *Agriculture Handbook*, 537, 58p. Disponível: <https://handle.nal.usda.gov/10113/CAT79706928>. Acesso em: 10 jun. 2022
- Zema, D. A., Nunes, J. P., Lucas-Borja, M. E., 2020. Improvement of seasonal runoff and soil loss predictions by the MMF (Morgan-Morgan-Finney) model after wildfire and soil treatment in Mediterranean forest ecosystems. *Catena*, 188, 1-13. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104415>. Acesso em: 18 jun. 2022.