

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE REGULAÇÃO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO SEMIÁRIDO DO BRASIL

<https://doi.org/10.4215/rm2022.e21028>

Paulo Jerônimo Lucena de Oliveira ^{a*} - Jânio Fernandes Guedes ^b - Diógenes Félix da Silva Costa ^c

(a) Doutorando em Geografia. Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza (CE), Brasil

ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-7620-5681>. **LATTES:** <http://lattes.cnpq.br/4443496721863083>.

(b) Doutorando em Geografia. Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Seridó (RN), Brasil

ORCID: <http://orcid.org/0000-0003-1543-6408>. **LATTES:** <http://lattes.cnpq.br/2230623095024084>.

(c) Doutor em Ecologia. Professor da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Seridó (RN), Brasil.

ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-8355-2393>. **LATTES:** <http://lattes.cnpq.br/4149669138364420>.

Article history:

Received 07 November, 2022

Accepted 17 November, 2022

Published 15 December, 2022

(*) CORRESPONDING AUTHOR

Address: UECE. Av. Dr. Silas Munguba, 1700 - Itaperi, Fortaleza - CE, 60714-903.

Telefone: (85) 3101-9791

E-mail: paulo.labigeo@ceres.ufrr.br

Resumo

As pressões humanas sobre os ecossistemas a partir do uso e supressão da cobertura vegetal provocam ações negativas na biodiversidade, impactando a natureza e os serviços ecossistêmicos prestados pelo o mesmo. O enfoque desta pesquisa é avaliar a capacidade de prestação de Serviços Ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Seridó (RN/PB). Foram aplicadas técnicas de modelagem a partir da USLE, além de índices de vegetação e Carbono Orgânico. Os resultados mostraram que os maiores valores do NDVI estão em áreas de maior elevação e declividade, e os valores mais baixos encontrados em áreas planas. Foram identificadas 06 classes de uso da terra, são elas: Corpos hídricos, zona urbana, Pastagem e rocha exposta, Caatinga Subarbusiva, Subarbórea e Arbórea. Com isso, as áreas de maiores relevâncias de prestação de serviços de estoque de Carbono Orgânico estão nas áreas mais elevadas, sendo que as áreas de maior controle de erosão localizadas em áreas de escarpas. Dessa forma, entender a espacialização da capacidade das áreas em prestar determinados serviços é proporcionar aos agentes tomadores de decisão, um produto de planejamento ambiental voltado a assegurar a prestação dos serviços Ecossistêmicos.

Palavras-chave: Serviços Ecossistêmicos; Modelagem; Caatinga; Semiárido; Bacia Hidrográfica.

Abstract / Resumen

REGULATION ECOSYSTEM SERVICES IN A WATERSHED IN THE SEMI-ARID OF BRAZIL

Human pressures on ecosystems from the use and suppression of vegetation cover cause negative actions on biodiversity, impacting nature and the ecosystem services provided by it. The focus of this research is to evaluate the capacity to provide Ecosystem Services in the Seridó River Basin (RN/PB). Modeling techniques were applied from the USLE, in addition to vegetation and organic carbon indices. The results showed that the highest NDVI values are found in areas of greater elevation and slope, and the lowest values are found in flat areas. 06 classes of land use were identified, namely: Water bodies, urban area, Pasture and exposed rock, Subshrub Caatinga, Subarboreal and Arboreal. As a result, the most relevant areas for providing Organic Carbon stock services are in the higher areas, with the areas of greater erosion control located in areas of escarpments. In this way, understanding the spatialization of the capacity of areas to provide certain services is to provide decision-making agents with an environmental planning product aimed at ensuring the provision of ecosystem services.

Keywords: Ecosystem Services; Modeling; Caatinga; Semi-arid; Hydrographic Basin.

SERVICIOS ECOSISTÊMICOS DE REGULACIÓN EN UNA CUENCA DEL SEMIÁRIDO DE BRASIL

Las presiones humanas sobre los ecosistemas por el uso y supresión de la cubierta vegetal provocan acciones negativas sobre la biodiversidad, impactando la naturaleza y los servicios ecossistêmicos que la misma brinda. El enfoque de esta investigación es evaluar la capacidad de brindar Servicios Ecossistêmicos en la Cuenca del Río Seridó (RN / PB). Se aplicaron técnicas de modelado de USLE, además de índices de carbono orgánico y de vegetación. Los resultados mostraron que los valores más altos de NDVI se encuentran en áreas de mayor elevación y pendiente, y los valores más bajos se encuentran en áreas planas. Se identificaron seis clases de uso del suelo, a saber: Cuerpos de agua, área urbana, Pastizales y rocas expuestas, Caatinga Subarbusiva, Subarbórea y Arbórea. Como resultado, las áreas de mayor relevancia para la prestación de servicios de almacenamiento de carbono orgánico se encuentran en las áreas más altas, con las áreas con mayor control de erosión ubicadas en áreas escarpadas. De esta manera, entender la espacialización de la capacidad de las áreas para brindar determinados servicios es brindar a los agentes decisivos un producto de planificación ambiental orientado a asegurar la prestación de los servicios ecossistêmicos.

Palabras-clave: Servicios de los ecosistemas; Modelado; Caatinga; Semi árido; Cuenca hidrográfica.

INTRODUÇÃO

O avanço na compreensão da importância dos sistemas ambientais quanto ao fornecimento de diversos Serviços Ecossistêmicos - SE para com a sociedade, levou ao surgimento de uma abordagem bastante coerente acerca da integração entre os níveis de consumo exigidos pela humanidade em relação a capacidade do ambiente em prover determinados serviços (DE GROOT et al., 2010; POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011). O entendimento de que as atividades econômicas frente aos recursos naturais geram desequilíbrios ecológicos, fomentam a discussão dos limites das pressões antrópicas sobre os ecossistemas, dando início ao desenvolvimento de estratégias voltadas para a conservação (COSTANZA, 1998; COSTANZA et al., 2017).

Foi a partir da década de 1980 que os esforços no âmbito da conservação foram intensificados, levando em consideração a dinâmica natural dos ecossistemas e as demandas sociais, bem como o aprofundamento da discussão entre sociedade e natureza (VASENTINI, 1997). Neste seguimento, o conceito de Serviço Ecossistêmico surge para promover avanços nas discussões desta abordagem na perspectiva de conservar os ecossistemas através da integração de conceitos ambientais e socioeconômicos (FISHER et al., 2009; BURKHARD, 2014).

Nesse sentido, autores como Costanza et al. (1997); Potschin; Haines-young (2011); Haines-Young e Potschin (2013), caracterizam como sendo bens tangíveis e intangíveis produzidos pelos ecossistemas, onde são utilizados de forma direta ou indiretamente pela sociedade, na busca do seu bem-estar. Esses serviços dizem respeito aos aspectos voltados à provisão, regulação e manutenção e ao cultural.

Dando ênfase aos serviços de regulação, no qual a cobertura vegetal se configura como um importante elemento de retenção e estoque de carbono, assim como a redução dos processos de erosão dos solos (BOTELHO, 2011; SANTOS, 2018), a Bacia Hidrográfica do Rio Seridó, na região semiárida brasileira, apresenta características modeladas pela dinâmica de uso e ocupação da terra através da supressão vegetal para o aumento da pastagem e agricultura extensiva, na qual geram instabilidade no ecossistema (PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000; PEREIRA NETO, 2016).

Essas pressões antrópicas desencadeiam uma sequência de desequilíbrios ao longo do sistema ambiental provocando perdas na qualidade da prestação desses Serviços (BOTELHO; SILVA, 2011). Dessa forma, faz-se necessário realizar uma espacialização da capacidade da área de estudo em prover determinados serviços de regulação e manutenção (COSTANZA; DALY, 1992; COSTANZA et al., 1997).

Portanto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a capacidade de prestação de SE a partir da modelagem da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e a equação dos índices de sequestro de carbono para a Bacia do Rio Seridó (RN-PB).

MATERIAIS E MÉTODOS

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Sub-bacia do Rio Seridó é caracterizada como Bacia Hidrográfica a nível Federal por estar inserida em dois Estados (Paraíba e Rio Grande do Norte). Apresentando uma drenagem intermitente típica de regiões semiáridas, as cabeceiras de drenagem estão localizadas na Serra do Alagamar ou Serra dos Cariris (Município de Cubati/PB), ocupando uma área de aproximadamente 9.923 Km², o que representa 22,7% da área total da Bacia na qual está inserida, a Bacia do Rio Piranhas Açu (43.683 Km²), configurando, assim, na sua principal Sub-bacia Hidrográfica (Figura 1).

No tocante a análise integrada, a Bacia Hidrográfica do Rio Seridó - BHRS é formada por sistemas atuantes naturais e antrópicos que modelam a paisagem para o aumento das ocorrências de áreas em desertificação (28% da bacia), como destacam os trabalhos desenvolvidos por Sampaio et al. (2003), Costa et al. (2009); Perez--Marin et al. (2012), Pereira Neto (2016), Rabelo e Araújo (2019).

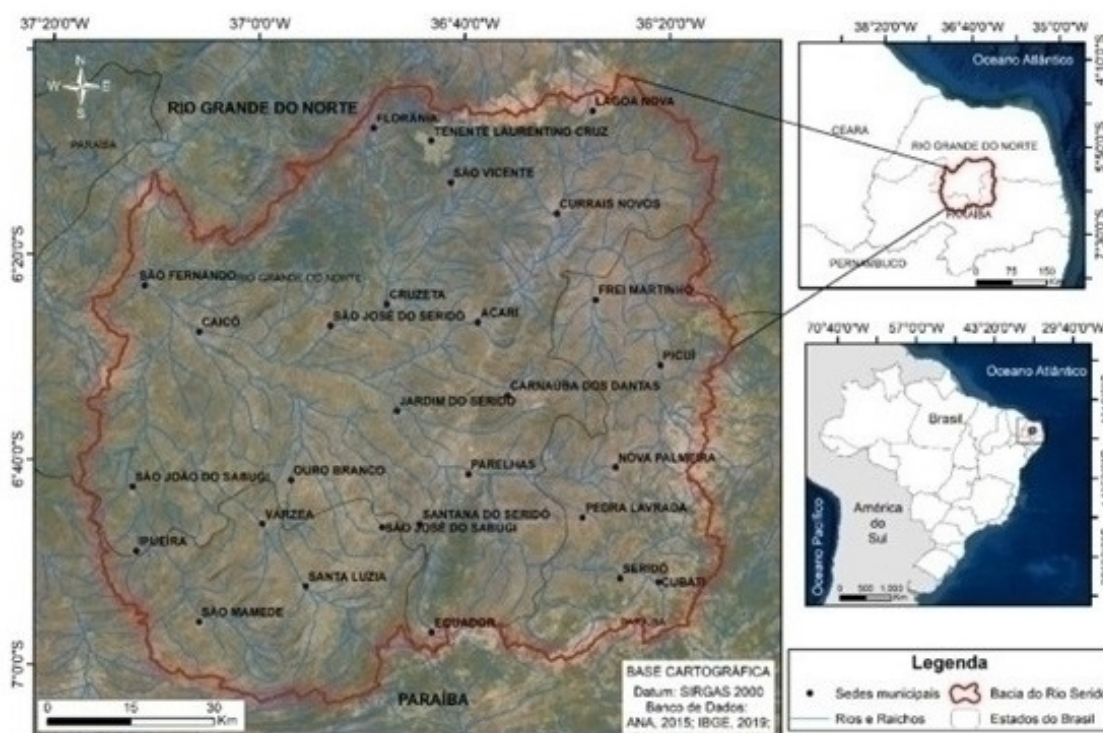


Figura 1 – Mapa de localização da Bacia hidrográfica do Rio Seridó (PB/RN). Fonte: Elaborado pelos autores.

O clima da área de estudo é classificado, segundo a atualização do clima de Koppen BSw'h' (ALVARES et al., 2013), com destaque a concentração do período chuvoso no primeiro semestre do ano, na qual o regime pluviométrico varia entre 400mm e 600mm anuais (LUCENA et al., 2018).

No que diz respeito aos aspectos geológicos e geomorfológicos, o embasamento da bacia é constituído por camadas rochosas originárias no ciclo Brasileiro, (MAIA, 2014). Essas unidades geomorfológicas são caracterizadas pela predominância da unidade Depressão Sertaneja com formas de relevo tabulares amplas e pouco aprofundadas, apresentando uma superfície pediplanada com cotas topográficas variando entre 100m e 800m de altitude (MAIA; BEZERRA, 2020).

Em termos ecorregionais, a área de estudo apresenta uma vegetação denominada de Caatinga Seridó, assim classificada por Duque (1953) e Rizzini (1997), com características de evolução e adaptação à ambiente de semiaridez extremo, na qual são constituídas de áreas totalmente transformadas por ações antrópicas (AMORIM et al., 2005). Essa vegetação foi historicamente modelada pelas interferências antrópicas, formando espécies caducifólias, espinhosas e de baixo porte, que muitas vezes apresentam uma fisionomia de microfilia, além de um extrato herbáceo sazonal que se revigora a cada período chuvoso (ANDRADE-LIMA, 1981; GRAEFF, 2015).

As classes de solo de maior ocorrência de área são os Luvisolos Crômico, seguido dos Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos, que são solos desfavoráveis para a agricultura e de cuja existência vincula as severas condições de clima árido e poucas chuvas (CORRÊA et al., 2019).

PROCEDIMENTOS TÉCNICOS

Para o mapeamento da cobertura vegetal foram utilizadas imagens do satélite Sentinel 2B (Sensor: MSI; data: 15/08/2019), com resolução espacial de 10 metros. Com o auxílio do software QGIS versão 2.14.1 (Essen/GNU - General Public License©) (QGIS TEAM, 2015),

No pré-processamento das imagens foi realizado a calibração radiométrica e correção atmosférica utilizando-se a correção por Dark-Object Subtraction – DOS (CHAVEZ-JR, 1988). É importante destacar que, segundo a Agência Espacial Europeia (ESA, 2017), as imagens do satélite Sentinel-2 já

são fornecidas na reflectância Topo de Atmosfera (Top-Of-Atmosphere - TOA).

Após o pré-processamento, foi realizada uma composição de falsa cor através das bandas 02, 03 e 04, respectivamente nos canais azul, verde e vermelho, em seguida aplicou-se a ferramenta Image classification para gerar o raster classificado de acordo com os tipos de cobertura da terra.

No tocante ao método de análise de perda laminar de solo em ambiente SIG, foi empregado a metodologia da Universal Soil Loss Equation - USLE, a partir da equação desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978):

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

Onde:

A - Perda de solo por unidade de área ao longo do (t.ano⁻¹);

R - Fator de Erosividade causado pela chuva (MJ.mm.ha⁻¹.hr⁻¹.ano⁻¹);

K - Fator de erodibilidade do solo (t.h.ha.MJ⁻¹.mm⁻¹);

LS - Fator topográfico;

C - Cobertura e manejo do solo;

P - Práticas conservacionistas.

O fator R foi obtido através dos dados pluviométricos das estações meteorológicas do INMET – Instituto Nacional de Meteorologia e da EMPARN – Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte, para os municípios de Caicó, Cruzeta, Ouro Branco e Florânia, no Rio Grande do Norte, e da Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA para os municípios de Santa Luzia, Patos, Picuí e Pedra Lavrada, na Paraíba, nas quais 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 Bertoni e Lombardi Neto (1985):

$$R = \sum_{i=1}^{12} 89,823 \left(\frac{Pm^2}{Pa} \right)^{0,759} \quad (2)$$

Where:

R - Erosividade da chuva (MJ.mm.ha⁻¹.ano⁻¹);

Pm - Precipitação média mensal (mm);

Pa - Precipitação total anual (mm).

No tocante 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 Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 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:

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

Onde:

Fareiag - Fração de areia grossa;

Far-sif - Fração de argila e silte;

Corg - Fração de carbono orgânico;

Fareiaf - 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). 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), onde foi adotado o mapa de solos produzido pela EMBRAPA (2011) na escala de 1:5.000.000.

Tabela 1 – Valores do fator K para as diferentes classes de solo que ocorrem na Bacia do Rio. Fonte: EMBRAPA (2011); MDMS (2019)

Classes de solo	Valor K
LATOSSOLO AMARELO Distrófico	0,34
LATOSSOLO AMARELO Eutrófico	0,33
ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico	0,36
NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico	0,45
NEOSSOLO REGOLÍTICO Eutrófico	0,45
PLANOSSOLO NÁTRICO Órtico	0,35
LUVISSOLO CRÔMICO Órtico	0,37

Para o fator C, adotou-se os valores recomendados para áreas de Caatinga no semiárido nordestino utilizados por Farinasso et al. (2006). Para tanto, as classes de cobertura vegetal foram descritas de acordo com a classificação de Chaves et al. (2008), onde: Caatinga Arbustiva (

Tabela 2 – Bacia do Rio Seridó (RN/PB): Classes de cobertura vegetal, 2021. Fonte: adaptado de FARINASSO et al. (2006).

Cobertura da terra	Fator C
Corpos hídricos	0,000
Pastagem e Rochas expostas	1,000
Zona urbana	0,075
Caatinga Arbustiva	0,007
Caatinga Subarbórea	0,001
Caatinga Arbórea	0,001

Já fator LS foi obtido através da imagem do satélite ALOS/Sensor PALSAR, de resolução espacial de 12,5 metros, sendo trabalhado em SIG através 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 - Fluxo acumulado por cada uma das células;

Δ - Tamanho de cada célula da imagem em métricas;

θ - 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).

Para a avaliação do potencial de sequestro de carbono, foram utilizadas imagens do satélite

Sentinel 2-B (Sensor: MSI; data do imageamento: 15/08/2019). Foi gerado o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), de acordo com a fórmula desenvolvida por Rouse et al. (1973):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (5)$$

Em seguida, foram aplicados os índices de reflectância fotoquímica (PRI) e o índice do potencial de fluxo de dióxido de carbono (CO₂ Flux), a partir da metodologia descrita por Silva et al. (2018). Para verificar alterações nos pigmentos de carotenoides das folhas, utilizou-se o índice de reflectância fotoquímica (PRI), sendo calculadas a partir da seguinte equação:

$$PRI = \frac{\text{blue} - \text{green}}{\text{blue} + \text{green}} \quad (6)$$

A partir da obtenção do PRI, faz-se necessária uma correção dos seus valores para positivos, sendo de suma importância para normalizar os dados das áreas mais verde da vegetação, como descreveu Silva e Baptista (2015), expressa pela seguinte equação:

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2} \quad (7)$$

Para a obtenção do índice do potencial de fluxo de sequestro de carbono (C Flux), faz-se necessário a multiplicação entre os produtos gerados a partir do NDVI e o sPRI, que vai determinar o potencial de sequestro de carbono pela vegetação fotossinteticamente ativa, a partir da equação proposta por Rahman et al. (2000):

$$C \text{ Flux} = NDVI * sPRI \quad (8)$$

No tocante ao mapeamento dos SE, foi utilizado a metodologia Common International Classification of Ecosystem Services – CICES (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2017), desenvolvida a partir dos trabalhos sobre contabilidade ambiental realizados pela European Environmental Agency (EEA). As classes de mapeamento serão descritas de acordo com a matriz de potencial serviços da classificação de Burkhard et al. 2014; Burkhard; Maes, 2017. Nesse sentido, será avaliado a capacidade de prestação de serviço de regulação e controle de erosão, assim como o de regulação de fluxos de Carbono orgânico que, de acordo com Costanza et al. (2017), esse serviço está direcionado ao funcionamento dos ecossistemas e seus processos ecológicos que auxiliam na regulação de características ambientais no qual podem interferir no bem-estar humano. Para a execução da análise estatística, foram tabulados os valores em hectare (ha) de sequestro de carbono e de cobertura da terra, assim como os valores de erosão superficial, todos convertidos para porcentagem (%) afim de trabalhar com os valores próximos da amostragem. Para tanto, aplicou-se uma estatística descritiva através da regressão linear simples para mensurar o nível de relação entre o sequestro de carbono e as classes de cobertura da terra, além do gráfico boxplot através dos valores de erosão superficial, buscando a concentração entre os quartis da amostragem (GOTELLI; ELLISON, 2011).

RESULTADO

De acordo com o mapeamento gerado a partir do índice de vegetação, os resultados obtidos do NDVI variaram entre -0,55 a 0,88 (Figura 2). Onde observa-se os valores mais elevados nas áreas de

maior altitude, áreas essas como planalto da Borborema, além dos inselbergs isolados e as vertentes nas áreas mais elevada.

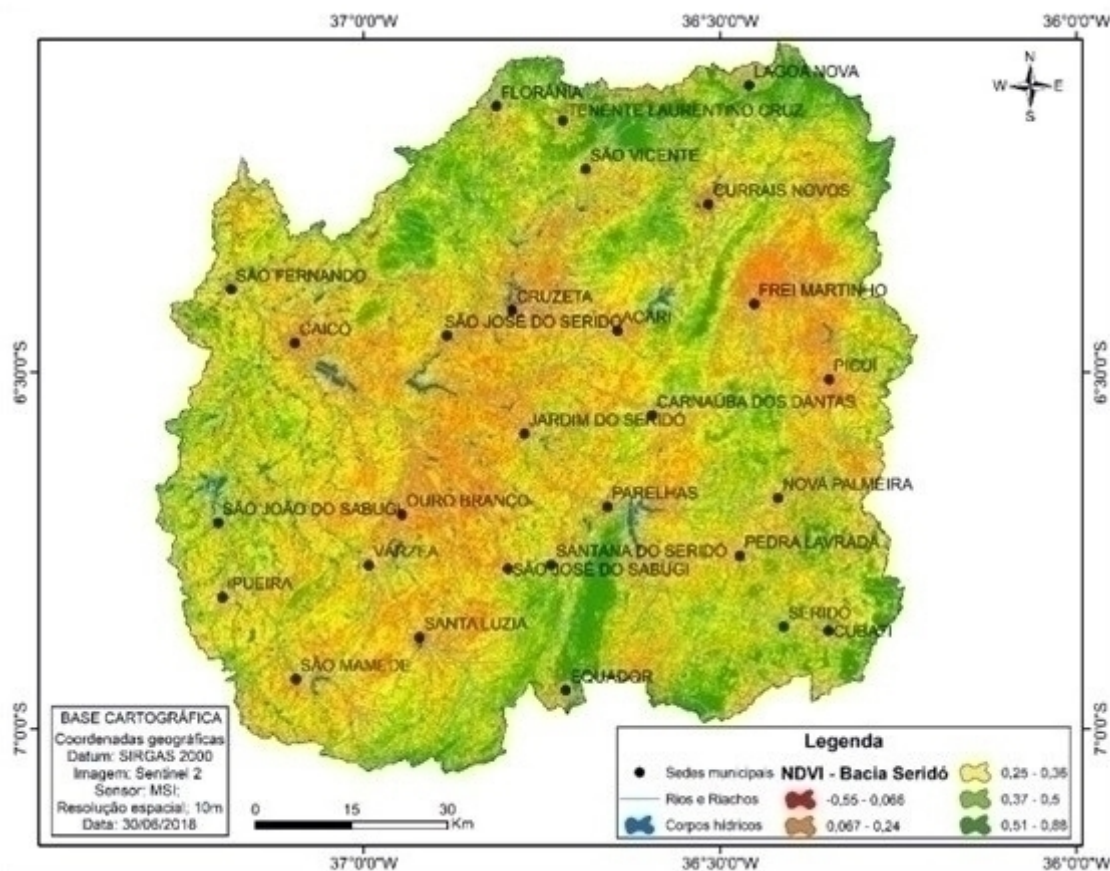


Figura 2 - Mapa do índice de vegetação NDVI na Bacia do Rio Seridó (RN/PB). Fonte: Elaborado pelos autores.

A partir dos resultados obtidos pelo NDVI, além de trabalhos de reconhecimento de campo, foi possível identificar 06 classes de cobertura da terra: Corpos hídricos, zona urbana, Pastagem e rocha exposta, Caatinga Subarbusativa, Caatinga Subarbórea e Caatinga Arbórea (Figura 3). É importante frisar que, de acordo com a temática teste trabalho, mata ciliar e vegetação densa foram consideradas como um mesmo tipo de classe por apresentar parâmetros fitofisionômicos com o mesmo valor de refletância.

Os dados obtidos foram quantificados em valores de hectare para cada uma das classes de cobertura, com uma predominância de mais de 50% da classe de Caatinga arbustiva (51,75%). São caracterizadas por arbustos com pouca diversidade de espécie em um mesmo raio de visão, como descrito por Albuquerque et al. (2020).

A classe de Caatinga Arbórea apresentou 24,95% de cobertura vegetal das quais prestam importantes serviços, a exemplo da liberação de O₂ no sistema e controle de erosão e dos fluxos de carbono orgânico no solo (FERNANDES et al., 2020).

A classe de Caatinga Subarbórea são, justamente, as áreas que apresentaram vegetação de porte arbustiva e arbórea, mas que suas características fitofisionômicas são predominantes de arbusto ou que apresentavam clareiras dentro do fragmento, como foi evidenciado in loco. São áreas que já apresentam um estado avançado de sucessão no tocante a maior diversidade de espécies, buscando assim a estabilidade das suas funções ecológicas no que diz respeito ao aperfeiçoamento das interações entre funções ecológicas e de prestação de serviços (ANDRADE et al., 2020).

As classes de Pastagem e rocha exposta e a classe de Zona urbana, ambas apresentaram valores de

cobertura da terra em torno de 2,19% e 2,56%, respectivamente. A classe de zona urbana pode ser caracterizada também como solo exposto, o mesmo acontece com a classe de Pastagem e rocha exposta, havendo uma mistura de pixel no produto final, sendo esse resultado já esperado por apresentarem áreas maiores de ausência de cobertura vegetal. Nesse sentido, são áreas que apresentam pouca capacidade de prestação de serviços por serem, em sua maioria, áreas totalmente alteradas pela ação antrópica e que não se caracterizam mais como um sistema natural.

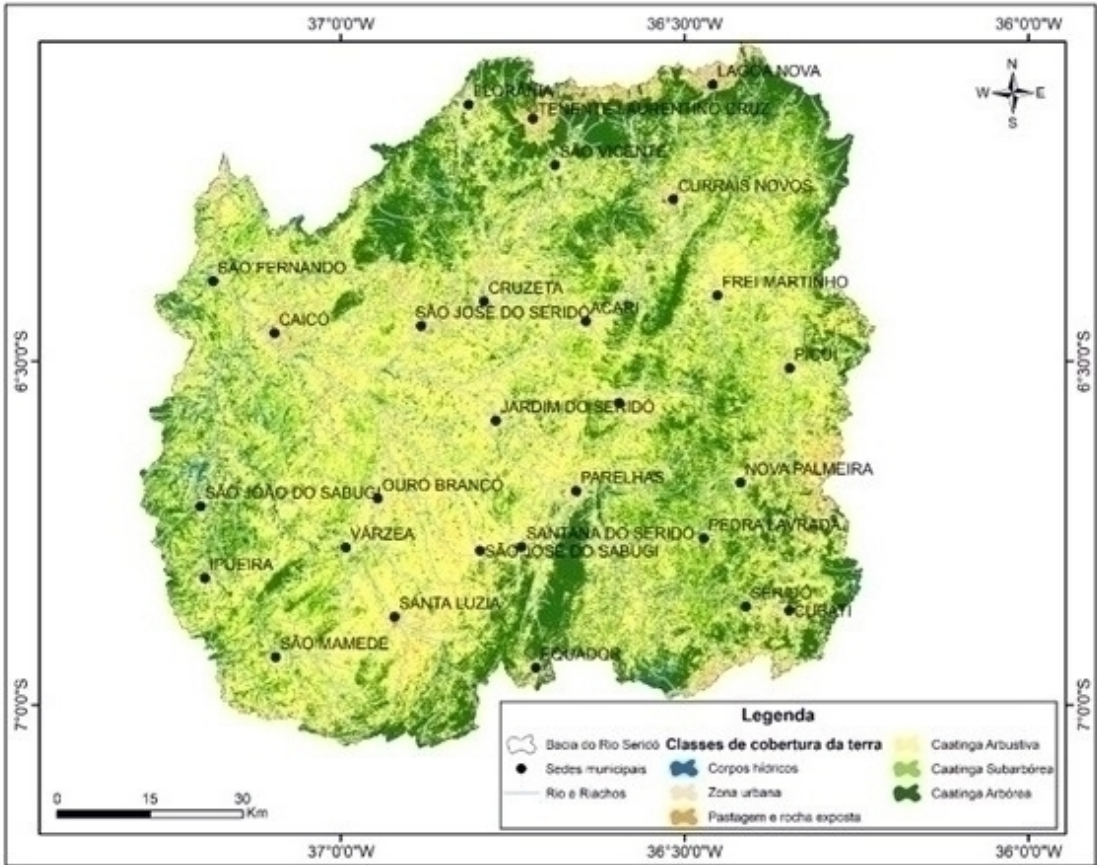


Figura 3 - Mapa da cobertura vegetal na Bacia do Rio Seridó (RN/PB). Fonte: Elaborado pelos autores.

A classe de corpos hídricos apresentou valores em torno de 2,28% de cobertura total da área de estudo, sendo esse valor passível de alteração a partir da dinâmica hidrológica anual da área de estudo. Para melhor compreensão, a tabela 3 traz os valores em hectare de cada classe de cobertura da terra.

Tabela 3 – Valores em hectare de cobertura da terra na Bacia do Rio Seridó (RN/PB). Fonte: Elaborado pelos autores.

Classe	Hectare	(%)
Corpos hídricos	22.635,90	2,28
Zona urbana	25.430,40	2,56
Pastagem e rocha exposta	21.725,30	2,19
Caatinga Arbustiva	513.793,06	51,75
Caatinga Subarbórea	161.532,10	16,26
Caatinga Arbórea	247.715,02	24,95
Total	992.831,79	100

No que diz respeito ao potencial de sequestro de Carbono na área de estudo (Figura 4), mesmo sendo caracterizada como áreas propícias e outras já em processo de desertificação, os resultados mostraram uma espacialização bem definidas a partir das unidades de relevo com maiores ocorrências dos locais de sequestro de carbono definidos pelos valores mais elevados da hipsometria.

Levando em consideração o teor metodológico a partir da classificação proposto por Burkhard et al. (2014) de capacidade de prestação de serviços de regulação de fluxos a partir da tabela CICES, áreas classificadas como nenhuma capacidade relevante de serviços dos fluxos de Carbono são, justamente, as áreas de corpos hídricos por se tratar de feições na paisagem na qual não apresentam cobertura vegetal.

Já para as áreas caracterizadas de maiores relevâncias no que diz respeito a prestação de serviços, os locais onde apresentaram capacidade relevante muito alta estão espacializadas mais próximo as bordas da área de estudo, sendo caracterizadas por áreas de escarpas, sendo áreas de maior dificuldade de implantação de atividades de agricultura e pecuária extensiva, como destacado por Silva e Barbosa (2017).



Figura 4 - Capacidade de prestação de serviço de regulação de fluxos na Bacia do Rio Seridó (RN/PB).
Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 4 – Valores em hectare de sequestro de Carbono na Bacia do Rio Seridó (RN/PB). Fonte:
Elaborado pelos autores.

Potencial de sequestro de Carbono	Hectare	(%)
Nenhuma capacidade relevante	7.482,05	0,75
Baixa capacidade relevante	167.086,50	16,83
Capacidade relevante	294.463,76	29,66
Média capacidade relevante	268.206,78	27,01
Alta capacidade relevante	176.880,90	17,82
Capacidade relevante muito alta	78.731,32	7,93
Total	992.831,31	100

No que diz respeito aos valores quantitativos, as áreas classificadas como capacidade relevante apresentaram o maior valor de hectare (29,66%) juntamente com a classe de média capacidade relevante (27,01). Outro fato interessante é que os valores das distintas classes de alta capacidade relevante e baixa capacidade relevante apresentaram valores muito próximos (17,82 e 16,83, respectivamente). Já a classe de capacidade relevante muito alta apresentou valores de 7,93% da área de estudo e a classe que foi caracterizada como nenhuma capacidade relevante apresentando valores abaixo de 1% (tabela 4).

Levando em consideração as variáveis de cobertura e do potencial de sequestro de carbono, os resultados da estatística descritiva a partir da regressão linear simples mostrou uma maior relação entre as classes de Caatinga Densa e intermediária.

Nesse sentido, a partir do valor de R^2 foi possível identificar que a variável da cobertura da terra explica 92% dos valores de absorção do carbono, mostrando uma forte ligação entre as duas variáveis. Que por sua vez, foram considerados como outliers ou pontos mais discrepantes dentre os valores da análise estatísticas, as classes de água e Solo exposto (Figura 5).

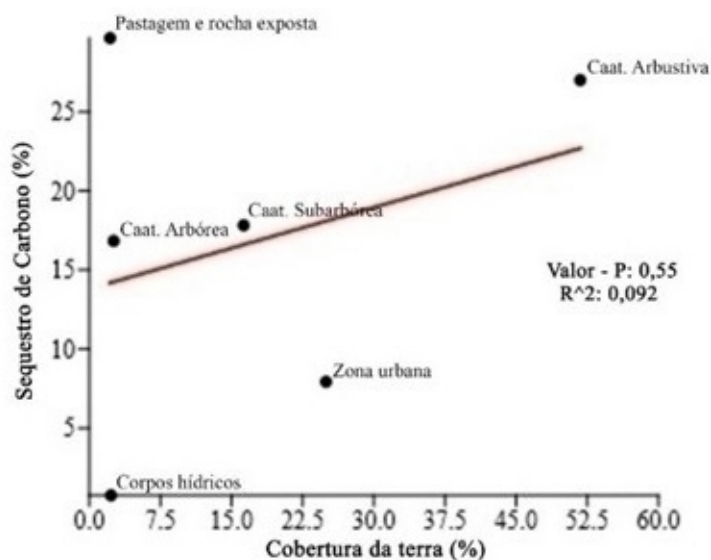


Figura 5 - Regressão linear simples entre o potencial de sequestro de carbono e cobertura da terra. Elaborado pelos autores.

A partir da classificação dos SE de controle de erosão, foram identificadas as áreas de maior tendência ao equilíbrio de sedimentos (Figura 6). No entanto, o que ficou perceptível é que não existe uma área de maior representatividade que apresente uma capacidade relevante muito alta na classificação de prestação de serviços.

No tocante aos valores de cada classe de prestação de serviços, o que chamou atenção foi o predomínio majoritariamente de uma única classe, a de baixa capacidade relevante (78,8%), mostrando a ineficácia de prestação de serviço de controle de erosão. O que reflete na dinâmica atual da paisagem, apresentado áreas de solos desnudos e/ou formadas por vegetação que apresenta aspectos de degradação

(bifurcação na área basal; espacialização entre os indivíduos, dentre outros), sendo áreas que recebem uma forte energia no sistema, seja advinda da radiação solar, seja pela concentração dos fluxos de energia hidrogeológicos em um curto período do ano.

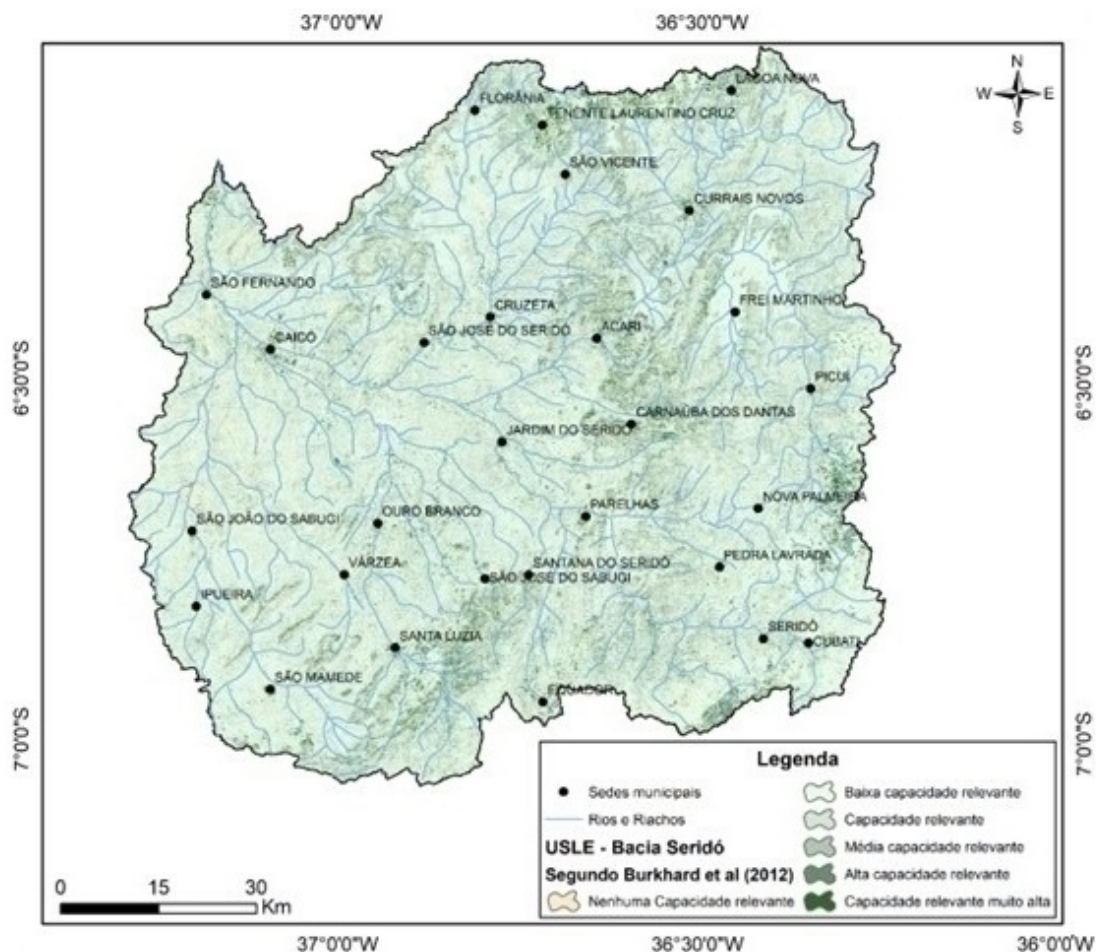


Figura 6 - Espacialização das áreas de prestação de serviços de controle de erosão superficial do solo. Elaborado pelos autores

Tabela 5 - Prestação de serviço de controle de erosão superficial do solo. Elaborado pelos autores.

Controle de erosão superficial	Hectare	(%)
Nenhuma capacidade relevante	18.183	1,83
Baixa capacidade relevante	780.511	78,80
Capacidade relevante	93.928	9,48
Média capacidade relevante	32.609	3,29
Alta capacidade relevante	20.803	2,10
Capacidade relevante muito alta	44.414	4,48
Total	992.831,18	100

Já a classe de capacidade relevante foi a segunda maior em termos de hectares, com 9,48%, seguida da classe de capacidade relevante muito alta (4,48%), estando nas bordas da área de estudo e que, em sua conjuntura, são formadas por vegetação densa. As classes de média capacidade relevante e

alta capacidade relevante apresentaram valores próximos, com 3,29% e 2,10%, respectivamente. Por fim, a classe de nenhuma capacidade relevante está representada por 1,83%, sendo formadas por áreas de corpos hídricos.

DISCUSSÃO

Como pode ser observado na figura 03, foi possível mapear 6 classes de cobertura da terra. Sendo elas: Corpos hídricos, zona urbana, Pastagem e rocha exposta, Caatinga Subarbusativa, Caatinga Subarbórea e Caatinga Arbórea. Contudo, é importante destacar que, valores de NDVI em torno de 0,78 foram encontrados também em áreas mais elevadas por Albuquerque et al. (2020) no município de Parelhas-RN, no qual está inserida na área de estudo.

Em outros termos, esses afloramentos rochosos constituem uma barreira seletiva à ocupação e estabelecimento de espécies vegetais. Neles, os habitats rupícolas caracterizam-se principalmente pela ausência e/ou escassez de solo, pelas características edáficas, por fatores micro-climatológicos limitantes potenciados por características geomorfológicas e pela natureza geológica das rochas (ABREU et al., 2012; ARRUDA et al., 2015; CARLUCCI et al., 2015).

Vale ressaltar da importância de trabalhos visando práticas de manejo e conservação do solo nas áreas de pastagem que cobrem a bacia, uma vez que esta atividade ocupa áreas extensas. Pois segundo Dias-Filho (2010) a falta de cuidado reflete na baixa longevidade produtiva do pasto com a formação de vastas áreas degradadas, incentivando o desmatamento para a formação de novas áreas ou, ainda, a expansão das áreas de pastagem nas áreas de vegetação natural.

Ponzoni et al. (2012), destacam que os valores de NDVI podem ser superiores em áreas que estão em processo de regeneração, quando comparadas a áreas florestadas, como consequência da alta atividade fotossintética. Nesse sentido, as áreas de Caatinga arbórea que possuem influência de atividades agropecuárias, apresentaram em geral valores mais baixos de NDVI.

Dando um enfoque maior na discussão e entendimento do elevado valor da classe de baixa capacidade relevante (Figuras 7A e 7B), é necessário um aprofundamento temporal no entendimento das tipologias das paisagens, com pressões antrópicas modelando esses sistemas a cerca de 300 anos, como destacado por Costa et al. (2009); e Silva e Barbosa (2017).

Nesse sentido, o processo de uso e ocupação da terra modelam as paisagens contribuindo para o processo que caracteriza a vegetação advindas do seu histórico evolutivo, desenvolvendo adaptações para se estabelecerem em ambiente de semiaridez e forte pressão antrópica (GRAEFF, 2015).

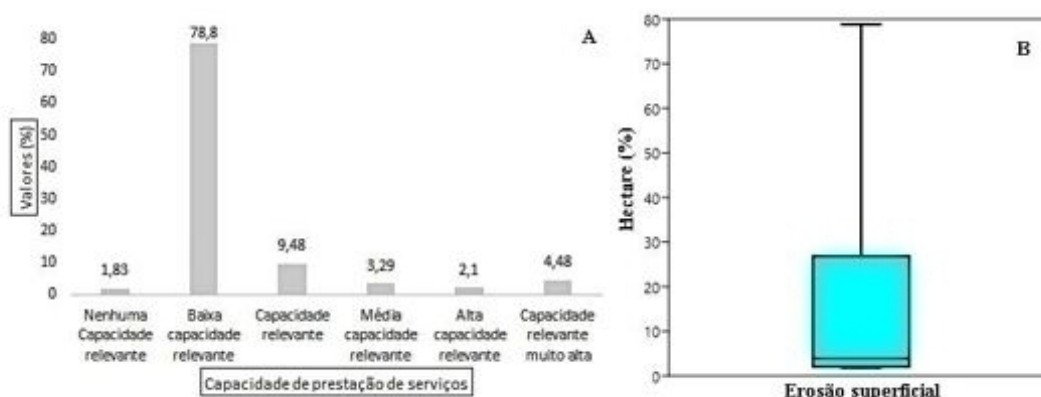


Figura 7 - Variação da capacidade de prestação de serviço de controle de erosão superficial do solo. Elaborado pelos autores

A partir do gráfico boxplot representado pela figura 7B, a classe de baixa capacidade relevante ficou representando, justamente, o outlier da amostra, ou seja, a anomalia dentro de todos os valores

amostrais distribuídos entre a distância interquartis que, por sua vez, a mediana apresentou valores mais próximos ao valor do primeiro quartil, assim como o valor mínimo da amostra. Nesse sentido, esse gráfico mostrou uma forte relação entre as variáveis apresentadas, com exceção da classe de baixa capacidade relevante.

São essas variações ambientais responsáveis pela diversificação na composição e na fisionomia da vegetação, retratada principalmente na densidade e na estratificação horizontal e vertical das comunidades de plantas (RODAL, 1992), que dependendo do regime de chuvas e do tipo de solo, variam de Savanas a Florestas Altas e secas com até 15-20 m de altura (RIZZINI, 1997; CARDOSO-SILVA et al., 2018).

Vale frisar que, as florestas tropicais são provavelmente o tipo de vegetação mais comumente associado ao sul América na mente das pessoas (MORO et al., 2016). Devido a esse foco nas florestas tropicais, outros biomas como formações semiáridas eram frequentemente negligenciadas, tanto do ponto de vista da conservação estratégias e a partir da pesquisa científica (PRADO, 2000; SANTOS et al., 2011). E apesar de estar bastante alterada, a Caatinga é um bioma de grande biodiversidade, com relevância biológica e de beleza peculiar considerável, com destaque para a multiplicidade de comunidades vegetais, formadas por uma gama de combinações entre tipos edáficos e variações microclimáticas, além de uma proporção expressiva de táxons raros e endêmicos (CARDOSO-SILVA et al., 2018).

Nesse cenário, observa-se que a maioria dos esforços científicos para o estudo e conservação da vegetação tropical tem se concentrado na florestas tropicais, enquanto pouca atenção tem sido dada às florestas tropicais secas (MOONEY; BULLOCK; MEDINA, 1995; SIYUM, 2020), sendo considerado entre os ecossistemas mais ameaçados na Terra (PRADO, 2000; OLSON et al., 2001; HOEKSTRA et al., 2004; CARDOSO-SILVA et al., 2018), com altas taxas de desmatamento, sendo necessárias ações que busquem a conservação dessas florestas (MILES et al., 2006).

CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que, o estágio da cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Seridó permitiu inferir o grau de interferência humana nessa paisagem, com a área de maior representatividade caracterizada por Caatinga Arbustiva, na qual se configura como uma vegetação que sofreu degradação. No entanto, a classe de pastagem e rocha exposta apresentou o menor valor de cobertura (2,18%), muito embora esse valor sofra variação de acordo com o período do ano pela a variação da clorofila das plantas em regiões semiáridas.

Em relação aos fluxos de Carbono Orgânico e controle de erosão, a classe de Caatinga Arbórea apresentou como de maior relevância na prestação desses SE, muito embora esses remanescentes estejam isolados em áreas de maior altitude e declividade, no qual propicie uma tendência ao controle de erosão superficial do solo.

A metodologia proposta neste trabalho mostrou-se eficaz a partir da modelagem em SIG. Sendo possível fazer uma espacialização e distinção dos diferentes graus de capacidade de prestação de serviços por unidade ambiental dentro da bacia hidrográfica, permitindo a correlação entre suas dinâmicas hidrológicas e as características do ambiente, podendo gerar modelagens futuras para tomadas de decisão junto ao planejamento ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. F; PINTO, JR. R; MARACAHIPES, L; GOMES, L; OLIVEIRA, E. A; MARIMON, B. S; MARIMON-JUNIOR, B. H; FARIAS, J; LENZA, E. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 35. P 259-272. 2012.
- ARRUDA, D. M; SCHAEFER, C. E; CORRÊA, G. R; RODRIGUES, P. M; DUQUE-BRASIL, R; FERREIRA-JÚNIOR, W. G; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Landforms and soil attributes determine the vegetation structure in the Brazilian semiarid. *Folia Geobotanica* 50: p.175-184. 2015.

- ALBUQUERQUE, P. I. M.; RODRIGUES, J. P. B.; PEIXOTO, F. S.; MIRANDA., M. P. Sensoriamento remoto aplicado como indicador de desertificação no município de Parelhas – RN. *Revista de Geografia*, v. 37, n. 1, p. 241-261, 2020.
- AMORIM, I. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. *Acta botânica brasileira*, v.19, n.3, p. 615-623, 2005.
- ANDRADE, D. C. Valoração econômico-ecológica: bases conceituais e metodológicas. 1ª edição. São Paulo: Annablume, 2013. 272 p.
- ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; CAMPOS, D. A. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 27, n. 1, p. 1-13, 2020.
- ANDRADE-LIMA, D. The Caatinga Dominion. *Revista Brasileira de Botânica*. v.4, p.149-153. 1981.
- BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. Conservacao do solo. Piracicaba: Livrocercos, 1985. 392p.
- BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. S. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In.: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil. 2ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011.p.153-192.
- BURKHARD B, KANDZIORA M, HOU Y, MULLER F. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands - Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online*, v. 34, p.1-32, 2014.
- BURKHARD, B.; MAES, J. Mapping Ecosystem Services. Sofia: Pensoft Publishers, 2017.
- CARDOSO-SILVA, J. M; LEAL, I. R; TABARRELI, M. Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. New York, NY: Springer Science+Business Media, 2018.
- CARLUCCI, M. B; BASTAZINI, V. A; HOFMANN, G. S; MACEDO, J. H; IOB, G; DUARTE, L. D; HARTZ, S. M; MÜLLER, S.C. Taxonomic and functional diversity of woody plant communities on opposing slopes of inselbergs in southern Brazil. *Plant Ecology & Diversity* 8: p.187-197. 2015.
- CHAVES, I. de B.; LOPES, V. L.; FOLLIOTT, P. F.; PAES-SILVA, A. P. Uma classificação morfo-estrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*, v. 21, n. 2, p.204-213, 2008.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. São Paulo: Edgard Blücher, 2 ed. São Paulo: Universidade de São Paulo (USP), editora Blucher, 1980. 188 p.
- CORRÊA, A. C. B.; TAVARES, B. A. C.; LIRA, D. R.; MUTZENBERG, D. S.; CAVALCANTI, L. C. S. The Semi-arid Domain of the Northeast of Brazil. In: SALGADO, A. A. R.; SANTOS, J. C.; PAISANI, J. C. (Eds). *Environment, Vegetation and Landscape*. Springer Nature Switzerland AG, 2019, p. 119 – 150.
- COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, v. 6, n.1, p. 37-46, 1992.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, v. 25, p. 67-72, 1998.
- COSTANZA, R. GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P.; FABER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, v. 28, p. 1-16, 2017.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN

- DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- COSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S. V. D.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014.
- COSTA, T. C. C.; OLIVEIRA, M. A. J.; ACCIOLY, L. J. O.; SILVA, F. H. B. B. Análise da degradação da caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, p. 961-974, 2009.
- CHAVES, I. de B.; LOPES, V. L.; FOLLIOTT, P. F.; PAES-SILVA, A. P. Uma classificação morfo-estrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*. v. 21. n. 2. p.204-213. 2008.
- CHAVEZ-JR, P. S. An improve dark-subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.
- CUNHA, F. L. S. J. Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas. 2008. 129 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo , 2008.
- DE GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning management and decision making. *Ecological Complexity*, v. 7, p. 260-272, 2010.
- DIAS-FILHO, M. B. Produção de bovinos a pasto na fronteira agrícola. In: Rodrigues, K. F.; Ferreira, W. M.; Macedo Jr, G. de L. (Org.). In: Anais do XX Congresso Brasileiro de Zootecnia. Palmas (TO), 2010. p. 132 e 135.
- DINIZ, M. T. M.; OLIVEIRA, G. P.; MAIA, R. P.; FERREIRA, B. Mapeamento geomorfológico do Estado do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 18, n. 4, 2017.
- DINIZ, M. T. M.; PEREIRA, V. H. C. Climatologia do estado do Rio Grande do Norte, Brasil: sistemas atmosféricos atuantes e mapeamento de tipos de clima. *Bol. Goia. Geogr.*, v. 35, n. 3, p. 488-506, 2015.
- DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M (Org.). Manual de métodos de análise de solo 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.
- DUQUE, J. G. Solo e água no polígono das secas. 3º ed. Fortaleza: Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS), 1953.
- European Space Agency. Sentinels Scientific Data Hub, 2017. Available online. Disponível em: Acesso: 15/12/2020.
- 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*, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.
- FELIX, V. S.; PAZ, A. R. Representação dos processos hidrológicos em bacia hidrográfica do semiárido paraibano com modelagem hidrológica distribuída. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, n. 3, p.556-569, 2016.
- FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; GARCIA, J. R.; MATRICARDI, E. A. T.; ALMEIDA, A. Q.; PINTO, A. S.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, A. J.; LIMA, A. H. S. Assessment of land use and land cover changes and valuation of carbon stocks in the Sergipe semiarid region, Brazil: 1992–2030. *Land Use Policy*, v. 99, p. 1- 13, 2020.
- FISHER, B.; TURNER, R. K. Ecosystem Services: classification for valuation. *Biological Conservation*, v.141, n.8, p. 1167–1169, 2008.

- GRAEFF, O. Fitogeografia do Brasil: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Nau ed., 2015. 552 p.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Eutopean Environment Agency Framework Contract No EEA/IEA/09/003. 2013. 34p
- HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHIN, M.B. Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Nottingham: University of Nottingham, 2009. 69 p.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: guidance on the application of the revised structure. Nottingham: Fabis Consulting, 2017. 31 p.
- HOEKSTRA, J. M. et al. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection: Confronting a biome crisis. Ecology Letters, v. 8, n. 1, p. 23–29, 3 dez. 2004.
- IRVEN, A; TOPALOGLU, F; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. Journal of Hydrology, v. 336, p. 30-37, 2007.
- LUCENA, R. L.; CABRAL JUNIOR, J. B.; STEINKE, E. T. Comportamento Hidroclimatológico do Estado do Rio Grande do Norte e do Município de Caicó. Revista brasileira de Meteorologia, v. 33, p. 485-496, 2018.
- MAIA, R. P; BEZERRA, F. H. R. Tópicos de geomorfologia estrutural: Nordeste brasileiro. Fortaleza: Edições UFC, 2014. 124 p.
- Maia, R.P., Bezerra, F.H.R., 2020. Structural geomorphology in northeastern Brazil. Springer Briefs in Latin American Studies. Springer Nature Switzerland AG.
- MILES, L; NEWTON, A. C; DEFRIES, R. S. RAVILIOUS, C. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography, v. 33, n. 3, p. 491–505, mar. 2006.
- MOONEY, H. A; BULLOCK, S. H; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S. H; MOONEY, H. A; MEDINA, E. (Eds.). Seasonally Dry Tropical Forests. 1. ed. [s.l.] Cambridge University Press, 1995.
- MOORE, I. D.; BURCH, G. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. Soil Science Society of America Journal, n. 50, p. 1294-1298, 1986.
- MORO, M. F; LUGHADHA, E. N; ARAÚJO, F. S; MARTINS, F. R. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. The Botanical Review, v. 82, n. 2, p. 91–148, jun. 2016.
- OLSON, D. M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. BioScience, v. 51, n. 11, p. 933, 2001.
- PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. Journal of Biogeography, v. 27, n. 2, p. 261-273, 2000.
- PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. M. B.; MEDEIROS, S. S.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? Parc. Estrat. v. 17, n. 34, p. 87-106, 2012.
- PEREIRA NETO, M. C. Análise areal como subsidio aos estudos integrados da bacia hidrográfica do rio Seridó (RN/PB). Revista Equador (UFPI), v. 5, n. 4, p.250-261, 2016. PEREIRA NETO, M. C. Predisposição à desertificação no núcleo Seridó (RN - Brasil): geoecologia de paisagens semiáridas. 2016. 195 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- POTSCHIN, M. B.; HAINES-YOUNG, R. H. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. Progress in Physical Geography, v. 35, n. 5, p. 575-594, 2011.
- PONZONI, F. J; SHIMABUKURO, Y. E; KUPLICH, T. M. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação. 2. ed. São José Dos Campos, Saraiva, 2012.

- PRADO, D. E. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 57, n. 3, p. 437–461, nov. 2000.
- QGIS TEAM, Q. D. QGIS Geographic Information System: Free Software Foundation. 2015. Disponível em: < <https://www.qgis.org/en/site/forusers/download.html> >. Acesso em: 15/12/2020.
- RABELO, D. R.; ARAÚJO, J. C. Estimation and mapping of gross erosion in the Seridó river watershed, Brazil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 20, n. 2, p. 361–372, 2019.
- RAHMAN, A. F.; GAMON, J. A.; FUENTES, D. A.; ROBERTS, D.; PRENTISS, D.; QIU, H. Modeling CO₂ flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery. In: AVIRIS Workshop, JPL/NASA, Pasadena, Califórnia, 2000.
- RIZZINI, A. T. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos 2. Ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 748 p.
- RODAL, M. J. N. Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco. Tese (Doutorado Ciências/Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992. 224 p.
- ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3, Washington, 1973. Proceedings, Washington: NASA, v.1, p. 309–317, 1974. Disponível em: . Acesso em: 15/12/2020.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; SAMPAIO, Y.; VITAL, T.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, G. R. Desertificação no Brasil. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2003. 202 p.
- SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; CORTEZ, J. S. A.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. *Tropical Conservation Science*, v. 4, n. 3, p. 276–286, set. 2011.
- SANTOS, N. M. Serviços ecossistêmicos em manguezal: identificação e mapeamento dos serviços de provisão no manguezal do rio Tijupá, Ilha do Maranhão - MA, Brasil. 2018. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.
- SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Org.) Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America. Cham, Switzerland: Springer Publishing Internacional, 2017. p. 359–368.
- SILVA, D. C. C.; MATOS, D.; OLIVEIRA, R. A.; SIMONETTI, V. C.; LOURENÇO, R. W. Avaliação do potencial de sequestro de carbono na bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim em Sorocaba (SP). In: TULLIO, L. (Org.). Aplicações e princípios do sensoriamento remoto 2. Ponta Grossa (PR): editora Atena, v. 2, 2018, p. 80–93.
- SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. *Natural Hazards*, v. 62, n. 3, p. 953–970, 2012.
- SILVA, S. C. P.; BAPTISTA, G. M. D. Análises espectrais da vegetação com dados hyperion e sua relação com a concentração e o fluxo de CO₂ em diferentes ambientes na amazônia brasileira. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 21, n. 2, p.354–370, 2015.
- SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecological Processes*, v. 9, n. 1, p. 25, dez. 2020.
- SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 22, No. 6, 711–728.
- VESENTINI, J. W. Geografia, natureza e sociedade. 4° ed. São Paulo: editora Contexto, 1997. 91 p.
- WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watershed. *Journal of the American Water*

Resources Association, v. 11, p. 965-974, 1975.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Washington: USDA. Agriculture Handbook, n. 537, p. 58p, 1978.