

CENÁRIOS FUTUROS DA COBERTURA VEGETAL EM ÁREAS DE NASCENTES: UMA ANÁLISE PRELIMINAR

Yuri Gomes de Souza ¹
Rodrigo de Freitas Amorim ²
Diógenes Félix da Silva Costa ³

INTRODUÇÃO

As nascentes representam ecossistemas que reúnem um potencial de oferta hídrica para bacias hidrográficas, um meio ecohidrogeológico e hábitat de refúgio para inúmeras espécies da biodiversidade em casos de conservação e recuperação ambiental (CARTWRIGHT *et al.*, 2020; STEVENS *et al.*, 2020; CANTONATI *et al.*, 2022). Dada sua relevância, inclusive sociocultural (PASCUAL, 2024), essas áreas hidromórficas ainda são submetidas a elevado nível de degradação e supressão vegetal – o que afeta rigorosamente a capacidade de recarga dos seus sistemas aquíferos e aumenta a tendência de ressecamento superficial (BHAT *et al.*, 2021).

No Brasil, a Lei nº 12.651/2012 institui que elas são consideradas Áreas de Preservação Permanentes (APP) e que seu entorno florestado deve possuir raio mínimo de 50m (BRASIL, 2012). Entretanto, nesta pesquisa, ressalta-se que as áreas são localizadas na Caatinga, bioma submetido a intensos processos de desmatamento e casos de susceptibilidade à desertificação (SOUZA, 2023). Segundo Freire *et al.* (2018), esta região exclusivamente brasileira possui 80% da sua cobertura original modificada, onde apenas 7,5% de sua área corresponde a unidades de conservação.

Apesar do reconhecido papel dessas “Florestas Tropicais Sazonalmente Secas” e do aliado funcionamento das nascentes para a sua conservação, autores lembram que muito ainda precisa ser feito para o maximizar a relevância dessas áreas úmidas no âmbito ecológico e social (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003; FERNANDES *et al.*, 2022). Por isso, a realização de investigações que diagnostiquem, modelem e conduzam um prognóstico da vegetação em escala municipal, une-se a uma demanda nacional de monitoramento deste bioma e seus ecossistemas associados (MAPBIOMAS, 2022).

¹ Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN, yurigomes.s28@gmail.com;

² Professor do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN, rodrigo.freitas@ufrn.br;

³ Orientador do primeiro autor; Professor do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, diogenesfscosta@gmail.com.

Portanto, a pesquisa objetiva analisar espaço-temporalmente a cobertura vegetal e projetar cenários futuros da sua ocorrência em nascentes de um município semiárido.

METODOLOGIA

Área de estudo

A área corresponde a três nascentes localizadas no município de Campo Redondo no estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). Estas unidades hidrogeológicas compõem o sistema de drenagem do alto curso da Bacia Hidrográfica do Rio Trairi (BHRT/RN), cujas cotas altimétricas variam de 281 a 667 m entre as encostas orientais do Planalto da Borborema e pequenos trechos da formação Serra de Santana e Cuité (IBGE, 2023).

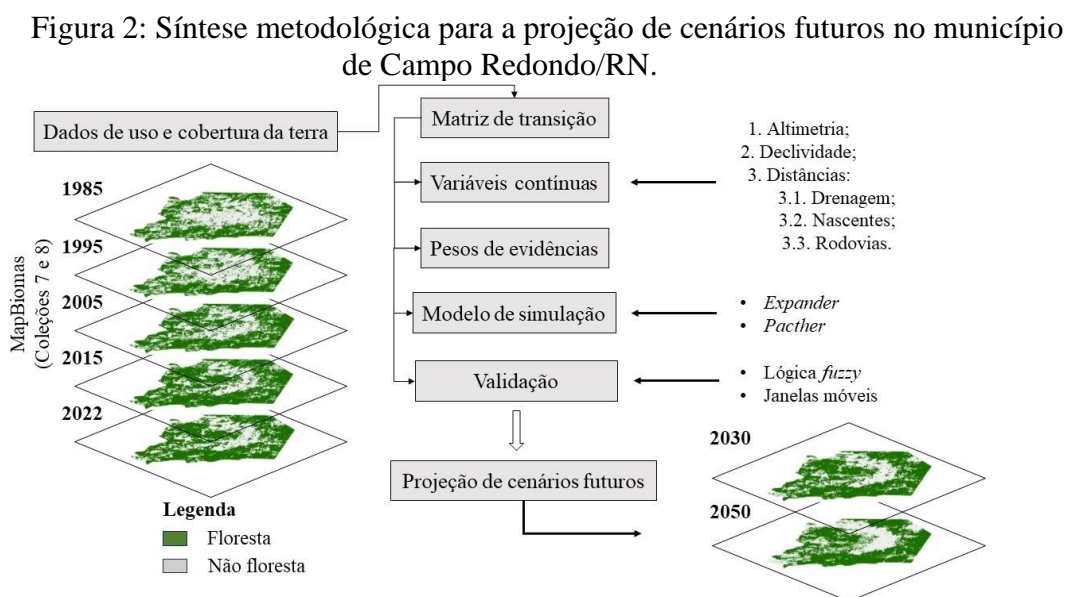
Figura 1: Localização das nascentes no município de Campo Redondo/RN.



Fonte: Acervo da pesquisa (2024).

Sob o Clima Tropical Semiárido e com pluviometria inferior a 650 mm/ano (ALVARES *et al.*, 2013), esta região possui solos desde pouco intemperizados, como o neossolo litólico, até contextos edáficos mais desenvolvidos como o latossolo amarelo e o argissolo vermelho (IBGE, 2023). Naturalmente, por se localizar no que Ab'Sáber chamou de “Domínio dos Sertões Secos” e nas “serras úmidas”, essa área possui uma formação vegetacional onde há uma predominância do Bioma Caatinga, por meio de sua Savana-Estépica Arborizada e seus estratos xerofíticos, e de pequenos enclaves ou “Refúgios” de Floresta Estacional Semidecidual (AB'SÁBER, 1992; 2003; IBGE, 2023).

A modelagem foi desenvolvida em ambiente do Dinamica EGO® 7, *software* desenvolvido e disponibilizado pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG). Naturalmente, esta simulação de conversão da paisagem foi orientada por autômatos celulares, cuja implementação consiste na inserção de variáveis espaciais, como os mapas de uso e cobertura da terra e variáveis contínuas, bem como funções de transição, pesos de evidências, mecanismos de validação. Estes comandos foram executados através das funções *functors* e *container* (SOARES-FILHO *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2019; Figura 2).



Fonte: Acervo da pesquisa (2024).

A utilização dos mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2022 se deu a partir das coleções 7 e 8 do Projeto MapBiomias, ambas com resolução espacial de 30m (MAPBIOMAS, 2023). Considerando a necessidade de observar a presença e ausência de floresta, optou-se por integrar todas as classes do município de Campo Redondo em apenas duas, floresta (1) e não floresta (2). A primeira, obteve as classes de formação florestal e formação savânica, enquanto que a segunda apresentou: pastagem, mosaicos de usos, outras lavouras temporárias, área urbanizada, formação campestre, outras áreas não vegetadas e rio, lagoa e oceano (Tabela 1).

Os procedimentos de recorte, reclassificação e espacialização ocorreram em ambiente do ArcMap/ARCGIS v.10.5 (ESRI®, licenciado para o Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRN) e QGIS *Bialowieza* (3.22.9).

Tabela 1: Reclassificação das classes de mapeamento do MapBiomas.

Id	Classes	Id	Reclassificação
3	Formação Florestal	1	Floresta (1)
4	Formação Savânica		
15	Pastagem	2	Não floresta (2)
21	Mosaico de Usos		
41	Outras Lavouras Temporárias		
24	Área urbanizada		
12	Formação Campestre		
25	Outras Áreas não Vegetadas		
3	Rio, Lagoa e Oceano		

Fonte: Elaborado com base em MapBiomas (2023).

A modelagem iniciou com os cálculos de todas as transições a partir do algoritmo “*Transition Matrix Calculation*”, com base nas funções “*Multiple Step*” e “*Single Step*”, as quais representam os percentuais de dinâmica da matriz espacial no intervalo analisado. Complementarmente, para composição das variáveis contínuas a serem alimentadas ao modelo, realizou-se a aferição das distâncias a partir da função “*Calc Distance to Feature Map*”, seguida da construção do *cube raster* a partir do “*Create Cube Map*”, onde inseriu-se as variáveis de altimetria, declividade e distâncias da rede fluvial, das nascentes e das rodovias. Com base nessas informações, executou-se os pesos de evidência com base nos *functors* “*Determine Weights of Evidence Ranges*” e “*Determine Weights of Evidence Coefficients*”, os quais compilam a influência espacial das variáveis nas transições (SOARES-FILHO *et al.*, 2007; SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

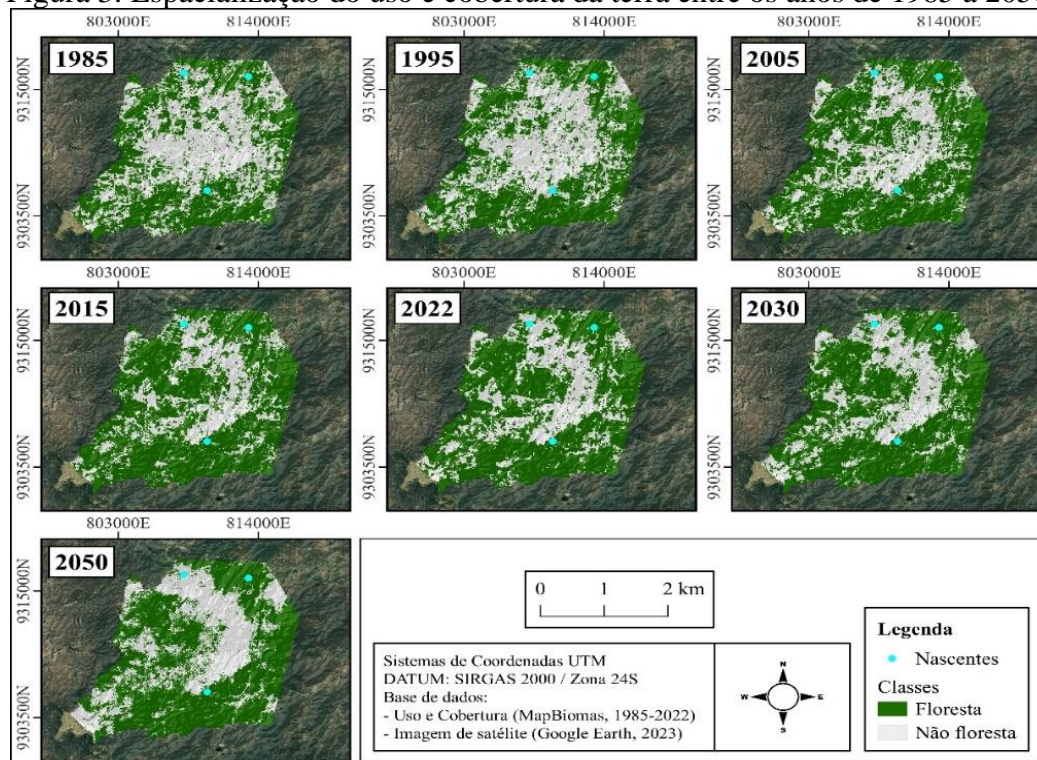
Por se tratar de um modelo baseado em Autômatos Celulares (AC), a dinâmica de colonização da matriz encontrou-se orientada pelas funções *patcher* e *expander*, ambos responsáveis pela geração e expansão de células ou manchas. Considerando que a área de estudo possui uma maior tendência à expansão de células do que criação de novos fragmentos, realizou-se a parametrização do modelo determinando 80% para a função *expander* e 20% para o *patcher*. Ademais, para a isometria estabeleceu-se 1, por entender que as manchas possuem configuração intermediária (“nem alongada e nem arredondada”). Como os dados do MapBiomas correspondem à resolução do Landsat 5 e 8 (0,09 ha ou 900 m²), os valores médios das manchas e sua variância foram representados por 0,36 e 0,72, respectivamente, pois os autores enfatizam que tais manchas podem ser formadas 4 a 8 vezes o tamanho celular (ALMEIDA *et al.*, 2003; SOARES-FILHO *et al.*, 2009; MAS *et al.*, 2015; MARTINS *et al.*, 2024).

Em relação à validação do modelo, foi utilizado o índice de similaridade *Fuzzy*, cujo algoritmo pauta-se em “janelas múltiplas” e na “função de decaimento constante”, de modo que todas as simulações foram analisadas por similaridade pixel a pixel nas janelas matriciais (1 x 1, 3 x 3, 5 x 5, 7 x 7, 9 x 9 e 11 x 11). Para a projeção dos cenários, por fim, o modelo foi alimentado pelas entradas: matriz “*Multiple Step*”, os pesos de evidências, o cubo *raster* (variáveis estáticas) e mapa de uso e cobertura da terra final (2022). Em seguida, utilizando-se da função “*For*”, realizou-se a simulação da paisagem projetada, correspondendo aos anos de 2030 e 2050 (SOARES-FILHO *et al.*, 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando a cobertura florestal do município de Campo Redondo/RN, para o ano de 1985, a classe floresta teve 10.831,9 ha e não floresta 9.838,6 ha; em 1995, notou-se 11.324,6 ha e 9.345,9 ha, respectivamente; já em 2005, 13.379,0 ha e 7.291,4 ha; em 2015, 14.556,2 ha e 6.114,2 ha; e em 2022, 13.943,2 ha e 6.726,4 ha. Percebeu-se um indicativo de regeneração vegetal até 2015, no entanto, em 2022 constatou-se uma perda acentuada de 613 ha, em pouco mais de cinco anos. De igual modo, nos anos de 2030 e 2050 a área demonstrou redução vegetal, cuja cobertura de floresta e não floresta foi de 13.136,7 ha e 7.533,0 ha e 11.825,2 ha e 8.845,3 ha, respectivamente (Figura 3).

Figura 3: Espacialização do uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 a 2050.



Fonte: Acervo da pesquisa (2024).

Naturalmente, a expansão e a retração dos fragmentos florestais são influenciados pelas demais classes de uso e cobertura que os cercam, tais como pastagem, mosaico de usos, lavouras temporárias e área urbana, os quais foram representadas por “não floresta”. Entretanto, nessa pesquisa, essa dinâmica da vegetação foi condicionada por elementos espaciais relevantes, como a altitude, a declividade e as distâncias para a rede de drenagem, para as nascentes e para as rodovias.

Por se tratar de uma modelagem preditiva orientada por autômatos celulares, verificou-se que cada uma das variáveis supracitadas assumiram pesos de evidências na matriz espacial, atuando no estabelecimento de regras de transição tanto para atrair como para repelir a colonização de pixels pelas classes de floresta e não floresta. No que tange a altimetria e a declividade, notou-se uma probabilidade de repulsão ao desmatamento nas áreas com cotas mais elevadas e mais escarpadas, de modo que as áreas mais planas e suavemente onduladas foram atrativas à influência humana.

Quanto à drenagem, identificou-se uma propensão ao desaparecimento da vegetação de sua Área de Preservação Permanente (APP), isto é, uma tendência de não conservação da área de entorno dos canais, rios e riachos. No que tange as nascentes, percebeu-se que elas atraíram a regeneração florestal próximo à sua APP (50m). Por fim, a variável rodovia demonstrou ser um vetor de desmatamento com um raio de influência negativa em torno de mais de 1000 m, a partir de seus limites.

Essa combinação de variáveis dinâmicas e contínuas indicaram que o município em questão tem a sua porção central susceptível à conversão da vegetação, em virtude da concentração da mancha urbana e sua ligação rodoviária com o processo de uso do solo adjacente. Contudo, nas áreas de maciço com alta declividade, naturalmente difíceis de acesso humano, ocorreu uma propensão à formação de relictos ou refúgios vegetacionais ao longo do tempo, sobretudo no anos projetados. Ademais, as nascentes, por estabelecer um ambiente hidromórfico (alta umidade) e singular para a sobrevivência da Caatinga em eventos de secas severas, aparece atraindo pixels de floresta – assinalando uma região viável para a regeneração e conservação.

Apesar disso, a modelagem indicou que caso continue o presente cenário, até os anos de 2030 e 2050 pode haver uma perda potencial da cobertura florestal de 806,5 ha e 1.311,5 ha, respectivamente. Essa probabilidade de transição, isto é, de floresta e não floresta para os anos de 2030 e 2050 teve uma cobertura compatível com a transição observada entre 1985 e 2022. Isso por que, como os dados possuem resolução espacial de

30 m, o modelo apresentou uma validação importante nas janelas de 5x5 e 11x11, as quais corresponderam aos valores de 0,59 e 0,75, respectivamente.

Segundo Soares-Filho *et al.* (2009), os mapas com resultados de validação superiores a 0,40 correspondem a uma coerência e similaridade na matriz espacial modelada. De acordo com Martins *et al.* (2024), variáveis como altimetria, declividade, hidrografia e estradas podem condicionar e contribuir muito para a explicação das transições de uso e cobertura da terra. Em seus resultados, constataram uma validação para as mesmas janelas supracitadas de 0,54 e 0,67, respectivamente.

Considerada uma plataforma robusta e eficiente na modelagem e projeção futura de manchas espaciais (FERREIRA *et al.*, 2019), outros autores como Silva Neto e Macedo (2023), ao analisar uma região hidrográfica amazônica entre os anos de 2010 e 2020, perceberam um desmatamento progressivo até as projeções de 2050 (9,83%), onde obtiveram uma validação de 0,75 (5x5) e 0,86 (11x11). Estes autores ratificam que as áreas em baixas altitudes, sob declividade inferior a 20% e próximo a estradas e drenagens, a perda de floresta tende a ser mais acentuada. Nogueira *et al.* (2024), ao modelarem a floresta semiárida do sul baiano, entre os anos de 1973 e 2019, identificaram não apenas uma redução de 614 mil ha da cobertura, mas também que as variáveis com maior peso atrativo de desmatamento correspondeu às rodovias e aos setores mais planos, corroborando com os achados ao longo da pesquisa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo orientado por autômato celular foi exequível para analisar a cobertura florestal entre os anos de 1985 e 2022 e construir cenários futuros para os anos de 2030 e 2050. As variáveis contínuas de altimetria, declividade, drenagem, nascentes e rodovia foram suficientes para entender a dinâmica de colonização dos pixels na matriz espacial, atingindo valores de validação relevantes para a confiabilidade dos resultados projetados.

Nessa pesquisa, a variável nascente assume destaque como um vetor para a regeneração e conservação da vegetação local, o que cabe enaltecer a necessidade de manutenção de suas áreas. Com isso, os resultados abrem margem para novas pesquisas relacionadas tanto ao entendimento sobre tendência de fragmentação dessas florestas, assim como o comportamento da vegetação em relação aos níveis de precipitação, evapotranspiração e temperatura média nos anos analisados, além das condições hidrogeoquímicas dessas nascentes.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **A teoria dos refúgios**: origem e significado. Anais - 2 ° Congresso Nacional sobre Essências Nativas, p. 29 - 34 p, 1992.
- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios da natureza no Brasil**: Potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editora, 2003, 151 p.
- ALMEIDA, C. M. *et al.* Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation. *Computers. Environment and Urban Systems*, v. 27, p. 481–509, 2003.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013.
- BHAT, S. U.; DAR, S.A.; SABHA, I. Assessment of threats to freshwater spring ecosystems. In: DELLASALA, D. A.; GOLDSTEIN, M. I. (Eds.) *Imperiled: The Encyclopedia of Conservation*. Estados Unidos: Elsevier Science, p. 452-458, 2022.
- CANTONATI, M. *et al.* Using springs as Sentinels of climate change in Nature Parks North and South of the Alps: a critical evaluation of methodological aspects and recommendations for long-term monitoring. *Water*, v. 14, n. 18, p. 1-29, set. 2022.
- CARTWRIGHT, J. M. *et al.* Oases of the future? Springs as potential hydrologic refugia in drying climates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 18, n. 5, p. 245-253, jun. 2020.
- FERNANDES, M. F. *et al.* The origins and historical assembly of the Brazilian Caatinga Seasonally Dry Tropical forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 10, p. 1-13, 24 fev. 2022.
- FERREIRA, B. M.; SOARES-FILHO, B. S.; PEREIRA, F. M. Q. The Dinamica EGO virtual machine. *Science of Computer Programming*, v. 173, p. 3-20, mar. 2019.
- FREIRE, N. C. F.; MOURA, D. C.; SILVA, J. B.; MOURA, A. S. S.; MELO, J. I. M.; PACHECO, A. P. **Atlas das Caatingas**: o único bioma exclusivamente brasileiro. Recife: Fundação Joaquim Nabuco, Editora Massangana, 2018. 200 p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. BDIA – Banco de Dados de Informações Ambientais. **Banco de informações ambientais**: um novo instrumento para organização e preservação. Um novo instrumento para organização e preservação. 2023. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>. Acesso em: 08 mai. 2023.
- LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (eds). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.
- MAPBIOMAS. **Destaque do mapeamento anual da cobertura e uso da terra no Brasil de 1985 a 2021**: Caatinga. 2022. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/10/MapBiomias_Caatinga_2022_10.10.pdf. Acesso em 28 mai. 2024.
- MARTINS, J. S.; SOUZA, E. M. F. R.; RICHTER, M. Modelagem de cenários futuros da expansão urbana em Paraty-RJ baseados em autômatos celulares. *GEOgraphia*, v. 26, n. 56, p. 1-21, 2024.
- MAS, J. F.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, H. Calibrating cellular automata of land use/cover change models using a genetic algorithm. *The international archives of the photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, v. 3, p. 67-70, 19 ago. 2015.
- NOGUEIRA, E. M.; CLEMENTE, C. M. S.; YANAI, A. M.; REIS, M.; FEARNSIDE, P. M. Cutting of dry forests in a semiarid region of northeastern Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 24, n. 1, p. 1-15, 13 fev. 2024.
- PASCUAL, R. *et al.* The Cultural Ecohydrogeology of Mediterranean-Climate Springs: a global review with case studies. *Preprints*, v. 1, p. 1-87, 12 jan. 2024.
- SILVA NETO, J. C. A.; MACEDO, D. R. Modelagem ambiental aplicada à simulação de desmatamento na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, Alvarães, Amazonas. *Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 5, n. 02, p. 243-259, 20 jul. 2023.
- SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 154, p. 217-235, 2002.
- SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; ARAÚJO, W. L.; VOLL, E. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. *Megadiversidade*, v. 3, n. 1-2, p. 74-86, dez. 2007.
- SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO**. 2ed. Belo Horizonte: Centro de Sensoriamento Remoto/UFMG, 2009. 120 p.
- SOUZA, B. I. Desertificação e dinâmica da cobertura vegetal: conhecimentos acumulados e desafios vigentes. *GeoUERJ*, n. 42, p. 1-23, 19 jun. 2023.
- STEVENS, L. E.; JENNESS, J.; LEDBETTER, J. D. Springs and Springs-Dependent Taxa of the Colorado River Basin, Southwestern North America: geography, ecology and human impacts. *Water*, v. 12, n. 5, p. 1-30, 24 maio 2020.