

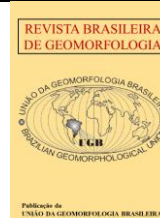


<https://rbgeomorfologia.org.br/>
ISSN 2236-5664

Revista Brasileira de Geomorfologia

v. 27, n° 2 (2026)

<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v27i2.2687>



Artigo de Pesquisa

O impacto de incêndios florestais na conectividade de sedimentos no semiárido

The impact of forest fires on sediment connectivity in the semiarid region

Felipe de Lima Brito ¹, Jonas Otaviano Praça de Souza ² e Ellen Luana Brasilino Lemos Madeiro ³

¹ Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Geociências, João Pessoa, Brasil. E-mail: felipeGeo_Acad@outlook.com

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-8738-0753>

² Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Geociências, João Pessoa, Brasil. E-mail: jonas.souza@academico.ufpb.com.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1405-0944>

³ Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Geociências, João Pessoa, Brasil. E-mail: ellen.madeiro@academico.ufpb.br

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-8809-4406>

Recebido: 03/03/2025; Aceito: 24/04/2026; Publicado: 14/06/2026

Resumo: Os incêndios florestais, potencializados pelas ações humanas, são transformados em desastres ambientais e afetam biomas que não são naturalmente adaptados ao fogo, como no caso da caatinga. Com o advento das mudanças climáticas e o aumento da quantidade de incêndios, surge a necessidade de entender qual o impacto deles na dinâmica ambiental superficial, incluindo a dinâmica sedimentológica. Uma das maneiras de analisar essas mudanças é através da conectividade sedimentológica, que pode ser explicada como as ligações físicas para a potencial transferência de sedimentos ao longo da paisagem. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar os impactos de incêndio a partir da conectividade sedimentológica, através de análises de imagens de sensoriamento remoto de antes e depois dos incêndios e da aplicação de índices de conectividade e vegetação. Os resultados mostram um aumento de 14% nos valores de conectividade na área estudada sendo proporcionais ao nível de intensidade do fogo. Os índices de vegetação mostram lenta recuperação da área. Por último, foram observadas as limitações da utilização dos valores de entrada da rugosidade propostos para incêndios e na capacidade de recuperação natural da caatinga, que após quatro anos não retornaram a níveis pré-incêndios.

Palavras-chave: Índice de conectividade; NDVI; severidade de incêndios; Caatinga.

Abstract: Forest fires, intensified by human activities, are transformed into environmental disasters and affect biomes that are not naturally adapted to fire, such as the Caatinga. With the advent of climate change and the increasing number of fires, it becomes necessary to understand their impact on surface environmental dynamics, including sedimentological processes. One way to analyse these changes is through sediment connectivity, which can be described as the physical linkages that enable the potential transfer of sediments across the landscape. Therefore, this study aims to analyse the impacts of fire through sediment connectivity, using remote sensing imagery from before and after the fire events, along with the application of connectivity and vegetation indices. The results show a 14% increase in connectivity values in the study area, which is proportional to the intensity level of the fire. Vegetation indices indicate a slow recovery of the area. Finally, limitations were observed in the use of proposed roughness input values for burned areas, as well as in the natural recovery capacity of the Caatinga, which, even after four years, had not returned to pre-fire levels.

Keywords: Connectivity Index; NDVI; Wildfires Severity; Caatinga.

1. Introdução

O semiárido brasileiro possui uma extensão de 900 mil km², englobando os estados do Nordeste brasileiro e municípios do norte de Minas Gerais, e como todo o mundo vem sofrendo com alterações na dinâmica ambiental, uma dessas é o aumento dos incêndios florestais, causados majoritariamente por ações antrópicas (Santana et al., 2011).

O aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais, por intermédio das ações humanas, estão transformando-se em desastres ambientais e afetando biomas, incluindo aqueles que não são naturalmente adaptados ao fogo, como é o caso da caatinga. Esses incêndios são capazes de alterar a dinâmica natural da paisagem, afetando a vegetação, o solo e a disponibilidade de água (Hallema et al., 2017; López-Vicente; Kramer; Keesstra, 2021a). Com as mudanças climáticas e consequentemente a possibilidade do aumento da frequência e magnitude de incêndios, surge a necessidade de entender qual o impacto deles na dinâmica ambiental em geral. Na caatinga existem poucos estudos que visam relacionar os incêndios e os impactos nos padrões de erosão, embora os impactos dos incêndios sejam longamente reconhecidos na literatura internacional.

Os impactos dos incêndios sobre a dinâmica ambiental podem ser químicos e físicos, os fenômenos químicos precedem os físicos. O primeiro está relacionado às alterações nas propriedades químicas do solo e da biomassa, devido às altas temperaturas, que transformam a parte mais superficial em uma camada selante e impermeável, além da transformação do dossel e da serrapilheira em cinzas (Redin et al, 2011). As alterações físicas são decorrentes do processo de selagem do solo e remoção do dossel, que reduz a capacidade de infiltração e consequentemente aumenta a capacidade de escoamento e transporte de sedimentos. A formação da camada de cinzas no solo aumenta a capacidade de retenção de água, porém satura rapidamente e não é contínua (Redin et al, 2011).

Para analisar a dinâmica sedimentológica é necessário antes compreender o sistema ambiental físico, entendido como: um conjunto de parcelas (formas, massa, energia e eventos) conectados entre si por fluxos de matérias e energia (Phillips, 2012). Christofolletti (2002) apresenta o sistema ambiental físico como sendo sinônimo de geossistema e o objeto de análise da Geografia Física. Ao mesmo tempo, é necessário a utilização de um recorte espacial adequado para a análise sistêmica, como a bacia hidrográfica, colocado por Coelho Neto (1998, p. 95) como áreas da superfície terrestre que drenam água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial.

No estudo dos sistemas é importante compreender a relação entre matéria, energia e estrutura. A matéria, correspondendo ao material mobilizado dentro do sistema; a energia, representada na força (potencial ou cinética) que faz com que o sistema realize trabalho; e estrutura, é relacionado com os elementos e suas relações, e arranjo espacial/temporal dos componentes do sistema (Christofolletti, 1979; Souza, 2013).

Nas terras secas, áreas subúmidas secas, semiáridas e áridas (índice de aridez abaixo de 0,65) (Middleton; Sternberg, 2013) estas relações estão diretamente ligadas aos padrões e sazonalidade das chuvas. É importante ressaltar que mesmo em terras secas a dinâmica superficial é controlada pelas chuvas, como é o caso do semiárido brasileiro (Carvalho, 2020; Hastenrath, 2012). Assim os rios do semiárido, são predominantemente não perenes ficando a maior parte do ano sem fluxo contínuo de água. Os canais que apresentam fluxo apenas durante as precipitações são os rios efêmeros; os canais cujo fluxo se mantém durante a estação chuvosa são chamados de rios intermitentes (Souza; Almeida, 2015).

Ao mesmo tempo, a dinâmica sazonal da precipitação afeta diretamente o bioma predominante do semiárido brasileiro, a Caatinga. Classificada como uma floresta neotropical sazonalmente seca, típico de vegetação localizada em áreas de alta evapotranspiração (1.500 – 2.000 mm/ano), baixa precipitação (300 – 1000 mm/ano), em solos férteis, levemente ácidos (Dryflor, 2016; Lima et al., 2018a). A precipitação é o principal controlador para o comportamento caducifólio/semicaducifólio, com a biomassa podendo variar entre um nível próximo ao de Savana (NDVI $\pm$ 0.2) ou próximo ao de Florestas Úmidas (NDVI $\pm$ 0.8) (Fernandes et al., 2022; Souza; Hooke, 2021).

Esses impactos sobre a dinâmica sedimentológica podem ser analisados utilizando a abordagem da conectividade sedimentológica, definida como as ligações físicas para a potencial transferência de sedimentos de uma área a outra através do canal (Hooke, 2001).

A sazonalidade afeta a conectividade, um conceito teórico ideal para estudos geomórficos, que se inicia na ecologia para definir o transporte de matéria, energia e organismo por meio da água (López-Vicente; González-Romero; Lucas-Borja, 2020a). O termo acabou sendo utilizado, primeiro, na análise fluvial para determinar quais partes do sistema fluvial estão conectadas. Já a conectividade sedimentológica é o transporte, por meio da água,

de solo e sedimentos ao longo da paisagem que pode ser medido com base na relação entre a fonte dos sedimentos e o local de depósito temporário e permanente (Hooke, 2003).

A encosta, enquanto fonte de sedimentos, difere do canal na dinâmica e nos controladores. Essa relação vai ser chamada de ligações laterais, em que o transporte de sedimentos está relacionado à estabilidade da encosta e dos movimentos de massa. Enquanto os principais controladores da dinâmica são a declividade e morfologia da encosta, a geologia, a vegetação, animais e as atividades antrópicas (Brierley; Fryirs; Jain, 2006; Lu et al., 2019).

Assim, a conectividade é controlada, principalmente, por uma relação entre precipitação - escoamento superficial –, que acabam sendo os responsáveis pelo comportamento de rios efêmeros e intermitentes (Souza; Hooke, 2021). A conectividade no semiárido ainda pode ser dividida em processos de encosta e processos fluviais. Em encostas, a densidade da vegetação e o uso do solo são os principais controladores de fluxo; nos ambientes fluviais o fluxo ocorre em enchentes, nos rios efêmeros e com o nível do lençol aluvial. Essa dinâmica de chuvas e sua influência na vegetação produzem grandes níveis de escoamento superficial, consequentemente maiores índices de conectividade (Souza; Almeida, 2015).

A identificação dos padrões de conectividade após eventos extremos é útil para comunidades próximas e distantes as áreas queimadas. A diminuição da quantidade de água disponível e as enchentes são possíveis consequências e um dos motivos da necessidade que comunidades locais têm de compreender os impactos dos incêndios, que geram mudanças repentinas na conectividade local.

Estas mudanças podem ser avaliadas a partir de índices de vegetação, incêndios e conectividade. Um índice de vegetação muito comum é o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), utilizando as bandas do vermelho e do infravermelho próximo para medir a resposta espectral da vegetação em um momento específico. Para trabalhar com incêndios, um índice comum é o NBR (*Normalized Burning Ratio*) que, utilizando as bandas do infravermelho próximo e do termal, consegue identificar áreas queimadas e estimar a severidade. Já o índice de conectividade auxilia a entender o comportamento de transporte dos sedimentos.

O presente trabalho tem como objetivo analisar os impactos de um incêndio no semiárido a partir da conectividade sedimentológica. Para isso serão utilizadas imagens de sensoriamento remoto antes e depois do incêndio e serão aplicados índices de severidade de incêndios e de conectividade hidrológica lateral.

2. Área de Estudo

A área de estudo está localizada no município de Floresta, no semiárido pernambucano, sendo delimitada por três diferentes sub-bacias, que são: a bacia do Riacho Aretas, ao sul; e as bacias do Riacho Toco do Pau e da Pedra Branca que fazem parte da sub-bacia do Riacho do Navio, ao norte (Figura 2). A área foi afetada por um incêndio (Figura 1) entre os dias 4 e 9 de novembro de 2019, atingindo, aproximadamente, 29km².

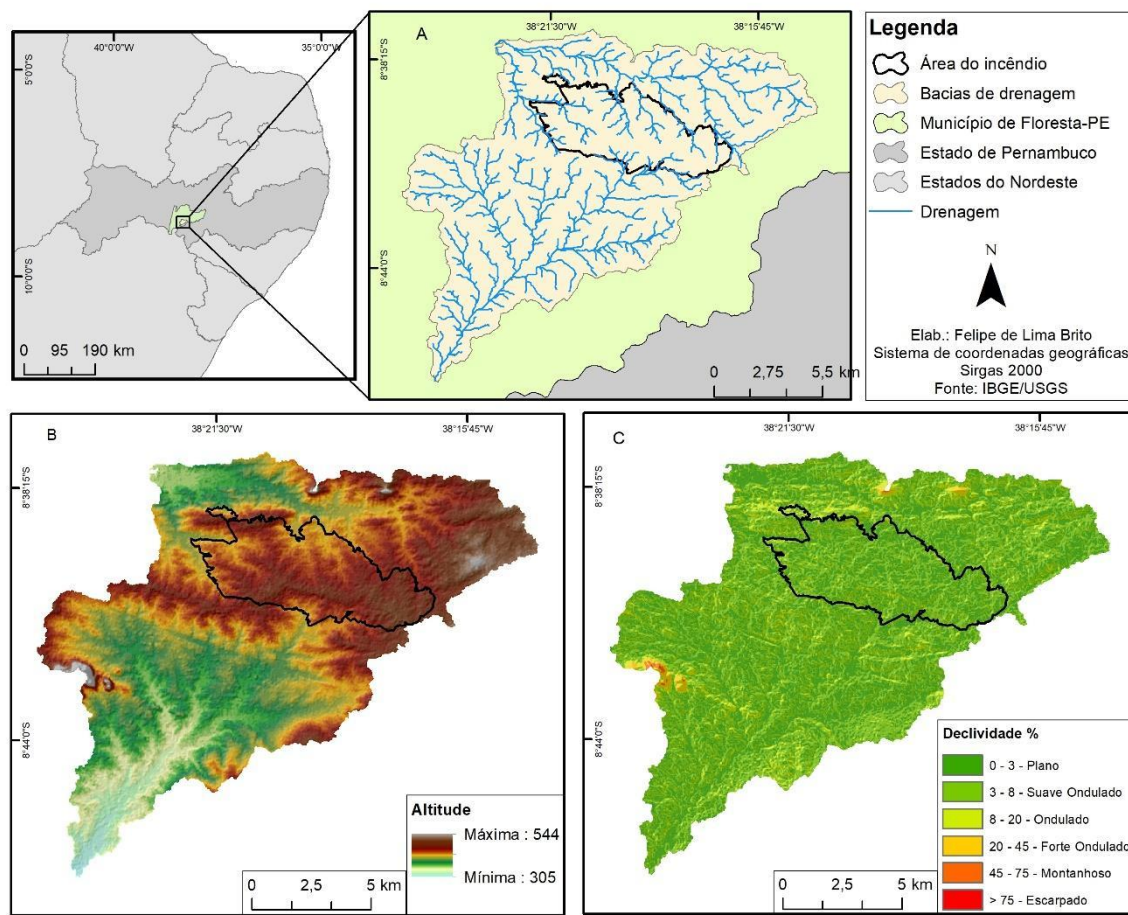


Figura 1. Mosaico com os mapas de localização (A), modelo digital de elevação (MDE) (B), declividade (C).

A área apresenta altitude entre 358 e 414m e amplitude altimétrica de 56m. Enquanto a declividade apresenta valores baixos entre 0 e 8% na maior parte da área, com poucos trechos ultrapassando os 8%. O substrato geológico é composto por rochas metamórficas do tipo gnaiss e ortognaiss do complexo Belém do São Francisco.

Segundo os dados do MAPBIOMAS (Figura 2), a maior parte da área de estudo é constituída por formação savânica e campestre, que foram trabalhadas no texto como caatinga arbustiva densa e caatinga arbustiva esparsa, com alguns trechos composto por agricultura e pastagem, dados estes validados em campo no dia 25 de novembro de 2023. Além disso, a área está dentro da delimitação de três diferentes sub-bacias, que são: a bacia do Riacho Aretas, ao sul; e as bacias do Riacho Toco do Pau e da Pedra Branca que fazem parte da sub-bacia do Riacho do Navio, ao norte (Figura 2).

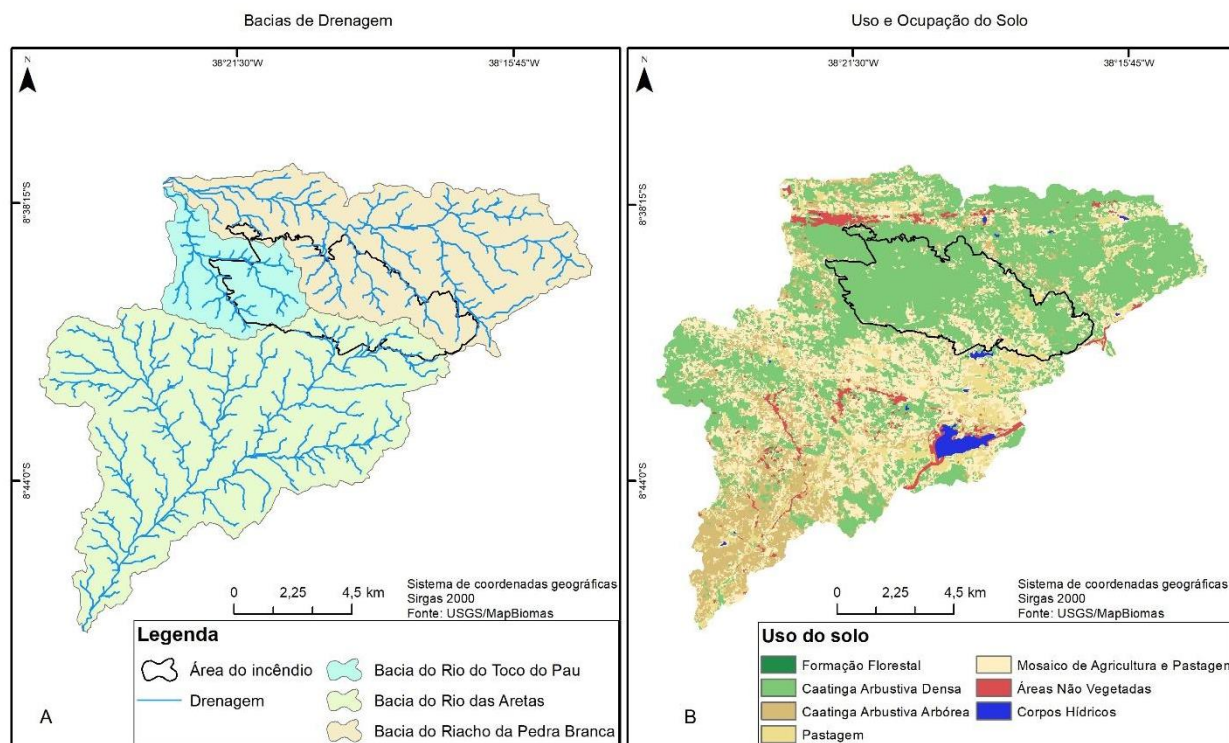
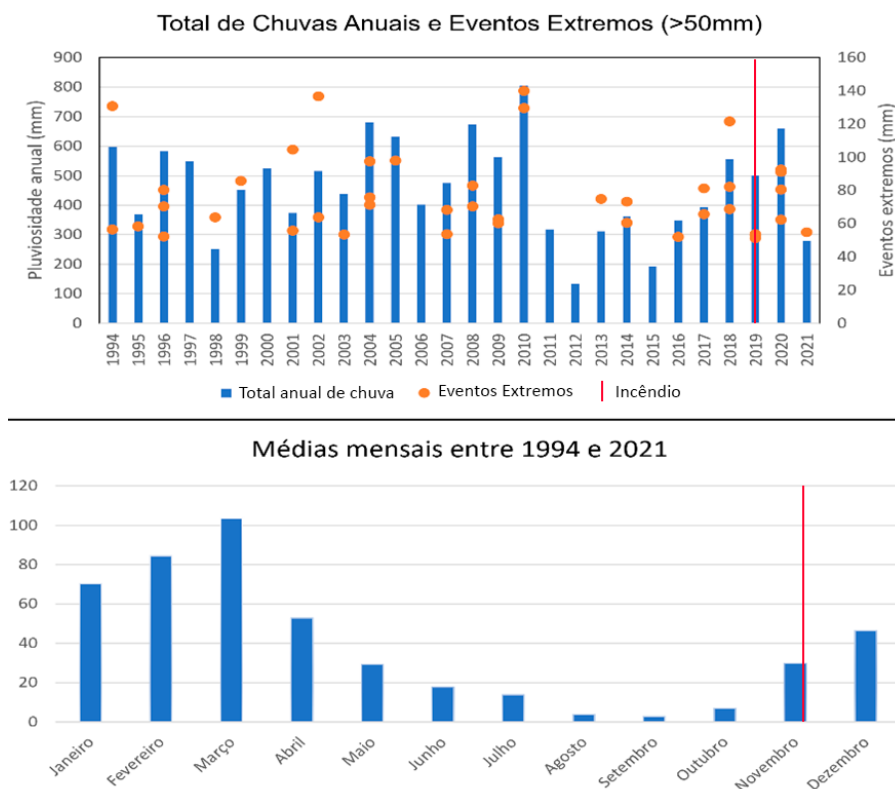


Figura 2. (A) Mosaico com os mapas das bacias de drenagem; (B) uso e ocupação do solo

A pluviosidade anual entre os anos analisados variou entre 800mm no ano de 2010 e aproximadamente 125mm no ano de 2012. A média da amostra atingiu os 462mm. Já os eventos extremos (maiores que 50mm) ocorreram em 24 dos 28 anos analisados.

Gráfico 1. Mosaicos dos gráficos do total de chuva anual, eventos extremos e médias mensais.



Durante o período do evento, entre 4 e 9 de novembro de 2019, não foram registrados eventos de chuva. A precipitação em todo o mês de novembro foi 36mm, ocorrendo 17 dias após o incêndio, em 26 de novembro.

As maiores médias mensais são entre os meses de janeiro a março, com o último ultrapassando os 100mm. As menores médias estão nos meses de agosto e setembro, atingindo aproximadamente 4mm.

3. Materiais e Métodos

Para a obtenção do modelo digital de elevação (MDE) foram utilizadas as imagens fornecidas através da missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução de 30 metros. Os dados da área queimada foram obtidos utilizando imagens providas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), do sensor OLI, presente no satélite Landsat 8, com resolução espacial de 30 metros. Seguindo a metodologia proposta por Key e Benson (2006) foram coletadas imagens do período pré-fogo (31/10/2019) e pós-fogo (16/11/2019). Logo após, utilizando os índices de *normalized burn ratio* - NBR Eq. (1) (Key; Benson, 2006) e delta NBR Eq. (2) (Parks; Dillon; Miller, 2014), foi obtido a delimitação da área de incêndio.

$$NBR = \frac{(B5-B7)}{(B5+B7)} \quad (1)$$

$$dNBR = (NBR_{(pre-fogo)}) - (NBR_{(pós-fogo)}) \quad (2)$$

Para o NBR são utilizadas as bandas do infravermelho próximo (B5) e do infravermelho de ondas curtas 2 (B7). As respectivas bandas são escolhidas por terem respostas opostas ao fogo, enquanto a B5 tende a diminuir a refletância após o fogo, a B7 aumenta a refletância após o fogo.

O delta NBR (dNBR) é utilizado para identificar a severidade do fogo na área, para isso é obtido a diferença entre o NBR anterior ao fogo e o NBR posterior ao fogo. Para classificar a intensidade foi utilizada a classificação supervisionada e o algoritmo de distância mínima presentes no software ArcMap 10.8.

A severidade do fogo foi aferida utilizando o dNBR, com o objetivo de obter maior precisão dos dados em escalas espaciais (Miller; Throne, 2007; Martini et al., 2020). O mapeamento do uso do solo foi obtido a partir da Coleção 7 do MAPBIOMAS, que possui resolução espacial de 30 metros. Essa coleção utiliza a média das imagens ao longo do ano, o que contribui para gerar resultados mais consistentes e representativos em diferentes períodos.

Para o cálculo do índice de conectividade foi utilizado o programa SedinConnect v2.3 (Crema; Cavalli, 2018), com a fórmula Eq. (3) proposta por Borselli et al, 2008, relacionando a parte superior da encosta (numerador) com a parte inferior da encosta (denominador). Os valores variam de $-\infty$ a $+\infty$, com os valores menores significando menor capacidade do ambiente gerar escoamento superficial e reduzida conexão entre a área produtora de sedimentos e o canal fluvial.

$$IC = \log_{10} \left(\frac{\omega \times s \times \sqrt{A}}{\sum \frac{d}{W \times s}} \right) \quad (3)$$

Os elementos presentes no numerador da equação 3 são: “ ω ” que representa a resistência da rugosidade da superfície, no caso valores relacionados ao fator C; o “s” é a média da declividade da área contribuinte (m/m); o “A” representa a área contribuinte (m²). O denominador estima a distância de viagem do sedimento, utilizando os seguintes dados: o “W” é o coeficiente de uso do solo; o S representa a declividade (m/m); e o “d” representa a distância até a drenagem principal.

O índice W, apresentado na (Tabela 1), varia entre 0,001 e 1 e corresponde ao índice de rugosidade do solo, sendo utilizado para estimar a influência da cobertura do solo sobre a conectividade hidrológica e o transporte de sedimentos. Este índice é fundamental para compreender como diferentes tipos de cobertura vegetal interferem na dinâmica do escoamento superficial.

Valores mais baixos de W (próximos de 0) estão associados a superfícies com elevada rugosidade, como áreas densamente vegetadas, onde a presença de cobertura natural atua como barreira ao escoamento, reduzindo a velocidade da água, promovendo maior infiltração e, conseqüentemente, diminuindo a conectividade hidrológica.

Em contrapartida, valores mais altos de W (próximos de 1) indicam baixa rugosidade, típicas de superfícies expostas, desmatadas ou urbanizadas. Nesses locais, a ausência de elementos de cobertura permite maior acúmulo

e deslocamento da água na superfície, favorecendo o escoamento concentrado e aumentando o potencial de erosão e transporte de sedimentos. (Ortíz-Rodríguez; Muñoz-Robles; Borselli, 2019a).

Tabela 1. Valores para o W. Fonte: adaptado de Ortíz-Rodríguez et al, 2009a. e Montes-Leon et al, 2011.

Formação Florestal	0.001
Caatinga Arbustiva Esparsa	0.045
Caatinga Arbustiva Densa	0.040
Pastagem	0.150
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0.125
Outras Áreas Não Vegetadas	0.900
Incêndios de Alta Severidade	0.950
Incêndios de Média Severidade	0.056
Incêndios de Baixa Severidade	0.001

Para a obtenção dos valores do “W” foram utilizados os valores obtidos por Ortíz-Rodríguez et al. (2019). Seguindo valores distintos para as áreas de uso e cobertura do solo e áreas que sofreram queimadas. Estas vão produzir valores menores para as áreas com baixa severidade e maiores nas áreas de maior severidade. Vale destacar que está é uma abordagem indireta e baseada em modelos conceituais.

Para compreender os impactos do fogo na resposta da vegetação foram utilizados os satélites Landsat-8, sensor OLI e CBERS 4a, sensor WPM, nas bandas do vermelho (B3) e infravermelho próximo (B4), com resoluções de 30 e 8 metros, respectivamente, nessas imagens foi aplicado o índice normalizado diferencial de vegetação (NDVI) Eq. (4).

$$NDVI = \frac{(B5-B4)}{(B5+B4)} \quad (4)$$

Utilizando os dados pluviométricos do município de Floresta - PE, obtidos no site da ANA, da estação A351, foi possível obter os gráficos da média mensal de chuva total, do total de chuva anual e a ocorrência de eventos extremos (Gráfico 1), maiores que 50mm, entre 1994 e 2021.

4. Resultados e discussão

Os dados de uso do solo fornecidos pelo MAPBIOMAS nos anos de 2019 e 2020 (Figura 3) demonstram diferença praticamente nula entre os anos. As variações podem, inclusive, serem atribuídas a erros dos próprios instrumentos de medição e/ou metodologia. A área que sabidamente foi afetada pelo incêndio no ano de 2019, não apresenta nenhum tipo de alteração. Segundo o MAPBIOMAS, a acurácia geral estimada para a coleção 7.1, no bioma caatinga é de 77.1%; já Souza *et al* (2020) obtiveram acurácia, para toda a caatinga, entre 78,18% e 80.03%

Na Tabela 2 estão os valores em km² e porcentagem dos usos do solo obtido nas imagens do MAPBIOMAS. A variação entre as imagens atinge um máximo de 0.98% para o uso do tipo pastagem e -0,97 para o uso do tipo mosaico de agricultura e pastagem, variações estas que não demonstram a existência do incêndio que atingiu 29,1 km².

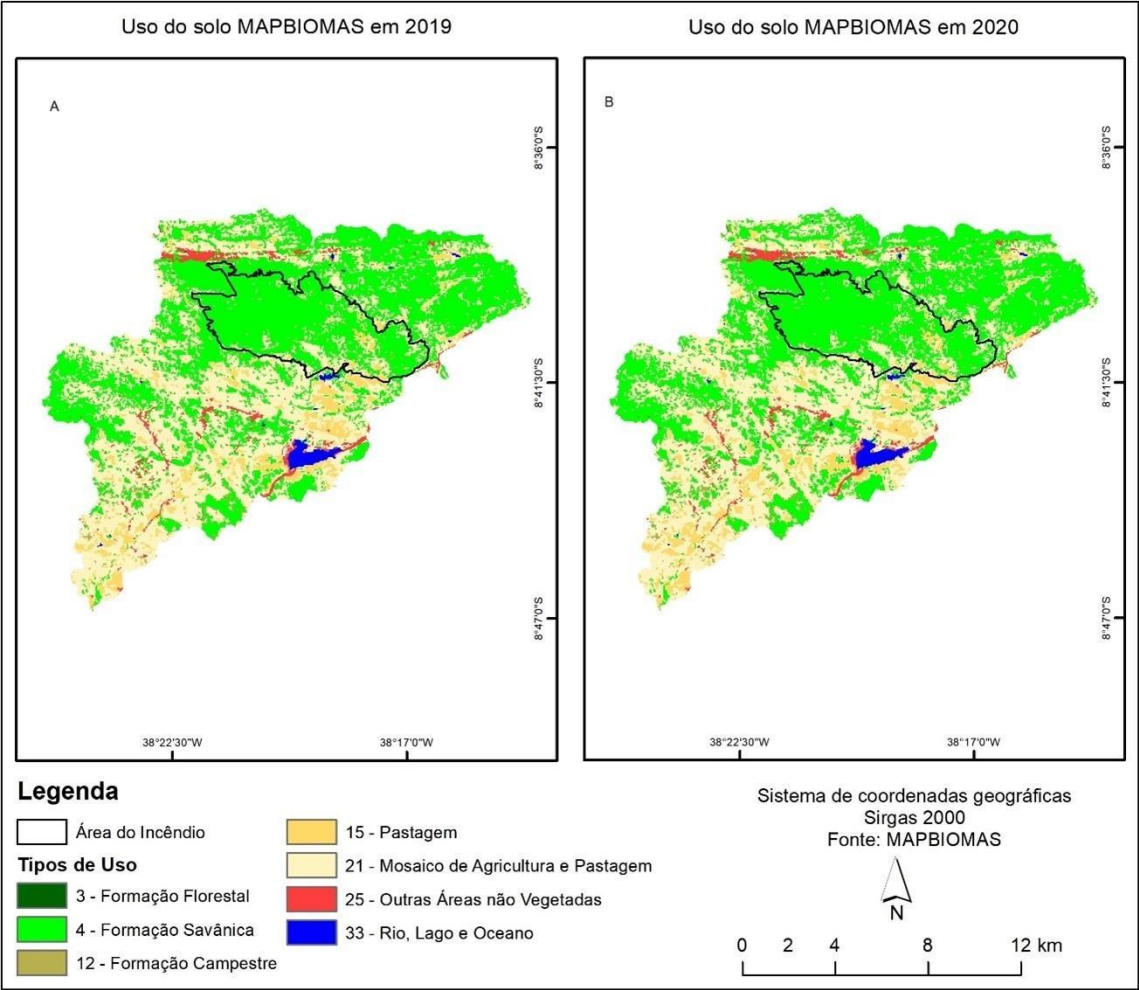


Figura 3. (A) Mosaico com o uso e ocupação do solo em 2019 e (B) 2020.

Tabela 2. Dados de uso do solo para toda a bacia nas imagens de 2019 e 2020 do MAPBIOMAS

Uso do Solo 2019			Uso do Solo 2020			Diferença	
Tipo de Uso	Area km²	%	Tipo de Uso	Area km²	%	Área km²	%
Formação Florestal	0,0126	0,01%	Formação Florestal	0,0135	0,01%	0,0009	0,00%
Formação Savanica	86,9031	47,89%	Formação Savanica	86,9724	47,93%	0,0693	0,04%
Formação Campestre	1,9044	1,05%	Formação Campestre	1,9089	1,05%	0,0045	0,00%
Pastagem	13,0977	7,22%	Pastagem	14,868	8,19%	1,7703	0,98%
Mosaico de Agricultura e Pastagem	73,3446	40,42%	Mosaico de Agricultura e Pastagem	71,5932	39,45%	-1,7514	-0,97%
Outras Áreas Não Vegetadas	4,4964	2,48%	Outras Áreas Não Vegetadas	4,4865	2,47%	-0,0099	-0,01%
Rio, Lago e Oceano	1,7112	0,94%	Rio, Lago e Oceano	1,6272	0,90%	-0,084	-0,05%
Total	181,47	100%	Total	181,47	100%		

As imagens geradas a partir dos índices NBR (*Normalized Burn Ratio*) e dNBR (*delta Normalized Burn Ratio*), apresentadas na Figura 4, permitem observar de forma clara as mudanças ocorridas na vegetação em decorrência do evento de queimada analisado. O índice NBR, utilizado para identificar áreas afetadas pelo fogo por meio da comparação entre bandas do infravermelho próximo e de ondas curtas, apresentou valores anteriores ao evento variando entre 0,42 e -0,19. Esses valores indicam uma cobertura vegetal predominantemente saudável, com poucas áreas degradadas. No entanto, após a ocorrência do evento, os valores mínimos do NBR caem para -0,28, sugerindo uma perda significativa da vegetação e, portanto, um impacto direto do distúrbio ambiental.

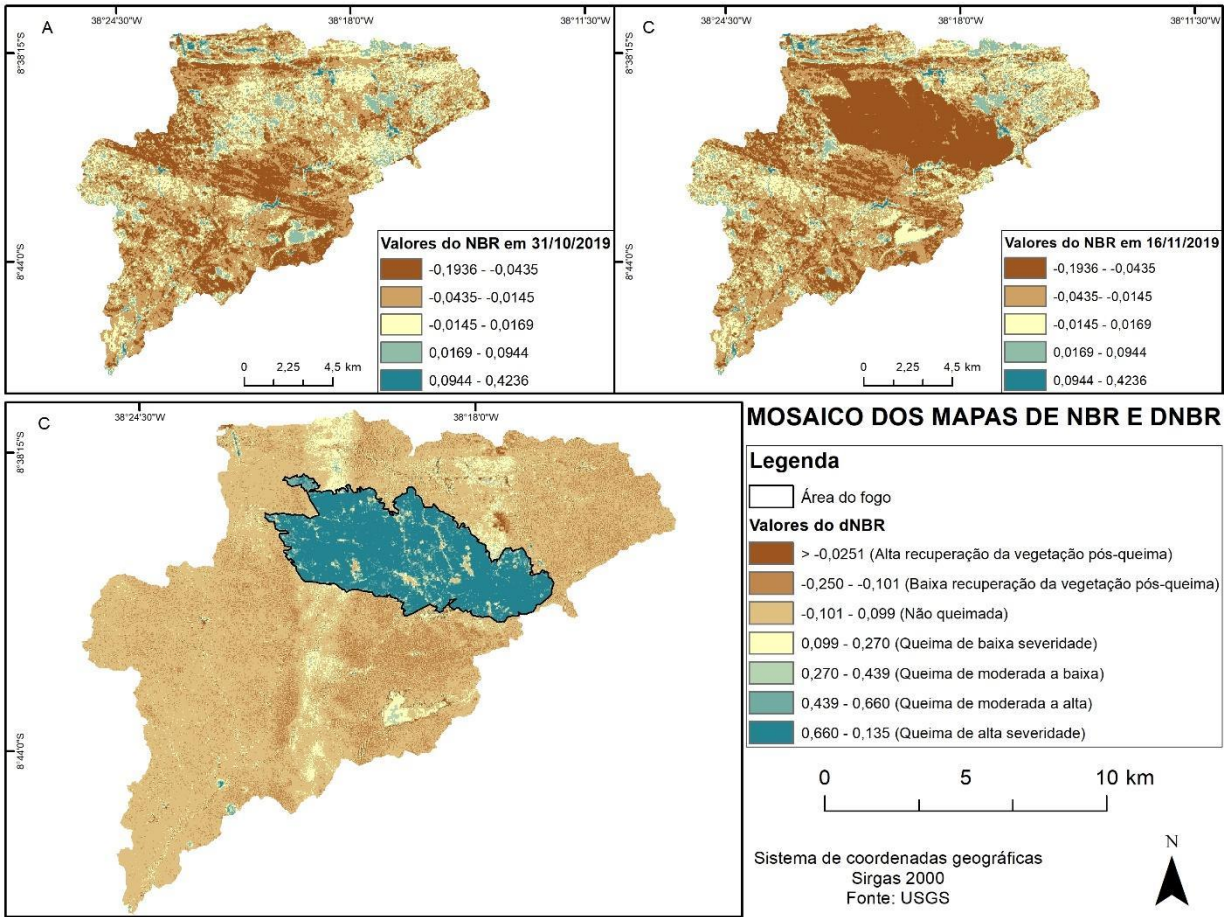


Figura 4. (A) Mosaico do NBR dos dias 30/10/2019 – pré-incêndio, 16/11/2019, (B) pós-incêndio e (C) dNBR.

Estes valores também são utilizados para estimar a intensidade do fogo, a qual foram encontradas intensidades médias e altas, representando os valores positivos, que segundo Key e Benson (2006), são as áreas de incêndios. Valores que também são utilizados para estimar a intensidade do fogo, a qual foram encontradas intensidades médias e altas, baseado nos valores propostos pelo USGS *Firemom program*.

Após estimar a intensidade do fogo, foi feita uma comparação entre os valores de uso do solo da bacia anterior e posterior ao evento e suas diferenças (Tabela 3). Os principais usos do solo encontrados foram caatinga arbustiva densa (47,97%), mosaico de agricultura e pastagem (40.62%) e apenas pastagem (7.11%).

Tabela 3. Valores de uso do solo anteriores e posteriores ao incêndio.

Valores Pré Incêndio			Valores Pós Incêndio			Diferença Entre Pós-Pré	
Tipo de Uso do Solo	Área Km²	%	Tipo de Uso do Solo	Área Km²	%	Área Km²	%
Formação Florestal	0,01	0,01%	Formação Florestal	0,01	0,01%	0	0,00%
Caatinga Arbustiva Densa	87,15	47,97%	Caatinga Arbustiva Densa	64,4	35,45%	-22,75	-12,52%
Caatinga Arbustiva Esparsa	1,73	0,95%	Caatinga Arbustiva Esparsa	1,53	0,84%	-0,2	-0,11%
Pastagem	12,92	7,11%	Pastagem	11,92	6,56%	-1	-0,55%
Mosaico de Agricultura e Pastagem	73,79	40,62%	Mosaico de Agricultura e Pastagem	68,7	37,82%	-5,09	-2,80%
Outras Áreas Não Vegetadas	4,36	2,40%	Outras Áreas Não Vegetadas	4,36	2,40%	0	0,00%
Água	1,7	0,94%	Água	1,7	0,94%	0	0,00%
			Incêndios de Alta Severidade	17,54	9,66%	17,54	9,66%
			Incêndios de Média Severidade	11,5	6,33%	11,5	6,33%
Total	181,66	100%	Total	181,66	100%		

Os valores posteriores sofreram a alteração de 15,99%, que são referentes ao incêndio, desses 9,66% foram considerados de alta intensidade e 6,33% de média intensidade. A área que sofreu a maior redução foi a caatinga arbustiva densa com 12,52%, o que é explicado por este uso ser o predominante dentro da área do incêndio de fato.

Essa consideração acaba sendo importante por ser dentro da caatinga arbustiva densa onde os incêndios mais intensos foram localizados (Figura 5). Os mosaicos de agricultura e pastagem e áreas não vegetadas acabaram

respondendo com severidades mais baixas. A explicação para esse fato advém de que as gramíneas apresentam menos combustível e menor poder calorífico que as árvores e arbustos.

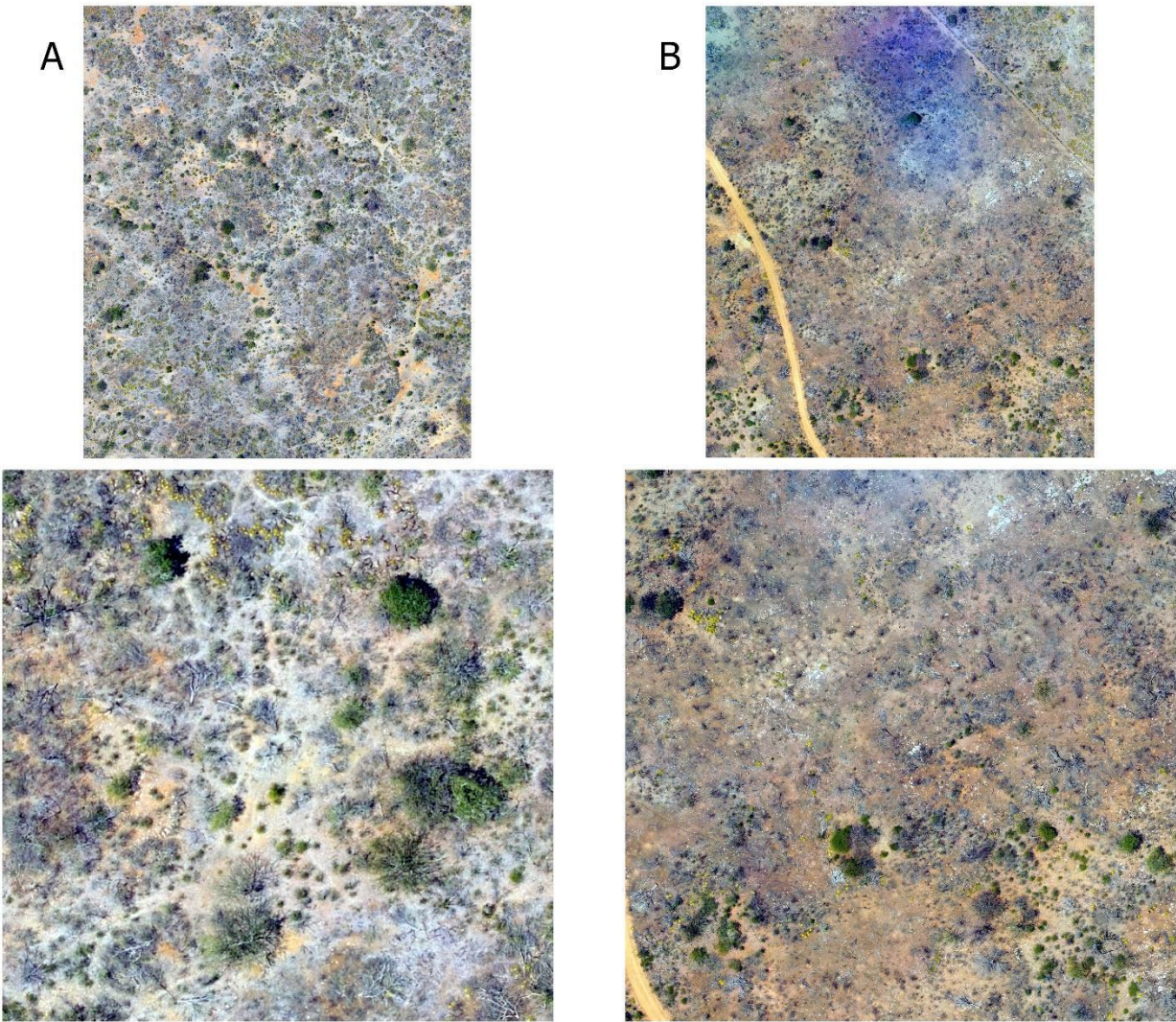


Figura 5. (A) Mosaico mostrando os locais de incêndios de média intensidade e (B) alta intensidade, no ano de 2022.

A relação direta entre intensidade do fogo e as áreas com a cobertura arbustivo-arbórea mais densa são determinantes para no resultado do índice de conectividade, pois vão possuir a maior diferença, 0.905, no dado de entrada (W).

Como já esperado os valores de conectividade tendem para um aumento após o evento. O índice de conectividade mantém os valores mínimos, mas sofre um aumento considerável dos valores maiores, com um aumento de 14% nos valores máximos após o evento (Tabela 4). A média dos valores de conectividade aumentou à medida que a amplitude dos resultados foi maior, demonstrada através do desvio padrão sofrer um aumento.

Tabela 4. Valores da conectividade mínima, máxima, média e desvio padrão.

	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
IC pré incêndio	-11,978	1,7118	-7,8715	0,7104
IC pós incêndio	-11,978	1,9626	-7,7012	0,7801

Corroborando com a tendência acima estão os valores encontrados ao fazer a diferença entre pós e pré evento, onde tudo, exceto a área do evento, sofre pouca ou nenhuma variação. Enquanto as regiões afetadas pelo incêndio sofrem as maiores diferenças, atingindo picos de 2.96 (Figura 6), justamente onde a vegetação arbustiva densa foi removida devido à alta intensidade do fogo.

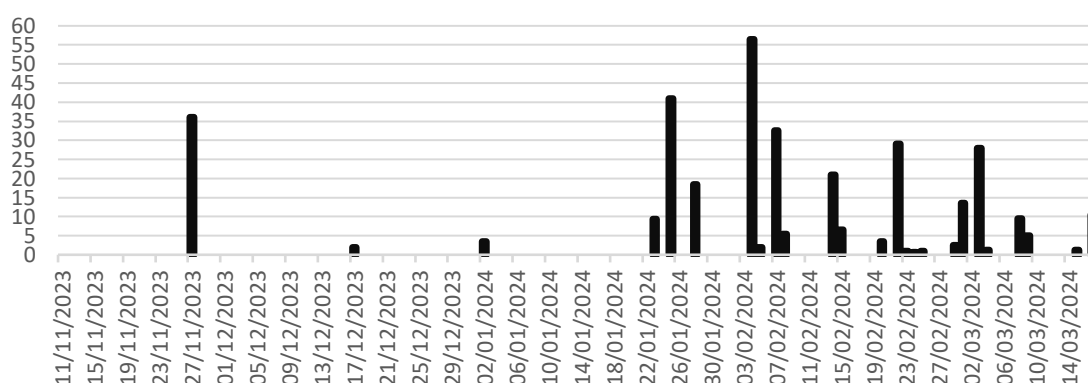
A porção leste da área foi a mais afetada por incêndios severos, resultando na maior redução do dossel vegetal. Além disso, fatores naturais da vegetação xerófila, como a ausência de cobertura foliar antes do período chuvoso, agravaram essa condição. O impacto sobre os solos também foi significativo, pois se trata de um Luvisolo Crômico com alto teor de argila, o que o torna mais suscetível a sofrer selagem, especialmente nas áreas atingidas por incêndios de alta intensidade (Stavi, 2019).

Os resultados envolvendo o índice de conectividade hidrológica demonstram a tendência ao aumento da conectividade nas áreas afetadas pelo fogo, resultados semelhantes foram obtidos por Martínez-Murillo; López-Vicente, 2016; Ortiz-Rodríguez et al., 2019a. A relação entre quantidade, potencial de poder calorífico e distribuição contínua do combustível são os fatores que controlam a intensidade do fogo.

Entre os dias de obtenção dos dados de satélite não ocorreram eventos de chuva. O evento mais próximo ocorreu no dia 27 de novembro, 17 dias após o evento (Gráfico 2), impactando as áreas que possivelmente sofreram a remoção do dossel e remobilizando detritos derivados do incêndio, como carvão e cinzas, além de sedimentos. O transporte de detritos não queimados e cinzas são elementos com potencial de reduzir a conectividade a jusante, entretanto não é possível determinar a influência a partir do sensoriamento remoto.

Gráfico 2. Precipitação 120 dias após o evento.

Precipitação 120 dias após o evento



Segundo Souza e Hook (2021), a conectividade da paisagem tende a aumentar especialmente em áreas degradadas à medida que ocorre a recuperação da cobertura foliar. Esse processo de regeneração é particularmente influenciado pelas condições climáticas, sendo potencializado durante a temporada chuvosa. Como consequência, os resultados observados em relação ao aumento da conectividade são ainda mais expressivos nesse período, evidenciando o papel da pluviosidade como fator indutor da restauração ecológica.

Entretanto, a remoção da vegetação original, somada à baixa adaptabilidade de determinados biomas ao fogo, agrava significativamente os impactos provocados pela estação chuvosa. Em contextos em que o fogo atua como agente de distúrbio, a perda da cobertura vegetal compromete a capacidade de infiltração do solo e aumenta a suscetibilidade à erosão, intensificando os efeitos negativos das chuvas intensas.

O impacto da estação chuvosa foi classificado como extremo, uma vez que os meses subsequentes ao evento de fogo — especialmente dezembro, janeiro, fevereiro e março — concentraram as maiores médias de precipitação (conforme demonstrado na Figura 3), além da ocorrência de eventos climáticos extremos. Esses fatores atuaram em uma área já fragilizada, cuja capacidade de regeneração da cobertura foliar revelou-se limitada, mesmo durante o período de maior disponibilidade hídrica.

Além disso, a diferença de conectividade (Figura 6) mostra que praticamente toda a área afetada pelo incêndio apresentou alterações positivas, predominando sobre as negativas. Valores próximos de zero são raros dentro do polígono, o que reforça a ideia de que houve uma mudança significativa na conectividade da região.

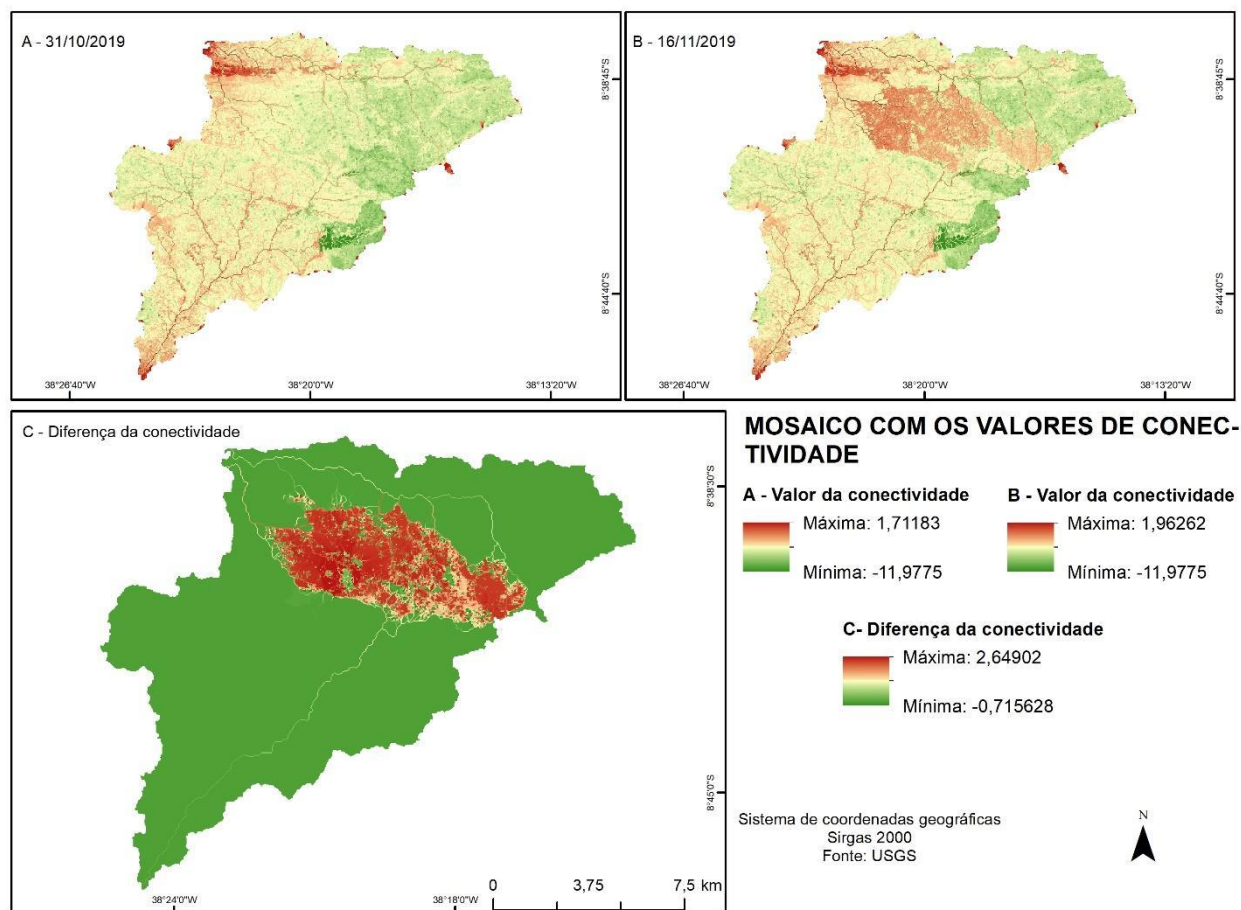


Figura 6. (A) Mosaico com os valores de conectividade em 31/10/2019, (B) 16/11/2019 e (C) o resultado do da diferença de conectividade.

A Figura 7 mostra o resultado do NDVI para a bacia em três momentos distintos: A, logo após o incêndio; B, 9 meses após o incêndio e C, 3 anos após o incêndio. Os resultados indicam que houve recuperação da vegetação entre 2019 e 2022, com um aumento médio de 7,61%, com picos de até 24,55% nos índices de vegetação. No entanto, as áreas que sofreram os incêndios mais intensos apresentaram uma recuperação mais lenta.

Esse resultado concorda com o obtido por Sampaio (1998) que ao estudar a recuperação da caatinga após a remoção sem fogo e com fogo, demonstra a dificuldade da vegetação de caatinga se recuperar quando sofre esse tipo de impacto, principalmente em intensidades mais altas. No seu trabalho, mesmo após seis anos a caatinga não demonstra a mesma densidade de indivíduos, muito embora algumas espécies como a *Mimosa tenuiflora* (Jurema Preta) e o *Bauhinia cheilanta* (Mororó) apresentem respostas mais rápidas ao fogo.

Para efeito de comparação, os trabalhos de Sampaio (1998) e Alves et al. (2013) demonstram a capacidade de recuperação natural da caatinga, com valores de densidade entre 25% e 40% da quantidade original dentro de um período de 6 anos. Embora ocorra certa recuperação de densidade arbórea, a diversidade de espécies se torna reduzida, sendo a *Poincianella bracteosa* (Catingueira), a *Croton sonderianus* (Marmeleiro) e a *Bauhinia cheilanta* (mororó) as espécies que tiveram recuperações mais relevantes (Tarcisio, 2013).

Quando comparado com as áreas que sofreram incêndio, a densidade das espécies em geral não ultrapassa os 15% (Sampaio, 1998). Esse valor ainda sofre a variação de acordo com a intensidade do incêndio, assim como espécies que tendem a se recuperar.

Em incêndios de baixa e média intensidade, a Jurema Preta e a Catingueira são as espécies que têm maior aumento da densidade. Em incêndios de alta intensidade a única espécie que sofre aumento de densidade é o Mororó, atingindo mais que o dobro dos valores iniciais (Sampaio, 1998).

Os valores de NDVI mais elevados em 2023 (Figura 7, C) se dão por uma maior taxa de pluviosidade nos meses de janeiro e fevereiro. Dentro do polígono do incêndio ocorreu um aumento dos valores, possivelmente

causados pela rebrota de gramíneas do mesmo modo como ocorre com Sampaio (1998), porém muito abaixo dos valores encontrados ao redor.

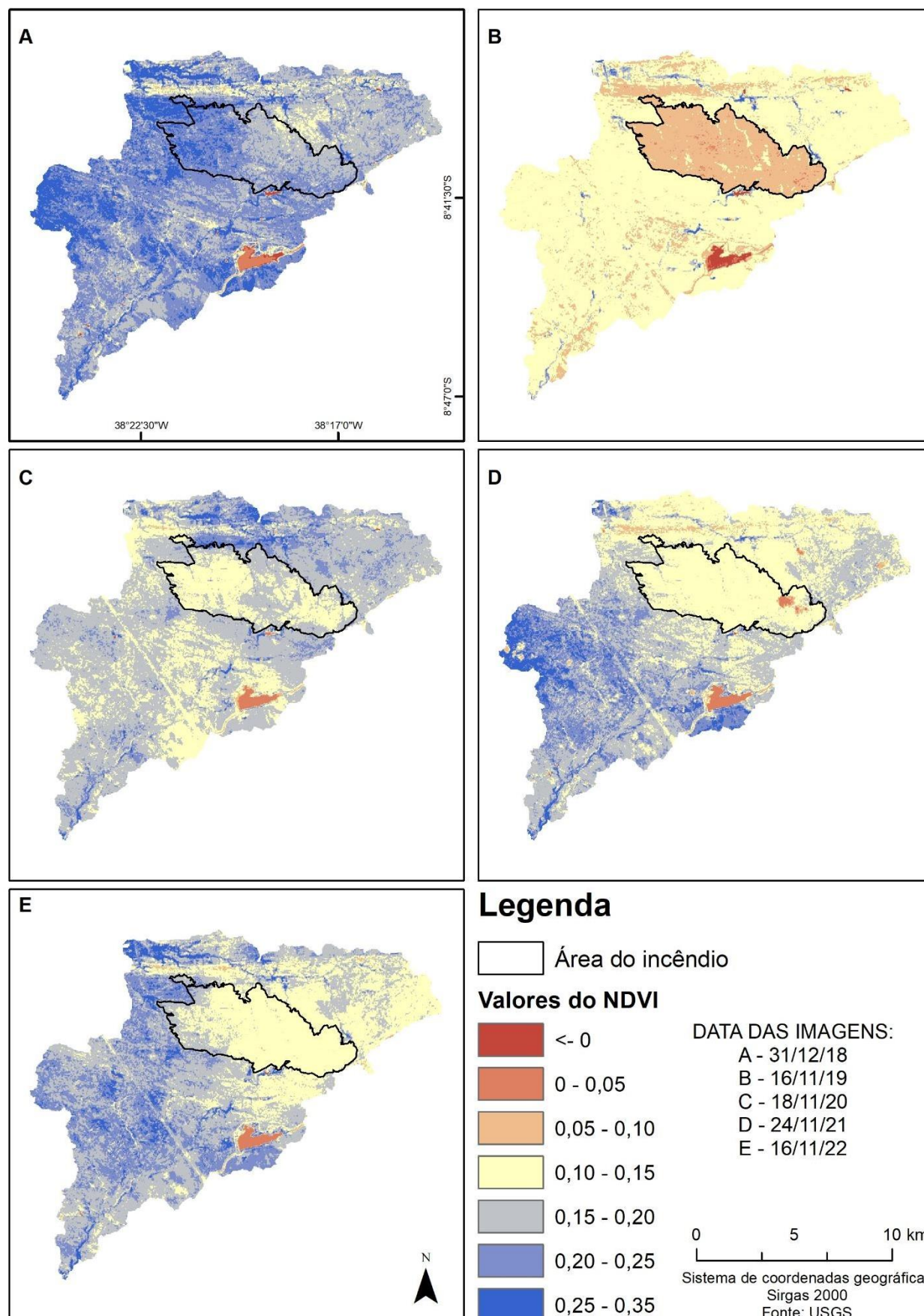


Figura 7. Mosaico com os mapas de NDVI em (A) 31/12/2018, (B) 16/11/2019, (C) 18/11/2020, (D) 24/11/2021 e (E) 16/11/2022.

5. Conclusões

No incêndio estudado prevaleceram as intensidades médias e altas, que pode ser explicado pelo alto poder calorífico das plantas, velocidade de propagação, elevada presença de biomassa seca e baixa pluviosidade.

A capacidade de recuperação da caatinga para áreas afetadas pelo fogo é limitada, na medida que quatro anos após o incêndio os valores não retornaram para níveis pré-incêndio. Apesar da escassez de literatura sobre a temática, o processo de recuperação da caatinga tende a ser lento, com difícil recuperação dos níveis pré-incêndio e propensão para a intensificação do processo de desertificação das áreas afetadas.

Como consequência da intensidade do fogo, os valores de conectividade tiveram mudanças em todo o polígono, normalmente tendendo para o aumento de conectividade. Aqui ficou constatado a limitação dos valores de entrada no índice de severidade de incêndio que foram criados para áreas de florestas contínuas, alguns usos possuem valores de entrada para rugosidade do terreno maiores que os valores de incêndio de intensidade média, por exemplo. É importante ressaltar que a recuperação pós-incêndio a caatinga está diretamente relacionada com o aumento da rugosidade, atuando como um dos principais fatores no controle da dinâmica hidrogeomorfológica superficial. Por fim, o monitoramento na recuperação/variação da rugosidade superficial deve ser monitorado, sendo os VANTs uma possibilidade de baixo custo para o monitoramento.

Contribuições dos Autores: Concepção, F. L. B. e J. O. P. S.; metodologia, F. L. B.; software, F. L. B.; validação, F. L. B. e J. O. P. S.; análise formal, F. L. B.; pesquisa, F. L. B.; preparação de dados, F. L. B.; escrita do artigo, F. L. B.; revisão, E. L. B. L. M.; supervisão, X.X.; Todos os autores leram e concordaram com a versão publicada do manuscrito.

Financiamento: Esta pesquisa não recebeu nenhum financiamento externo.

Agradecimentos: Ao Grupo de Estudos em Ambientes Fluviais Semiáridos (GEAFS).

Conflito de Interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesse.

Referências

1. ALMEIDA, C. P. A.; CAMPOS, J. R. D.; COSTA, A. C. S. Effects of fire on chemical and physical soil attributes in a *Cerrado sensu stricto* area. **Revista de Agrogeoambiental**, v. 13, n. esp. 2, 2021.
2. ALVES, J. M. B. et al. A Study of Heat Sources in the Caatinga Biome and their Relationships with Meteorological Variables. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 3, p. 513–527, 2021. DOI: 10.1590/0102-77863630015.
3. BOND, W. J.; KEANE, R. E. Fires, Ecological Effects of. In: ROITBERG, B. D. **Reference Module in Life Sciences**. 1st Ed. Elsevier, 2017. p. 1-11.
4. BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 268–277, 2008. DOI: 10.1016/j.catena.2008.07.006.
5. BRIERLEY, G.; FRYIRS, K.; JAIN, V. Landscape connectivity: The geographic basis of geomorphic applications. **Area**, v. 38, n. 2, p. 165–174, 2006. DOI: 10.1111/j.1475-4762.2006.00671.x.
6. CARVALHO, A. T. F. Climatic characterization of the rainy season in a Brazilian semiarid municipality between 2013 and 2017. **Geografia em Atos (Online)**, v. 2, n. 17, p. 04–23, 2020. DOI: 10.35416/geoatos.v2i17.7116.
7. CHRISTOFOLETTI, A. **Modeling of Environmental Systems (Modelagem de Sistemas Ambientais)**. 2nd Ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2002. 256p.
8. COELHO NETTO, A. L. Hillslope hydrology at the interface with geomorphology. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorphology: an update of bases and concepts**. 3rd Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. p. 93 – 148.
9. CREMA, S.; CAVALLI, M. SedInConnect: a stand-alone, free and open-source tool for the assessment of sediment connectivity. **Computers and Geosciences**, v. 111, p. 39–45, 2018. DOI: 10.1016/j.cageo.2017.10.009.
10. DRYFLOR et al. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, p. 1383-1387, 2016.
11. 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, 2022. DOI: 10.3389/fevo.2022.723286.
12. HALLEMA, D. W. et al. Regional patterns of postwildfire streamflow response in the Western United States: The importance of scale-specific connectivity. **Hydrological Processes**, v. 31, n. 14, p. 2582–2598, 2017. DOI: 10.1002/hyp.11208.
13. HASTENRATH, S. Exploring the climate problems of Brazil's Nordeste: A review. **Climatic Change**, v. 112, p. 243-251, 2012. DOI: 10.1007/s10584-011-0227-1.
14. HOOKE, J. Coarse sediment connectivity in river channel systems: A conceptual framework and methodology. **Geomorphology**, v. 56, n. 1–2, p. 79–94, 2003. DOI: 10.1016/S0169-555X(03)00047-3.
15. KEY, C. H.; BENSON, N. C. LA-1 Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods. In: LUTES, D. C. et al. **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system**. Colorado: USDA Forest Service, 2005.

16. LIMA, N. E. DE et al. Characterization and biogeographical history of Neotropical dry ecosystems. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2209–2222, 2018a.
17. LÓPEZ-VICENTE, M.; GONZÁLEZ-ROMERO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Forest fire effects on sediment connectivity in headwater sub-catchments: Evaluation of indices performance. **Science of the Total Environment**, v. 732, 2020a.
18. LÓPEZ-VICENTE, M.; KRAMER, H.; KEESSTRA, S. Effectiveness of soil erosion barriers to reduce sediment connectivity at small basin scale in a fire-affected forest. **Journal of Environmental Management**, v. 278, 2021a.
19. LU, X. et al. Structural and sedimentological connectivity on a rilled hillslope. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1479–1494, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.137.
20. MARTÍNEZ-MURILLO, J. F.; LÓPEZ-VICENTE, M. Modelling hydrological connectivity in burned areas: A case study from South of Spain. **FLAMMA**, v. 7, n. 3, p. 5-9, 2016.
21. MARTÍNEZ-MURILLO, J. F.; LÓPEZ-VICENTE, M. Effect of Salvage Logging and Check Dams on Simulated Hydrological Connectivity in a Burned Area. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 3, p. 701–712, 2018. DOI: 10.1002/ldr.2735.
22. MARTINI, L. et al. Assessing the effect of fire severity on sediment connectivity in central Chile. **Science of the Total Environment**, v. 728, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139006.
23. MIDDLETON, N. J.; STERNBERG, T. Climate hazards in drylands: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 126, p. 48-57, 2013. DOI: 10.1016/j.earscirev.2013.07.008.
24. MONTES-LEON, M. A. L. et al. National map of potential erosion. **Tecnologia y Ciencias del Agua**, v. 2, n. 1, p. 05-17, 2011.
25. NEMENS, D. G.; VARNER, J. M.; JOHNSON, M. C. **Environmental Effects of Postfire Logging: An Updated Literature Review and Annotated Bibliography**. Portland: USDA Forest Service, 2019. 35p. General Technical Report.
26. ORTÍZ-RODRÍGUEZ, A. J.; MUÑOZ-ROBLES, C.; BORSELLI, L. Changes in connectivity and hydrological efficiency following wildland fires in Sierra Madre Oriental, Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 112–128, 2019a.
27. PARKS, S. A.; DILLON, G. K.; MILLER, C. A new metric for quantifying burn severity: The relativized burn ratio. **Remote Sensing**, v. 6, n. 3, p. 1827–1844, 2014. DOI: 10.3390/rs6031827.
28. PHILLIPS, J. D. Synchronization and scale in geomorphic systems. **Geomorphology**, n. 137, p. 150-158, 2012. DOI: 10.1016/j.geomorph.2010.09.028.
29. REDIN, M. et al. Impacts of burning on chemical, physical, and biological soil attributes. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 381-392, 2011.
30. SACO, P. M.; WILGOOSE, G. R.; HANCOCK, G. R. Eco-geomorphology of banded vegetation patterns in arid and semiarid regions. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1717-1730, 2007. DOI: 10.5194/hess-11-1717-2007.
31. SAMPAIO, E. V. et al. Regeneration of Caatinga vegetation after cutting and burning in Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 5, 1998.
32. SANTANA, J. A. S. et al. Determination of critical periods for forest fires in the Seridó Ecological Station, Serra Negra do Norte-RN. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 1, p. 43–47, 2011.
33. SOUZA, C. M. Jr. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.
34. SOUZA, J. O. P. From environmental systems to the fluvial system - a review of concepts. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 47, 2013.
35. SOUZA, J. O. P.; ALMEIDA, J. D. M. Fluvial processes in drylands: a review. **Revista OKARA: Geografia em debate**, v. 9, n. 1, p. 108-122, 2015.
36. SOUZA, J.; HOOKE, J. Influence of seasonal vegetation dynamics on hydrological connectivity in tropical drylands. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 11, 2021. DOI: 10.1002/hyp.14427.
37. SILVA, J. A.; PACHECO, A. DA P. Fire analysis in the caatinga environment from landsat-8 images, enhanced vegetation index and analysis by the main components. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 1, p. 417–439, 2021. DOI: 10.5902/1980509843818.
38. STAVI, I. Wildfires in grasslands and shrublands: A review of impacts on vegetation, soil, hydrology, and geomorphology. **Water**, v. 11, n. 5, p. 1-20, 2019. DOI: 10.3390/w11051042.
39. TARCISIO, F. Natural regeneration of a Caatinga area in the Pernambuco hinterland, northeastern Brazil. **Cerne**, v. 19, n. 2, p. 229-235, 2013. DOI: 10.1590/S0104-77602013000200006.



obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) – CC BY. Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.