

## CAPÍTULO 4



# DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DAS CICATRIZES DE FOGO EM FLORESTAS DA REGIÃO SUL DE RORAIMA

*Arthur Camurça Citó<sup>1</sup>*

*Haron Abraham Magalhães Xaud<sup>2,3</sup>*

*Pedro Aurélio Costa Lima Pequeno<sup>3</sup>*

*Reinaldo Imbrozio Barbosa<sup>3,4</sup>*

*Carolina Volkmer de Castilho<sup>2,3</sup>*

*Paulo Eduardo Barni<sup>5</sup>*

*Maristela Ramalho Xaud<sup>2,3</sup>*

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.

<sup>2</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Roraima – UFRR.

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.

<sup>5</sup> Universidade Estadual de Roraima- UERR.

## INTRODUÇÃO

Na Amazônia, o fogo está intrinsecamente relacionado à atividade humana, seja ele decorrente do desmatamento para fins agrícolas, no caso do preparo da área para o plantio, ou causado por pecuaristas para limpeza de pasto, ao buscar renovar a pastagem e combater ervas espontâneas. Há ainda o fogo causado por pequenos produtores e povos tradicionais, como é o caso do fogo de coivara ou roça (BARLOW et al.; COCHRANE, 2003; 2019, NEPSTAD et al., 1999).

O fogo gerado tanto pela queima de áreas em conversão como áreas agropastoris consolidadas pode sair do controle e invadir florestas em pé, reduzindo o número

de indivíduos adultos dessas florestas. Ao sair do controle, a queimada pode ser caracterizada como incêndio. Os incêndios de baixa intensidade normalmente atingem o sub-bosque da floresta, sendo o tipo de incêndio que mais ocorre na Amazônia. Entretanto, com a repetição de eventos de fogo em uma mesma região, esses incêndios podem ser mais intensos e assumir comportamentos diferentes. Da mesma forma, incêndios em florestas previamente desmatadas são importantes fontes de combustível para o espalhamento do fogo (BARLOW et al., 2012; BARLOW et al., 2019; XAUD et al., 2013). Estes incêndios podem alterar as características da floresta, atingindo a sua diversidade, a estrutura e a composição das espécies, resultando no domínio de espécies adaptadas ao fogo, com dosséis mais abertos e baixos (CONDÉ et al., 2019; XAUD et al., 2013).

O evento El Niño ocorrido entre 1997 e 1998 contribuiu para que os incêndios penetrassem tanto nas florestas primárias como em outros tipos de ecossistemas em Roraima, provocando intensa morte de árvores e intensa emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera. Durante este evento, estima-se que 11.394-13.928 km<sup>2</sup> de florestas primárias foram atingidas pelo fogo. A área atingida foi o equivalente a 7% de todos os sistemas florestais primários de Roraima. Durante este incêndio, 400 km lineares de frentes de fogo puderam ser observados, emitindo milhões de toneladas de carbono para a atmosfera (BARBOSA e FEARNSIDE, 1999; FEARNSIDE et al., 2013).

Dentre outras consequências dos incêndios florestais, podemos citar a redução dos estoques de carbono das florestas. Comparado com florestas intocadas, áreas florestais atingidas por incêndios reduzem em aproximadamente 25% a capacidade de estoque de

carbono (PESSÔA et al., 2020). Este é um valor relevante, se levarmos em conta o aumento dos incêndios nas florestas tropicais, em especial na Amazônia. Os incêndios variam no espaço-tempo, e compreender as mudanças espaciais e temporais do fogo na Amazônia é importante para fundamentar políticas públicas de gestão do fogo, o que inclui prevenção e combate aos incêndios florestais (SILVA et al., 2021).

A relação entre desmatamento, corte seletivo e incêndios na região sul de Roraima tem sido constantemente investigada (BARNI et al., 2015; CONDÉ et al., 2019; BARNI et al., 2021). De fato, este deve ser um esforço contínuo uma vez que a observação e análise espacial de cicatrizes de fogo para regiões tropicais, em especial incêndios em áreas florestais, é prejudicada pela ocorrência de nuvens e pelo dossel fechado da vegetação (ASNER, 2001; XAUD, 2013). Além disto, a necessidade de computadores com grande poder de processamento de imagens de satélite, principais fontes de dados para este tipo de estudo, restringe a capacidade de análise dos incêndios nos diferentes tipos de uso e cobertura do solo.

Uma das chaves para superar a limitação técnica destas análises é o uso de computação em nuvem e aprendizagem de máquina. Plataformas como a do *Google Earth Engine* (GEE) permitem que o usuário crie ferramentas para processar um grande volume de dados geoespaciais, contribuindo para análises de longas séries temporais em escala regional e até planetária (GORELICK et al., 2017).

Nesta pesquisa, foi aplicado o paradigma da computação em nuvem, utilizando como base o empilhamento de imagens o sensor OLI (*Operational Land Imager*), do satélite Landsat-8, para detectar e diferenciar

alterações na cobertura do solo relacionadas aos distúrbios em área de floresta, com foco nos incêndios e sua marca deixada na paisagem, denominada cicatriz de fogo. Este trabalho tem o propósito de contribuir para a compreensão da dinâmica do fogo na Amazônia, analisando o comportamento das cicatrizes de fogo em áreas de floresta nos municípios de Caracaraí, Caroebe, Rorainópolis, São João da Baliza e São Luiz, localizados na região sul de Roraima, entre os anos de 2015 e 2021.

Aqui analisamos como as cicatrizes de fogo estão distribuídas nas áreas de floresta com diferentes classes de uso, como Unidades de Conservação (UC), Terras Indígenas (TI), Áreas Militares (AM), Florestas Públicas Não Destinadas (FPND), Projetos de Assentamento (PA) e outras áreas (OA), onde estas últimas incluem, também, as florestas localizadas em terras de uso privado e particular. Assim, nosso objetivo neste trabalho foi mapear as áreas degradadas por incêndios nas florestas do sul de Roraima, analisando sua distribuição em diferentes classes de uso do solo e fitofisionomias que tenham formações florestais.

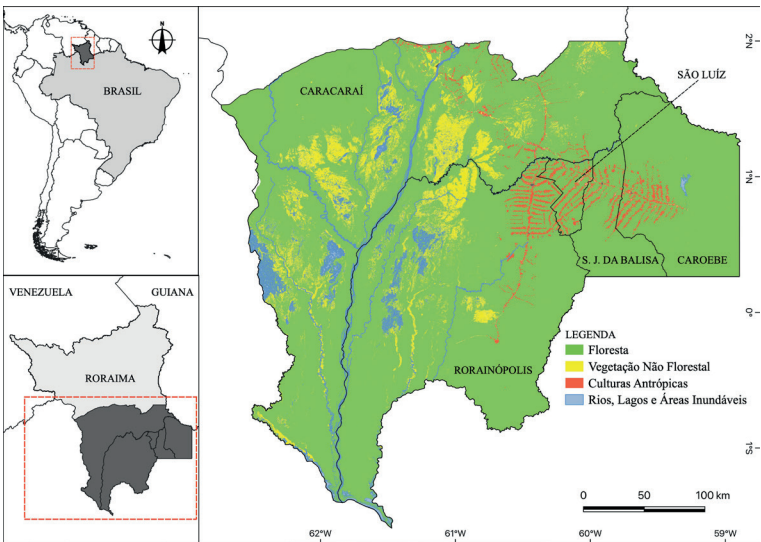
## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo compreende a região sul do estado de Roraima, contemplando os municípios de Caracaraí, Caroebe, Rorainópolis, São João da Baliza e São Luiz, representada na Figura 1. Esta mesorregião possui aproximadamente 98.836 km<sup>2</sup>, representando 44% da área do estado (IBGE, 2021). A região faz parte da bacia hidrográfica do rio Negro e do rio Amazonas, possuindo quatro sub-bacias, compostas pela bacia do rio Branco,

bacia do rio Jufari, bacia do rio Jauaperi e bacia do rio Jatapú (LADEIRA; DANTAS, 2014).

**Figura 1** – Mapa de localização da região de estudo.



Fonte: Os autores.

## PROCESSAMENTO DE DADOS

Os processamentos, análises e validação dos dados ocorreram na plataforma GEE, através do aplicativo *Continuous Degradation Detection* (CODED) versão 1.0, e nos programas DinamicaEGO (SOARES-FILHO, 2008) e QGIS (QGIS.org, 2024).

## PRÉ-PROCESSAMENTO DE IMAGENS

Aqui utilizamos um arquivo vetorial contendo a classificação das áreas de floresta da região de estudo. Este dado foi previamente selecionado a partir do produto

de “Uso e Cobertura do Solo” do MapBiomias, versão 3 (Projeto MapBiomias, 2021). Todos os dados deste estudo foram filtrados a partir desta camada, garantindo que a área de interesse fosse delimitada pela classe de floresta. Para esta análise, definimos floresta segundo o entendimento de Souza et al. (2020), que caracteriza a classe de “Formação Florestal” como vegetação com predominância de espécies arbóreas com dossel contínuo de alta densidade.

## PROCESSAMENTO DE IMAGENS

Nesta etapa utilizamos técnicas de computação em nuvem e aprendizagem de máquina para mapeamento e classificação de distúrbios em áreas de floresta. Nesta etapa utilizamos o aplicativo CODED, desenvolvido para ser executado na plataforma GEE com uso de imagens do satélite Landsat (BULLOCK et al., 2019; 2020; SOUZA et al., 2020).

De acordo com Bullock et al. (2020) o algoritmo permite o mapeamento de distúrbios florestais ao criar um cubo de dados multidimensional das cenas Landsat, sobrepondo as imagens de períodos diferentes em ordem cronológica, onde cada pixel empilhado é processado individualmente. Os dados são, então, convertidos em imagens fração através da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral (SHIMABUKURO; PONZONI, 2017). O índice espectral utilizado para determinação dos valores das cinco assinaturas espectrais dos componentes da paisagem (*endmembers*), que resultam nas imagens-fração, é padronizado pelo algoritmo a partir dos valores estabelecidos por Souza et al. (2005). Os *endmembers* são 1) Vegetação verde (VV), 2) Vegetação não fotossintetizante (VNF), 3) sombra, 4) solo e 5) nuvem. A partir das imagens-



fração calcula-se o Índice Normalizado de Diferença de Fração (NDFI), conforme equação desenvolvida por Souza et al. (2005), descrita abaixo:

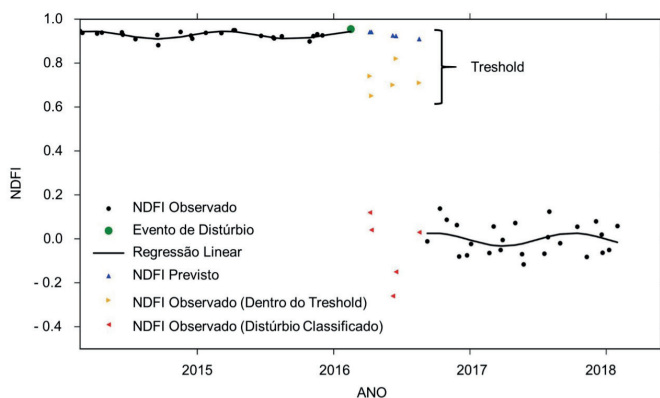
$$\text{NDFI} = \frac{\text{VV}_{\text{sombra}} - (\text{VNF} + \text{solo})}{\text{VV}_{\text{sombra}} + \text{VNF} + \text{solo}}$$

Onde,  $\text{VV}_{\text{sombra}}$  é a sombra-normalizada da fração VV, calculada por:

$$\text{VV}_{\text{sombra}} = \frac{\text{VV}}{100 - \text{sombra}}$$

Os valores de NDFI podem variar entre 1 e -1. Quando o pixel apresenta valor próximo ou igual a 1, indica uma área de floresta. A classificação de um distúrbio florestal pelo algoritmo, como é o caso de uma cicatriz de fogo, depende da aplicação de uma regressão linear sobre os valores de NDFI ao longo do tempo, conforme apresentado na Figura 2.

**Figura 2** – Valores de NDFI de um pixel ao longo do tempo.  
Adaptada de Bullock (2019).



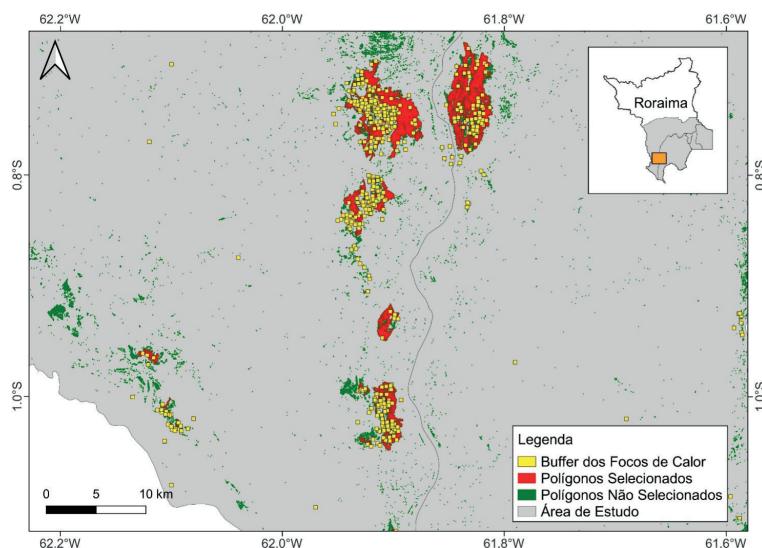
Fonte: Os autores.

Assim, a detecção de uma mudança no pixel, causada por um distúrbio, depende de uma inferência estatística de previsibilidade do valor de NDFI no futuro. O algoritmo roda essa previsão sequencialmente no tempo. Se os novos valores de NDFI observados desviam para além de um valor limite (*threshold*), estabelecido como limiar de mudança, por quatro vezes consecutivas, então o distúrbio é detectado. Assim, o valor limite atua como um controle do resíduo máximo permitido em uma série temporal estável, em que não haveria alteração no pixel de floresta.

## PÓS-PROCESSAMENTO

Na primeira rodada de pós-processamento cruzamos o resultado obtido no processamento do CODED com todos os focos de calor, do período de estudo, oriundos do programa BDQueimadas (INPE, 2022), que disponibiliza um banco de dados com a localização dos focos de calor no Brasil. Para cada foco de calor foi criado um buffer que o transformou em um polígono quadrado de 375 metros de resolução espacial, a exemplo da resolução espacial do satélite/sensor NPP-SUOMI/VIIRS, o de melhor resolução espacial dentre os satélites utilizados no BDQueimadas. Somente os polígonos do CODED que cruzaram com esses dados de focos de calor, foram considerados para a etapa seguinte de pós-processamento. Assim, polígonos que não tiveram nenhum tipo de sobreposição com o buffer oriundo dos focos de calor foram excluídos, conforme ilustrado na figura 3.

**Figura 3** – Polígonos selecionados (vermelho) e excluídos (verde) dos dados brutos de saída do CODED relacionados ao buffer criado a partir dos focos de calor do BDQueimadas.



Fonte: Os autores

Na segunda rodada do pós-processamento foram excluídas as áreas de desmatamento acumulado, aplicando a máscara dos dados do Programa de Cálculo do Desmatamento da Amazônia (PRODES) referentes ao corte raso de áreas de floresta. Excluímos, também, as áreas referentes à exploração madeireira pelo corte seletivo, legal ou ilegal, aplicando a máscara referente às classes de “Exploração Madeireira do Corte Seletivo do Tipo 1” (Desordenado) e “Corte Seletivo do Tipo 2” (Geométrico) do produto Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER-B INPE). Todas as máscaras foram aplicadas com os dados acumulados no período de 2015 a 2021.

Adicionalmente, um filtro espacial foi aplicado, selecionando somente polígonos com áreas maiores que 3.600 m<sup>2</sup>, o que equivale a 4 pixels das bandas do sensor OLI utilizadas no CODED. O objetivo foi a remoção de ruídos gerados por pixels isolados mal classificados, a exemplo do trabalho de Arruda et al. (2021).

## VALIDAÇÃO DO MAPA

A validação do mapa de cicatrizes foi realizada através do índice de similaridade de mapas, pelo método *fuzzy*, ou *Kfuzzy*, de acordo com Hagen (2003), utilizando como referência o mapa de cicatrizes de fogo de Barni et al. (2017). Como o mapa de referência foi construído durante a temporada de incêndios de 2016, somente os polígonos CODED com algum tipo de sobreposição espacial com os focos de calor do ano de 2016, oriundos do BDQueimadas, foram selecionados. O mapa de referência foi gerado a partir da aplicação do algoritmo de Máxima Verossimilhança das cenas Landsat 8 nas Órbitas / Pontos 232; 231 / 59; 60. Desta forma, recortamos a classificação produzida pelo CODED para coincidir com a área do mapa de referência.

## CLASSES DE USO DA TERRA

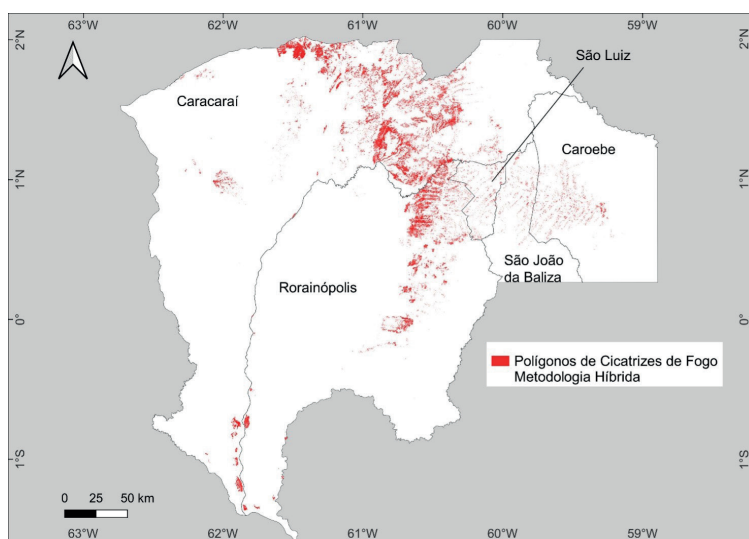
A fim de identificar a área mapeada com cicatrizes de fogo em cada classe de uso do solo, utilizamos o software QGIS. Com os polígonos de cicatrizes de fogo classificados, recortamos aqueles que se sobrepunham a cada classe separadamente. Ao final, calculamos a área total de polígonos de cicatrizes de fogo para cada grupo de classe, compostas pelas 1) UCs Federais PARNA Serra da Mocidade, PARNA Viruá, ESEC Niquiá, FLONA Anauá e

RESEX Jauaperi; 2) UC Estadual APA Baixo Rio Branco; 3) UC Municipal APA Xeriuini; 4) Terras Indígenas Yanomami, Waimiri-Atroari, Trombetas Mapuera, Jacamim e WaiWai; 5) Área Militar Gleba Niquiá XIV e Área Militar Gleba Niquiá XV; 6) a área de Florestas Públicas Não Destinadas 7) Projetos de Assentamento e 8) as outras áreas da região de estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

O mapeamento obtido alcançou um total de 2.441 km<sup>2</sup> de área classificada como cicatriz de fogo em floresta no período de 2015 a 2021 no sul de Roraima (Figura 4). O mapeamento foi resultado de uma metodologia híbrida, que associa os dados brutos do CODED com os focos de calor e as etapas de pós-processamento. Para fins de análise deste resultado, mantivemos a nomenclatura desta metodologia híbrida como “CODED”.

**Figura 4** – Mapa das cicatrizes de fogo em áreas de floresta no sul de Roraima. Classificação gerada por NDFI associado aos focos de calor do BDQueimadas, excluídos os polígonos de desmatamento e corte seletivo (INPE).



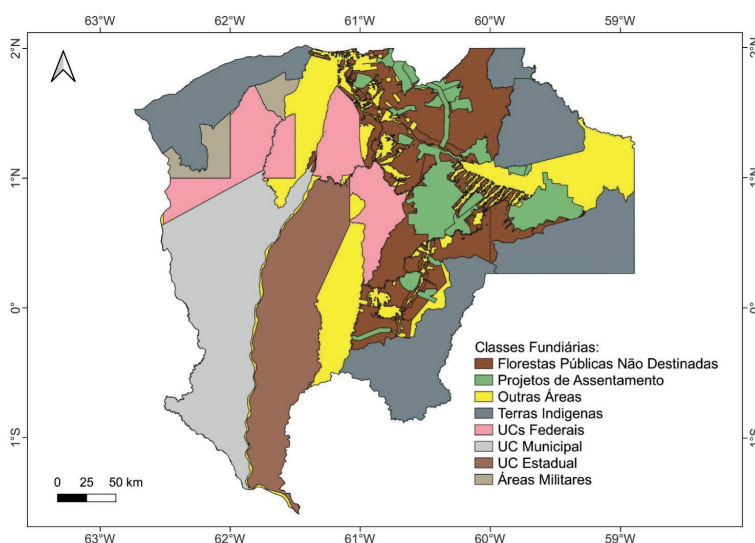
Fonte: Os autores

O resultado da etapa de validação, realizada entre a classificação gerada durante esta pesquisa e o mapa de referência de Barni et al. (2017), mostrou que o índice de similaridade *fuzzy* estabilizou a partir do valor do parâmetro de similaridade (*window size*) igual a 5, com resultado superior a 0,5. De acordo com Hagen (2003), o valor do índice maior igual a 0,5, entre mapas de similaridade, é classificado como “consideravelmente similar”, denotando que o novo mapeamento produzido neste trabalho teve consistência com o dado de referência.

Do total dos 2.441 km<sup>2</sup> da área classificada como cicatriz de fogo em floresta por este estudo, 70 km<sup>2</sup> foram em UCs Municipais (2,9%), 44 km<sup>2</sup> em UCs Estaduais

(1,8%), 120 km<sup>2</sup> em UCs Federais (4,9%), 166 km<sup>2</sup> em Terras Indígenas (6,8%), 10 km<sup>2</sup> em Áreas Militares (0,4%), 1.063 km<sup>2</sup> em Florestas Públicas (43,5%), 651 km<sup>2</sup> em Projetos de Assentamento (26,7%) e 314 km<sup>2</sup> nas outras áreas (12,8%). A distribuição destas diferentes classes fundiárias na mesorregião sul do estado de Roraima está representada na Figura 5.

**Figura 5** – Mapa de classes fundiárias na mesorregião sul do estado de Roraima.

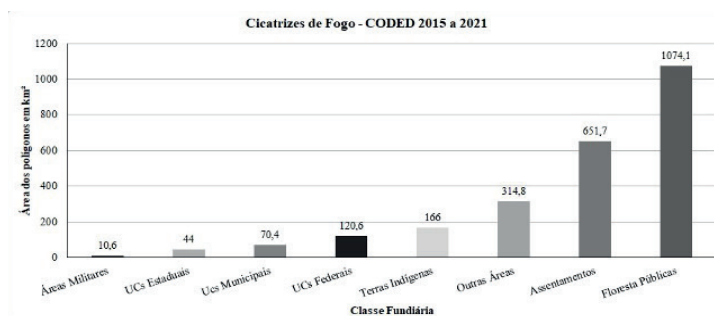


Fonte: Os autores

Os resultados alcançados mostram que as áreas de floresta dentro das classes de uso do solo com algum tipo de restrição de uso (FPND, TI, UC e AM) compreendem 60,4% das cicatrizes de fogo mapeadas neste estudo. Isso sugere que o alcance do impacto dos incêndios em áreas de floresta vai além das áreas de uso privado/particular

no sul do estado. Esses dados são importantes para mostrar que os incêndios extrapolam as áreas de floresta antropizadas, mesmo sendo iniciados, majoritariamente, pela ação humana, de acordo com Nepstad et al. (1999), Cochrane (2003) e Barlow et al. (2019). Assim, era esperado que a maior área de floresta queimada estivesse nas propriedades privadas e particulares, assim como em Projetos de Assentamento, que comportam legalmente intensa atividade antrópica, como agropecuária. Em área absoluta, as Florestas Públicas Não Destinadas foram as mais atingidas por incêndios. Esta classe teve 1.063 km<sup>2</sup> de cicatrizes de fogo mapeadas, o que representa 43,6% de todas as cicatrizes de fogo classificadas nesta pesquisa. Isto refuta a hipótese que as florestas dentro de áreas com restrição de uso são menos afetadas pelos incêndios (Figura 6).

**Figura 6** – Gráfico da área total, em km<sup>2</sup>, das cicatrizes de fogo presentes em cada classe fundiária.



Fonte: Os autores

Este é um dado importante, uma vez que estudos indicam que áreas protegidas na Amazônia tendem a diminuir o impacto do fogo em relação às áreas não protegidas (NEPSTAD et al., 2006; NOLTE e AGRAWAL,



2012). Entretanto, este estudo trata de um mosaico heterogêneo de áreas protegidas, tanto no que diz respeito às categorias de restrição de uso como em distância de assentamentos humanos. Fearnside (2005) indica que a invasão de terras públicas, como é o caso das Florestas Públicas Não Destinadas, por parte de posseiros, incentivados por fazendeiros, é um método utilizado há décadas na Amazônia e está diretamente relacionado ao impacto nas florestas, incluindo os incêndios. Se observarmos apenas as UCs e TIs teremos 16,4% das cicatrizes classificadas pelo CODED. Isto representa 401 km<sup>2</sup> de cicatrizes de fogo para o período estudado, sem avaliar repetição de evento em um mesmo local. Para Walker et al. (2020) e Silvério et al. (2022), as áreas com restrição de uso, que historicamente funcionam como grandes aceiros contra incêndios na Amazônia, têm se mostrado mais vulneráveis ao fogo devido às mudanças climáticas e interferência humana.

Silveira et al. (2020) corroboram nossos resultados ao indicar que as Florestas Públicas da Amazônia estão entre as classes de uso do solo mais ameaçadas por impactos humanos, onde os incêndios são elementos presentes. O referido estudo, que apresenta uma análise dos focos de calor dos satélites Aqua e Terra para toda a Amazônia entre 2003 e 2019, indica em seus resultados que as Florestas Públicas Não Destinadas estiveram entre as classes fundiárias com mais focos de calor dentre as estudadas, e o estado de Roraima é destacado como uma região de elevada intensidade de intersecção entre os dados.

Condé et al. (2019), em estudo realizado na Floresta Nacional do Anauá, uma das UCs da área de interesse deste artigo, indicaram que os resíduos florestais gerados pelo corte seletivo de madeira facilitam a penetração

e propagação de incêndios florestais. Isto sugere que áreas com restrição de uso, principalmente as Florestas Públicas Não Destinadas, estão sendo alvos desse tipo de atividade. Barni et al. (2021) indicam que as ocorrências de cicatrizes de fogo em áreas de floresta, na região sul de Roraima, estão relacionadas com a intensa fragmentação da floresta causada pela ocupação antrópica. Isto sugere que os incêndios registrados em áreas de restrição de uso são decorrentes de ignição em áreas antropizadas, como os Projetos de Assentamento, onde foi verificada a segunda maior quantidade de cicatrizes de fogo deste estudo. Este autor destaca que a vulnerabilidade das florestas está associada às estradas, desmatamento e corte seletivo de madeira.

Segundo Brando et al. (2021), para que os impactos dos incêndios florestais sejam reduzidos, é necessário priorizar o combate ao desmatamento, uma vez que a redução do desmatamento reflete na redução de degradação pelo fogo, pois um clima mais estável e menor área de borda de floresta fornecem menos combustíveis para propagação do fogo. Nosso resultado sugere que o impacto do desmatamento na produção de incêndios florestais? pode ser observado nos Projetos de Assentamentos, uma vez que essa classe foi a que apresentou a segunda maior área de cicatrizes de fogo. Essas áreas sofrem impactos diretos da fragmentação florestal gerada pela extração seletiva de madeira e desmatamento (BARNI et al., 2012; BARNI et al., 2017).

Outro impacto ecológico que influencia na frequência e severidade dos incêndios florestais é a seca. Apesar de nossos resultados não indicarem a dimensão temporal dos incêndios, separando-os anualmente, o intervalo temporal

pesquisado incorpora dois importantes anos de eventos de estiagens no estado de Roraima, os anos de 2015/2016 e 2019, que apresentaram as maiores quantidades de focos de calor utilizados na etapa de pós-processamento dos dados aqui utilizados (BARNI et al., 2017; BRANDO et al., 2021; SILVA et al., 2018).

## CONCLUSÕES

O mapeamento híbrido de degradação em áreas de florestas na região sul de Roraima entre anos de 2015 a 2021, desenvolvido e validado neste trabalho, demonstrou potencial para revelar e quantificar as cicatrizes de fogo.

Além disto, o mapeamento permitiu verificar que as áreas de floresta dentro de limites institucionais na região Sul do Estado de Roraima, compostas por diferentes restrições de uso, estão sendo intensamente atingidas pelo fogo nos últimos anos. Este levantamento pode contribuir para que políticas públicas mais efetivas e direcionadas às áreas de interesse mitiguem os impactos já causados e evitem novos eventos de degradação por fogo nas florestas da região.

Florestas Públicas Não Destinadas foram as mais atingidas pelo fogo, seguidas por Projetos de Assentamento e outras áreas, que incluem as propriedades privadas. Observamos, ainda, que as formações florestais presentes em todas as fitofisionomias estudadas sofreram degradação por incêndios.

Apesar de nossos resultados não identificarem a repetição dos incêndios em uma mesma área, esta é uma variável importante a ser medida em novos estudos. Xaud et al. (2013) apresentaram resultados que indicaram alto impacto e complexidade de degradação nas florestas

atingidas repetidamente por fogo. Isto sugere que o impacto do fogo nos últimos anos no sul de Roraima terá diferentes consequências de degradação para a paisagem da região.

## REFERÊNCIAS

ARRUDA, V. L. S. et al. An alternative approach for mapping burn scars using Landsat imagery, GEE, and Deep Learning in the Brazilian Savanna. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 22, p. 100472, 2021.

ASNER, G. P. Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**. [s.l.]. v. 22, p. 2855-2862, 2001.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa na emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n. 4, p. 513-534, 1999.

BARLOW, J. et al. The critical importance of considering fire in REDD+ programs. **Biological Conservation**. [s.l.]. v. 154, p. 1-8, 2012.

BARLOW, J. et al. Clarifying Amazonia’s burning crisis. **Global Change Biology**. [s.l.]. v. 26, p. 319-321, 2019.

BARNI, P. E. et al. Desmatamento no sul do Estado de Roraima: padrões de distribuição em função de Projetos de Assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). **Acta Amazonica**. Manaus.v. 42, p. 195- 204, 2012.

BARNI, P. E. et al. Deforestation and forest fires in Roraima and their relationship with phytoclimatic regions in the northern Brazilian Amazon. **Environmental Management**, (s./l.), v. 55, n. 5, p. 1124-1138, mai. 2015.

BARNI, P. E. et al. Incêndios florestais de sub-bosque na zona de florestas úmidas do sul de Roraima: área atingida e biomassa morta. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Santos, vol 1, p. 6280-6287, 2017.

BARNI, P. E. et al. Logging Amazon forest increased the severity and spread of fires during the 2015–2016 El Niño. **Forest Ecology and Management**. [s.l.], v. 500, 119652, 2021.

BRANDO, P. et al. Amazon wildfire: Scenes from a foreseeable disaster. **Flora**, v. 268, p. 151609, 2021.

BULLOCK, E. L. et al. Ongoing forest disturbance in Guatemala's protected areas. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, (s./l.), v. 6, n. 2, p. 141-152, 2019.

BULLOCK, E. L. et al. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. **Remote Sensing of Environment**, (s./l.), v.238, (s./n.), p. 110968, mar. 2020.

BULLOCK, E. L. et al. Satellite-based estimates reveals widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, p. 2956-2969, 2020b.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, (s./l.), v. 421, (s./n.), p. 913-919, fev. 2003.

CONDÉ, T. M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal selective logging and forest fire in the Northern Brazilian Amazon. **Forests**, (s./l.), v. 10, n. 1, p. 61-82, jan. 2019.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. **Conservations Biology**. [s.l.]. v. 19, p. 680-688, 2005.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V.  
B. Emissões de gases de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. **Revista Agro@mbiente On-line**, (s./l.), v. 7, n. 1, p. 95-111, jan. 2013.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, (s./l.), v. 202, (s./n.), p. 18-27, jul. 2017.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, London v. 17, p. 235-249, set. 2003.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE - Cidades**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rr/panorama>. Acesso em: 29 jan. 2021.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Programa Queimadas**. Disponível: <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/informacoes/perguntas-frequentes#indice>. Acesso: 05 ago. 2022.

LADEIRA, L. F. B.; DANTAS, M. E. Compartimentação geomorfológica. In: HOLANDA, J. L. R.; MARMOS, J. L.; MAIA, M. A. M. (Org.). **Geodiversidade do Estado de Roraima**. CPRM, - Serviço Geológico do Brasil, Manaus, 2014. p. 33-46.

NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A.; ALENCAR, A. A. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. Edição revisada. Brasília: Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999. 202 p.

NEPSTAD, D. et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, (s./l.), v.20, n. 1, p. 65-73, fev. 2006.

NOLTE, C.; AGRAWAL, A. A. Linking management effectiveness indicators to observed effects of protected areas on fire occurrence in the Amazon rainforest. **Conservation Biology**, (s./l.), v. 27, n. 1, p. 155-165, mai. 2012.

PESSÔA, A. C. M. et al. Intercomparison of burned area products and its implication for carbon emission estimations in the Amazon. **Remote Sensing**, (s./l.), v. 12, (s./n.), p. 3864, nov. 2020.

PROJETO MAPBIOMAS. Mapeamento de cicatrizes de fogo no Brasil Coleção 1. Disponível: <https://mapbiomas.org/>. Acesso: 01 nov. 2021.

PROJETO MAPBIOMAS. Mapeamento de Uso e Cobertura do Solo no Brasil Coleção 3. Disponível: <https://mapbiomas.org/>. Acesso: 01 nov. 2021.

QGIS.org, 2024. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em 01 nov 2022.

SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. **Mistura espectral: modelo linear e aplicações**. São Paulo: Oficina de textos, 2017. 127 p.

SILVA, S. S. et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312-322, 2018.

SILVA, S. S. et al. Burning in southwestern Brazilian Amazonia, 2016-2019. **Journal of Environmental Management**, 286, 112189, 2021.

SILVEIRA, M. V. F. et al. Drivers of fire anomalies in the Brazilian Amazon: lessons learned from the 2019 fire crisis. **Land** 9, v. 516, 2020.

SILVÉRIO, D. V. et al. Intensification of fire regimes and forest loss in the Território Indígena do Xingu. **Environment Research**, v. 17, p. 045012, 2022.

SOARES-FILHO, B. S. et al. **Dinamica EGO Tutorial**. Belo Horizonte: CSR-UFGM; 2008.

SOUZA, C. M.; ROBERTS, D. A.; COCHRANE, M. A. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, (s./l.), v. 98, (s./n.), p. 329-343, jul. 2005.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine, **Remote Sensing**, (s./l.), v. 12, n. 2735, p. 10.3390/rs12172735, ago. 2020.

WALKER, W. S. et al. The role of the forest conversion, degradation and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. **PNAS**, v. 117, p. 3015-3025, 2020.

XAUD, H. A. M.; MARTINS, F.; SANTOS, J. R. D. Tropical Forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, (s./l.), v. 294, (s./n.), p. 97-106, abr. 2013.

XAUD, H. A. M. **Abordagem multisensor aplicada ao monitoramento de florestas tropicais atingidas por incêndios em Roraima**. TESE. Programa de Pós-Graduação do INPE em Sensoriamento Remoto São José dos Campos-SP: INPE, 2013. 127 p.