



## Monitoramento DETER em Áreas de Vegetação Não-Florestal na Amazônia Brasileira

### *DETER Monitoring on Non-Forest Vegetation in the Brazilian Amazon*

Cassiano Gustavo Messias<sup>1</sup>, João Felipe Sobrinho Kneipp Cerqueira Pinto<sup>2</sup>, Vagner Luis Camilotti<sup>3</sup>, Luciana Soler<sup>4</sup>, Luis Eduardo Pinheiro Maurano<sup>5</sup>, Marcos Adami<sup>6</sup>, Fábio Corrêa Alves<sup>7</sup>, Mariane Souza Reis<sup>8</sup>, Camila Barata Quadros<sup>9</sup>, Noeli Aline Particcelli Moreira<sup>10</sup>, Luiz Henrique Almeida Gusmão<sup>11</sup>, Thiago Carvalho de Lima<sup>12</sup>, Delmina Carla Matos Barradas<sup>13</sup>, André Carvalho<sup>14</sup>, Fábio da Conceição Pinheiro<sup>15</sup>, Vivian Fróes Renó<sup>16</sup>, Deborah Lopes Correia-Lima<sup>17</sup>, Douglas Rafael Vidal de Moraes<sup>18</sup>, Amanda Pinoti Belluzzo<sup>19</sup>, Jefferson Jesus de Souza<sup>20</sup>, Lucélia Souza de Barros<sup>21</sup>, Eduardo Henrique Sanches Chrispim<sup>22</sup>, Diego Moreira Silva<sup>23</sup>, Igor Perez Cunha<sup>24</sup>, Marlon Henrique Hetzel Matos<sup>25</sup>, Gabriel Mikael Rodrigues Alves<sup>26</sup>, Raíssa Caroline dos Santos Teixeira<sup>27</sup>, Manoel Ribeiro Rodrigues Neto<sup>28</sup>, Dayane Rafaela Vidal de Moraes<sup>29</sup>, Rodrigo de Almeida<sup>30</sup>, Eduardo Felipe Marcelino Bastos<sup>31</sup>, Ana Carolina Santos de Andrade<sup>32</sup>, Letícia Palazzi Perez<sup>33</sup>, Maristela Ramalho Xaud<sup>34</sup>, Haron Abraham Magalhães Xaud<sup>35</sup>, Arlesson Antonio de Almeida Souza<sup>36</sup> e Cláudio Aparecido de Almeida<sup>37</sup>

1 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [cassianomessiaslavras@inpe.br](mailto:cassianomessiaslavras@inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1497-1022>

2 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [jfkneipp@gmail.com](mailto:jfkneipp@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6583-8208>

3 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [vagner.camilotti@gmail.com](mailto:vagner.camilotti@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5251-3612>

4 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [lusoler@gmail.com](mailto:lusoler@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8039-1686>

5 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [maurano@dpi.inpe.br](mailto:maurano@dpi.inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1842-244X>

6 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [marcos.adami@inpe.br](mailto:marcos.adami@inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4247-4477>

7 Universidade Federal do Oeste da Bahia (UFOB), Barreiras, Brasil. [fabio.alves@ufob.edu.br](mailto:fabio.alves@ufob.edu.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2941-8393>

8 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [mariane.reis@inpe.br](mailto:mariane.reis@inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9356-7652>

9 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [camilabquadros@gmail.com](mailto:camilabquadros@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2619-6596>

10 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [noeli.geo@gmail.com](mailto:noeli.geo@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5308-8080>

11 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [luizgusmao.geo@gmail.com](mailto:luizgusmao.geo@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1801-1464>

12 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [carvalholimatcl@gmail.com](mailto:carvalholimatcl@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4968-2036>

13 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [delmatosb@gmail.com](mailto:delmatosb@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-5558-5829>

14 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [afa.decarvalho@gmail.com](mailto:afa.decarvalho@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7893-6672>

15 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [fcpinheiro@gmail.com](mailto:fcpinheiro@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-5894-4298>

16 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [vivian.reno@inpe.br](mailto:vivian.reno@inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1929-8092>

17 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [deborahlclima@gmail.com](mailto:deborahlclima@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5889-1940>

18 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [douglas.moraes@inpe.br](mailto:douglas.moraes@inpe.br).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1488-0363>

19 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [amanda.belluzzo@gmail.com](mailto:amanda.belluzzo@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5098-1316>

20 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [jeff.azuos@gmail.com](mailto:jeff.azuos@gmail.com).

- ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9473-8430>
- 21 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [luceliasbarros@gmail.com](mailto:luceliasbarros@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0837-3544>
- 22 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [educhrispim@gmail.com](mailto:educhrispim@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0830-6288>
- 23 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [silva.moreira.diego1989@gmail.com](mailto:silva.moreira.diego1989@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7670-4408>
- 24 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [igorperezcunha@hotmail.com](mailto:igorperezcunha@hotmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-5528-2620>
- 25 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [marlonhartzelmatos@gmail.com](mailto:marlonhartzelmatos@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-6968-3501>
- 26 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [gabrielalvesmikael@gmail.com](mailto:gabrielalvesmikael@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7075-5666>
- 27 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [raissa.teixeira@inpe.br](mailto:raissa.teixeira@inpe.br).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-0755-7864>
- 28 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [manoelnt93@gmail.com](mailto:manoelnt93@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3033-2594>
- 29 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [dayane.rvmoraes@gmail.com](mailto:dayane.rvmoraes@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8617-5054>
- 30 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [rodrigo20082006@gmail.com](mailto:rodrigo20082006@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-8929-7362>
- 31 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [edu.fmbastos@gmail.com](mailto:edu.fmbastos@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-3423-2799>
- 32 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [anacarolinasantos580@gmail.com](mailto:anacarolinasantos580@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-9377-3802>
- 33 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [leticia.palazzi@gmail.com](mailto:leticia.palazzi@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6784-3964>
- 34 Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Roraima, Brasil. [maristela.xaud@embrapa.br](mailto:maristela.xaud@embrapa.br).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5536-2736>
- 35 Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Roraima, Brasil. [haron.xaud@embrapa.br](mailto:haron.xaud@embrapa.br).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5195-3966>
- 36 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [arlessonantonio@gmail.com](mailto:arlessonantonio@gmail.com).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6985-5654>
- 37 Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brasil. [claudio.almeida@inpe.br](mailto:claudio.almeida@inpe.br).  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1032-6966>

Recebido: 03.2024 | Aceito: 06.2024

**Resumo:** Neste estudo apresentamos os primeiros resultados do projeto piloto da aplicação do Sistema de Detecção de Desmatamentos em Tempo Quase Real (DETER), inicialmente criado para o monitoramento de ecossistemas florestais (DETER Amazônia), recentemente estendido para monitorar uma área de ~280 mil km<sup>2</sup> de vegetação natural não florestal (NF) na Amazônia brasileira. O sistema emite dois tipos de alertas: 1) alertas de supressão de NF, classificados em três categorias (supressão com solo exposto, supressão com área cultivada e supressão por mineração) e 2) cicatrizes de queimadas; com base em uma metodologia adaptada para esse tipo de vegetação a partir do DETER Amazônia e imagens de baixa resolução espacial (64 m), porém de alta resolução temporal (dois ou três dias para avaliar todo o bioma). O período do projeto piloto foi de agosto de 2022 a julho de 2023, com uma área total de alertas de supressão de 575,22 km<sup>2</sup>, predominantemente composta pela classe de supressão de NF com solo exposto, e 8.036,99 km<sup>2</sup> de área de cicatrizes de queimadas. A maioria dos alertas de supressão de NF ocorreu nos estados de Roraima, Mato Grosso, Rondônia e Pará. Além desses, Amazonas e Amapá também se destacaram entre os estados com maior área de alertas para cicatrizes de queimadas. As savanas foram as fitofisionomias não florestais mais afetadas, com 5.037 km<sup>2</sup> (6,5%) de sua área atingida por supressão e fogo. A análise comparativa com outros sistemas de monitoramento na Amazônia demonstrou a eficácia do DETER NF para monitorar áreas não florestais no bioma.

**Palavras-chave:** Desmatamento. Mudança de uso e cobertura da terra. Sistema de monitoramento. Savanas. Detecção em tempo quase-real.

**Abstract:** In this study, we present the initial results of the pilot project applying the Near Real-Time Deforestation Detection System (DETER), initially designed for monitoring forest ecosystems (DETER Amazon), recently expanded to surveil an area of approximately 280,000 km<sup>2</sup> of non-forest natural vegetation (NF) in the Brazilian Amazon. The system issues two types of alerts: 1) NF suppression alerts, categorized into three classes (suppression with exposed soil, suppression with cultivated area, and suppression by mining) and 2) burn scars, based on an adapted methodology from DETER Amazon and images with low spatial resolution (64 m) but high temporal

resolution (two or three days to assess the entire biome). The pilot project period was from August 2022 to July 2023, with a total area of suppression alerts covering 575.22 km<sup>2</sup>, predominantly composed of the NF suppression class with exposed soil, and 8,036.99 km<sup>2</sup> of burn scar areas. The majority of NF suppression alerts occurred in the states of Roraima, Mato Grosso, Rondônia, and Pará. Additionally, Amazonas and Amapá stood out among the states with a higher area of burn scar alerts. Savannas were the most affected non-forest physiognomies, with 5,037 km<sup>2</sup> (6.5%) of their area impacted by suppression and fire. Comparative analysis with other monitoring systems in the Amazon demonstrated the effectiveness of DETER NF in monitoring non-forest areas in the biome.

**Keywords:** Deforestation. Land Use and Land Cover Change (LUCC). Monitoring system. Savannas. Near real time detection.

## 1 INTRODUÇÃO

A Amazônia abriga a maior floresta tropical do mundo e desempenha um papel crucial nos sistemas climáticos, hídricos e de carbono da Terra, sendo lar de uma biodiversidade diversa e endêmica, além de espaços culturais humanos (SPA, 2021). No entanto, o bioma tem sido principalmente impactado pela expansão da fronteira agrícola em seus ecossistemas, levando a consequências significativas para os serviços ecossistêmicos, biodiversidade, populações indígenas e seu papel na regulação climática local, regional e global (DAVIDSON et al., 2012; ALVES DE OLIVEIRA et al., 2021; BUTT et al., 2023; FLORES et al., 2024).

Com a maior extensão florestal ocorrendo no Brasil, o bioma Amazônia tem sido alvo de programas abrangentes de monitoramento brasileiro desde a década de 1980. O primeiro e mais antigo é o Programa de Monitoramento da Amazônia Brasileira por Satélite (PRODES), conduzido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O PRODES visa mapear os incrementos anuais da remoção da vegetação florestal natural utilizando imagens de sensoriamento remoto e fornece taxas anuais de desmatamento para a Amazônia Brasileira desde 1988 (ALMEIDA et al., 2022). O INPE também conduz um projeto complementar chamado Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Quase Real (DETER), estabelecido em 2004, com foco principal na detecção de desmatamento em tempo quase real (CASA CIVIL, 2004). Atualmente, o DETER emprega imagens de sensoriamento remoto para detectar a remoção e degradação em andamento de áreas florestadas e alertar as autoridades de controle (INPE, 2023a). O DETER tem desempenhado um papel fundamental ao fornecer informações oportunas e críticas para apoiar os esforços de conservação ambiental (ASSUNÇÃO et al., 2019).

No entanto, em função de limitações metodológicas, uma área de 280.000 km<sup>2</sup> caracterizada como tipos de vegetação natural dominante não florestal (vegetação NF) permaneceu não monitorada. Na Amazônia Brasileira, esses tipos de vegetação incluem diferentes formações, como: savanas e campos; regiões sazonalmente alagadas com solos arenosos e árvores esparsas; ecótonos; manchas isoladas de florestas com características decíduas, semidecíduas e de folhas largas imersas em uma matriz de vegetação não florestal; e áreas naturais de terreno exposto (IBGE, 2012). Essas formações recebem nomes tais como formações pioneiras, refúgios ecológicos, "lavrados", "campinas" e "campinaranas" (IBGE, 2012), os dois últimos também conhecidos como ecossistemas de areia branca (ADENEY et al., 2016). Apesar do conhecimento esparso atual sobre a dinâmica da supressão da vegetação nessas áreas, os ecossistemas não florestais desempenham um papel vital na conservação da biodiversidade, servindo como habitats para espécies endêmicas em vários táxons (BARBOSA et al., 2007; ADENEY et al., 2016; DE CARVALHO; MUSTIN, 2017). Em 2023, o INPE lançou o sistema PRODES NF – um conjunto de dados históricos abrangentes que documenta a supressão da vegetação de áreas naturais não florestais (ALMEIDA et al., 2023). Os resultados do sistema PRODES NF revelaram uma supressão de 29.247,44 km<sup>2</sup> (~10% da área total) de vegetação natural não florestal até 2022 (MESSIAS et al., 2024).

Em alinhamento com o esquema metodológico adotado na vigilância do desmatamento em tempo real das florestas da Amazônia Brasileira, foi implementada uma expansão do DETER para as áreas de NF. Este novo sistema de monitoramento é chamado de Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Quase Real para Vegetação Não Florestal (DETER NF). O DETER NF visa fornecer cobertura de monitoramento diário para áreas anteriormente mascaradas como NF no sistema PRODES. O DETER NF emite alertas tanto para a supressão da vegetação natural NF quanto para as cicatrizes de áreas queimadas.

Neste estudo, apresentamos a metodologia empregada no DETER NF e seus achados iniciais de agosto de 2022 a julho de 2023. Este artigo é uma versão estendida de MESSIAS et al. (2023a), apresentado no XXIV Simpósio Brasileiro de GeoInformática (GEOINFO 2023).

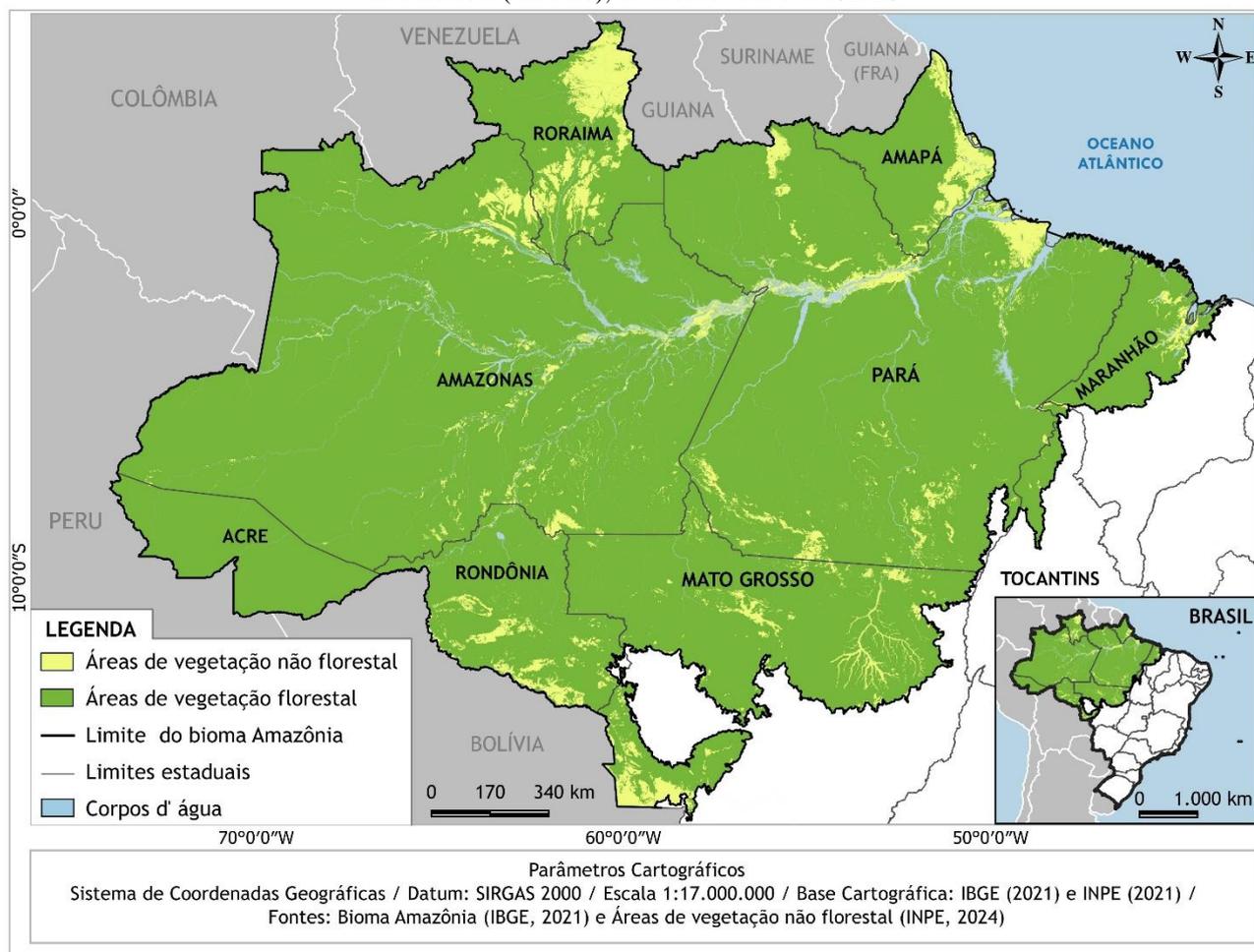
## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O DETER NF monitora a área de vegetação natural não florestal delimitada por especialistas do PRODES Amazônia (ALMEIDA et al., 2022). A área monitorada pelo DETER NF abrange uma extensão de 280.000 km<sup>2</sup> (6,67% do bioma Amazônia no Brasil; Figura 1) composta por vários tipos de vegetação predominantemente aberta, incluindo savanas e campos, áreas sazonalmente alagadas, ecótonos, manchas isoladas de floresta e áreas naturais com terreno exposto (IBGE, 2012). Em geral, savanas, formações pioneiras e campinaranas constituem a maior parte das áreas não florestais monitoradas pelo DETER NF.

A vegetação NF ocorre de forma descontínua nos nove estados amazônicos. A Tabela 1 apresenta a área ocupada pelas formações NF em cada estado, sua proporção em relação à área do estado e a proporção em relação à área total de NF. Os estados do Pará e Roraima juntos abrangem 45% da área de NF, alcançando aproximadamente 80% da área monitorada pelo DETER NF com os estados do Amazonas e Mato Grosso. Quando analisados em termos proporcionais às áreas dos estados, Roraima e Amapá exibem as maiores proporções em comparação aos outros, com aproximadamente 27% e 18%, respectivamente.

Figura 1 – Localização espacial do bioma Amazônia brasileira mostrando as áreas mascaradas como floresta (verde) e não floresta (amarelo), de acordo com o PRODES.



Fonte: Os autores (2024).

Tabela 1 - Distribuição da vegetação natural não florestal (NF) dentro da máscara NF do PRODES nos nove estados brasileiros do bioma Amazônia.

Estado	Área de NF (km <sup>2</sup> )	Área de NF (%)	Área de NF/área do estado (%)
Acre	70,05	0,03%	0,04%
Amapá	25.883,22	9,26%	18,31%
Amazonas	48.506,46	17,36%	3,11%
Maranhão	7.988,48	2,86%	3,07%
Mato Grosso	45.068,97	16,13%	4,99%
Pará	66.845,3	23,92%	5,37%
Rondônia	23.295,41	8,33%	9,81%
Roraima	60.902,11	21,79%	27,31%
Tocantins	932,08	0,33%	0,34%

Fonte: Os autores (2024).

## 2.2 Imagens e dados auxiliares

A abordagem do DETER NF, no projeto piloto, é baseada na interpretação visual de imagens ópticas de satélite adquiridas pelo sensor *Wide Field Imaging Camera* (WFI), a bordo do satélite brasileiro Amazonia-1. No entanto, imagens de maior resolução espacial, como os conjuntos de dados do MSI/Sentinel-2 e da constelação Planet, são eventualmente utilizadas para apoiar o monitoramento do DETER NF. As principais características dessas imagens são resumidas na Tabela 2.

Tabela 2 - Resumo das principais características das imagens de satélite utilizadas no DETER NF.

	WFI/Amazonia-1	MSI/Sentinel-2	Planet
Bandas espectrais (µm)	B2 (0,52-0,59)	B4 (0,65 – 0,68)	B1 (0,45 – 0,51)
	B3 (0,63-0,69)	B8a (0,85 – 0,88)	B2 (0,5 – 0,59)
	B4 (0,77-0,89)	B11 (1,56 – 1,65)	B3 (0,59 – 0,67)
Resolução espacial (m)	64	10-20	3
Tempo de revisita (dias)	5	5	Diário
Varredura (km)	850	290	~34 x 20
Uso no DETER NF	Conjunto de dados principais	Dados auxiliares (resolução de dúvidas)	
Fonte	<a href="http://www.dgi.inpe.br/catalogo/explore">www.dgi.inpe.br/catalogo/explore</a>	<a href="https://scihub.copernicus.eu/">scihub.copernicus.eu/</a>	<a href="http://www.planet.com/">www.planet.com/</a>

Fonte: BRAZ; D'ALGE, 2021; ESA, 2022; NICFI, 2024.

Outros dados auxiliares utilizados no monitoramento do DETER NF incluem:

- 1) Máscaras derivadas do PRODES NF desde 2022. A perda acumulada de vegetação NF é utilizada para evitar detecções em áreas que sofreram perda de vegetação anterior. A delimitação da área NF estabelecida pelo PRODES também é usada para definir a área de interesse no DETER NF;
- 2) Dados de focos de incêndio fornecidos pelo Programa Queimadas (INPE, 2023c), utilizados para auxiliar no mapeamento da classe Cicatrizes de queimada em vegetação natural não florestal (Seção 2.3);
- 3) Dados de campo coletados a partir de observações e fotografias obtidas durante trabalhos de campo realizados em áreas NF em oito municípios de Roraima (entre 20 e 28 de março de 2023; ver MESSIAS et al., 2023b), usados para melhorar as diretrizes de classificação e reduzir incertezas;
- 4) Dados temáticos oficiais de vegetação brasileira na escala 1:250.000 (IBGE, 2022). Embora esses dados não façam parte da metodologia do DETER NF, foram incluídos na análise dos resultados apresentados aqui.

## 2.3 Metodologia de monitoramento

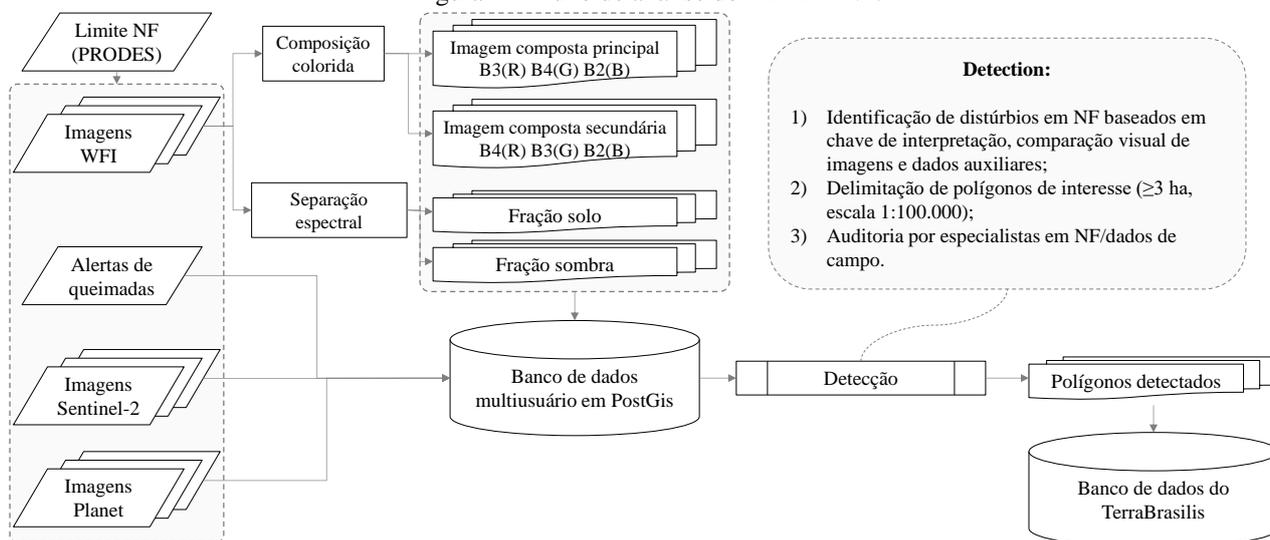
A Figura 2 resume as etapas metodológicas dentro do DETER NF. Primeiramente, foram selecionadas as imagens principais e auxiliares dentro dos limites de NF estabelecidos pelo PRODES

(ALMEIDA et al., 2022) para o período analisado. O DETER NF opera em alinhamento com o ano-calendário do PRODES, que começa em 1º de agosto do ano anterior e se estende até 31 de julho do ano de interesse. Com base nas imagens WFI, uma equipe de intérpretes treinados deriva dois tipos de composições de cores: 1) B3(R) B4(G) B2(B) e 2) B4(R) B3(G) B2(B). A primeira composição de cores é considerada o padrão de interpretação. A segunda é usada para fornecer diferentes perspectivas em casos de dúvidas de interpretação. As imagens WFI também são usadas para derivar as frações de solo e sombra, utilizando o Modelo Linear de Mistura Espectral (LSMM) (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; SHIMABUKURO et al., 2010). O processo de mapeamento é então continuado usando um banco de dados PostGIS multiusuário, configurado através da interface TerraAmazon (INPE; FUNCATE, 2023).

O processo de mapeamento envolve a comparação visual de imagens dos meses recentes e anteriores (Figura 3), juntamente com imagens suplementares do Sentinel-2 usadas no PRODES NF para anos anteriores. Nesta etapa, uma equipe de analistas examina visualmente as imagens principais e auxiliares de satélite para delinear polígonos correspondentes a quatro classes distintas de alerta: 1) Supressão de vegetação não florestal com solo exposto ; 2) Supressão de vegetação não florestal com áreas cultivadas ; 3) mineração; e 4) Cicatriz de queimada em vegetação natural não florestal . Essas classes são identificadas por meio de chaves de interpretação de imagens (Quadro 1) e, no caso da classe Cicatrizes de queimadas em vegetação natural não florestal, também utilizando os dados de focos de incêndio do Programa Queimadas (INPE, 2023c).

A interpretação das imagens é conduzida na escala de 1:100.000, com a área mínima mapeável definida em 3 ha. As áreas previamente detectadas como suprimidas pelo PRODES NF são mascaradas nesta análise. Os polígonos detectados são então submetidos a uma auditoria rigorosa por especialistas em vegetação NF, eventualmente utilizados para aprimorar as diretrizes de interpretação. Nesse sentido, destacamos o papel fundamental das informações de campo (disponíveis em MESSIAS et al., 2023b). Outras entradas das chaves de interpretação estão disponíveis em Messias et al. (2023b) e Messias et al. (2023a). Os polígonos detectados são disponibilizados através da plataforma TerraBrasilis (INPE, 2023d).

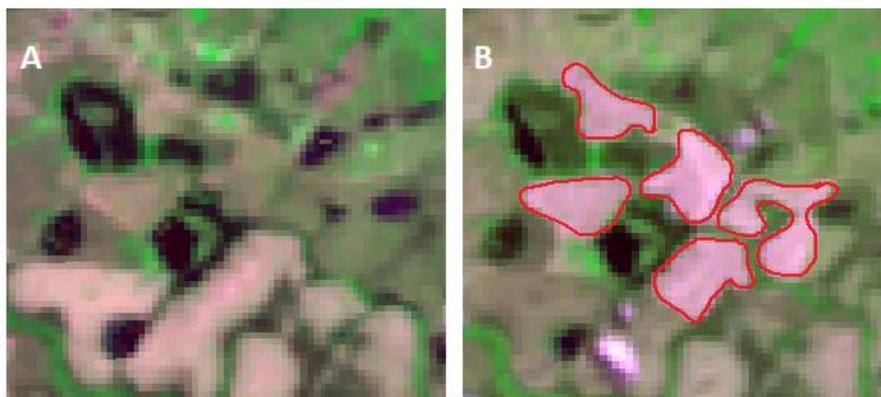
Figura 2 – Fluxo de análise do DETER-NF.



Fonte: Os autores (2024).

Particularmente em relação aos dados processados neste artigo, as imagens WFI foram captadas de agosto a novembro de 2022 e de março a julho de 2023. Foram descartadas as imagens de dezembro a fevereiro devido à alta cobertura de nuvens habitual nesse período. Qualquer evento de perda de vegetação durante este período é esperado ser detectado nos meses seguintes. Ao todo, foram interpretadas 174 imagens do satélite Amazônia-1 durante este período, distribuídas em 21 posições de Path/Row do satélite. As imagens auxiliares do Sentinel-2 correspondem às utilizadas anteriormente no PRODES NF em 2021 e 2022.

Figura 3 – A) Área de vegetação natural não florestal observada em uma imagem orbital adquirida pelo satélite WFI/Amazonia-1 (038/015) em 10 de agosto de 2022. B) A mesma área em 19 de setembro de 2022, destacando um evento detectado de perda de vegetação (delimitado em vermelho).



Fonte: Os autores (2024).

Quadro 1 – Chave de interpretação desenvolvida no contexto do DETER NF para identificar características relacionadas a cicatrizes de queimadas e supressão de vegetação natural não florestal.

Feição observada	WFI 3R/4G/2B	Imagem de campo	Elementos visuais para identificar feições em imagens de satélites
Cicatriz de queimada em vegetação natural não florestal			Incêndios recentes em vegetação natural não florestal exibem uma cor que varia de roxo a marrom, aparecendo escura devido à quantidade substancial de cinzas e à ausência de vegetação fotossinteticamente ativa. A textura da superfície varia de lisa a moderadamente texturizada, com forma irregular.
Supressão de vegetação não florestal com solo exposto			Após a remoção de toda a vegetação não florestal, o solo exposto normalmente é identificado em tons de magenta, variando de claro a escuro, dependendo das características físicas do solo. A textura é lisa ou moderada (na presença de arbustos remanescentes), e a forma é regular.
Supressão de vegetação não florestal com áreas cultivadas			Quando o intervalo de tempo entre a perda da vegetação natural não florestal e sua detecção permite a introdução de cultivo agrícola ou pastagem. Este uso difere de áreas herbáceas naturais pela exibição de coloração verde claro a médio, superfícies tipicamente lisas ou moderadamente texturizadas, e forma regular.
Mineração			Áreas mineradas geralmente acompanham cursos d'água. Essas áreas exibem uma variedade de cores, que vão de tons escuros a claros, dependendo do tipo de minério e da presença de sedimentos. A textura da área minerada é tipicamente lisa, mas com uma forma irregular devido às escavações e atividades de extração.

Fonte: Os autores (2024).

## 2.4 Análise de alertas

Quantificamos a área total de alertas para cada classe de interesse por estado amazônico, municípios e tipo de vegetação não florestal predominante. Esta última análise foi realizada sobrepondo os resultados do DETER NF com os dados temáticos de vegetação da Legenda\_1 de IBGE (2022).

Adicionalmente, analisou-se a ocorrência de concentração de alertas do DETER NF usando mapas de densidade de Kernel. Os polígonos detectados foram reprojatados para a Projeção Cônica Equivalente de Albers no datum SIRGAS 2000, para garantir valores adequados das áreas dos polígonos considerando a vasta extensão da região amazônica. Posteriormente, foram extraídos os centróides desses polígonos com seus atributos de área associados e aplicada a densidade de Kernel. Este estimador foi ponderado com base na área de alerta e implementado com um raio de 30 km.

Nesta análise, os alertas das classes de *Supressão não florestal com solo exposto*, *Supressão não florestal com áreas cultivadas* e *Mineração* foram agrupados em *Supressão de NF*. Os alertas de *Cicatrices de queimada em vegetação natural não florestal* correspondem a eventos de degradação dentro de áreas de NF e foram analisados separadamente. O termo "supressão de vegetação" foi utilizado para formações não florestais, pois o termo "desmatamento" é exclusivamente usado para regiões florestadas dentro do contexto dos projetos do INPE.

Para avaliar a consistência dos resultados do DETER NF com aqueles obtidos pelo PRODES NF, realizou-se um teste de correlação de postos de Spearman ( $\rho$ ).

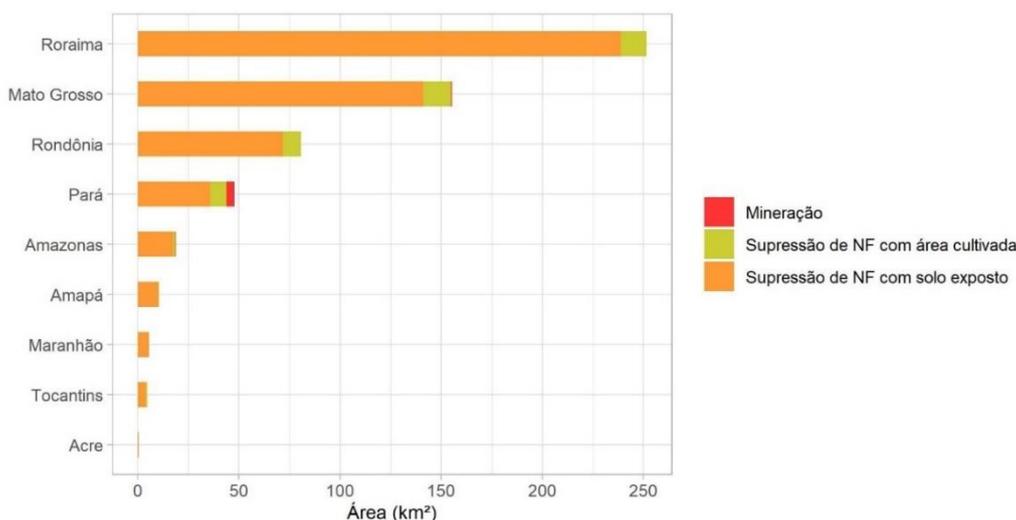
## 3 RESULTADOS

### 3.1 Alertas de supressão de vegetação não florestal

Entre agosto de 2022 e julho de 2023, o DETER NF identificou 575,22 km<sup>2</sup> de alertas de supressão de NF. A área desses alertas, detectada por estado, é apresentada na Figura 4. A Tabela 3 ilustra a relação entre as áreas detectadas pelo DETER NF e pelo PRODES NF no mesmo período. DETER NF e PRODES NF mostraram uma forte correlação de 0,97 ( $S = 4$ ;  $p = 0,0002$ ).

A maior quantidade de supressão de NF nos estados amazônicos foi detectada em Roraima, totalizando 251,49 km<sup>2</sup> (43,71% do total de alertas do bioma). Mato Grosso e Rondônia também apresentaram valores significativos, com alertas de supressão de NF cobrindo 155,27 km<sup>2</sup> e 80,65 km<sup>2</sup>, respectivamente (26,99% e 14% do total). A distribuição geográfica desses alertas é apresentada na Figura 5, incluindo a localização dos 10 municípios com maior área detectada de supressão de NF. O estado de Roraima registrou o maior número de municípios com perda de NF (4), seguido por Mato Grosso (3), Rondônia (2) e Pará (1). Esses municípios representaram 71,56% da área total detectada durante o período de nossa análise.

Figura 4 – Contribuição de cada estado amazônico para os alertas de supressão de vegetação não florestal (NF) detectados pelo DETER NF entre agosto de 2022 e julho de 2023.



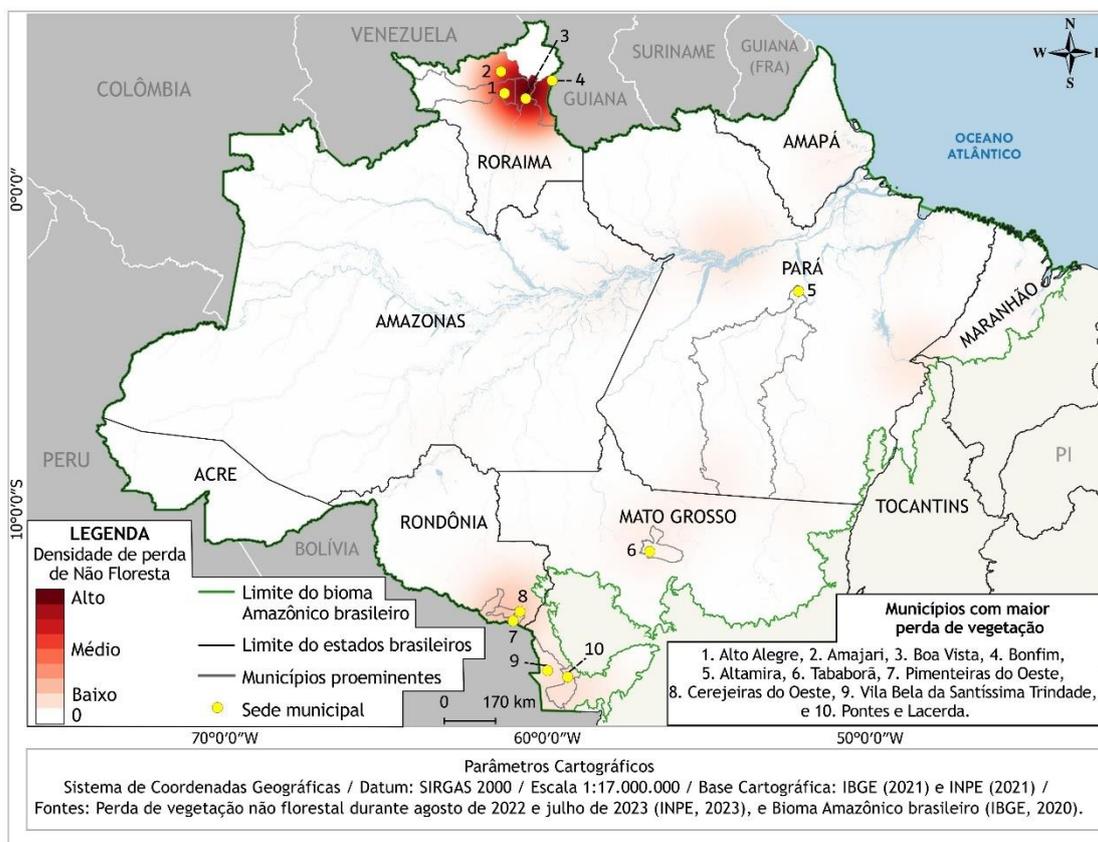
Fonte: Os autores (2024).

Tabela 3 – Relação entre as áreas detectadas pelo DETER NF e pelo PRODES NF, de agosto de 2022 a julho de 2023. Teste de correlação de postos de Spearman:  $S = 4$ ;  $p = 0,0002$ ;  $r = 0,97$ .

Estados	PRODES NF (2023)	DETER NF (2023)
Acre	0,24	0,46
Amazonas	28,76	18,84
Amapá	13,88	10,45
Maranhão	18,8	5,68
Mato Grosso	82,69	155,27
Pará	73,65	47,60
Rondônia	65,53	80,65
Roraima	292,65	251,49
Tocantins	8,66	4,79
Bioma	584,86	575,23

Fonte: Os autores (2024).

Figura 5 – Mapa de densidade de supressão de vegetação não florestal na Amazônia detectada pelo DETER NF entre agosto de 2022 e julho de 2023.



Fonte: Os autores (2024).

A Tabela 4 apresenta a área total detectada de supressão de NF por tipo de vegetação. Em relação à supressão de tipos de vegetação NF, a maior área absoluta ocorreu em Savanas, representando 62,32% da área detectada. Atualmente, os Ecótonos (transição floresta-savana) são a segunda maior perda absoluta de NF (23,53% da perda de NF na área de interesse). Mais de 85% dos alertas detectados provêm desses dois tipos de vegetação.

Tabela 4 – Alertas de perda de vegetação não florestal (NF) e de Cicatriz de queimadas detectados pelo DETER NF estratificados pelos tipos dominantes de vegetação na Amazônia brasileira. \* Existem diferenças intrínsecas entre a área rotulada como água na máscara PRODES NF e no mapa de vegetação do IBGE. Polígonos de supressão de vegetação e cicatrizes de queimada foram detectados em áreas de água de acordo com o IBGE, como pode ocorrer em áreas de inundação sazonal.

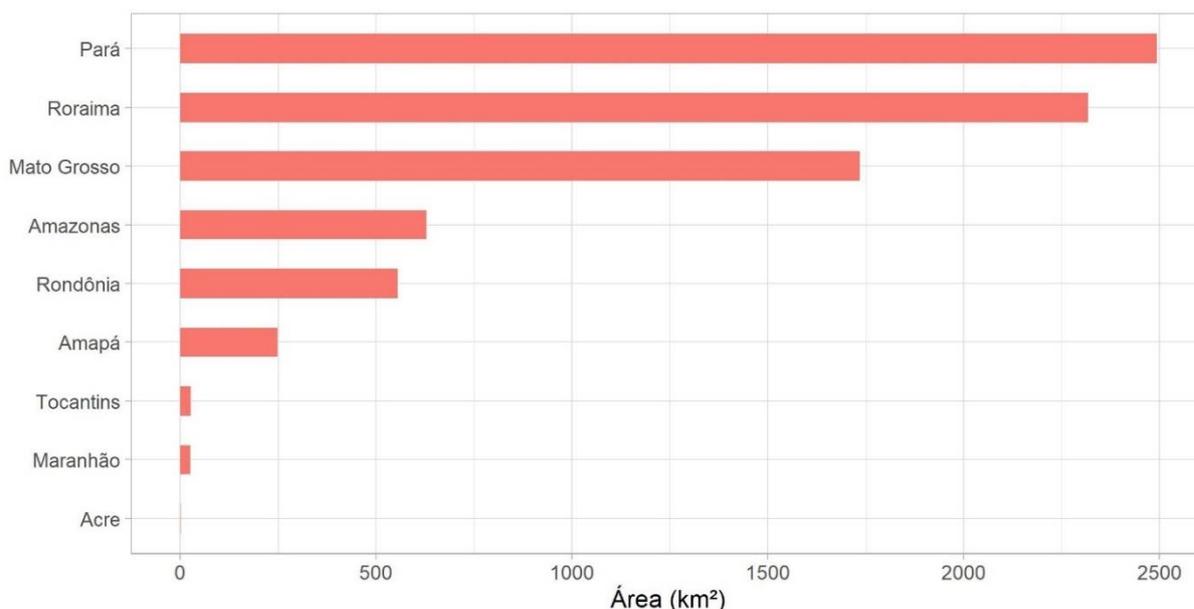
Tipos de vegetação	Área total (km <sup>2</sup> )	Supressão de NF			Cicatriz de queimadas		
		Área suprimida (km <sup>2</sup> )	%	Área suprimida/Supressão total (%)	Área queimada (km <sup>2</sup> )	%	Área queimada/Área queimada total (%)
Savana	77.428,90	358,47	0,46	62,32	4.679,12	6,04	58,22
Ecótonos	58.022,82	135,34	0,23	23,53	1.275,09	2,20	15,87
Floresta Ombrófila Densa	44.358,87	20,90	0,05	3,63	235,72	0,53	2,93
Campinarana	37.040,58	10,38	0,03	1,80	99,02	0,27	1,23
Formações Pioneiras	31.474,98	21,55	0,07	3,75	709,34	2,25	8,83
Floresta Ombrófila Aberta	10.561,81	14,53	0,14	2,53	276,29	2,62	3,44
Savana-estepe	7.059,11	1,27	0,02	0,22	397,78	5,64	4,95
Floresta Estacional Sempre-Verde	4.838,88	7,71	0,16	1,34	136,43	2,82	1,70
Água*	4.707,81	0,89	0,02	0,15	13,03	0,28	0,16
Floresta Estacional Semi-Decídua	2.351,38	4,21	0,18	0,73	111,08	4,72	1,38
Floresta Estacional Decídua	1.824,67	0,00	0,00	0,00	104,08	5,70	1,30
<b>Total</b>	<b>279.669,81</b>	<b>575,23</b>	<b>0,21</b>	<b>100,00</b>	<b>8.036,99</b>	<b>2,87</b>	<b>100,00</b>

Fonte: Os autores (2024).

### 3.2 Alertas de cicatrizes de queimadas sobre vegetação não florestal

Um total de 8.036,99 km<sup>2</sup> de alertas de cicatrizes de queimada em vegetação não florestal foi detectado pelo DETER NF durante o período analisado (agosto de 2022 a julho de 2023). O estado do Pará apresentou a maior área de alertas (2.493,71 km<sup>2</sup> ou 31% da área total alertada, ver Figura 6), seguido por Roraima e Mato Grosso, respectivamente com 2.317,48 km<sup>2</sup> (28,83%) e 1.735,18 km<sup>2</sup> (21,59%) de alertas. Os 10 municípios com maior número de alertas estão localizados em Roraima (4), Pará (4) e Mato Grosso (2). Esses municípios representaram 49,37% do total de alertas detectados (Figura 7).

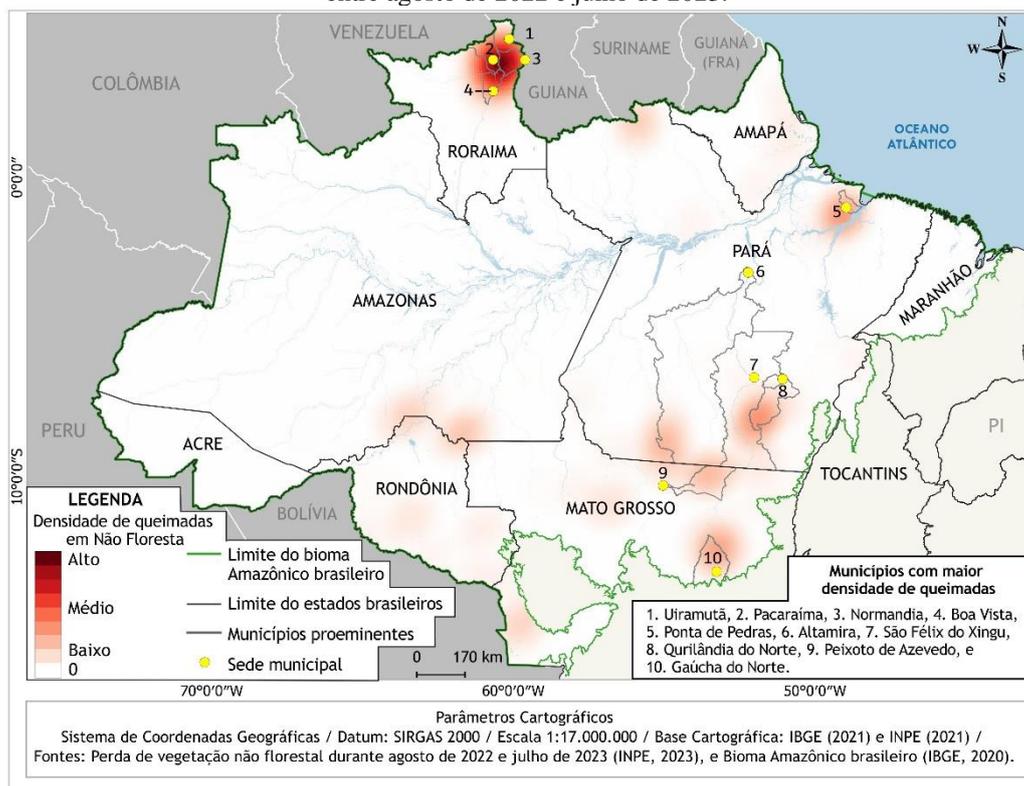
Figura 6 – Contribuição de cada estado amazônico para as cicatrizes de queimada em vegetação natural não florestal, entre agosto de 2022 e julho de 2023.



Fonte: Os autores (2024).

A área de cicatrizes de queimada estratificada por tipo dominante de vegetação é mostrada na Tabela 4. Assim como na supressão de NF, a maioria das cicatrizes de queimada foi detectada em áreas dominadas por savanas (58,22%) e, secundariamente, em ecótonos (15,87%).

Figura 7 – Mapa da densidade de alertas de cicatrizes de queimada em vegetação natural não florestal na Amazônia, entre agosto de 2022 e julho de 2023.



Fonte: Os autores (2024).

#### 4 DISCUSSÃO

Neste estudo, apresentamos a metodologia adaptada e os resultados iniciais do DETER para monitoramento de áreas de NF na Amazônia brasileira. A área com alertas no sistema DETER NF durante o período analisado foi de 575,22 km<sup>2</sup>, que está alinhada com o valor de supressão de vegetação relatado pelo sistema PRODES NF (584,86 km<sup>2</sup>) (INPE, 2023d). Ambos os sistemas mostraram uma forte correlação entre si. A pequena divergência entre os valores do DETER NF e do PRODES NF é semelhante às diferenças de longo prazo observadas nos sistemas de monitoramento de vegetação florestal (ALMEIDA et al., 2021). Em média, entre 2016 e 2021, o PRODES e o DETER (ambos focados em áreas florestais) tiveram uma razão de  $1,46 \pm 0,14$  DP (ou seja, para cada km<sup>2</sup> detectado pelo DETER, o PRODES detectou um adicional médio de 0,46 km<sup>2</sup>). Para áreas de NF em 2023, a razão foi de 1,01. As diferenças nos resultados entre o PRODES e o DETER decorrem de suas metodologias distintas. Enquanto o PRODES fornece dados anuais sobre a supressão da vegetação amazônica, o DETER emite alertas diários para supressão e queimadas (ALMEIDA et al., 2022). O DETER usa uma resolução espacial mais baixa (64 m para sistemas focados em floresta) com alta resolução temporal, cobrindo todo o bioma a cada dois ou três dias (ALMEIDA et al., 2022). Em contraste, o PRODES usa imagens de alta resolução (10-30 m) com menor resolução temporal (ALMEIDA et al., 2022). Portanto, o DETER geralmente relata valores mais baixos em comparação com o PRODES. As maiores discrepâncias ao comparar o DETER NF e o PRODES NF foram observadas nos estados de Mato Grosso e Rondônia (Tabela 3). Essas discrepâncias foram atribuídas à identificação incorreta de atividades de limpeza e áreas previamente afetadas por incêndios, enfatizando a necessidade de melhorar a detecção de limpeza nessas regiões. Em tais casos, propõe-se o uso de imagens com maior resolução espacial para confirmar com precisão características significativas identificadas pelo DETER NF.

Para minimizar alertas falso-positivos para a fiscalização governamental, o DETER mapeia apenas áreas com baixa incerteza, reduzindo a área real mapeada posteriormente coberta pelo PRODES (ALMEIDA et al., 2021; ALMEIDA et al., 2022). Além disso, a área queimada também influencia a relação PRODES/DETER. Um estudo de ALMEIDA et al. (2021) mostrou uma forte correlação negativa ( $r = -0,80$ ,  $p < 0,05$ ) entre pontos de incêndio e a razão PRODES/DETER em áreas florestais, sugerindo que um aumento nas áreas queimadas tende a diminuir a razão PRODES/DETER. Isso pode explicar a razão de 1,01 encontrada entre o DETER NF e o PRODES NF, contrastando com a média ligeiramente maior de 1,46 entre

o DETER e o PRODES para áreas florestais encontrada por ALMEIDA et al. (2021). No entanto, as tendências semelhantes nos resultados entre os sistemas sugerem que a metodologia adaptada para monitoramento de NF foi eficaz, indicando o uso potencial do DETER NF para monitoramento e controle rápidos, apesar de sua resolução espacial inferior em comparação ao PRODES NF, que divulga apenas valores agregados anuais de perda.

Os estados de Roraima, Mato Grosso, Rondônia e Pará foram os que concentraram mais alertas tanto para supressão de vegetação quanto para cicatrizes de queimada em vegetação não florestal. Em consonância com o PRODES NF, esses estados emergiram como os principais hotspots para a supressão de vegetação NF na última década (MESSIAS et al., 2024). Esses estados compreendem mais de 80% das áreas de savana e ecótono savana-floresta dentro da área monitorada pelo DETER NF, os tipos de vegetação mais afetados tanto pela supressão quanto pelos incêndios. Além de as savanas constituírem a maior área na região monitorada pelo DETER NF, outro fator associado a esse tipo de vegetação é a adequação de seus solos para agricultura e pastagens, sendo mais suscetíveis ao desmatamento em comparação com áreas densamente florestadas (SILVA; OLIVEIRA, 2018). As savanas amazônicas, que estão entre os ecossistemas menos protegidos da Amazônia, sofreram perda significativa de cobertura (MESSIAS et al., 2024). Isso se deve não apenas à supressão e conversão para outros usos, mas também à sua suscetibilidade ao fogo para manejo de pastagens e pastoreio, tornando-as um dos ecossistemas mais ameaçados da Amazônia (DE CARVALHO; MUSTIN, 2017; HILÁRIO et al., 2017; MUSTIN et al., 2017).

Em Roraima, assim como no Amapá, que também apresentou uma área significativa de alertas de cicatrizes de queimada, a causa mais provável para o aumento da supressão de NF é a recente expansão do cultivo de soja (BARBOSA E CAMPOS 2011; RODRIGUES 2023; SILVA; OLIVEIRA 2018). Ambos os estados têm sido considerados a última fronteira agrícola na Amazônia (SILVA, 2016; STAEVIE, 2018), principalmente devido aos subsídios e à flexibilidade na legislação ambiental pelos governos estaduais (BARBOSA; CAMPOS, 2011; YOKOMIZO; COSTA, 2016; SILVA; OLIVEIRA, 2018). Por outro lado, a presença de extensas alertas de cicatrizes de queimada é atribuída principalmente ao uso do fogo para manejo das savanas para pastagem e limpeza para vários fins (COSTA et al., 2011; SILVA; OLIVEIRA, 2018). A série histórica de dados do PRODES NF mostrou que a perda de NF permaneceu em níveis baixos em Roraima até o início dos anos 2000, mas se intensificou nas últimas duas décadas, particularmente desde 2014, tornando Roraima o terceiro estado em perda acumulada de NF, segundo dados do PRODES NF (ALMEIDA et al., 2023; MESSIAS et al., 2024) e o primeiro e segundo em alertas do DETER NF de supressão e cicatrizes de queimada, respectivamente. As savanas do lavrado em Roraima apresentaram a maior concentração de alertas de perda de NF entre todas as regiões, onde estão localizados os municípios de Bonfim, Boa Vista, Alto Alegre e Amajari. Sendo a maior área contínua de savanas no bioma, o lavrado acumula uma grande quantidade de material combustível durante a estação seca, tornando-as propensas a incêndios (BARBOSA et al., 2007).

No estado do Pará, a presença dos municípios de Altamira, São Félix do Xingu e Ourilândia do Norte entre os 10 com a maior área de alertas para supressão de NF e cicatrizes de queimada pode ser atribuída à sua localização na região da Terra do Meio, que tem sido significativamente afetada pela conversão de floresta em pastagens (MERTENS et al., 2002; ESCADA et al., 2005; LU et al., 2013; NEVES et al., 2014; LI et al., 2018; INPE, 2023b). Concentrações de alertas de cicatrizes de queimada também foram proeminentes no Marajó (nordeste do Pará, Figura 7), onde o fogo é comumente usado para o manejo de pastagens naturais para a criação de gado (SCHAAN, 2010). Nas regiões centro-sul do estado do Amazonas também houve áreas de NF com ocorrências intensas de alertas de cicatrizes de queimada. Esta região, principalmente ao longo das BR-319 e BR-320 e particularmente em áreas de savana, mostra uma concentração de mudanças no uso da terra com uma transição da agricultura familiar para grandes propriedades pecuárias (BRASIL, 2008; MACEDO; TEIXEIRA, 2009; CARRERO; FEARNSSIDE, 2011; MATAVELI et al., 2021), apoiando os achados do DETER NF.

Os hotspots de alertas identificados na região sudoeste de Mato Grosso já sofreram uma perda significativa de vegetação NF, particularmente no início dos anos 2000 (ALMEIDA et al., 2023; MESSIAS et al., 2024). De acordo com o PRODES NF, o estado de Mato Grosso teve a maior área absoluta de perda de vegetação NF (14.469,20 km<sup>2</sup>), estando em segundo lugar em termos relativos (32,1%) (MESSIAS et al., 2024). O estado também ocupa a segunda posição em termos de perda florestal na Amazônia brasileira (INPE, 2023b) e possui a maior área cultivada (75,91% do total) e o maior rebanho bovino do país (35,68%) (IBGE, 2023). A concentração de alertas de supressão e cicatrizes de queimadas na zona de transição com o Cerrado e Pantanal, e na região norte, especificamente ao longo do Rio Xingu e Parque do Xingu, na

fronteira com o Pará, está associada à expansão da fronteira agrícola, particularmente o cultivo de soja, nesses dois biomas (SILVA et al., 2011; GOLLNOW et al., 2018; PICOLI et al., 2020; KUSCHNIG et al., 2021), e à pressão observada ao redor da rodovia BR-163 (FEARNSIDE, 2007; YOSHIKAWA; SANGA-NGOIE, 2011; GOLLNOW et al., 2017).

Uma tendência semelhante à observada em Mato Grosso é evidente nas savanas de Rondônia, onde, apesar da maioria da área de vegetação NF estar situada dentro de zonas protegidas (ROSA, 2017), o estado ocupou a quarta posição em área suprimida detectada pelo PRODES NF, mostrando um padrão crescente de supressão na última década (MESSIAS et al., 2024). As recentes mudanças no uso da terra são atribuídas principalmente à conversão de áreas naturais em pastagens, com uma parcela crescente dedicada à produção de soja (ALVES et al., 2010; COSTA et al., 2017; SANTOS et al., 2022).

Em termos de classes alertadas pelo DETER NF, observamos uma predominância da classe de supressão com solo exposto, sendo os alertas de atividades de mineração os menos frequentes. Esse padrão é consistente com o observado em outros sistemas DETER (DOBLAS et al., 2022). A prevalência da classe de solo exposto pode ser parcialmente explicada pela rápida detecção do sistema, pois os alertas são normalmente emitidos logo após o evento de supressão da vegetação, frequentemente deixando o solo exposto. Alertas envolvendo supressões com áreas cultivadas tendem a ser mais prevalentes quando a cobertura de nuvens impede a detecção imediata, permitindo que gramíneas naturais ou cultivadas e espécies herbáceas cresçam em um curto período de tempo. A classe de mineração representou a menor área de alertas e foi concentrada no estado do Pará, que concentra a atividade minerária no bioma (ENRÍQUEZ, 2014).

Uma vez que o DETER NF objetiva a identificação de distúrbios dentro de vegetação NF na Amazônia, a identificação das causas subjacentes desses distúrbios está fora do escopo deste projeto no momento. No entanto, dada a correlação encontrada por MESSIAS et al. (2024) entre desmatamento e supressão de NF na Amazônia, é plausível inferir que os fatores, discutidos anteriormente, são comuns nas tipologias de vegetação dominantes na paisagem (seja vegetação florestal ou não florestal). Essa suposição também é suportada pelo processo de “vazamento” (*leakage effect*) da supressão de vegetação em áreas florestadas para áreas de vegetação NF na Amazônia e no Cerrado devido a políticas ambientais (por exemplo, PPCDam, Moratória da Soja, Acordo da Pecuária) que têm limitado com sucesso o desmatamento na Amazônia (PFAFF; ROBALINO, 2017; RICHARDS et al., 2017; MAGALHÃES et al., 2020; WEST; FEARNSIDE, 2021).

## 5 CONCLUSÕES

Este estudo apresentou os resultados preliminares de um projeto piloto para monitoramento de áreas não florestais da Amazônia brasileira, utilizando a metodologia DETER adaptada a essas áreas. Os resultados foram próximos aos obtidos pelo PRODES NF, mas com uma resolução temporal muito maior. Os dados do DETER NF visam auxiliar o governo em seus processos de tomada de decisão e aplicação da lei. Por exemplo, nossos resultados ressaltam a necessidade de investir em ações de controle de supressão, especialmente na região do Lavrado, no estado de Roraima, uma região predominantemente ocupada por savanas, o tipo de vegetação atualmente mais afetado em áreas não florestais. No entanto, destaca-se que o DETER NF não deve, em hipótese alguma, ser considerado um valor anual oficial para a supressão da vegetação original não florestal, que é o objetivo do PRODES NF. O DETER NF está operacional desde 1º de agosto de 2023, complementando a provisão de alertas diários de distúrbios para todo o bioma amazônico, fornecendo dados importantes para agências federais e estaduais responsáveis por ações de comando e controle ambiental, como o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e as Secretarias Estaduais de Meio Ambiente. Os dados são acessíveis ao público no site <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br>. É importante enfatizar que, nas operações diárias atuais, o DETER NF utiliza imagens do CBERS 4 e CBERS 4A para aumentar as revisitas diárias e reduzir a área não monitorada devido à cobertura de nuvens.

## Agradecimentos

Agradecemos o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, projeto número 422354/2023-6 (MONITORAMENTO E AVISOS DE MUDANÇAS DE COBERTURA DA

TERRA NOS BIOMAS BRASILEIROS – CAPACITAÇÃO E SEMIAUTOMATIZAÇÃO DO PROGRAMA BIOMASBR), apoiado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Agradecimentos especiais à Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (ABIOVE) por fornecer suporte financeiro para o trabalho de campo. Agradecemos à Embrapa Roraima pela parceria, incluindo o apoio de seus pesquisadores e a disponibilização de um veículo para o trabalho de campo.

### Contribuição dos autores

CGM, JKCP, LS, LEPM e CAA estiveram envolvidos na coordenação do projeto e no desenvolvimento do artigo. VLC, MSR, FCA, LPP e LHAG contribuíram para o desenvolvimento do artigo, análise de dados e figuras. CGM, CBQ, TCL, DCMB, DLCL e DRVM atuaram como auditores. NAPM, LHAG, VFR, APB, MHHM, GMRA, RCST, MRRN, DRVM, RA, EFMB, ACSA e EHSC compuseram a equipe de especialistas em interpretação. JJS, LSB, EHSC, DMS e IPC trabalharam no processamento de imagens. JKCP, FCP e AC foram responsáveis pela manutenção do banco de dados do projeto. MA, HX, MX e AAAS atuaram como consultores externos. CGM, MA, HX e MX participaram do trabalho de campo.

### Conflito de interesse

Não há conflito de interesse.

### Referências

- ADENEY, J. M. et al. White-sand ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 7-23, 2016. DOI: 10.1111/btp.12293
- ALMEIDA, C. A. D. et al. **Disponibilização da série histórica de supressão da vegetação em áreas originalmente constituídas por fitofisionomias não florestais no bioma Amazônia**. São José dos Campos: INPE, 2023. Available at: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/48QEHP2>>.
- ALMEIDA, C. A. et al. **Methodology for Forest Monitoring used in PRODES and DETER projects - 2nd edition (updated)**. São José dos Campos: INPE, 2022. Available at: <<http://mtc-m21d.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21d/2022/08.25.11.46/doc/thisInformationItemHomePage.html>>.
- ALMEIDA, C. A. et al. **Metodologia utilizada nos sistemas PRODES e DETER “não floresta”: monitoramento de áreas constituídas por fitofisionomias não florestais na Amazônia brasileira**. São José dos Campos: INPE, 2024.
- ALMEIDA, C. A. et al. **Nota Técnica sobre a consistência dos sistemas de monitoramento do desmatamento e degradação florestal do INPE**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2021. Available at: <<http://urlib.net/ibi/8JMKD3MGP3W34T/4AQ9E98>>.
- ALVES DE OLIVEIRA, B. F. et al. Deforestation and climate change are projected to increase heat stress risk in the Brazilian Amazon. **Communications Earth & Environment**, v. 2, n. 1, p. 1-8, 2021/10/01/2021. DOI: 10.1038/s43247-021-00275-8
- ALVES, D. S. et al. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 4, p. 899-903, 2010. DOI: 10.1080/0143116021000015807
- ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C. C.; ROCHA, R. DETERring Deforestation in the Amazon: Environmental Monitoring and Law Enforcement. **American Economic Journal: Applied Economics**, v. 15, n. 2, p. 125-156, 2019. DOI: 10.1257/app.20200196
- BARBOSA, R. I.; CAMPOS, C. Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas ('lavrado') of Roraima using Google Earth web tool. **Journal of Geography and Regional Planning**, v. 4, n. 3, p. 122-136, 2011.
- BARBOSA, R. I. et al. The "Lavrados" of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil's Amazonian

- savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n. 1, p. 29-41, 2007.
- BRASIL. **Plano Amazônia Sustentável: diretrizes para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira**. Brasília: MMA, 2008.
- BRAZ, B. C.; D'ALGE, J. C. AMAZONIA 1: descritivo da missão e do satélite. 2021. Available at: < [http://www.inpe.br/amazonia1/sobre\\_satelite/](http://www.inpe.br/amazonia1/sobre_satelite/) >. Acesso em: 16 Feb. 2024.
- BUTT, E. W. et al. Amazon deforestation causes strong regional warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 120, n. 45, p. e2309123120, 2023/11/07/ 2023. DOI: 10.1073/pnas.2309123120
- CARRERO, G. C.; FEARNSIDE, P. M. Forest clearing dynamics and the expansion of landholdings in Apuí, a deforestation hotspot on Brazil's Transamazon Highway. **Ecology and Society**, v. 16, n. 2, p. 26 [online], 2011 2011.
- CASA CIVIL. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento da Amazônia Legal (PPCDAm). Fase I**. Brasília, DF: 2004
- COSTA, N. D. L.; GIANLUPPI, V.; MORAES, A. D. Avaliação da rebrota natural de *Axonopus aureus* em pastagens nativas dos lavrados de Roraima. **Pubvet**, v. 5, n. 24, p. e1151, 2011.
- COSTA, O. B. D. et al. Spatiotemporal mapping of soybean plantations in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, v. 47, n. 1, p. 29-38, 2017. DOI: 10.1590/1809-4392201601544
- DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-8, Jan 18 2012. DOI: 10.1038/nature10717
- DE CARVALHO, W. D.; MUSTIN, K. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 100, Mar 23 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0100
- DINIZ, C. G. et al. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619-3628, 2015. DOI: 10.1109/JSTARS.2015.2437075
- DOBLAS, J. et al. DETER-R: An operational near-real time tropical forest disturbance warning system based on Sentinel-1 time series analysis. **Remote Sensing**, v. 14, n. 15, p. 3658, 2022. DOI: 10.3390/rs14153658
- ENRÍQUEZ, M. A. Mineração na Amazônia. **Parcerias Estratégicas**, v. 19, n. 38, p. 155-197, 2014.
- ESA. S2 Mission. 2022. Available at: < <https://sentiwiki.copernicus.eu/web/s2-mission> >. Acesso em: 15 Feb. 2024.
- ESCADA, M. I. S. et al. Processos de ocupação nas novas fronteiras da Amazônia: o interflúvio do Xingu/Iriri. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, p. 9-23, Aug. 2005. DOI: 10.1590/S0103-40142005000200002
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental Management**, Cham, v. 39, p. 601-614, May 2007. DOI: 10.1007/s00267-006-0149-2
- FLORES, B. M. et al. Critical transitions in the Amazon forest system. **Nature**, v. 626, n. 7999, p. 555-564, 2024/02// 2024. DOI: 10.1038/s41586-023-06970-0
- GOLLNOW, F. et al. Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 143-159, 2017. DOI: 10.1007/s10113-017-1129-1
- GOLLNOW, F. et al. Property-level direct and indirect deforestation for soybean production in the Amazon region of Mato Grosso, Brazil. **Land Use Policy**, v. 78, p. 377-385, 2018. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.07.010
- HILÁRIO, R. R. et al. The fate of an Amazonian savanna: government land-use planning endangers sustainable development in Amapá, the most protected Brazilian state. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-8, 2017. DOI: 10.1177/1940082917735416

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

\_\_\_\_\_. Vegetação 1:250.000. 2022. Available at: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/22453-cartas-1-250-000.html?=&t=acesso-ao-produto> >. Acesso em: 05 May 2022.

\_\_\_\_\_. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. 2023. Available at: < <https://sidra.ibge.gov.br/home/pimpfmg/nordeste> >.

INPE. DETER e DETER INTENSO — Coordenação-Geral de Observação da Terra. 2023a. Available at: < <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/deter> >.

\_\_\_\_\_. PRODES Amazônia - Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. 2023b. Available at: < <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes> >. Acesso em: 05 jan 2023.

\_\_\_\_\_. Programa Queimadas. 2023c.

\_\_\_\_\_. Terrabrasilis - Plataforma de dados geográficos. 2023d. Available at: < <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/en/home-page/> >.

INPE/FUNCATE. **TerraAmazon**, v. 7.3.2. 2023. Available at: <<http://www.terraamazon.dpi.inpe.br/>>.

KUSCHNIG, N. et al. Spatial spillover effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 21804, Nov 8 2021. DOI: 10.1038/s41598-021-00861-y

LI, G. et al. Examining deforestation and agropasture dynamics along the Brazilian TransAmazon Highway using multitemporal Landsat imagery. **GIScience & Remote Sensing**, v. 56, n. 2, p. 161-183, 2018. DOI: 10.1080/15481603.2018.1497438

LU, D. et al. Spatiotemporal analysis of land use and land cover change in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 16, p. 5953-5978, 2013. DOI: 10.1080/01431161.2013.802825

MACEDO, M. A. D.; TEIXEIRA, W. Sul do Amazonas, nova fronteira agropecuária? O caso do município de Humaitá. XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal, RN. Natal, RN, 2009.

MAGALHÃES, I. B. et al. Brazilian Cerrado and soy moratorium: effects on biome preservation and consequences on grain production. **Land Use Policy**, v. 99, p. 105030, 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105030

MATAVELLI, G. A. V. et al. The emergence of a new deforestation hotspot in Amazonia. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 33-36, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.01.002

MERTENS, B. et al. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: the case of São Félix do Xingu in South Pará. **Agricultural Economics**, Darmstadt, v. 27, n. 3, p. 269-294, Nov. 2002. DOI: 10.1016/S0169-5150(02)00076-2

MESSIAS, C. G. et al. Extending DETER into non-forest vegetation areas in the Brazilian Amazon. In: FEITOSA, F. D. F.; VINHAS, L., XXIV Simpósio Brasileiro de Geoinformática, 2023a, São José dos Campos, SP. São José dos Campos, SP: MCTIC/INPE, 2023a.

MESSIAS, C. G. et al. **Relatório técnico descritivo de pontos de trabalho de campo: observações em áreas constituídas por fitofisionomias florestais e não florestais em Roraima, no âmbito dos projetos PRODES e DETER**. São José dos Campos: INPE, 2023b. Available at: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/4ABMREB> >.

MESSIAS, C. G. et al. Unaccounted for natural vegetation loss in the Brazilian Amazon. **Communications Earth & Environment**, no prelo. 2024. DOI: 10.21203/rs.3.rs-3405875/v1

MUSTIN, K. et al. Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. **Nature Conservation**, v. 22, p. 107-127, 2017. DOI: 10.3897/natureconservation.22.13823

NEVES, P. A. P. F. G. et al. Correlation among livestock and desforastation in municipalities of southeast region of Pará state, Brazil. **Ambiência**, Guarapuava, v. 10, n. 3, p. 795-806, Nov. 2014. DOI:

10.5935/ambiencia.2014.03.11

- NICFI. NICFI DATA Program User Guide. 2024. Available at: <[https://assets.planet.com/docs/NICFI\\_UserGuidesFAQ.pdf](https://assets.planet.com/docs/NICFI_UserGuidesFAQ.pdf)>. Acesso em: 28 Feb. 2024.
- PFAFF, A.; ROBALINO, J. Spillovers from conservation programs. **Annual Review of Resource Economics**, v. 9, n. 1, p. 299-315, Apr. 2017. DOI: 10.1146/annurev-resource-100516-053543
- PICOLI, M. C. A. et al. Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso—Brazil from 2001 to 2017. **Land**, v. 9, n. 1, p. 20, 2020/01// 2020. DOI: 10.3390/land9010020
- RICHARDS, P. et al. Are Brazil's deforesters avoiding detection? **Conservation Letters**, v. 10, n. 4, p. 470-476, Jul-Aug 2017. DOI: 10.1111%2Fconl.12310
- RODRIGUES, C. Produção de soja aumenta 191% em RR em quatro anos e deve bater novo recorde em 2023. **g1**. 17/08/2023. Available at: <<https://g1.globo.com/rr/roraima/noticia/2023/08/17/producao-de-soja-aumenta-191percent-em-rr-em-quatro-anos-e-deve-bater-novo-recorde-em-2023.ghtml>>.
- ROSA, M. C. **O que está por trás das áreas de “não-floresta” do projeto PRODES-INPE no estado de Rondônia?** 2017. (Bachelor dissertation) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.
- SANTOS, L. B. et al. Proposta metodológica para mapeamento das áreas de não-floresta presentes no projeto de monitoramento de áreas desflorestadas da Amazônia Legal Brasileira. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 4, p. e20411425794, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i4.25794
- SCHAAN, D. Long-term human induced impacts on Marajó Island landscapes, Amazon estuary. **Diversity**, v. 2, n. 2, p. 182-206, 2010. DOI: 10.3390/d2020182
- SHIMABUKURO, Y. E. et al. Using shade fraction image segmentation to evaluate deforestation in Landsat Thematic Mapper images of the Amazon Region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 3, p. 535-541, 2010. DOI: 10.1080/014311698216152
- SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991. DOI: 10.1109/36.103288
- SILVA, E. **A última fronteira da soja**. Revista Globo Rural. Rio de Janeiro, RJ: Editora Globo, p. 28-33. 2016.
- SILVA, G. D. F. N.; OLIVEIRA, I. J. Reconfiguration of the landscape in the Amazonian savannas. **Mercator**, v. 17, p. e17028, 2018. DOI: 10.4215/rm2018.e317028
- SILVA, J. D. S. V. D. et al. Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976 - 2008. **Geografia (Rio Claro)**, v. 36, n. Special Number, p. 35-55, 2011/11/29/ 2011.
- SPA. **Executive summary of the Amazon assessment report 2021**. New York: United Nations Sustainable Development Solutions Network, 2021.
- STAEVIE, P. M. Um balanço das discussões sobre os impactos do agronegócio sobre a Amazônia brasileira. **Revista NERA**, v. 21, n. 42, p. 98-112, 2018.
- WEST, T. A. P.; FEARNSSIDE, P. M. Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. **Land Use Policy**, Oxford, v. 100, p. 105072, Jan. 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105072
- YOKOMIZO, G. K. I.; COSTA, L. D. N. O uso do cerrado amapaense e os recursos vegetais. **Desenvolvimento Regional em Debate**, v. 6, n. 3, p. 164-177, 2016. DOI: 10.24302/drd.v6i3.1122
- YOSHIKAWA, S.; SANGA-NGOIE, K. Deforestation dynamics in Mato Grosso in the southern Brazilian Amazon using GIS and NOAA/AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 2, p. 523-544, 2011. DOI: 10.1080/01431160903475225

## Biografia do autor principal



Cassiano Gustavo Messias possui graduação em Geografia com ênfase em análise ambiental e geoprocessamento (2011) e licenciatura em Geografia pela Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG) (2012). Obteve tanto o mestrado (2014) quanto o doutorado em Geografia (2018) pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Atualmente, atua como coordenador técnico do Programa de Monitoramento da Amazônia Brasileira por Satélite (PRODES Amazônia), PRODES NF e PRODES Pantanal no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Além disso, é coordenador técnico do Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real para áreas não florestais da Amazônia (DETER NF) e para o bioma Pantanal (DETER Pantanal).



Esta obra está licenciada com uma Licença [Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional](https://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.