

# Detecção automática de cicatrizes de queimadas e estimativa de emissões de gases de efeito estufa na área de proteção ambiental da Chapada dos Guimarães utilizando imagens de satélite

Robson Brito Santos<sup>1</sup>, Igor Luiz Berti Silva<sup>2</sup>, Thiago Statella<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, Campus Presidente Epitácio. Graduando em Ciências da Computação. <https://orcid.org/0009-0002-2154-3891>. E-mail: [robsonbrito.santos@outlook.com](mailto:robsonbrito.santos@outlook.com)

<sup>2</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, Campus Presidente Epitácio. Graduado em Ciências da Computação. <https://orcid.org/0009-0007-2084-0858>. E-mail: [igorluizb.silva@gmail.com](mailto:igorluizb.silva@gmail.com)

<sup>3</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, Campus Presidente Epitácio. Doutor em Ciências Cartográficas. <https://orcid.org/0000-0002-8656-9147>. E-mail: [t.statella@gmail.com](mailto:t.statella@gmail.com)

Recebido em: 26/02/2025

Aceito em: 28/06/2025

## Resumo

Incêndios florestais são recorrentes na área de proteção ambiental (APA) da Chapada dos Guimarães/MT. Além de o fogo dessas queimadas afetar significativamente os ciclos biogeoquímicos, outro motivo de preocupação é a liberação de gases de efeito estufa pela queima da biomassa, tais como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Diante desse cenário, objetivou-se criar um sistema computacional para a detecção de cicatrizes de queimadas e mensuração da quantidade de gases liberados de forma automática. A metodologia foi fundamentada no cálculo de índices espectrais a partir de imagens do Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros e temporal de cinco dias. O sistema faz o download dos dados a cada cinco dias, gera um mapa temático com áreas queimadas e um relatório em formato CSV com dimensão das áreas e estimativa dos gases emitidos. O sistema encontra-se operacional e monitora de maneira constante o aparecimento de novos focos de incêndio na área de estudo. A validação até o momento é qualitativa, mas uma abordagem quantitativa está em desenvolvimento.

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto. Detecção de incêndios. Gases de efeito estufa.

## Introdução

A área de preservação ambiental (APA) do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães foi criada em 1995 pelo Decreto nº 537, de 21 de novembro de 1995. Sob responsabilidade do estado do Mato Grosso, a APA estende-se por 251.848 hectares que abrangem os municípios de Cuiabá (35,7 %), Campo Verde (1,6 %), Santo Antônio do Leverger (11 %) e Chapada dos Guimarães (51,7 %). Completamente inserida no bioma Cerrado, a área de preservação serve de habitat para várias espécies ameaçadas de extinção (Machado *et al.*, 2004), é marcada por uma grande diversidade de relevo e faz parte da bacia hidrográfica do Alto Paraguai, além de abrigar nascentes do rio Cuiabá, um dos principais formadores do Pantanal Mato-grossense. Entre as fitofisionomias encontradas

no parque, citam-se a mata ciliar, a mata de galeria, a mata seca, o cerradão, o cerrado sentido restrito (cerrado denso, cerrado típico, cerrado rupestre), o campo sujo, o campo limpo, a vereda e o palmeiral (Sano *et al.*, 2008).

Muito embora as formações típicas de Cerrado sejam bem adaptadas a queimadas, o Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2009), cita o fogo como uma das principais ameaças à vegetação da região, principalmente quando de origem criminosa. Em especial na época de seca, as queimadas não naturais podem alterar a estrutura e composição florística da vegetação de modo drástico e permanente (Arruda *et al.*, 2016; Fiedler *et al.*, 2006; Shimabukuro *et al.*, 2020). Além disso,

incêndios como o ocorrido em 2019, que destruiu uma área de cerca de 4.000 hectares (segundo o ICMBio), podem provocar danos indiretos, como erosão, perda de fertilidade do solo e grande perturbação da fauna local.

De acordo com o ICMBio (2009), grandes incêndios, envolvendo áreas de até 30 mil hectares (como o ocorrido em 1994, que atingiu cerca de 90 % do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães), têm frequência anual alarmante. Com relação ao período de ocorrência, a maior parte dos focos de incêndio (cerca de 98 %) é registrada entre os meses de julho e outubro, com maior incidência em setembro (45 % do total) e agosto (41 % do total). Tendo em vista que a maioria dos focos registrados no parque ocorre na época seca e é oriunda de causas antrópicas, percebe-se a ameaça que esse fator representa para a vegetação e a fauna, alterando os processos ecológicos naturais.

Além de o fogo dessas queimadas afetar significativamente os ciclos biogeoquímicos, o balanço de energia na superfície, o balanço radiativo da atmosfera e o ciclo hidrológico (Pereira *et al.*, 2012), outro motivo de preocupação é a liberação de gases de efeito estufa pela queima da biomassa, tais como o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). É consentimento global (vide acordo de Paris, 2015) que os países precisam adotar estratégias de redução de emissão de carbono, sob pena de se provocar e/ou acentuar alterações climáticas com o desequilíbrio entre os constituintes atmosféricos (Galanter *et al.*, 2000; Kaufman *et al.*, 1992; Langmann *et al.*, 2009; Urbanski, 2014). O principal incentivador dessa iniciativa é o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês Intergovernmental Panel on Climate Change). Entre as atividades desenvolvidas pelo IPCC estão a criação, formatação e publicação do *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (Diretrizes para Inventários Nacionais

de Gases de Efeito Estufa), o qual propõe metodologias para quantificação e inventário global de emissão de gases.

Estimativas de emissões de gases de efeito estufa podem ser realizadas por medidas indiretas, utilizando dados de sensores remotos (Chen *et al.*, 2024). Segundo estes, dados remotos desempenham um papel essencial no monitoramento de incêndios florestais, abrangendo desde as condições pré-incêndio até os impactos pós-incêndio. Os autores discutem tecnologias recentes para determinar áreas queimadas e emissões, além de abordar desafios como a necessidade de dados consistentes e contínuos a longo prazo, explorando também oportunidades futuras na gestão de incêndios. Nesse aspecto, ressaltam a importância da utilização de dados de sensoriamento e da metodologia do IPCC para estimativa de gases de efeito estufa.

Percebe-se, portanto, que a aplicação de sensores remotos na identificação de queimadas e quantificação de emissões possui metodologia robusta, a qual pode ser aplicada no monitoramento de queimadas na APA da Chapada dos Guimarães, bem como no inventário das emissões de gases de efeito estufa na atmosfera, de acordo com as diretrizes propostas pelo IPCC. Com a utilização de geotecnologias, tais como Sistemas de Informação Geográfica (Chuvieco *et al.*, 2019), e dados oriundos de sensores remotos e documentos cartográficos, pode-se estabelecer uma linha temporal, durante a qual emissões de gases de efeito estufa serão estimados e utilizados na construção de um inventário anual de emissões de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ .

Nesse contexto, objetivou-se criar um sistema automatizado para identificar e quantificar, por meio de imagens orbitais, as áreas com cicatrizes de queimadas na APA da Chapada dos Guimarães, assim como fazer uma estimativa das emissões de gases de efeito estufa, de forma sistemática, seguindo especificações do IPCC.

## Material e métodos

De maneira geral, o método adotado consiste na construção de um banco de imagens contendo cenas da região de estudo, na detecção de áreas queimadas, no cálculo de emissão de gases ao longo do tempo e na análise dos resultados, conforme o fluxograma apresentado na Figura 1.

As etapas de acesso, download, importação e processamento de imagens orbitais para identificação de cicatrizes de queimada e quantificação de emissões de gases de efeito estufa foram automatizadas utilizando rotinas escritas na linguagem Python, integradas ao Sistema de Informações Geográficas (SIG) GRASS (Geographical Resources Analysis Support System), um software livre disponível sob a licença GNU General Public License (GPL).

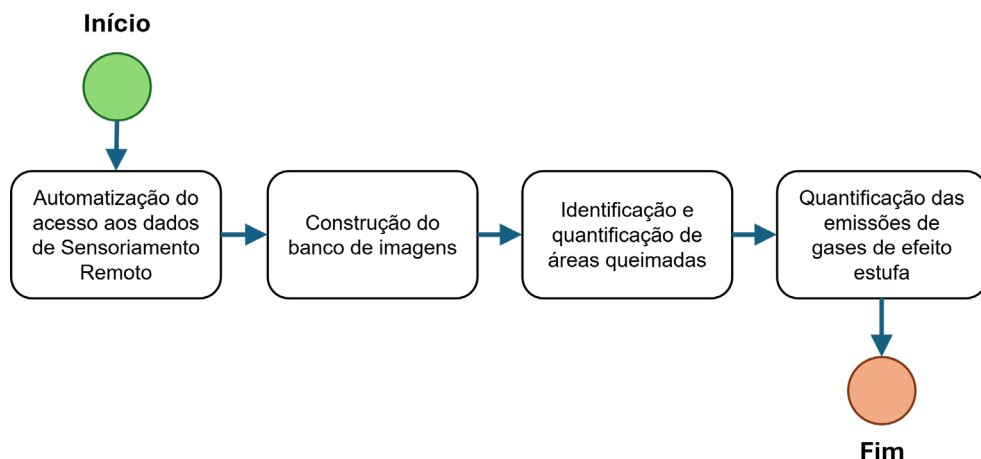
A plataforma orbital adotada foi o Sentinel-2, da Agência Espacial Europeia (ESA), obtida sem custo via serviço oferecido pelo Copernicus Data Space Ecosystem (CDSE). Foram lançados dois satélites Sentinel-2, identificados pelos sufixos A e B, em 2015 e 2021, respectivamente. Ambos têm sensores MultiSpectral Instrument (MSI) que capturam dados em 13 bandas espectrais, com resolução espacial de até 10 metros e resolução temporal de cinco dias. A elevada resolução

temporal permite o monitoramento mais efetivo de ocorrências de incêndios na área de estudo. As imagens Sentinel-2 utilizadas têm nível de processamento L2A, o mais alto disponível, no qual os dados passam por correção geométrica e radiométrica, são convertidos em reflectância e corrigidos de efeitos de espalhamento e absorção atmosféricos e de efeitos causados pelo relevo.

Os atributos de cada pixel nessas imagens podem ser considerados, portanto, reflectâncias de superfície, o que possibilita uma adequada análise espectral. As bandas usadas foram: B4 (vermelho), B8 (infravermelho próximo) e B12 (infravermelho de ondas curtas). Para a cobertura completa da área de estudo, são necessárias duas cenas em cada órbita (dois quadrângulos), que são mosaicaadas e reamostradas. Isso é feito para que a banda 12, com resolução de 20 metros, possa ser usada nas álgebras de mapa com as demais bandas, de 10 metros de resolução. Ilustram-se os intervalos espectrais de cada banda e sua resolução espacial, conforme disponibilizadas pelo CDSE (Figura 2), demonstrando a capacidade de detecção e monitoramento aprimorada da plataforma, essencial para avaliações ambientais detalhadas.

A identificação de pixels candidatos à classe de informação de cicatrizes de queimada é feita

**Figura 1.** Fluxograma de execução.



**Fonte:** autores (2024).

com base no índice de queimadas Normalized Burn Ratio (NBR), utilizado para realçar as áreas vegetadas que sofreram incêndio (Chuvienco *et al.*, 2019; Pleniou e Koutsias, 2013), definido conforme a equação 1.

$$NBR = \frac{\rho_{B8} - \rho_{B12}}{\rho_{B8} + \rho_{B12}} \quad (1)$$

Em que:  $\rho_{B8}$  e  $\rho_{B12}$  são as reflectâncias de superfície nas bandas do infravermelho próximo e de ondas curtas, respectivamente.

Espera-se que a reflectância na banda do infravermelho próximo seja drasticamente reduzida e que a reflectância no infravermelho de ondas curtas aumente para pixels de cicatrizes de queimadas. Assim, a equação 1 produz valores negativos para pixels candidatos à classe de cicatrizes de queimada (Pleniou e Koutsias, 2013). Apesar disso, falsos positivos podem ocorrer em áreas de solo exposto bem drenados, que frequentemente possuem valores negativos no NBR. Para reduzir a ocorrência de falsos positivos, apenas pixels com valores  $NBR \leftarrow 0,2$  foram considerados como pertencentes a áreas incendiadas. O conjunto de pixels que atende

a essa restrição é usado para calcular a área total queimada.

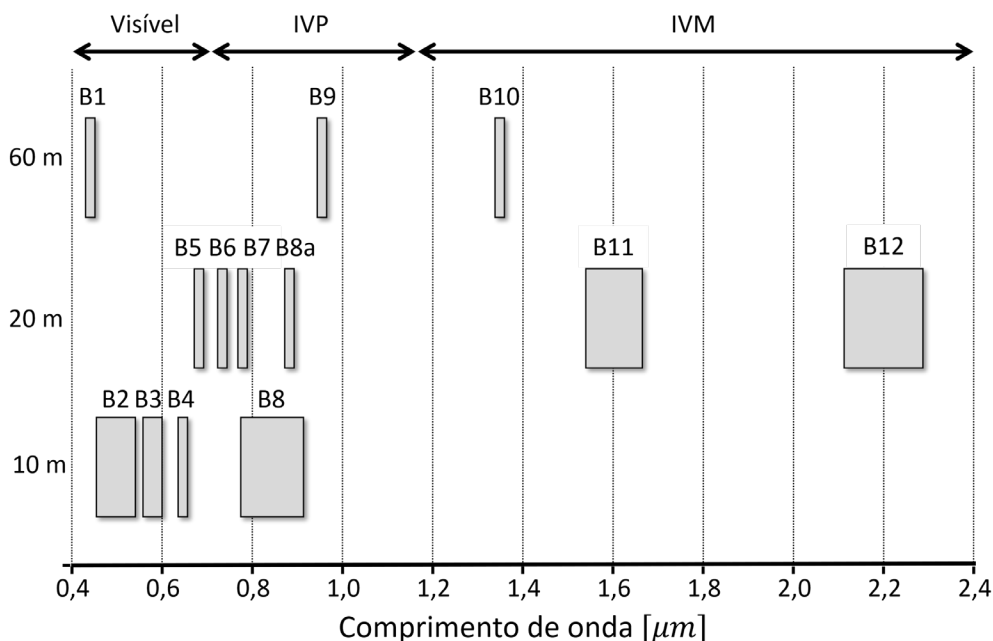
Para o cálculo de emissões, foram seguidas as recomendações do *IPCC Guideline 2019*, o qual modela a quantidade (massa) de gases de efeito estufa  $FG$  gerada por qualquer tipo de incêndio (superficial, copa ou completo) em toneladas, conforme a equação 2:

$$FG = A \cdot M_B \cdot C_F \cdot G_{ef} \cdot 0,001 \quad (2)$$

Em que:  $A$  é a área queimada em hectares (ha),  $M_B$  é a massa de combustão disponível em toneladas/hectare,  $C_F$  é o fator de combustão (adimensional e dependente do tipo de vegetação) e  $G_{ef}$  é o fator de emissão de matéria seca queimada.

O fator de combustão é uma medida da proporção do material combustível que é realmente queimado, o qual varia em função do tamanho e arquitetura da massa combustiva, do conteúdo de umidade do material e do tipo de incêndio. O fator de emissão dá a quantidade de emissão de um gás específico por unidade de matéria seca queimada, o que pode variar em função do conteúdo de carbono da biomassa e da completude da combustão.

**Figura 2.** Bandas do Sentinel-2 e suas resoluções espaciais.



Fonte: autores (2024).

O IPCC estabelece a seguinte sequência para o cálculo:

1. Caracterização da área de floresta de acordo com zonas climáticas ou ecológicas;
2. Estimativa da massa de combustão  $M_B$  disponível em toneladas/hectare, a qual inclui biomassa, madeira e outros tipos de matéria orgânica morta;
3. Selecionar fator de combustão  $C_F$ , bem como selecionar fator de emissão  $G_{ef}$ ;
4. Aplicar os parâmetros à equação de  $FG$  para cada tipo de gás.

Na equação 2, por simplificação, o IPCC recomenda negligenciar a contribuição de madeira e matéria orgânica morta para  $M_B$ . Para o fator de emissão  $G_{ef}$  e de combustão  $C_F$  podem ser usados valores de referência fornecidos pelo IPCC, conforme Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1.** Valores de referência para o fator de emissão  $G_{ef}$  em  $g \times kg^{-1}$  para diferentes tipos de vegetação (IPCC *guidelines*).

Categoria	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
Savana e Campina	$1.613 \pm 95$	$2,3 \pm 0,9$	$0,21 \pm 0,1$

**Fonte:** adaptada de IPCC (2019).

A quantidade de combustível para queima é dada pela área do incêndio e pela densidade do material presente no local. Essa densidade pode incluir a biomassa e matéria orgânica morta, as quais variam em função do tipo, da idade e da condição da vegetação. O tipo de incêndio também influencia a quantidade de material queimado. Por exemplo, o combustível disponível para incêndios rasteiros de baixa intensidade fica restrito à matéria orgânica depositada no solo, como folhas e madeira morta. Por outro lado, incêndios de grande intensidade podem consumir muito da biomassa das copas. A área queimada pode ser obtida pela análise de dados de sensoriamento remoto. De maneira mais simplificada, a biomassa combustiva pode ser obtida pela utilização de valores padronizados informados pelo IPCC. Nesse caso, o valor é inserido na equação 2 em lugar do produto  $M_B \cdot C_F$ . Para vegetação do tipo Cerrado, o valor empregado é  $4,6 t \times ha^{-1}$  com uma precisão de  $\pm 1,5 t \times ha^{-1}$ .

## Resultados e discussão

A APA da Chapada dos Guimarães é mostrada na Figura 3. Sua área abrange duas unidades geomorfológicas: o Planalto dos Guimarães e a Depressão do Rio Paraguai. Os limites vetoriais da

**Tabela 2.** Valores de referência para o fator de combustão  $C_f$  (IPCC *guidelines*).

Tipo de vegetação	Subcategoria	$C_f$
Savana (queimadas no início da estação seca)	Floresta de Savana	0,22
	Parque de Savana	0,73
	Outros tipos de Floresta de Savana	$0,37 \pm 0,19$
Todos os tipos de florestas de Savana (queimadas no início da estação seca)		$0,40 \pm 0,22$
Savana (queimadas no meio/fim da estação seca)	Floresta de Savana	0,72
	Parque de Savana	$0,82 \pm 0,07$
	Savana Tropical	$0,73 \pm 0,04$
	Outros tipos de Floresta de Savana	$0,68 \pm 0,19$
Todos os tipos de florestas de Savana (queimadas no meio/fim da estação seca)		$0,74 \pm 0,14$

**Fonte:** adaptada de IPCC (2019).

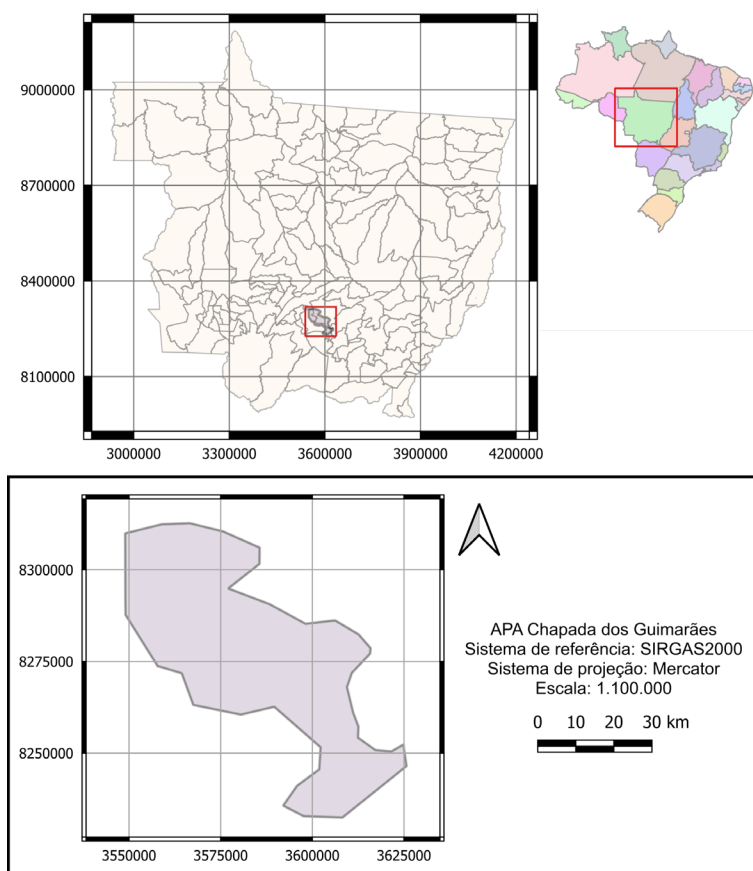
APA na Figura 3, disponibilizados pelo Instituto de Terras de Mato Grosso (INTERMAT), estão no sistema de referência geodésico SIRGAS2000 e no sistema de projeção cartográfica de Mercator (coordenadas em metros). Esses dados vetoriais são fundamentais para a gestão, o monitoramento e o planejamento sustentável da área protegida.

O monitoramento e a quantificação de gases liberados em incêndios florestais podem ser feitos por meio de sensores remotos em plataformas aéreas ou orbitais e métodos indiretos de medição (automáticos ou visuais) que abordam, inevitavelmente, a identificação de áreas queimadas em imagens digitais. No emprego de dados de sensores remotos para identificação de cicatrizes de queimadas e incêndios ativos, destaca-se a utilização dos sistemas Sentinel, MODIS e Landsat (Alvarado *et al.*, 2017; Bastarrika *et al.*, 2011; Boschetti *et al.*, 2015;

Arruda *et al.*, 2021; Argibay *et al.*, 2020; Díaz-Vázquez *et al.*, 2025; Hislop *et al.*, 2020; Laris, 2005; Makineci, 2024; Molema *et al.*, 2025; Olson *et al.*, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2013; Wooster *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2003).

Na Figura 4, observa-se uma imagem Sentinel-2 adquirida na data de 15 de julho de 2023 sobre a área de estudo, na composição colorida B4(B)B8(G)B12(R). Nessa composição, a faixa do Vermelho é representada com a cor Azul; a faixa do Infravermelho próximo é representada com a cor Verde; e a faixa do Infravermelho de ondas curtas (ou médio, segundo algumas bibliografias) é representada com a cor Vermelha. As imagens são fornecidas com coordenadas no sistema de referência geodésico WGS84 e projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 21 Sul.

**Figura 3.** Localização da área de estudo.



Fonte: autores (2024).



**Figura 4.** Imagem Sentinel-2 na composição colorida B4(B)B8(G)B12(R).

**Fonte:** autores (2024).

A projeção UTM guarda a propriedade de conformidade, ou seja, representa ângulos sem distorção de escala e, portanto, preserva a forma de pequenas áreas. Por ser conforme, a projeção UTM não é adequada para essa tarefa, visto que áreas e distâncias não podem ser representadas livres de distorção (exceto, claro, sobre as linhas de secância). Portanto, após a importação das imagens de satélite, estas são reprojetadas para a projeção Cilíndrica Equivalente, que tem como principal característica a manutenção das áreas em verdadeira escala, facilitando a análise precisa das áreas queimadas e a comparação de diferentes datas.

Na composição colorida apresentada na Figura 4 (uma máscara foi aplicada à cena para isolar apenas os pixels dentro dos limites da APA), a vegetação sadia aparece em tonalidade verde, devido à alta reflectância na faixa do infravermelho próximo (B8), que é resultado da interação da radiação eletromagnética com as células do mesófilo esponjoso das plantas,

proporcionando uma visualização clara e detalhada da cobertura vegetal saudável e das alterações induzidas por queimadas.

Além disso, a comparação entre imagens adquiridas em diferentes datas permite a identificação de mudanças na cobertura do solo e a análise das dinâmicas de queimada ao longo do tempo. Isso possibilita a avaliação de tendências na frequência e intensidade das queimadas, auxiliando na formulação de estratégias de manejo e conservação mais eficazes para a APA.

A radiação na faixa do vermelho (B4) é largamente absorvida por clorofilas e carotenoides para o processo de fotossíntese, e a reflectância é menor no infravermelho de ondas curtas (B12), faixa sensível ao conteúdo de umidade da vegetação. As áreas queimadas aparecem em tonalidades escuras de magenta, uma consequência do aumento da reflectância no infravermelho de ondas curtas e redução no infravermelho próximo. Notam-se, no detalhe da

Figura 4, áreas queimadas por incêndios ocorridos entre os dias 10 e 14 de julho de 2023. Além da tonalidade avermelhada, a forma das cicatrizes de queimadas é irregular, exceto nos pontos onde o fogo encontra uma barreira antrópica, como estradas. Em alguns pontos detalhados na Figura 4 é possível perceber que o incêndio conseguiu cruzar algumas estradas. Solos secos e bem drenados tendem a ser representados na cor magenta também, porém em tonalidades mais claras e algumas vezes podem se confundir com regiões de cicatrizes de queimadas. Áreas mistas, nas quais a vegetação é rasteira ou não cobre totalmente o solo, aparecem com tons de amarelo esverdeado nessa composição colorida.

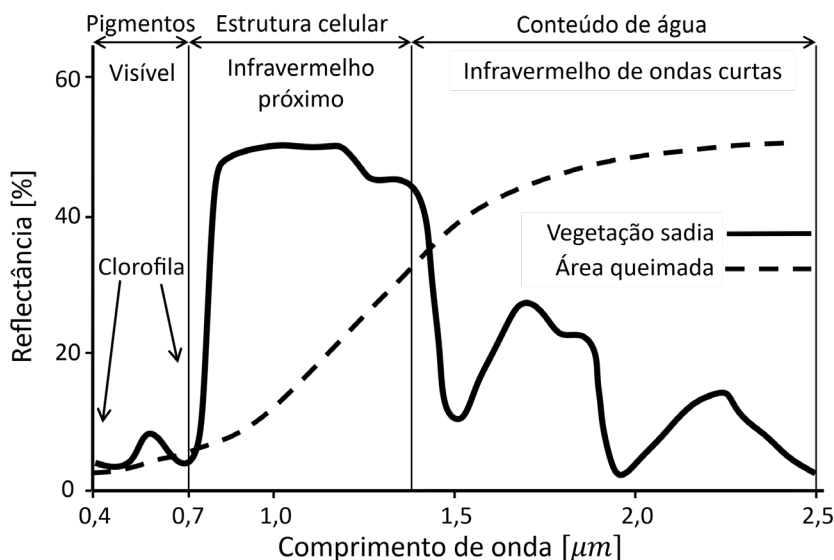
Na Figura 5, observam-se curvas de reflectância para a vegetação sadia e para as áreas em que a vegetação foi queimada (Alcaras *et al.*, 2002). Na região do visível, o comportamento espectral da vegetação é controlado por pigmentos da planta, como clorofila e carotenoides. No infravermelho próximo, a reflectância é controlada pela estrutura celular da planta, e no infravermelho de ondas curtas, pelo conteúdo de umidade. A vegetação verde e sadia tem alta reflectância no

infravermelho próximo e valores mais baixos no infravermelho de ondas curtas, especialmente nas bandas de absorção por água. Quando a vegetação é queimada, sua reflectância se reduz drasticamente no infravermelho próximo e aumenta no infravermelho de ondas curtas. Isso faz com que a resultante do numerador na equação 1 seja negativa para cicatrizes de queimada e positiva para áreas vegetadas.

Com a intenção de realçar as áreas queimadas, diversos índices espectrais podem ser empregados, em especial o índice de queimadas (Barbosa e Fearnside, 2005a, 2005b; Cabral *et al.*, 2018; Fearnside *et al.*, 2009; Fearnside *et al.*, 2007; Freitas *et al.*, 2020; Generoso *et al.*, 2007; Hao e Larkin, 2014; Labonne *et al.*, 2007; Roy *et al.*, 2005).

Na Figura 6, observa-se o NBR da área de estudo na data de 15 de julho de 2023. O cálculo desse índice pode ser visto como uma operação matemática sobre geocampos, que produz um novo geocampo numérico com valores pertencentes ao conjunto dos números reais. Nessa imagem, os valores dos pixels podem variar no intervalo [-1,1]. Assim, pixels com

**Figura 5.** Comportamento espectral da vegetação sadia e de área queimada.



Fonte: adaptado de Alcaras *et al.* (2022).



valores negativos no NBR são fortes candidatos a pixels de queimada. Pixels com valores positivos tendem a pertencer à vegetação sadia. Note-se que o valor mínimo é aproximadamente -0,4, e o valor máximo é próximo de 0,7. O mapa de cores empregado utiliza tons de azul escuro para menores valores e tons amarelos para os maiores valores da escala. A vegetação verde e sadia aparece em tonalidades de amarelo, com valores maiores de NBR, enquanto pixels de solo exposto aparecem em tonalidade média de azul/verde, e pixels de queimadas são representados em azul escuro.

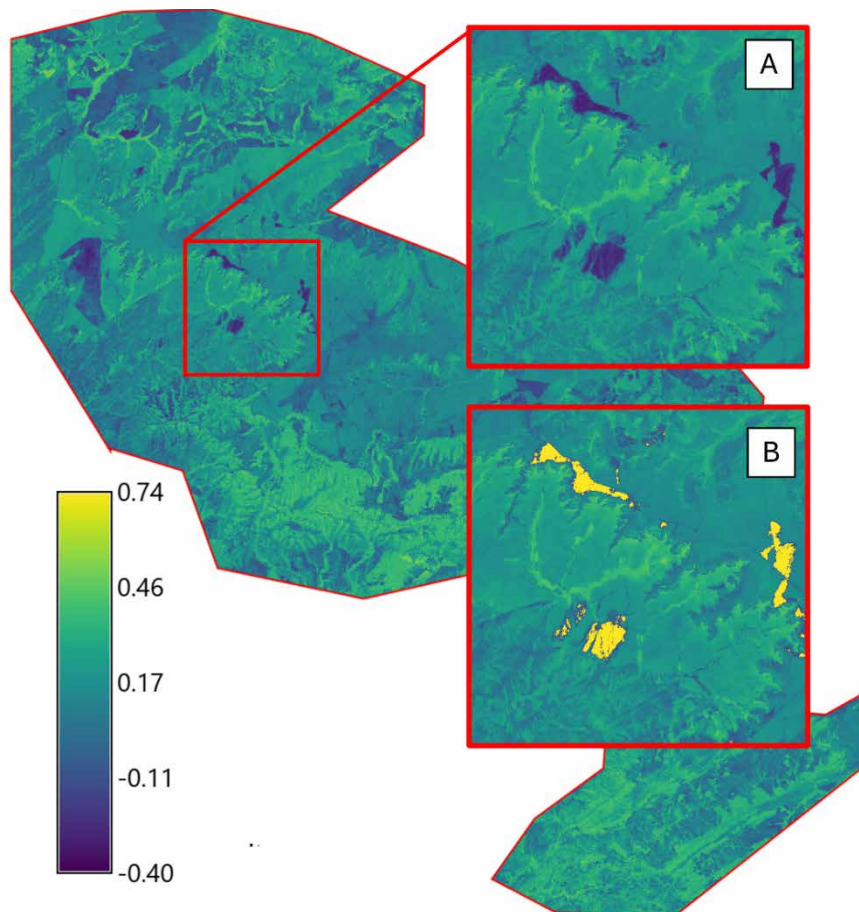
Na Figura 6, o detalhe em (A) destaca uma porção da área de estudo onde podem ser vistas cicatrizes de queimada, em coloração azul-escuro. Comparando-se o detalhe em (A) na Figura 6 com o detalhe da Figura 4, é possível

perceber que as áreas de queimada se destacam do entorno no NBR.

Na Figura 6, os pixels segmentados como sendo de queimadas são sobrepostos ao NBR e representados na cor amarela no detalhe em (B). No momento, a exatidão da segmentação de pixels de queimada está restrita a uma análise qualitativa, feita por interpretação visual das cenas.

A área queimada estimada para a data de 15 de julho de 2023 foi de 707,52 hectares. Utilizando a equação 2 e os dados constantes nas Tabelas 1 a 3, a quantidade de gases de efeito estufa liberados foram:  $\text{CO}_2 = 5.249,66 \pm 95,01 \text{ t}$ ;  $\text{CH}_4 = 7,49 \pm 1,75 \text{ t}$ ; e  $\text{N}_2\text{O} = 0,68 \pm 1,5 \text{ t}$ . Foram analisadas 70 imagens orbitais no período de 3 de setembro de 2023 até 3

**Figura 6.** Índice de área queimada da área de estudo.



**Fonte:** autores (2024).

de agosto de 2024. Por meio do algoritmo, foi identificada a presença de cicatrizes de incêndio dentro da APA nas cenas dos dias 9, 19 e 29 de junho de 2024, 14 de julho de 2024 e 3 de agosto de 2024. Pode-se observar a evolução de regiões incendiadas entre os dias 30 de maio de 2024 e 29 de junho de 2024 (Figura 7). A cena completa exibida foi adquirida em 29 de junho de 2024. No detalhe exibido em (A), vê-se a data prévia ao incêndio em 30 de maio de 2024. Um incêndio ativo em um dos focos de queimadas pode ser visto no detalhe em (B), na data de 14 de junho de 2024. Em (C) ocorre a expansão máxima das áreas queimadas nos recortes selecionados em 29 de junho de 2024. No recorte (D) é mostrada outra região em data anterior ao incêndio, em 19 de junho de 2024. Nos recortes em (E) e (F) são assinaladas as cicatrizes da queimada nas datas de 24 de junho de 2024 (incêndio ainda ativo) e 29 de junho de 2024.

Na Tabela 3, resumem-se os resultados das áreas queimadas e das emissões de gases de efeito estufa para as datas em que as cicatrizes foram máximas. As precisões para as estimativas, de acordo com a metodologia do IPCC, foram de  $\pm 95,01$ , para o  $\text{CO}_2$ ;  $\pm 1,75$  para o  $\text{CH}_4$ ; e  $\pm 1,5$  para o  $\text{N}_2\text{O}$ , em unidades de toneladas. Ressalta-se que nem todos os focos de incêndio ocorreram de forma simultânea, o que reforça a necessidade de grande resolução temporal para o adequado monitoramento. A quantificação de gases de efeito estufa também pode ser feita por meio da utilização de sensores remotos (Hasan *et al.*, 2025; Li *et al.*, 2024; Miranda *et al.*, 1994; Moradi e Ghasemifar, 2025; Silva *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2003).

O sistema foi implementado em ambiente Linux com linguagem Python e faz a verificação da presença de áreas queimadas, estimativa de gases de efeito estufa liberados e produz resultados na forma de mapas com pixels que pertencem a áreas queimadas e de tabelas e

**Figura 7.** Exemplo de evolução de um incêndio na área de estudo.



Fonte: autores (2024).

**Tabela 3.** Áreas queimadas e respectivas emissões.

Data	Área (ha)	CO <sub>2</sub> (t)	CH <sub>4</sub> (t)	N <sub>2</sub> O (t)
9/6/2024	50,8	376,93	0,54	0,05
19/6/2024	102,52	760,68	1,08	0,10
29/6/2024	137,28	1.018,59	1,45	0,13
14/7/2024	13,68	101,5	0,14	0,01
3/8/2024	229,37	1.701,88	2,43	0,22

**Fonte:** autores (2024).

gráficos com quantidades de gases de efeito estufa liberados. Esses dados, além dos índices espectrais calculados (como o NBR), ficam armazenados no banco de dados do SIG e são exportados para formatos GeoTIFF e CSV.

### Conclusões

O sistema para detecção de queimadas encontra-se em operação e teve desempenho adequado segundo análise qualitativa de imagens selecionadas da área de estudo. O algoritmo identificou a presença de cicatrizes de incêndio dentro da APA da Chapada dos Guimarães nas cenas dos dias 9, 19 e 29 de junho de 2024, 14 de julho de 2024 e 3 de agosto de 2024. Um total de 533,65 hectares foram queimados, liberando 3.959,58 toneladas de CO<sub>2</sub>, 5,64 toneladas de CH<sub>4</sub> e 0,51 toneladas de N<sub>2</sub>O.

O índice espectral NBR realça as áreas onde a biomassa passou pelo processo de combustão, proporcionando a identificação de pixels que devem ser considerados como candidatos a pertencer a áreas queimadas. Isso ocorre porque nos testes realizados ainda se nota a presença de falsos positivos nos resultados da etapa de identificação, que ocorrem em áreas de solo exposto bem drenado. Essa identificação deverá ser aprimorada com o emprego de outros índices espectrais e/ou utilização de diferentes metodologias, tais como classificação automática e emprego de algoritmos de detecção de mudanças em séries temporais.

### Referências

ALCARAS, E; COSTANTINO, D.; GUASTAFERRO, F.; PARENTE, C.; PEP, M. Normalized Burn Ratio Plus (NBR+): a new index for Sentinel-2 imagery. **Remote Sensing**, v. 14, n. 7, art. 1727, 2022.

ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; COSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C.; SILVA, T. S. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 270–281, 2017.

ARGIBAY, D. S.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M. A long-term assessment of fire regimes in a Brazilian ecotone between seasonally dry tropical forests and savannah. **Ecological Indicators**, v. 113, art. 106151, 2020.

ARRUDA, V. L. S.; PIONTEKOWSKI, V. J.; ALENCAR, A.; PEREIRA, R. S.; MATRICARDI, E. A. T. An alternative approach for mapping burn scars using Landsat imagery, Google Earth Engine, and Deep Learning in the Brazilian Savanna. **Remote Sensing Applications Society and Environment**, v. 22, art. 100472, 2021.

ARRUDA, W. DE S.; OLDELAND, J.; FILHO, A. C. P.; CUNHA, N. L.; ISHII, I. H.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A. Inundation and fire shape the structure of riparian forests in the Pantanal, Brazil. **PloS one**, v. 11, n. 6, e0156825, 2016.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Fire frequency and area burned in the Roraima

savannas of Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n. 2–3, p. 371–384, 2005a.

BARBOSA, R. I.; FEARNside, P. M. Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the savannas of Roraima, Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 216, n. 1–3, p. 295–316, 2005b.

BASTARRIKA, A.; CHUVIECO, E.; MARTÍN, M. P. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 4, p. 1003–1012, 2011.

BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; JUSTICE, C. O.; HUMBER, M. L. MODIS–Landsat fusion for large area 30 m burned area mapping. **Remote Sensing of Environment**, v. 161, p. 27–42, 2015.

CABRAL, A. I. R.; SAITO, C.; PEREIRA, H.; LAQUES, A. E. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, 2018.

CHEN, Y.; MORTON, D. C.; RANDERSON, J. T. Remote sensing for wildfire monitoring: Insights into burned area, emissions, and fire dynamics. **One Earth**, v. 7, n. 6, p. 1022–1028, 2024.

CHUVIECO, E.; MOUILLOT, F.; WERF, G. R.; MIGUEL, J. S.; TANASE, M.; KOUTSIAS, N.; GARCÍA, M.; YEBRA, M.; PADILLA, M.; GITAS, I.; HEIL, A.; HAWBAKER, T. J.; GIGLIO, L. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p. 45–64, 2019.

DÍAZ-VÁZQUEZ, D.; CASILLAS-GARCÍA, L. F.; GARCIA-GONZALEZ, A.; MONTERO, S. H. G.; RUBUI, J. I. M.; LLAMAS, J. J.; HERNANDEZ,

M. S. G. Integrating remote sensing and machine learning for dynamic burn probability mapping in data-limited contexts. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 38, art. 101554, 2025.

FEARNside, P. M.; BARBOSA, R. I.; DE ALENCASTRO GRAÇA, P. M. L. Burning of secondary forest in Amazonia: biomass, burning efficiency and charcoal formation during land preparation for agriculture in Apiaú, Roraima, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2–3, p. 678–687, 2007.

FEARNside, P. M.; RIGHI, C. A.; GRAÇA, P. M. L. A.; KEIZER, E. W. H.; CERRI, C. C.; NOGUEIRA, E. M.; BARBOSA, R. I. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian “arc of deforestation”: The states of Mato Grosso and Rondônia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1968–1978, 2009.

FIEDLER, N. C.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. DE. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 153–161, 2006.

FREITAS, W. K.; GOIS, G.; PEREIRA JR., E. R.; JUNIOR, J. F. O.; MAGALHÃES, L. M. S.; BRASIL, F. C.; SOBRAL, B. S. Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 115, art. 106340, 2020.

GALANTER, M.; LEVY, H., II; CARMICHAEL, G. R. Impacts of biomass burning on tropospheric CO, NO<sub>2</sub>, and O<sub>3</sub>. **Journal of Geophysical Research**, v. 105, n. D5, p. 6633–6653, 2000.

GENEROSO, S.; BEY, I.; ATTÍE, J. K.; BRÉON, F. M. A satellite - and model - based assessment of the 2003 Russian fires: impact on the Arctic region. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, n. D15, p. 1–16, 2007.



HAO, W. M.; LARKIN, N. K. Wildland fire emissions, carbon, and climate: wildland fire detection and burned area in the United States. **Forest Ecology and Management**, v. 317, p. 20–25, 2014.

HASAN, H.; ZHANG, P.; CHEN, J.; SHI, G.; ABICHOU, T.; YU, H. Exploring uncertainties in the integrated mass enhancement method for remote sensing retrievals of methane emissions. **Waste Management**, v. 200, art. 114759, 2025.

HISLOP, S.; HAYWOOD, A.; JONES, S.; SOTO-BERELOV, M.; SKIDMORE, A. K.; NGUYEN, T. H. A satellite data driven approach to monitoring and reporting fire disturbance and recovery across boreal and temperate forests. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation: ITC journal**, v. 87, art. 102034, 2020.

ICMBIO. **Plano de manejo do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães**. Ministério do Meio Ambiente. [s.l.] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2009. Disponível em: < <https://uc.socioambiental.org/arp/1142> >. Acesso em: 26 jun. 2025.

IPCC. **2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Suíça: IPCC, 2019. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>>. Acesso em: 26 jun. 2025.

KAUFMAN, Y. J.; SETZER, A.; WARD, D.; TANRE, D.; HOLBEN, B. N.; MENZEL, P.; PEREIRA, M. C.; RASMUSSEN, R. Biomass burning airborne and spaceborne experiment in the Amazonas (BASE-A). **Journal of Geophysical Research**, v. 97, n. D13, p. 14581–14599, 1992.

LABONNE, M.; BRÉON, F.-M.; CHEVALLIER, F. Injection height of biomass burning aerosols as seen from a spaceborne lidar. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 11, art. L11806, 2007.

LANGMANN, B.; DUNCAN, B.; TEXTOR, C.; TRENTMANN, J.; WERF, G. R. Vegetation fire emissions and their impact on air pollution and climate. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 1, p. 107–116, 2009.

LARIS, P. S. Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. **Remote Sensing of Environment**, v. 99, n. 4, p. 412–424, 2005.

LI, H.; JIN, X.; ZHAO, R.; HAN, B.; ZHOU, Y.; TITTONELL, P. Assessing uncertainties and discrepancies in agricultural greenhouse gas emissions estimation in China: A comprehensive review. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 106, art. 107498, 2024.

MACHADO, R. B.; NETO, M. R.; PEREIRA, P. G.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional**, Brasília, DF, 2004. Disponível em: < [https://jbb.ibict.br/bitstream/1/357/1/2004\\_%20Conservacao%20Internacional\\_%20estimativa\\_desmatamento\\_cerrado.pdf](https://jbb.ibict.br/bitstream/1/357/1/2004_%20Conservacao%20Internacional_%20estimativa_desmatamento_cerrado.pdf) >. Acesso em: 26 jun. 2025.

MAKINECI, H. B. Investigation of burned areas with multiplatform remote sensing data on the Rhodes 2023 forest fires. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 15, n. 10, art. 102949, 2024.

MIRANDA, A. I.; COUTINHO, M.; BORREGO, C. Forest fire emissions in Portugal: a contribution to global warming? **Environmental Pollution**, v. 83, n. 1–2, p. 121–123, 1994.

MOLEMA, T. R.; TESFAMICHAEL, S. G.; FUNDISI, E. Optical and radar remote sensing for burn scar mapping in the grassland biome. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 38, art. 101548, 2025.



MORADI, S.; GHASEMIFAR, E. Analysis of the gas emissions from volcanic activity in the East African Rift System using remote sensing over the past two decades. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 37, art. 101471, 2025.

OLSON, J. R.; BAUM, B. A.; CAHOON, D. R.; CRAWFORD, J. H. Frequency and distribution of forest, savanna, and crop fires over tropical regions during PEM-Tropics A. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, n. D5, p. 5865–5876, 1999.

PEREIRA, A. A.; PEREIRA, J. A.; MORELLI, F.; BARROS, D. A.; ACERBI JR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Validação de focos de calor utilizados no monitoramento orbital de queimadas por meio de imagens TM. **CERNE**, v. 18, n. 2, p. 335–343, 2012.

PLENIU, M.; KOUTSIAS, N. Sensitivity of spectral reflectance values to different burn and vegetation ratios: a multi-scale approach applied in a fire affected area. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**: official publication of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS), v. 79, p. 199–210, 2013.

ROY, D. P.; GUHA, A.; KUMAR, K. V. An approach of surface coal fire detection from ASTER and Landsat-8 thermal data: Jharia coal field, India. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**: ITC Journal, v. 39, p. 120–127, 2015.

ROY, D. P.; JIN, Y.; LEWIS, P. E.; JUSTICE, C. O. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 2, p. 137–162, 2005.

SANO, S. M.; DE ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: ecologia e flora**. Parque Estação Biológica - PqEB. Brasília, DF: Embrapa, 2008. 410 p.

SHIMABUKURO, Y. E.; DUTRA, A. C.; ARAI, E.; DUARTE, V.; CASSOL, H. K. G.; PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S. Mapping burned areas of Mato Grosso State Brazilian Amazon using multisensor datasets. **Remote Sensing**, v. 12, n. 22, art. 3827, 2020.

SILVA, S. S.; FEARNESIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; BROWN, I. F.; ALENCAR, A.; MELO, A. W. F. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312–322, 2018.

URBANSKI, S. Wildland fire emissions, carbon, and climate: emission factors. **Forest Ecology and Management**, v. 317, p. 51–60, 2014.

VASCONCELOS, S. S.; FEARNESIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L.; NOGUEIRA, E. M.; OLIVEIRA, L. C.; FIGUEIREDO, E. O. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: estimates of area and potential carbon emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 199–208, 2013.

WOOSTER, M. J.; ROBERTS, G.; PERRY, G. L.; KAUFMAN, Y. J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. **Journal of Geophysical Research**, v. 110, n. D24, p. 1-24, 2005.

ZHANG, Y.-H.; WOOSTER, M. J.; TUTUBALINA, O.; PERRY, G. L. Monthly burned area and forest fire carbon emission estimates for the Russian Federation from SPOT VGT. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 1, p. 1–15, 2003.