



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE/INSTITUTO DE FISICA
PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL**

VANUSA DE SOUZA PACHECO HOKI

**ÍNDICE DE UMIDADE PERPENDICULAR (PMI), NDVI E KERNEL NA
TEMPORADA DE INCÊNDIOS NO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS
GUIMARÃES/MT**

**CUIABÁ - MT
2025**

VANUSA DE SOUZA PACHECO HOKI

**ÍNDICE DE UMIDADE PERPENDICULAR (PMI), NDVI E KERNEL NA
TEMPORADA DE INCÊNDIOS NO PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS
GUIMARÃES/MT**

Tese apresentada ao curso de Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Física Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Osvaldo Borges Pinto Junior

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Luciana Sanches

**CUIABÁ-MT
2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

H721f Hoki, Vanusa de Souza Pacheco.

Índice de Umidade Perpendicular (PMI), NDVI e KERNEL na temporada de incêndios no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães/MT [recurso eletrônico] / Vanusa de Souza Pacheco Hoki. -- Dados eletrônicos (1 arquivo : 67 f., il. color., pdf). -- 2024.

Orientador: Osvaldo Borges Pinto Júnior.

Coorientadora: Luciana Sanches.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Cuiabá, 2024.

Modo de acesso: World Wide Web: <https://ri.ufmt.br>.

Inclui bibliografia.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ÍNDICE DE UMIDADE PERPENDICULAR (PMI) NA TEMPORADA DE INCÊNDIO NO PARQUE NACIONAL DE CHAPADA DOS GUIMARÃES/MT

AUTORA: DOUTORANDA VANUSA DE SOUZA PACHECO HOKI

Tese defendida e aprovada em **19** de **DEZEMBRO** de **2024**.

COMPOSIÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

1. PROF. DR. OSVALDO BORGES PINTO JUNIOR [Presidente Banca / **ORIENTADOR**]
INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE DE CUIABÁ

2. PROFA. DRA LUCIANA SANCHES [Coorientadora]
INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

3. PROF. DR. DENILTON CARLOS GAIO [Examinador Interno]
INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

4. PROF. DR. LEONE FRANCISCO DE AMORIM CURADO [Examinador Interno]
INSTITUIÇÃO: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

5. PROF. DR. FERNANDO DA SILVA SALLO [Examinador Externo]
INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO DE MATO GROSSO

6. PROF. DR. JONATHAN WILLIAN ZANGESKI NOVAIS [Examinador Externo]
INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO DE MATO GROSSO

7. **PROF. DR. ADILSON AMORIM BRANDÃO** [Examinador Externo]

INSTITUIÇÃO: INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO DE MATO GROSSO

CUIABÁ, 19/12/2024.



Documento assinado eletronicamente por **MARCELO SACARDI BIUDES, Coordenador(a) de Programas de Pós-Graduação em Física Ambiental - IF/UFMT**, em 23/12/2024, às 16:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **LEONE FRANCISCO AMORIM CURADO, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 23/12/2024, às 16:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **DENILTON CARLOS GAIO, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 23/12/2024, às 16:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jonathan Willian Zangeski Novais, Usuário Externo**, em 23/12/2024, às 17:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Oswaldo Borges Pinto Junior, Usuário Externo**, em 23/12/2024, às 17:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **ADILSON AMORIM BRANDÃO, Usuário Externo**, em 23/12/2024, às 17:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernando da Silva Sallo, Usuário Externo**, em 24/12/2024, às 09:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **LUCIANA SANCHES, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 01/01/2025, às 09:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufmt.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **7501180** e o código CRC **89EA1EC1**.

Referência: Processo nº 23108.089809/2024-55

SEI nº 7501180

Dedico esta tese ao meu esposo, Paulo, pelo seu apoio incondicional, e à minha filha,
Antônia Aimi, que ilumina minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me deu sabedoria e discernimentos em todos os momentos da minha pesquisa, pela sua infinita bondade, ignorou o meu pouco merecimento e me capacitou para superar todos os desafios. Em especial, ao meu esposo Paulo e filha Antônia Aimi pelos estímulos, união e apoio incondicional.

Ao Comitê do Fogo/SEMA-MT na pessoa do TC Cel. Dércio pelo incentivo e apoio desde o mestrado. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), brigada de incêndio do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (PNCG), particularmente ao Luiz Gustavo - gerente do fogo, que me permitiu acompanhar as atividades de queima prescrita. Aos professores Higo Dalmagro da Pós-graduação da UNIC e Paulo Zanella e George Vourlitis da Pós-Graduação da UFMT, que compartilharam as suas atividades de campo no PNCG.

Aos amigos do Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Amanda, Ana Carolina, André, Emily, Haline, Ian, Larissa, Lucas, Marcelo, Nivalda, Sidiana e Tamiris, pelo apoio nas disciplinas de seminários, em especial a Roberta por estar sempre ao meu lado estimulando na pesquisa e no estágio supervisionado, além de acompanhar todas as fases do meu trabalho desde o mestrado. E aos demais colegas do mestrado e doutorado do programa que estiveram juntos nesta empreitada de busca de conhecimento.

Ao professor Osvaldo Borges pela orientação, incentivo, paciência, conhecimentos compartilhados e amizade. A professora Luciana Sanches, pela coorientação, apoio, incentivo, dedicação, ensinamentos e amizade.

Agradeço a todos professores do programa, Adilson, Carmem, Daniela, Denilton, Flávia, Francisco, George, Iramaia, João Basso, Leone, Marcelo, Marta, Nadja, Paulo, Peter, Rafael e Sérgio, pois contribuíram para meu crescimento intelectual. Em especial a profa. Dra. Marta pela oportunidade e apoio no estágio supervisionado. Aos funcionários do programa Soilce e Natalino.

Aos pesquisadores membros da banca examinadora, professores Adilson Brandão, Denilton Gaio, Fernando Sallo, Jonathan Novais e Leone Curado por terem aceitado o convite para participar da banca e por todas as contribuições à tese.

Aos pesquisadores e professores Paulo e Osvaldo Alves por aceitarem o convite para participação da banca como suplentes.

Ao prof. José Nogueira (*In memoriam*), nosso querido “Professor Paraná”, por não ter desistido de me ajudar no desafio do primeiro ano, quando tinha que trabalhar e fazer as disciplinas, apenas disse que eu conseguiria...

Aos meus colegas de trabalho da SEMA-MT Alahn, Edegar, Letícia, Yara, Bianka, Eliane, Fernando, Fátima, Walter, Nédio e Luís Noquelli, e, demais colegas da Superintendência de Recursos Hídricos pelo apoio nesta etapa final do doutorado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoas de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

RESUMO

Nos últimos anos, o Brasil tem registrado um aumento na ocorrência de incêndios, especialmente no Cerrado, bioma altamente suscetível a esse tipo de evento. O uso de geotecnologias, como dados de sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permite compreender o estágio fenológico da vegetação, antes e após ocorrências de incêndios, e tem se mostrado fundamental para as políticas públicas de prevenção de incêndios florestais. O objetivo deste trabalho foi compreender a variabilidade do Índice de Umidade Perpendicular (*PMI*), *NDVI* e *Kernel*, a fim de desenvolver uma métrica anual da duração da temporada de incêndio no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (PNCG) de 2003 a 2023. Para isso, foram utilizados dados de focos de incêndio fornecidos pelo banco de dados do BDQueimadas/INPE e do *FIRMS/NASA*, combinados com a anomalia do *PMI* (bandas 4 e 5 do produto MOD9/MODIS) e imagens dos sensores *Operational Land Imager (OLI)* e *Thermal Infrared Sensor (TIRS)* Landsat 8, entre agosto e setembro de 2019, para calcular o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*) e os mapas de fogo do estimador de *Kernel* presente no QGIS 3.22.6, a fim de avaliar a distribuição e o padrão das queimadas na área proposta. Os padrões espaciais do *PMI* entre os meses de julho, agosto e setembro mostram valores menores nos meses de agosto e setembro de 2015 e 2019, em comparação com o mesmo período de 2017. Nas composições de setembro de 2019, os valores foram mais baixos em relação a 2015 e 2017. Contudo, em relação aos focos de incêndios ocorridos ao longo dos 20 anos, estes não coincidiram com as áreas mais atingidas, conforme mostrado pela densidade de *Kernel*. Isso reflete as interferências humanas, resultado das ações antrópicas na região do parque mais impactada. Já o *NDVI* variou entre 0,229 e 0,0050, refletindo a resposta da vegetação aos incêndios ocorridos até a data de setembro de 2019. Em relação à espacialização dos focos na dinâmica das queimadas, observou-se uma concentração de focos de calor com densidade muito alta no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, oriundos da Zona de Amortecimento (ZA) do PNCG, principalmente nos anos de 2015, 2017 e 2019. O *PMI* demonstrou-se eficaz na previsão de incêndios, a partir dos mapas de umidade da vegetação, corroborando com os resultados do *NDVI*. A estimativa de densidade de *Kernel* permitiu identificar as áreas com maior frequência de incêndios florestais no parque. Conclui-se que o *PMI* foi útil para compreender a distribuição espacial da umidade da vegetação e identificar áreas propensas a incêndios florestais, assim como o *NDVI* para avaliar as áreas após os incêndios. Contudo, para melhorar a qualidade das análises, é essencial considerar as ações antrópicas na região. A partir dos resultados obtidos, constatou-se a necessidade de intensificar as ações do poder público nas unidades de conservação, com estratégias de controle de acessos às áreas mais propensas a incêndios florestais, visando mitigar os impactos das ações humanas na região.

Palavras-chave: cerrado, incêndios florestais, monitoramento ambiental, *LFMC*.

ABSTRACT

In recent years, Brazil has seen an increase in the occurrence of fires, especially in the Cerrado, a biome highly susceptible to this type of event. The use of geotechnologies, such as remote sensing data and Geographic Information Systems (GIS), allows us to understand the phenological stage of vegetation, before and after fires, and has proven to be fundamental for public policies to prevent forest fires. The objective of this work was to understand the variability of the Perpendicular Moisture Index (PMI), NDVI and Kernel, in order to develop an annual metric of the duration of the fire season in the Chapada dos Guimarães National Park (PNCG) from 2003 to 2023. For this, fire outbreak data provided by the BDQueimadas/INPE and FIRMS/NASA databases were used, combined with the PMI anomaly (bands 4 and 5 of the MOD9/MODIS product) and images from the Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS) Landsat 8 sensors, between August and September 2019, to calculate the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the fire maps from the Kernel estimator present in QGIS 3.22.6, in order to evaluate the distribution and pattern of fires in the proposed area. The spatial patterns of the PMI between the months of July, August and September show lower values in the months of August and September of 2015 and 2019, compared to the same period in 2017. In the September 2019 compositions, the values were lower compared to 2015 and 2017. However, in relation to the fire outbreaks that occurred over the 20 years, these did not coincide with the most affected areas, as shown by the Kernel density. This reflects human interference, resulting from anthropogenic actions in the most impacted region of the park. The NDVI varied between 0.229 and 0.0050, reflecting the vegetation response to the fires that occurred up to September 2019. Regarding the spatialization of the fires in the fire dynamics, a concentration of hot spots with very high density was observed in the Chapada dos Guimarães National Park, originating from the Buffer Zone (ZA) of the PNCG, mainly in the years 2015, 2017 and 2019. The PMI proved to be effective in predicting fires, based on vegetation moisture maps, corroborating the NDVI results. The Kernel density estimate allowed identifying the areas with the highest frequency of forest fires in the park. It is concluded that the PMI was useful for understanding the spatial distribution of vegetation moisture and identifying areas prone to forest fires, as well as the NDVI for evaluating areas after fires. However, to improve the quality of the analyses, it is essential to consider human actions in the region. Based on the results obtained, it was found that there was a need to intensify public actions in conservation units, with strategies to control access to areas most prone to forest fires, aiming to mitigate the impacts of human actions in the region.

Keywords: cerrado, forest fires, environmental monitoring, LFMC.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. – Representação pictórica das principais fitofisionomias vegetais do bioma Cerrado, (da maior – formações florestais, à esquerda; para as menores – savânicas e campestres, à direita).....	19
Figura 2 – Tipos de vegetação brasileiras (com base no IBGE, 2004b) classificados como dependentes do fogo (<i>Fire-dependent</i>), sensíveis ao fogo (<i>Fire-sensitive</i>) e independentes do fogo (<i>Fire-independent</i>), de acordo com Hardesty et al. (2005). Tipos de vegetação aberta (campos, savanas abertas) são classificados como dependentes do fogo; florestas (florestas tropicais, florestas sazonais, savanas florestais) são classificadas como sensíveis ao fogo, e a vegetação xerófita é classificada como independente do fogo. Os gráficos embutidos indicam a densidade de focos de fogo em 2020 para cada classe de sensibilidade ao fogo (calculada usando o software QGis 3.12.3, coordenadas geográficas de ocorrências de focos de fogo em 2020 recuperadas do INPE).....	23
Figura 3 – Legislação pertinente ao Período Proibitivo de uso do fogo entre os anos de 2005 e 2023. Em destaque (retângulo na cor vermelha) o ano de 2023, com prorrogação do período proibitivo até 31/12/2023 para o bioma Pantanal.....	26
Figura 4 – Trajetórias de variações do <i>LFMC</i> quando apenas um dos dois parâmetros <i>EWT</i> e <i>DMC</i> podem variar livremente.....	35
Figura 5 – Representação gráfica da medição realizada pelo índice de umidade perpendicular (Perpendicular Moisture Index - PMI).	36
Figura 6 – Localização e cobertura vegetal natural dos municípios estudados, em 2023, de acordo com o produto cobertura e uso da terra do projeto MapBiomias, coleção 7.0.	40
Figura 7 – Mapas selecionados de PMI derivados de compostos de reflectância de 8 dias Aqua-MODIS mostrando a variabilidade intra e interanual: (a) 4-12 de julho de 2015, (b) 5-13 de agosto de 2015,(c) 6-14 de setembro de 2019, (d) 4-12 de julho de 2017.	48
Figura 8 – Índice de vegetação de diferença normalizada (<i>Normalized Difference Vegetation Index - NDVI</i>) e Classificação supervisionada da área queimada do PNCG, imagem de 19/09/2019 OLI/LANDSAT 7 – 226/71, em destaque (circula na cor vermelha) as regiões: com baixo índice do NDVI (imagem à esquerda) e com as cicatrizes de queima (imagem à direita).	51
Figura 9 – Mapa de distribuição espacial das cicatrizes de incêndio identificadas anos analisados de 2003 a 2023 no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (PNCG), em destaque a região mais atingida, com densidade Muito alta (círculo na cor vermelha).	53
Figura 10 – Mapas de distribuição espacial das cicatrizes de incêndio identificadas entre 2015 e 2023, dos 20 anos analisados (2003-2023) no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, em destaque o mês com maior densidade Muito alta (retângulo vermelho).	54
Figura 11 – Recorte do trecho da imagem colorida de referência RGB de 19/09/2019 OLI/LANDSAT 7 – 226/71, em destaque as regiões mais atingidas (retângulo na cor vermelha).	55

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Justificativa.....	14
1.2 Objetivos.....	15
1.2.1 Objetivo Geral	15
1.2.2 Objetivos Específicos	15
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 Histórico do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães	16
2.2 Fatores Climáticos e o cerrado	16
2.3 Fitofisionomia do Cerrado e do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG)	18
2.4 Relação do fogo e o Bioma Cerrado.....	20
2.4.1 Dinâmica do fogo no cerrado	25
2.4.2 Período proibitivo de uso do fogo	26
2.4.3 Incêndios florestais e o Manejo Integrado do Fogo no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães	28
2.5 Sensoriamento remoto	31
2.5.1 Uso e cobertura da terra no PNCG	32
2.5.2 Focos de incêndio	33
2.5.3 Índice de Umidade Perpendicular (Perpendicular Moisture Index - PMI).....	34
2.5.4 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI).....	37
2.5.5 Representação espaço temporal dos focos utilizando o estimador Kernel.....	38
3 MATERIAL E MÉTODOS	40
3.1 Descrição da Área de Estudo	40
3.2 Dados de entrada.....	41
3.3 O Índice de Umidade Perpendicular (<i>PMI</i>)	43
3.4 O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (<i>Normalized Difference Vegetation Index – NDVI</i>).....	44
3.5 Aplicação da técnica de Densidade de <i>Kernel</i>	45
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1 Índice de Umidade Perpendicular (<i>PMI</i>)	47
4.2 Índice de Vegetação Normalizada (<i>NDVI</i>)	51
4.3 Estimativa de densidade de <i>Kernel</i>	53
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais são cada vez mais frequentes e graves em diversas partes do mundo, com impactos negativos substanciais em ecossistemas, incluindo florestas e savanas tropicais. No Brasil, especialmente nos últimos dez anos, observou-se um aumento significativo na ocorrência de incêndios, com destaque para o cerrado, um bioma altamente suscetível a esse tipo de evento. Esses incêndios tendem a se intensificar no final da estação seca, quando a baixa precipitação e umidade favorecem o acúmulo de material combustível, como a serapilheira, tornando o ambiente propenso à propagação do fogo. O aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais está relacionado às mudanças climáticas induzidas por atividades humanas, que alteram os padrões climáticos e elevam as temperaturas. A projeção é que eventos de incêndios extremos se tornem mais frequentes, o que intensifica a necessidade de estratégias de manejo eficazes, especialmente em biomas pirofíticos como o cerrado, que têm características naturais que favorecem a ocorrência de incêndios. A interação entre o clima e o comportamento do fogo é um fator determinante para a dinâmica dos incêndios florestais, tornando essencial a compreensão dessa relação para o desenvolvimento de políticas públicas e estratégias de manejo adequadas.

Dados de satélite, por meio de índices espectrais, podem ser usados para o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*) e para o mapeamento de áreas queimadas e a avaliação das condições ambientais após os incêndios. Esses índices são calculados a partir de diferentes bandas espectrais e permitem identificar alterações na vegetação relacionadas ao fogo. Essas ferramentas têm sido amplamente aplicadas para monitorar os incêndios em escala regional e global, com destaque para o satélite Landsat, que fornece imagens desde 1972.

Além disso, o manejo integrado do fogo, que inclui a realização de queimas prescritas, é uma estratégia vital para reduzir a frequência e a gravidade dos incêndios, promovendo um melhor controle dos processos ecossistêmicos no cerrado. O manejo adequado deve considerar as características climáticas e ambientais que afetam a suscetibilidade da vegetação à ignição e à propagação do fogo.

O teor de umidade do combustível vivo (*Live Fuel Moisture Content - LFMC*) é um parâmetro-chave para a previsão do comportamento de incêndios florestais. No entanto, é muito difícil medi-lo por meio de dados de observação da Terra, portanto, este estudo sugere o uso do Índice Perpendicular de Umidade (*Perpendicular Moisture Index - PMI*) como substituto para *LFMC* para tal propósito. As atualizações constantes de sensores e produtos dos Satélites de

Observação da Terra têm permitido se aprimorar as estimativas do risco de incêndio. O estudo apresenta o uso do PMI como uma ferramenta para prever o risco de incêndios florestais, correlacionando a umidade do solo com a ocorrência de queimadas. Neste contexto, o estudo propõe avaliar o PMI no regime de fogo no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG) durante o período proibitivo de queimadas entre 2003 e 2023.

Este trabalho visa contribuir para uma melhor compreensão dos incêndios no PNCG e para o desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes, que considerem as crescentes ameaças representadas pelas mudanças climáticas e pela intensificação das atividades humanas. O aumento de investimentos e infraestrutura para monitoramento e controle de incêndios é fundamental para garantir a conservação desse importante bioma e seus processos ecológicos.

Justificativa

A observação direta do conteúdo de água nas folhas das plantas, o *LFMC*, pode aprimorar a avaliação da ocorrência de incêndios e dos índices de perigo relacionados ao comportamento do fogo. As tecnologias de Observação da Terra oferecem uma vantagem significativa, pois possibilitam monitoramentos frequentes e repetidos das condições da superfície terrestre. Com o avanço das tecnologias de sensoriamento remoto e o acesso a dados de satélites de alta resolução, o uso do *PMI* se expandiu, permitindo análises detalhadas em larga escala. Integrado a sistemas de informações geográficas (GIS), o *PMI* possibilita uma análise espacial robusta, aprimorando a visualização da umidade do solo em diferentes contextos geográficos (MAFFEI; MENNETI, 2014; MAFFEI; MENENTI, 2019; MAFFEI; LINDENBERGH; MENENTI, 2021).

O uso de geotecnologias tem facilitado a análise de regiões com grandes áreas, como unidades de conservação, portanto, para os focos de incêndio no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG) foram adquiridos dados de satélites por meio dos BDQueimadas do INPE e do *FIRMS* da NASA. Imagens do Landsat 8 e bases cartográficas georreferenciadas do IBGE. E ainda, utilizadas ferramentas do QGIS para aprimorar os dados obtidos.

A partir de dados de sensoriamento remoto é possível fazer estimativas de focos de incêndio por meio da densidade de *Kernel*, áreas mais susceptíveis a incêndios florestais, apesar das interferências antrópicas, as pesquisas científicas podem se valer desses dados para monitoramento de unidades de conservação. E ainda, verificar as alterações da vegetação por meio do *NDVI*.

Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi compreender a variabilidade inter e intra-anual do Índice de Umidade Perpendicular (PMI), do NDVI e da distribuição espacial dos focos de calor utilizando a técnica de densidade de Kernel no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães/MT.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Compreender a variabilidade inter e intra-anual do Índice de Umidade Perpendicular (PMI) na previsão do comportamento de incêndios florestais no período proibitivo de queima;
- Estimar o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para na cobertura vegetal pós-incêndio;
- Analisar a concentração dos focos de calor por meio da densidade de Kernel.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Histórico do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães

O Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG) foi criado por meio do Decreto nº 97.656 de 12 de abril de 1989, em Mato Grosso e alcança terras dos municípios de Chapada dos Guimarães e de Cuiabá, sendo que 61,2% de sua área situa-se neste último (BRASIL, 2009; KUHN; SANTOS, 2021).

O PNCG visa proteger o cerrado, sua biodiversidade, e o patrimônio arqueológico da região. A preservação da área remonta ao início do século XX, com esforços concretos na década de 1970 para sua criação como reserva biológica e, posteriormente, em resposta à devastação das cabeceiras dos rios. A mobilização da sociedade civil e o apoio governamental foram cruciais para a efetivação do parque, que agora é essencial para a conservação dos recursos hídricos da região metropolitana de Cuiabá e abriga espécies ameaçadas de extinção. A diversidade de ecossistemas presentes no parque o torna um patrimônio natural vital, promovendo a educação ambiental e o turismo sustentável (BRASIL, 2009; KUHN; SANTOS, 2021; MENGUE, 2022).

A subsequente delimitação da Zona de Amortecimento (ZA) tomou como base inicial a área circundante da Unidade de Conservação (UC), definida através da Resolução Conama nº 13, de 6 de dezembro de 1990, com o objetivo de desempenhar o papel de corredor, propiciando o trânsito de população silvestre entre essas áreas e a UC, e, tomado como parâmetro auxiliar a utilização preferencial de limites reconhecíveis em campo, tais como estradas e rios, e a não inclusão de áreas já urbanizadas. Desta forma, foi garantida a proteção às microbacias de rios que fluem para a UC, sendo o Coxipó o principal rio que corta o Parque e cujas nascentes não são protegidas por esta Unidade, e ainda ficaram protegidas também as nascentes dos córregos Piedade e Independência, bem como as matas de encosta dessa área (BRASIL, 2009; KUHN; SANTOS, 2021).

2.2 Fatores Climáticos e o cerrado

Os fatores climáticos são os responsáveis pelas características ou modificações dos elementos que determinam o clima de uma região, como: latitude, altitude, massas de ar, vegetação, relevo, entre outros (MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2017).

As variáveis meteorológicas, como temperatura do ar, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação são determinantes para a ocorrência e propagação de incêndios florestais (ALVES et al., 2009). Essas variáveis afetam diretamente o teor de umidade dos combustíveis florestais, influenciando a quantidade de energia necessária para que a biomassa vegetal atinja o ponto de ignição. Além disso, características físicas e químicas do material combustível também desempenham um papel crucial no processo de ignição e na dinâmica de propagação do fogo (OLIVEIRA, 2018), sendo fundamentais para determinar a intensidade, duração e abrangência do incêndio (SILVA; JUVANHOL, JUNIOR, 2022).

A temperatura do ar (Tar) pode variar diária e anualmente de acordo com a quantidade de insolação recebida inerente ao movimento de rotação e translação da Terra, e a fatores climático como localização geográfica, quantidade de nuvens, relevo e natureza da superfície, considerando-se o início da tarde o período mais quente e o fim da madrugada o mais fresco (YNOUE et al., 2017; MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2017).

Outro elemento do clima de suma importância é a umidade relativa do ar (UR), devido sua influência em diferentes contextos, tanto relacionados ao clima quanto à saúde humana. Assim a UR, consiste em uma medida da quantidade de vapor d'água contido no ar atmosférico (umidade absoluta) sob o ponto de saturação (quantidade máxima que poderia haver na mesma temperatura), variando conforme a temperatura do ar (FROTA; SCHIFFER, 2016).

Em se tratando de período quente-seco, o clima é caracterizado por temperaturas altas e umidade relativa do ar baixa. Um agravante a ser citado é a ocorrência do fenômeno El Niño, que provoca mais chuvas na região Sul e menos no Norte do Brasil e também proporciona um clima mais quente em algumas regiões, como Centro-Sul do país (RODRIGUES et al., 2017).

A redução da umidade da vegetação, o adiantamento da primavera e a prolongação da estação seca, resultantes das mudanças climáticas, contribuem para o aumento da intensidade e da extensão dos incêndios florestais. As interferências antropogênicas que influenciam a ocorrência de incêndios florestais estão intimamente relacionadas a uma série de ações, incluindo práticas de uso da terra e o manejo inadequado dos recursos naturais, e sua magnitude depende da escala de dependência da floresta, sendo frequentemente desencadeados ou amplificados pelas condições climáticas predominantes. A interação entre as condições climáticas e ações antropogênicas determina a dinâmica do fogo e suas consequências para os ecossistemas afetados (FAIVRE et al., 2016; LASSLOP et al., 2017; MICHAEL et al., 2021).

Em dezembro de 2015, delegados de 196 países negociaram o Acordo de Paris, que pedia para manter a temperatura média global “bem abaixo de 2 graus Celsius acima dos níveis pré-industriais”, enquanto “buscava esforços para limitar o aumento da temperatura a 1,5°C”.

A equipe do Orçamento Global de Carbono também analisou o orçamento de carbono restante antes que as emissões pudessem empurrar o planeta além de 1,5 graus. Eles estimam que no nível atual de emissões, “há 50 por cento de chance de o aquecimento global exceder 1,5°C consistentemente em cerca de sete anos” (NASA, 2024). Os incêndios florestais estão aumentando em termos de número, tamanho e extensão, o que tem uma influência crescente na realização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), de acordo com o relatório do PNUMA, em colaboração com o GRID-Arendal, projeta um aumento global de incêndios extremos de 14% até 2030, 30% até 2050 e 50% até o final do século (NAÇÕES UNIDAS – BRASIL, 2024).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) afirma que dos principais poluentes da queima de biomassa, como o carbono negro, o material particulado e compostos orgânicos voláteis, têm o potencial de contaminar corpos d'água. E ainda que, essas substâncias podem causar deslizamentos de terra, contribuir para o aumento da temperatura global, comprometer a reciclagem de carbono, representar uma ameaça para uma ampla variedade de espécies e induzir o surgimento de tempestades e descargas elétricas que podem desencadear novos incêndios (PNUMA, 2022).

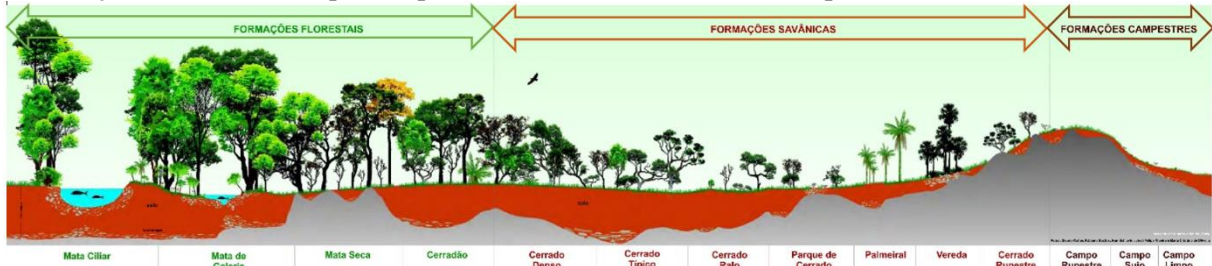
O estudo de Brando et al. (2020) projetou que, devido às mudanças climáticas, a área queimada por incêndios florestais na Amazônia dobrará até 2050, afetando 16% da área do bioma.

2.3 Fitofisionomia do Cerrado e do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG)

O Cerrado é um dos cinco grandes biomas do Brasil, cobrindo cerca de 25% do território nacional e perfazendo uma área entre 1,8 e 2 milhões de km², predominantemente nas regiões centro-oeste, nordeste e em partes das regiões norte e sudeste (BRASIL, 2009; IBGE, 2019; 2024).

Os critérios adotados para classificar os tipos fitofisionômicos (Figura 1), baseiam-se, inicialmente, na fisionomia, que é definida pela estrutura, formas de crescimento predominantes e mudanças estacionais. Em seguida, são considerados fatores ambientais (edáficos) e a composição florística. Para fitofisionomias com subtipos, os critérios de separação seguem a ordem do ambiente e da composição florística. Em relação às fitofisionomias não abordadas por Ribeiro e Walter (2008), foram utilizados, quando viável, termos regionais amplamente reconhecidos (RIBEIRO e WALTER, 2008; EMBRAPA, 2024).

Figura 1. – Representação pictórica das principais fitofisionomias vegetais do bioma Cerrado, (da maior – formações florestais, à esquerda; para as menores – savânicas e campestres, à direita).



Fonte: Adaptado de EMBRAPA (2024).

As fitofisionomias do Cerrado, conforme a classificação da Embrapa (Figura 1), são divididas em três grandes grupos: Formações Florestais, Formações Savânicas e Formações Campestres. As Formações Florestais incluem a Mata de Galeria, associada a pequenos cursos d'água; a Mata Ciliar, em áreas próximas a rios maiores; a Mata Seca, que perde suas folhas durante a seca; e o Cerradão, uma vegetação rala, resistente à seca. As Formações Savânicas predominam na região e são compostas por vegetação herbácea e arbórea esparsa. Destacam-se o Cerrado Propriamente Dito, com árvores pequenas e dispersas; o Parque de Cerrado, com árvores concentradas em elevações; o Palmeiral, dominado por palmeiras; e a Vereda, em solos encharcados, com predominância de buriti. As Formações Campestres são dominadas por gramíneas e arbustos. O Campo Sujo possui arbustos e gramíneas, o Campo Limpo é quase exclusivamente herbáceo, e o Campo Rupestre combina vegetação herbácea com rochas expostas. Essas fisionomias refletem as adaptações das espécies às condições hídricas, edáficas e de fogo, sendo essenciais para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos do Cerrado (RIBEIRO e WALTER, 2008; EMBRAPA, 2024).

Nos municípios de Cuiabá e Chapada dos Guimarães são encontradas diversas fitofisionomias: mata ciliar, mata de galeria, mata seca, cerradão, cerrado sentido restrito (cerrado denso, cerrado típico, cerrado rupestre), campo sujo, campo limpo, vereda e palmeiral (BRASIL, 2009). No entanto, há diferenças principais entre a mata de galeria e a mata ciliar, conforme descritas no Quadro 1.

Quadro 1 – Diferenças principais entre mata de galeria e mata ciliar

ASPECTO	MATA DE GALERIA	MATA CILIAR
Definição	Vegetação que cobre pequenos cursos d'água.	Vegetação nas margens de corpos d'água.
Tamanho do curso d'água	Geralmente em cursos d'água.	Pode estar associada a corpos d'água maiores ou menores.
Formação do dossel	Costuma ser fechado, como um túnel.	Pode ser aberto ou fechado.
Biomias principais	Cerrado e regiões de clima sazonal.	Diversos biomas, incluindo a Mata Atlântica.

Fonte: RIBEIRO; WALTER (2008).

O Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG) está localizado na área central do Cerrado e apresenta uma grande diversidade de ambientes devido às variações de altitude (250 a 800 m) e relevo (morros, chapadas e vales), é considerado bastante diversos quanto aos tipos fitofisionômicos (KUHN; SANTOS, 2021; BRASIL, 2009).

A vegetação é composta por uma camada contínua de gramíneas e outra descontínua de árvores, cerca de 85% do cerrado é coberto pelo tipo *sensu lato*, que apresenta ainda categorias fisionômicas baseadas na proporção das três formas de crescimento de plantas: árvores, arbustos e gramíneas. São elas: (a) campo limpo – fisionomia dominada por gramíneas, com baixa cobertura de arbustos e ausência de árvores; (b) campo sujo – fisionomia dominada por gramíneas e arbustos, com baixa cobertura de árvores; (c) cerrado *sensu stricto* – fisionomia com baixa cobertura de gramíneas e de arbustos, e mediana cobertura de árvores; e (d) cerradão – fisionomia com formações florestais com estrato herbáceo sem gramíneas, e dominado por plântulas e outras ervas e a maior cobertura de árvores do gradiente (até 7m) (Figura 1) (BRASIL, 2009).

2.4 Relação do fogo e o Bioma Cerrado

O fogo atua como causa da perturbação no bioma Cerrado, desempenhando um papel crucial na definição da estrutura da vegetação e na sua composição. A sobrevivência dos organismos frente ao fogo é influenciada por suas características anatômicas, fisiológicas e comportamentais, assim como pelas condições ambientais que se estabelecem após os eventos de queima. As alterações na composição das comunidades vegetais pós-queima dependem, em grande medida, da resposta específica de cada espécie ao fogo, com variações relacionadas à densidade, aos padrões de alocação e ao modo de crescimento (MMA, 2010; OLIVEIRA et al., 2021). Ademais, a influência do fogo na modificação da composição florística é um processo que varia em função da intensidade e da frequência das queimadas.

O mundo enfrenta incêndios cada vez mais catastróficos, onde o fogo pode ocorrer em vários ecossistemas, desde florestas até savanas tropicais, com efeitos severos sobre o clima. A ocorrência e a utilização do fogo datam de milhares de anos e sempre estiveram presentes para todos os que convivem na região do Cerrado, utilizada seja para eliminação da cobertura vegetal das áreas para cultivo agrícola, ou para queima de lixo doméstico nas áreas urbanas. No entanto, o descontrole do fogo pode se transformar em incêndios intensos à medida que o material acumulado for submetido a intervalos maiores de queima, podendo ser altamente destrutivo como a supressão da vegetação e perdas de vidas silvestres e humanas (CERTINI et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2021).

As consequências que o fogo tem hoje nos ecossistemas naturais dependem, em grande medida, da coevolução do ecossistema com os incêndios, ou seja, de como os incêndios naturais moldaram a especiação, a composição das espécies e a estrutura da vegetação, bem como as populações animais ao longo do tempo. As adaptações de diferentes organismos que resultaram da coevolução com o fogo natural deveriam, portanto, ser importantes na determinação das respostas das comunidades vegetais e animais aos incêndios antropogênicos (PIVELLO et al., 2021; ROSSI, 2022).

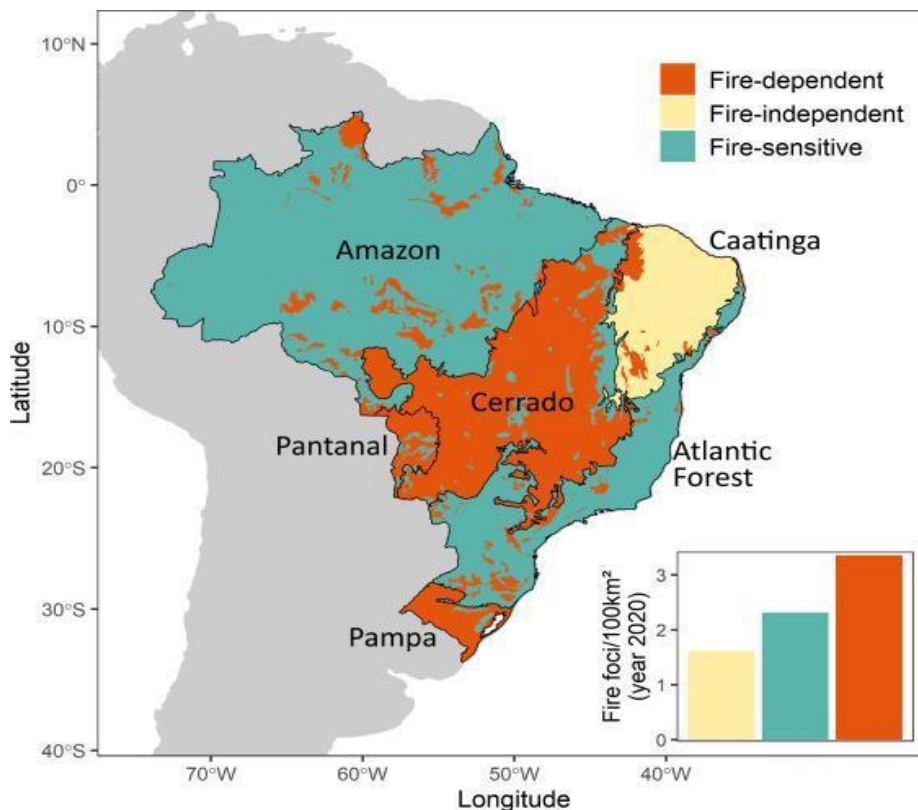
O fogo é um processo natural que desempenhou um papel importante na formação do nosso ambiente e na manutenção da biodiversidade em todo o mundo. Os biomas podem ser classificados em sensíveis, dependentes ou independentes do fogo, com base em suas características naturais e regimes de incêndio. Dos habitats terrestres, ao menos 20% são classificados como sensíveis ao fogo, incluindo a maioria dos habitats tropicais; eles são compostos de espécies que não evoluíram amplamente na presença de fogo. Destes habitats sensíveis ao fogo, 70% alteraram seu regime de fogo. Por outro lado, considerando todos os habitats terrestres, 60% alteraram os regimes de fogo. As alterações de regime de fogo foram maiores nos habitats sensíveis, porém apenas pouco maior, comparada com todos os habitats terrestres (HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W., 2005; BOWMAN et al., 2020; PIVELLO et al., 2021).

Embora o fogo tenha sido, e ainda seja, uma ferramenta importante usada pelos humanos para cultivar paisagens agrícolas, quando as ações humanas causam muito, muito pouco ou o tipo errado de fogo, ele pode ameaçar nosso meio ambiente liberando níveis inaceitáveis de gases de efeito estufa na atmosfera, fornecendo caminhos para espécies invasoras nocivas, alterando a hidrologia da paisagem, prejudicando a qualidade do ar local e regional, e apresentando um risco direto e muitas vezes aumentado para a habitação humana (BOWMAN et al., 2020).

No Brasil, biomas como o Cerrado, o Pampa e o Pantanal dependem de incêndios naturais, frequentemente causados por raios, enquanto a Caatinga é independente do fogo devido a condições climáticas e falta de biomassa. Já as florestas tropicais úmidas, como a Amazônia e a Mata Atlântica, são sensíveis ao fogo e sofrem grandes danos quando incendiadas. A classificação considera a interação de cada bioma com o fogo (HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W., 2005; PIVELLO et al., 2021).

Os biomas sensíveis ao fogo, como florestas tropicais perenes, são compostos por espécies vegetais e animais que não possuem adaptações para tolerar eventos de fogo, o que lhes causa graves danos. Por outro lado, em ambientes sazonalmente secos, a acumulação de material vegetal seco combustível propicia incêndios recorrentes, frequentemente iniciados por raios, que impactam ecossistemas dependentes do fogo. A biota desses ecossistemas desenvolveu adaptações evolutivas para sobreviver a eventos de incêndio, como cascas espessas em plantas e comportamentos de escavação em animais. Para os biomas brasileiros, os ecossistemas do Cerrado, Pantanal e Pampa são considerados dependentes do fogo, enquanto as florestas tropicais da Bacia Amazônica e da Mata Atlântica são classificadas como sensíveis ao fogo e a Caatinga é caracterizada como independente do fogo () (HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W., 2005, VIEGAS et a., 2022).

Figura 2 – Tipos de vegetação brasileiras (com base no IBGE, 2004b) classificadas como dependentes do fogo (*Fire-dependent*), sensíveis ao fogo (*Fire-sensitive*) e independentes do fogo (*Fire-independent*), de acordo com Hardesty et al. (2005). Tipos de vegetação aberta (campos, savanas abertas) são classificados como dependentes do fogo; florestas (florestas tropicais, florestas sazonais, savanas florestais) são classificadas como sensíveis ao fogo, e a vegetação xerófila é classificada como independente do fogo. Os gráficos embutidos indicam a densidade de focos de fogo em 2020 para cada classe de sensibilidade ao fogo (calculada usando o software QGis 3.12.3, coordenadas geográficas de ocorrências de focos de fogo em 2020 recuperadas do INPE).



Fonte: PIVELLO et al. (2021).

Aplicando a classificação de Hardesty et al. (2005) (Figura 2) os biomas brasileiros, o Cerrado, o Pantanal e o Pampa são classificados como dependentes do fogo, enquanto as florestas tropicais da Amazônia e da Mata Atlântica são sensíveis ao fogo, e a Caatinga é considerada independente do fogo. Essa classificação leva em consideração o tipo de vegetação predominante, que define a interação de cada bioma com o fogo. No entanto, todos os biomas apresentam variações internas em relação à sensibilidade ao fogo. Por exemplo, em biomas dependentes do fogo, como o Cerrado, o Pampa e o Pantanal, também podem ser encontrados áreas de vegetação sensível ao fogo, como as florestas estacionais semidecíduais, associadas a solos mais férteis e à proximidade de cursos d'água (PIVELLO et al., 2021).

Florestas naturais, formações florestais, savanas e pastagens naturais apresentam uma correlação positiva com a intensidade do fogo. Esse fenômeno não é surpreendente, considerando que ecossistemas como as savanas e pastagens são, predominantemente, ecossistemas dependentes do fogo. A dinâmica de fogo nesses ambientes é fundamental para

sua manutenção e regeneração, o que contribui para a relação observada entre a intensidade do fogo e a natureza desses ecossistemas (HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W., 2005, VIEGAS et al., 2022).

Em biomas onde o fogo é independente ou sensível, caracterizados pela baixa probabilidade de incêndios naturais e pela ausência de persistência de tais eventos, os planos de emergência devem ser elaborados considerando o potencial local de propagação do fogo. Esse potencial pode ser avaliado por meio da análise das características ambientais específicas de cada área. Da mesma forma, embora os biomas dependentes do fogo também sofram alterações na paisagem, as estratégias de controle do fogo nesses ecossistemas devem considerar o papel ecológico do fogo e seu uso natural, assegurando um manejo adequado e a preservação das dinâmicas naturais desses ambientes (DOS SANTOS et al., 2021).

As savanas sazonais (cerrados) do Brasil Central são caracterizadas por uma grande diversidade de árvores perenes e decíduas, que não apresentam uma diferenciação clara em termos de profundidade de enraizamento ativo. Independente da profundidade do sistema radicular, a expansão da nova folhagem nas espécies decíduas ocorre no final da estação seca. (FRANCO et al., 2005). Considerando a necessidade de preservação das áreas de vegetação remanescente e áreas de preservação permanente, o poder público na esfera federal, estadual e municipal institui áreas de proteção ambiental.

O cerrado é susceptível à ocorrência de queimadas, especialmente durante o período dos meses de baixa precipitação pluviométrica, quando a cobertura do solo, geralmente composta por gramíneas, propicia condições favoráveis para a ocorrência de grandes focos de incêndios. São responsáveis por cerca de 86% de todos os eventos de incêndios (MOURA et al., 2019; EDWARDS et al., 2021).

Dos tipos de vegetação presente no cerrado, há um predomínio de gramíneas e outras plantas herbáceas, sendo que a Amazônia e o Cerrado apresentam a maior área remanescente de formação natural não florestal, caracterizam-se por possuir um estrato rasteiro bastante desenvolvido, constituído principalmente por gramíneas e um estrato lenhoso não muito denso, onde as copas das árvores não formam um dossel contínuo (EDWARDS et al., 2021; MAPBIOMAS, 2024).

Embora o Cerrado seja um ecossistema adaptado ao fogo natural, as queimadas realizadas para promover a rebrota das pastagens e expandir as fronteiras agrícolas podem resultar em impactos negativos, como a perda de biodiversidade, a alteração da estrutura dos ecossistemas e a degradação dos nutrientes do solo (MISTRY; BIZERRIL, 2011).

2.4.1 *Dinâmica do fogo no cerrado*

Nos cerrados do Brasil Central, os maiores limitantes de produtividade nos ecossistemas são a baixa disponibilidade de água na estação seca, a baixa fertilidade dos solos e o fogo, onde a camada arbórea é composta por uma mistura de espécies sempre-verdes e decíduas. O regime de queima é caracterizado pela época e a frequência, e, o maior número de queimadas e focos de calor ocorrem no final da estação seca (agosto e setembro), devido à baixa precipitação e umidade relativa do ar e esse estresse hídrico resulta na produção e acúmulo de serapilheira (DE CARVALHO, 2021; IVO et al., 2020; HOKI et al., 2021).

Considerando que o regime de queima é um dos principais fatores que alteram a estrutura e composição de espécies de uma comunidade vegetal estrutura da vegetação lenhosa de Cerrado, a principal carga de combustível no Cerrado consiste em combustíveis superficiais finos, como grama seca, serapilheira e detritos lenhosos ≤ 6 mm e a abundância destes (FRANKE et al., 2018).

O mapeamento da vegetação vem sendo largamente utilizado, tanto para a preservação de ambientes naturais, como na dinâmica de uso e ocupação do solo, especificamente para o processo de produção. A determinação de áreas danificadas pelo fogo de forma precisa e rápida são essenciais para identificar perdas ambientais causadas por incêndios, atividades de gerenciamento pós-incêndio e estratégias de planejamento.

Os índices espectrais, gerados por dados de satélite, são amplamente utilizados para mapeamento de áreas queimadas, embora os seus desempenhos sejam frequentemente avaliados sob diferentes condições de gravidade do fogo, tipos de vegetação e seu estágio fenológico. O material combustível e o seu arranjo constituem um fator decisivo na propagação do fogo, importante para estabelecer o quanto se torna fácil ou difícil do fogo se propagar, considerando os aspectos de continuidade referente à disposição horizontal, densidade e a forma com que os estratos da vegetação são espacialmente distribuídos, além da sua quantificação em termos de matéria seca que define a intensidade de calor liberado pelo fogo e a determinação do nível de propagação (OLIVEIRA et al., 2021; USGS, 2024).

Além das características dadas pelos materiais combustíveis ao comportamento do fogo, as variáveis climáticas como a temperatura do ar, velocidade do vento e a precipitação pluviométrica reúnem os principais fatores determinantes para a ocorrência e propagação da queima da vegetação.

Neste sentido, tais variáveis influenciam na quantidade de água presente no material combustível em relação ao peso do material seco e na biomassa vegetal em processo de ignição,

possuindo o material maior dificuldade de se queimar quanto maior for a sua umidade. Neste contexto, o PNCG nos meses secos de maio a setembro experimenta um período de estiagem, conferindo características ideais de propagação do fogo à vegetação e a ocorrência de focos de calor. A severidade da queima está relacionada ao aquecimento do solo, consumo de serapilheira e camada orgânica abaixo de árvores e arbustos isolados, e mortalidade de partes de plantas enterradas (OLIVEIRA et al., 2021; USGS, 2024).

2.4.2 Período proibitivo de uso do fogo

A legislação sobre o uso de fogo em Mato Grosso é regida por normas estaduais e federais (Figura 3), que visam a prevenção de incêndios florestais, a proteção do meio ambiente e a promoção da saúde pública.

Figura 3 – Legislação pertinente ao Período Proibitivo de uso do fogo entre os anos de 2005 e 2023. Em destaque (retângulo na cor vermelha) o ano de 2023, com prorrogação do período proibitivo até 31/12/2023 para o bioma Pantanal.

PERÍODO PROIBITIVO - QUEIMADAS														
LEGISLAÇÃO	PERÍODO INDICADO	ANO	MESES											
			05	06	07	08	09	10	11	12				
LEI COMPLEMENTAR Nº 233, DE 21 DE DEZEMBRO DE 2005.	15 de julho a 15 de setembro de 2005	2005												
DECRETO Nº 1.573, DE 15 DE SETEMBRO DE 2008.	15 de julho a 30 de setembro de 2008	2008												
DECRETO Nº 2.147, DE 15 DE SETEMBRO DE 2009.	15 de julho a 30 de setembro de 2009	2009												
DECRETO Nº 2.673, DE 08 DE JULHO DE 2010.	08 de julho a 30 de setembro de 2010	2010												
DECRETO Nº 1.370, DE 19 DE SETEMBRO DE 2012.	15 de julho a 15 de outubro de 2012	2012												
DECRETO Nº 1.856, DE 12 DE JULHO DE 2013.	15 de julho a 15 de setembro de 2013	2013												
DECRETO Nº 2.441, DE 11 DE JULHO DE 2014.	15 de julho a 15 de setembro de 2014	2014												
DECRETO Nº 2.531, DE 12 DE SETEMBRO DE 2014.	15 de julho a 30 de setembro de 2014													
DECRETO Nº 191, DE 14 DE JULHO DE 2015.	15 de julho a 15 de setembro de 2015	2015												
DECRETO Nº 249, DE 14 DE SETEMBRO DE 2015.	15 de julho a 30 de setembro de 2015													
DECRETO Nº 270, DE 30 DE SETEMBRO DE 2015.	15 de julho a 15 de outubro de 2015													
DECRETO Nº 638, DE 13 DE JULHO DE 2016.	15 de julho a 15 de setembro de 2016	2016												
DECRETO Nº 697, DE 16 DE SETEMBRO DE 2016.	15 de julho a 04 de outubro de 2016													
DECRETO Nº 1.092, DE 14 DE JULHO DE 2017.	15 de julho a 30 de setembro de 2017	2017												
DECRETO Nº 1.212, DE 02 DE OUTUBRO DE 2017.	15 de julho a 30 de outubro de 2017													
DECRETO Nº 1.586, DE 17 DE JULHO DE 2018.	15 de julho a 15 de setembro de 2018	2018												
DECRETO Nº 1.667, DE 17 DE SETEMBRO DE 2018.	15 de julho a 01 de outubro de 2018													
DECRETO Nº 173, DE 12 DE JULHO DE 2019.	15 de julho a 28 de outubro de 2019	2019												
DECRETO Nº 229, DE 30 DE AGOSTO DE 2019.	15 de julho a 30 de novembro de 2019													
DECRETO Nº 278, DE 24 DE OUTUBRO DE 2019.	15 de julho a 28 de outubro de 2019													
DECRETO Nº 535, DE 26 DE JUNHO DE 2020.	25 de junho a 25 de setembro de 2020	2020												
DECRETO Nº 659, DE 01 DE OUTUBRO DE 2020.	15 de julho a 30 de outubro de 2020													
DECRETO Nº 938, DE 18 DE MAIO DE 2021.	01 de julho a 30 de outubro de 2021	2021												
DECRETO Nº 1.356, DE 13 DE ABRIL DE 2022.	01 de julho a 30 de outubro de 2022	2022												
DECRETO Nº 259, DE 05 DE MAIO DE 2023.	01 de julho a 31 de novembro de 2023	2023												
DECRETO Nº 587, DE 16 DE NOVEMBRO DE 2023.	maio a dezembro de 2023													
DECRETO Nº 602, DE 30 DE NOVEMBRO DE 2023.	01 de julho a 31 de dezembro de 2023													

LEGENDA: ■ Meses indicados para o período proibitivo

A legislação ambiental brasileira proíbe, em caráter geral, o uso do fogo em florestas e outras formas de vegetação, conforme estipulado no Art. 10 da Lei Complementar nº 233 de 21 de dezembro de 2005 (Figura 3). Contudo, reconhecendo a necessidade de práticas controladas de queima para limpeza e manejo de áreas, o §1º do referido artigo estabelece condições

específicas para a utilização do fogo de forma criteriosa, sempre sob rigoroso controle ambiental. A legislação estadual de Mato Grosso, por meio de uma série de decretos, busca regular o uso do fogo para a limpeza e manejo de áreas, com o objetivo de prevenir e mitigar os riscos associados aos incêndios florestais, especialmente no contexto de períodos de estiagem. O uso do fogo deve ser autorizado previamente pela Secretaria do Meio Ambiente (SEMA), que acompanhará o processo por meio de geoprocessamento, garantindo que a prática não cause danos irreversíveis ao meio ambiente (MATO GROSSO, 2024).

O LC 233/2005 serve como base legal para os decretos estaduais que determinam a proibição do uso do fogo no período de 15 de julho a 15 de setembro de cada ano (Figura 3), podendo ser prorrogado conforme a análise das condições climáticas, especialmente o risco de incêndios devido à baixa umidade e altas temperaturas. O §3º concede flexibilidade ao órgão ambiental estadual, permitindo-lhe antecipar ou estender o período de restrição com base nas condições climáticas e nos riscos associados (Figura 3), conforme a análise de especialistas do Comitê Estadual de Gestão do Fogo (CEGF) e dados fornecidos por meio dos boletins meteorológicos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). A implementação dessas restrições está fundamentada no Princípio da Precaução, que visa evitar danos ao meio ambiente e à saúde pública, antecipando ações preventivas diante de situações de risco (MATO GROSSO, 2024).

Em 2023, o Decreto nº 587/2023 alterou a redação do *caput* e incluiu um parágrafo único no art. 1º do Decreto nº 259, de 5 de maio de 2023, estabelecendo o estado de emergência ambiental no Estado de Mato Grosso entre os meses de maio e dezembro de 2023. Essa medida foi declarada em função dos desastres relacionados aos incêndios florestais, identificados nos códigos 1.4.1.3.1 e 1.4.1.3.2 da Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE), buscou destacar a necessidade urgente de ações coordenadas para o controle e mitigação dos incêndios, particularmente do bioma Pantanal, um dos ecossistemas mais biodiversos do planeta (MATO GROSSO, 2024; MDR, 2024).

Já o Decreto nº 602/2023, por sua vez, altera o art. 3º do Decreto nº 259/2023 e impõe a proibição do uso de fogo para a limpeza e manejo de áreas no bioma Pantanal entre 1º de julho e 31 de dezembro de 2023. Esta restrição é baseada no §3º do art. 10 da Lei Complementar nº 233/2005, que estabelece a regulamentação sobre a utilização do fogo no Estado. O intuito é evitar a propagação de incêndios, prevenindo novos desastres e permitindo a recuperação das áreas impactadas pelos incêndios anteriores (MATO GROSSO, 2024).

Em 2024, o Governo de Mato Grosso também emitiu decretos regulamentando o uso do fogo no estado. O Decreto nº 827/2024, publicado em abril, estabeleceu períodos proibitivos

para o uso do fogo: Amazônia e Cerrado: de 1º de julho a 30 de novembro. Pantanal: de 1º de julho a 31 de dezembro. Posteriormente, devido a previsões de estiagem severa, o governo antecipou o período proibitivo no Pantanal. O Decreto nº 927/2024, publicado em 17 de junho de 2024, alterou o início da proibição no Pantanal para essa mesma data, mantendo o término em 31 de dezembro (MATO GROSSO, 2024).

Esses decretos representam um avanço importante nas políticas públicas de prevenção e controle de desastres ambientais, alinhando-se aos esforços de conservação e gestão sustentável dos recursos naturais no Estado de Mato Grosso, especialmente no contexto de mudanças climáticas e da crescente ameaça dos incêndios florestais (MATO GROSSO, 2024).

O Corpo de Bombeiros Militar do Estado de Mato Grosso (CBMMT) não possui bases em todos os municípios do Estado, o monitoramento é feito por meio dos focos de calor registrados pelo INPE, a verificação é realizada pela Base Descentralizada Bombeiro Militar (BDBM) mais próxima, que após a visita *in loco*, inicia o combate provendo a primeira resposta. A prevenção ativa são as ações desenvolvidas pelas equipes de intervenção do Comitê Temporário Integrado Multiagências de Coordenação Operacional (CIMAN) que tem como objetivo principal inibir as queimas não autorizadas e os incêndios florestais por meio de Monitoramento em áreas temáticas como Assentamentos, Terras Indígenas, Unidade de Conservação Municipal, Estadual e Federal (CBMMT, 2017; (MATO GROSSO, 2024).

Assim, tanto a restrição quanto a prorrogação de períodos de proibição são elementos centrais da estratégia do estado de Mato Grosso para enfrentar a crescente ameaça de incêndios florestais, alinhadas com as diretrizes do O Plano de Ações para Prevenção das Queimadas e Combate aos Incêndios Florestais, o sucesso dessas iniciativas depende da avaliação contínua das condições climáticas e do comprometimento das autoridades públicas em coordenar esforços de fiscalização e educação ambiental, além da utilização de políticas preventivas eficazes, que considerem as características ecológicas e socioeconômicas da região (MATO GROSSO, 2024)

2.4.3 *Incêndios florestais e o Manejo Integrado do Fogo no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães*

Os incêndios florestais em todo o mundo afetam grandes áreas e, conseqüentemente, são associados a impactos negativos nas florestas ecossistemas, tais como: desertificação, erosão do solo, perda do abastecimento de água, biodiversidade, funções biológicas que se seguem com grandes perdas socioeconômicas, contribuir para o desmatamento, gases de efeito

estufa emissões e também prejudicam o bem-estar humano. A maior parte dos incêndios no Brasil (83%) ocorre no Cerrado e na Amazônia, com aumentos nas atividades de incêndio e na área queimada nas últimas décadas, as frequências elevadas de incêndios indicam regimes de fogo alterados, resultado do aumento da ignição humana e das mudanças climáticas (ALENCAR et al., 2022; MENGUE, 2022).

No Brasil, em 2014, o Manejo do Integrado do Fogo (MIF) foi iniciado em algumas Unidades de Conservação localizadas no Cerrado, na avaliação do risco anual de incêndio é baseada principalmente em informações da data do último incêndio, derivadas do mapeamento da área queimada via sensoriamento remoto (FRANKE et al., 2018).

O ano de 2017 foi um ano de megaincêndios, quando grandes áreas queimaram em diferentes continentes. No Brasil, uma grande extensão do Cerrado queimou, levantando mais uma vez a discussão sobre a política de **fogo zero**. Essa abordagem tem sido usada para dar suporte ao planejamento e implementação de atividades de prevenção e supressão de incêndios na última década. Contudo, a observação da Terra pode dar suporte significativo à queima prescrita em ecossistemas de savana, não apenas por meio do mapeamento das condições e da carga de combustível em grandes áreas, mas também por meio do mapeamento de áreas queimadas e tipos de vegetação (FIDELIS et al., 2018; FRANKE et al., 2018).

As restrições à coleta de recursos madeireiros em áreas protegidas têm sido insuficientemente abordadas na literatura científica, a retirada de material combustível pode reduzir o número de queimadas prescritas. Técnicas de manejo, como o extrativismo sustentável, emergem como uma alternativa viável a ser investigada. Os planos de manejo das unidades de conservação devem ser dinâmicos e incorporar um processo contínuo de aprendizado e aperfeiçoamento, permitindo a revisão periódica de procedimentos e diretrizes técnicas. Esse processo tem como objetivo aumentar a eficácia dos planos, assegurando sua adaptação às realidades locais e condições ambientais específicas. A implementação de restrições ao uso dos recursos, como a limitação na coleta, ao longo do tempo, pode favorecer o desenvolvimento de uma cultura local de conservação, incentivando as comunidades a adotarem práticas sustentáveis e a promoverem a conservação dos ecossistemas em que estão inseridas (NASCIMENTO; ALBUQUERQUE; ARAÚJO, 2019).

Os incêndios no Brasil ganharam reconhecimento global em 2019, o papel que as condições da estação seca desempenharam no aumento da ocorrência de incêndios. Enfrentando uma intensa reação, o governo brasileiro respondeu com uma moratória de incêndio de emergência em 2019, que se repetiu em 2020 e 2021. Embora as medidas de emergência possam ser conceitual e politicamente atraentes, seu impacto pode ser de curta duração se não for

acompanhado por um conjunto mais amplo de intervenções para abordar os fatores socioeconômicos que impulsionam o uso do fogo (BOWMAN et al., 2020; MACHADO et al., 2024).

Esta abordagem pode ser implementada no manejo integrado de incêndios em áreas protegidas, pois os serviços de gerenciamento de incêndios florestais estão entre as comunidades de usuários que são mais bem adaptadas para usar produtos de satélite, que geralmente estão disponíveis por meio de sistemas de informações regionais estáveis, essa a avaliação do risco anual de incêndio se fundamenta, sobretudo, em dados sobre o último incêndio, obtidos por meio do mapeamento das áreas queimadas através de sensoriamento remoto, aplicada para auxiliar no planejamento e na execução de atividades de prevenção e combate a incêndios ao longo da última década (COREY et al. 2020, DAVIES et al., 2021).

Com isso, ressalta-se que o manejo intensivo de incêndios visa reduzir a frequência, gravidade e extensão dos incêndios (COREY et al., 2019). O fogo controlado e o manejo da terra podem desempenhar um papel importante no gerenciamento de secas e riscos de incêndio nos dias atuais e nas mudanças climáticas futuras (NOWELL et al., 2018).

Gestores de incêndios podem manipular o combustível para atingir objetivos de gestão e conservação, mas a gestão por meio do fogo requer uma quantificação precisa da carga de combustível. Informações geográficas sobre a carga de combustível são essenciais, especialmente com a crescente aceitação do fogo controlado como método viável para mitigar o risco de incêndios severos, o planejamento e a implementação do gerenciamento de incêndios, incluindo queimas prescritas, dependem de dados precisos sobre a distribuição, condição e quantidade de cargas de combustível (FRANKE et al., 2018). Contudo, o fogo da queima prescrita contribui com uma grande fração da área global de área queimadas, no entanto são difíceis de detectar, devido a sua duração (horas ou menos), baixa intensidade e tamanho em relação a resolução de muitos instrumentos de satélites (NOWELL et al., 2018).

A realização de queimas prescritas, com diferentes objetivos de gestão e manejo, vem sendo aplicada mais frequentemente em áreas protegidas (SILVA, et al., 2022), em paisagens propensas ao fogo (DAVIES et al., 2021), onde os ativos e recursos florestais podem ser protegidos por meio de um processo de planejamento de gerenciamento de incêndios, chamado Manejo Integrado do Fogo (MIF), com uso estratégico da queima prescrita que auxilia em antecipar o pico da atividade do fogo para época do ano em que as condições de incêndio são relativamente amenas e aumentar a abundância de vegetação não queimada há muito tempo. É provável que essas mudanças favoreçam a persistência de uma série de comunidades sensíveis ao fogo (NOWEL et al., 2018).

A compreensão do seu papel no funcionamento do ecossistema é essencial, pois a estimativa do perigo de incêndio ocorre por meio de uma avaliação de fatores fixos e variáveis do ambiente de incêndio que determinam a facilidade de ignição, taxa de propagação, dificuldade de controle e impacto do fogo, com uma classificação, que permite avaliar e integrar sistematicamente os fatores individuais e combinados que influenciam no ambiente de incêndio, como condições circundantes, influências e forças modificadoras da topografia, combustível e clima do fogo que determinam o comportamento do fogo (real ou potencial) (OLIVEIRA et al., 2021).

Com isso, ressalta-se que o manejo intensivo de incêndios visa reduzir a frequência, gravidade e extensão dos incêndios (COREY et al., 2019). A aplicação controlada de fogo sob condições ambientais específicas e em um período pré-determinado, área e no tempo, intensidade e taxa de propagação necessária para atingir o recurso planejado dos objetivos de gestão. Neste contexto, a queima prescrita faz parte do manejo integrado do fogo, sendo a principal estratégia do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) para prevenir incêndios sobre a vegetação (MENGUE, 2022).

Além disso, o uso generalizado de fogos prescritos ao longo de décadas provavelmente reduz a extensão e a gravidade dos incêndios florestais, limitando seu crescimento durante a seca, mostra que o fogo controlado e o manejo da terra podem desempenhar um papel importante no gerenciamento de secas e riscos de incêndio atualmente e nas mudanças climáticas futuras. Isso significa que os incêndios prescritos podem ser e são conduzidos durante a seca de longo prazo, desde que caia precipitação suficiente para umedecer ocasionalmente o solo raso e os combustíveis finos. (NOWEL et al., 2018; PINHEIRO et al., 2021).

2.5 Sensoriamento remoto

As crescentes frequência e intensidade dos incêndios florestais tem intensificado a necessidade de monitoramento constante e avaliação das áreas afetadas. Técnicas modernas, como o mapeamento por Sensoriamento Remoto, têm se mostrado eficazes nesse processo. Por meio de imagens de satélite, é possível identificar alterações na vegetação por meio de variações de refletância em diferentes bandas espectrais, fornecendo informações cruciais sobre os impactos dos incêndios. No mapeamento da gravidade pós-incêndio, as áreas queimadas são delimitadas usando índices de sensoriamento remoto, podendo incluir áreas não queimadas. Os dados obtidos por satélites são essenciais para que gestores e pesquisadores compreendam e

avaliem os efeitos dos incêndios florestais, além do impacto das mudanças ambientais na ecologia e funcionamento dos ecossistemas (COREY et al. 2020, DAVIES et al., 2021).

2.5.1 *Uso e cobertura da terra no PNCG*

A classificação das fitofisionomias do Cerrado representa um desafio devido à dificuldade em delimitar claramente suas fronteiras, bem como à variabilidade espacial, similaridade espectral e a frequência e intensidade dos impactos. No entanto, o monitoramento da dinâmica da cobertura do solo por meio de sensoriamento remoto tem se mostrado eficaz na identificação de padrões espaciais e temporais da diversidade fitofisionômicos (GIROLAMO NETO, 2018).

Conforme relata Pinheiro (2021), o estudo da vegetação com sensoriamento remoto fornece múltiplos indicadores biofísicos, que auxiliam no entendimento de situações envolvendo a supressão da cobertura vegetal, colaborando com as consequências negativas associadas ao clima via as alterações microclimáticas.

A utilização de dados de alta resolução espacial (4 – 10 m) para discriminar essas classes fitofisionômicos, apresenta um ganho significativo de informação para a separação das diversas classes do Cerrado. Entretanto, o volume de dados produzidos necessita de esforços e novas metodologias para o processamento desta informação em uma escala a nível de bioma (FONSECA et al., 2021).

A análise da dinâmica espacial do uso e cobertura da terra é essencial para se compreender os processos ambientais e orientar políticas públicas. Para isso, é necessário o uso de ferramentas e técnicas que possibilitem uma caracterização e análise rápidas e integradas da área em estudo (SOUZA et al., 2020). No Brasil, uma das principais iniciativas para o mapeamento do uso e cobertura da terra é o projeto MapBiomias, iniciado em 2015, com o objetivo de gerar mapas anuais de uso da terra para todo o território nacional de forma eficiente e economicamente viável (MAPBIOMAS, 2024).

O projeto utiliza algoritmos de aprendizado de máquina integrados à plataforma *Google Earth*, em colaboração com instituições responsáveis por diversos biomas, para criar dados confiáveis e robustos. Os mapas do MapBiomias são baseados em imagens da série de satélites Landsat, com resolução espacial de 30 metros e dados disponíveis desde 1985 (ALENCAR et al., 2020; FENDRICH et al., 2020).

De acordo com as classes do produto Uso e Cobertura da Terra, do projeto MapBiomias, a Coleção 9 inclui os mapas e dados anuais de cobertura e uso da terra do Brasil para o período

de 1985 a 2023, mapeadas cinco classes principais: floresta, formação natural não florestal, agricultura, áreas não vegetadas e água. Os mapas do MapBiomas são ferramentas essenciais para políticas ambientais, planejamento territorial e manejo sustentável, ao identificar áreas críticas como o desmatamento acelerado e regiões ameaçadas pela degradação ambiental (ALENCAR et al., 2020; VIANA et al., 2023).

2.5.2 *Focos de incêndio*

O conhecimento destes focos de calor é fundamental para iniciativas governamentais de prevenção de queimadas e incêndios (mais danosos ao ecossistema) na vegetação. A detecção por satélite é realizada a partir de assinaturas de infravermelho térmico de focos de calor ativos. Mudanças na refletância das superfícies são detectados e monitorados, atualmente, por sensores orbitais que operam na faixa do infravermelho termal, aproximadamente 10,4 a 12,5 μm (NOWEL et al., 2018; ANDELA et al. 2019).

Os avanços tecnológicos têm impulsionado diversos aspectos dos dados de observação da Terra, incluindo melhorias em sensores, processamento global, monitoramento quase em tempo real, produtos de valor agregado e distribuição. O crescimento da World Wide Web tem ampliado a base global de usuários. A combinação de sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (GIS), Internet e tecnologias móveis está transformando a forma como as informações derivadas de satélites são armazenadas e distribuídas (DAVIES et al., 2021; NASA, 2024).

As imagens de satélites de baixa resolução espacial e alta resolução temporal, disponíveis, gratuitamente, pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) nas últimas décadas vêm contribuindo com um sistema de detecção de queimadas em todo o Brasil a partir de diversos sensores a bordo de satélites artificiais polares e geoestacionários (INPE, 2019).

A plataforma TerraBrasilis oferece ferramentas para o monitoramento de queimadas no Brasil, utilizando dados de satélites como *MODIS* e *VIIRS*, por meio do BDQueimadas. É possível acessar informações sobre focos de incêndio em tempo real, realizando análises espaciais e temporais para identificar áreas de risco e apoiar a gestão ambiental e a formulação de políticas públicas. A plataforma contribui para o acompanhamento da dinâmica de incêndios nos principais biomas do país, como Amazônia e Cerrado (INPE, 2024).

O Sistema de Informação de Incêndio para Gerenciamento de Recursos (*Fire Information for Resource Management System - FIRMS*), um aplicativo financiado pela NASA, exemplifica a crescente facilidade de acesso aos dados de observação da Terra por uma ampla

variedade de usuários. A evolução do fornecimento de informações sobre incêndios a partir de satélites nos últimos seis anos tem sido influenciada pela integração de inovações em gerenciamento de dados, pesquisa, acesso e tecnologias. Nesse contexto, o *FIRMS* ampliou o número e a diversidade de usuários capazes de acessar essas informações. Especificamente, detalha-se a integração do sensoriamento remoto por satélite e tecnologias GIS para disponibilizar dados de incêndios ativos do *MODIS* a gerentes de recursos naturais, por meio de serviços de mapeamento online e alertas de e-mail personalizados, atendendo usuários em mais de 90 países (DAVIES et al., 2021).

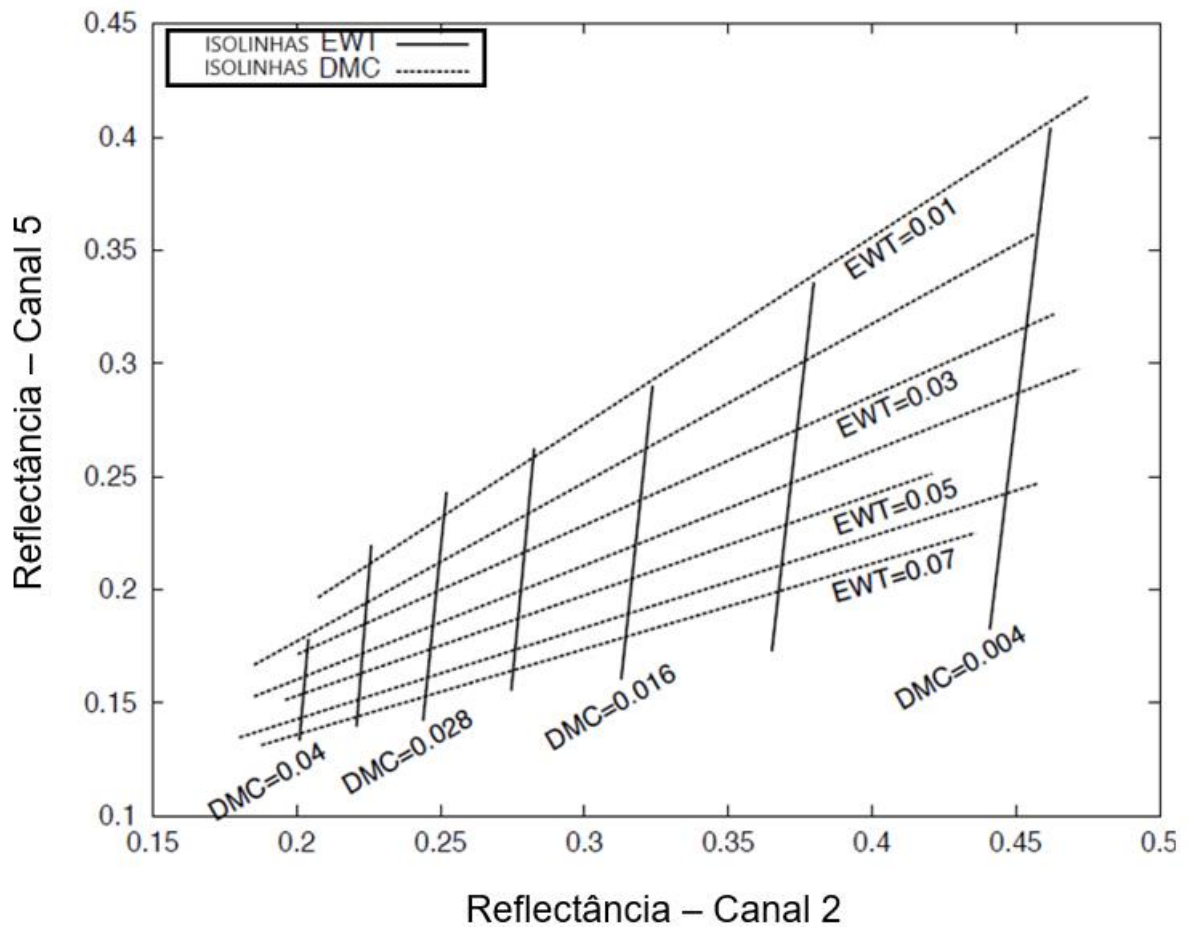
2.5.3 Índice de Umidade Perpendicular (*Perpendicular Moisture Index - PMI*)

A umidade determina a suscetibilidade da vegetação à ignição e propagação do fogo. Vários índices espectrais foram propostos para a estimativa da espessura equivalente da água (*Equivalent Water Thickness - EWT*), que é definida como a massa de água líquida por unidade de superfície foliar. No entanto, os modelos de fogo usam o teor de umidade do combustível vivo (*Live Fuel Moisture Content - LFMC*) como medida da umidade da vegetação. O *LFMC* é definido como a razão entre a massa da água líquida em uma folha e a massa de matéria seca. Os índices espectrais tradicionais não são tão eficazes quanto com o *EWT* na captura da variabilidade do *LFMC*, que representa a porcentagem de massa de água presente nos tecidos foliares em relação à massa foliar seca. Essa variável é fundamental na avaliação do perigo de incêndio, pois influencia diretamente a propagação das chamas. No estudo, o proxy de sensoriamento remoto utilizado para estimar o *LFMC* é o Índice de Umidade Perpendicular (*PMI*), um índice espectral desenvolvido para ser altamente sensível às variações do *LFMC*, permitindo uma melhor análise das condições de risco de incêndio (MAFFEI; MENENTI, 2014; JOLLY; JOHNSON, 2018).

A partir da exploração do potencial do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)*, a bordo dos satélites Terra e Aqua na recuperação de *LFMC* do topo da refletância do dossel, foi desenvolvido um novo índice espectral sensível a esse parâmetro. Os espectros simulados do topo do dossel foram modificados com as funções de resposta espectral dos canais 1 a 7 do MODIS 'land'. Todos os pares de bandas foram analisados para identificar o subespaço das medições MODIS que apresentava maior separabilidade com base nos valores de *LFMC*. Essa análise resultou na definição de isolinhas de *LFMC* no plano formado pelas medições de refletância dos canais 2 e 5, caracterizadas como retas paralelas, organizadas do menor para o maior valor de *LFMC* (4). Essa observação possibilitou a criação de um novo índice espectral,

denominado índice de umidade perpendicular (*Perpendicular Moisture Index - PMI*), que quantifica a distância de um ponto nesse plano em relação à linha de referência da vegetação completamente seca. A validação com dados simulados demonstrou que o *PMI* possui uma relação linear com o *LFMC* (MAFFEI; MENENTI, 2014).

Figura 4 – Trajetórias de variações do *LFMC* quando apenas um dos dois parâmetros *EWT* e *DMC* podem variar livremente.

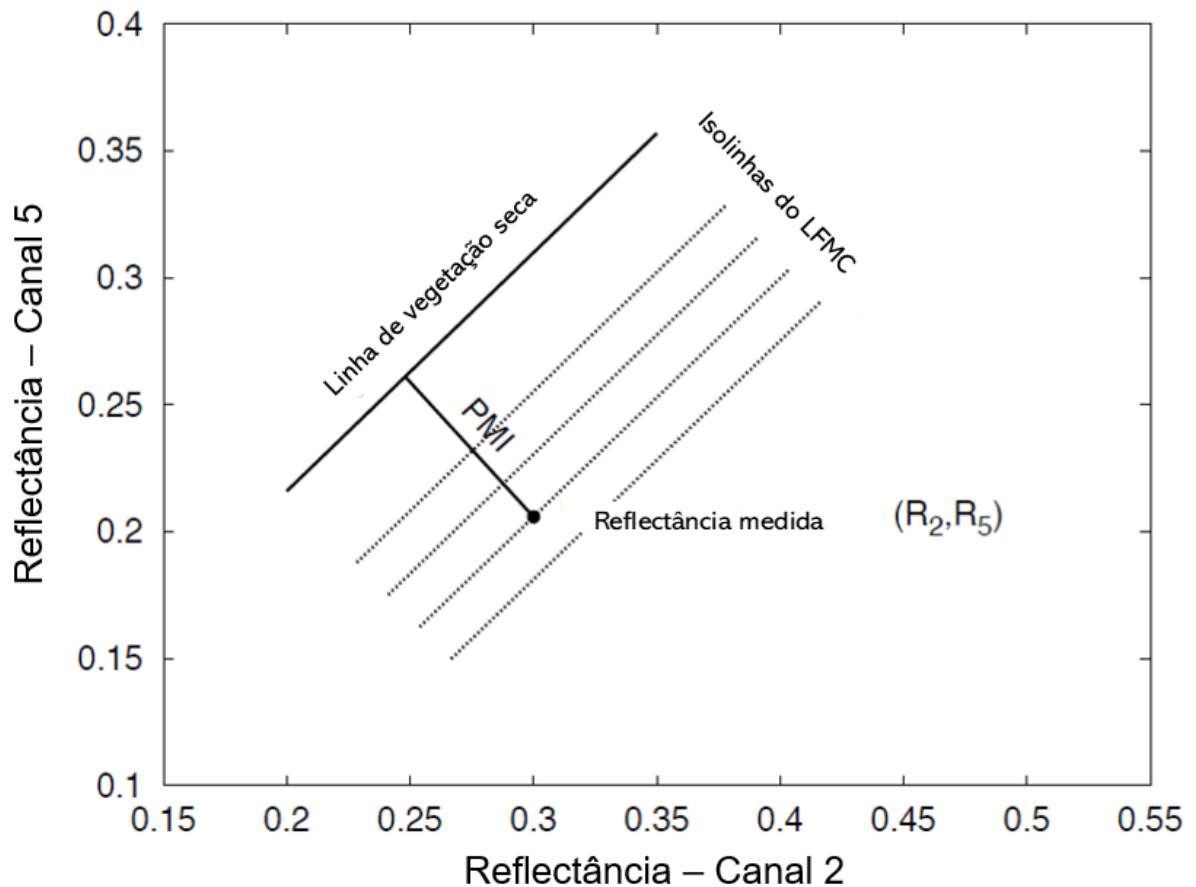


Fonte: Adaptado de MAFFEI; MENENTI (2014).

A Figura 4 mostra as linhas contínuas de regressão, que representam os pontos com valor constante de *DMC* (trajetória do *LMC* quando apenas o *EWT* varia), e as linhas de tracejadas de regressão, que representam os pontos com valor constante de *EWT* (trajetórias do *LFMC* quando apenas o *DMC* varia). As variações no *LFMC*, quando causadas exclusivamente por uma mudança no *EWT*, afetam principalmente a reflectância no espectro *SWIR*. Um aumento no *EWT* resulta em uma diminuição na reflectância do canal 5, com variações limitadas na reflectância do *NIR*. Por outro lado, quando o *EWT* é fixo e o *LFMC* varia devido a alterações no *DMC*, observa-se uma mudança na reflectância tanto no *NIR* quanto no *SWIR*, com uma redução na reflectância associada ao aumento do teor de matéria seca.

No contexto real, as variações no teor de umidade do combustível vivo (*Live Fuel Moisture Content - LFM*) podem ocorrer devido a alterações tanto no *EWT* quanto no *DMC*. Essa observação permitiu a construção de um novo índice espectral que está diretamente relacionado ao *LFMC* – o índice de umidade perpendicular (*PMI*). Este índice mede a distância de um ponto no plano medido por medições de refletância nos canais *MODIS* canal 2 ($0,86 \mu\text{m}$) e canal 5 ($1,24 \mu\text{m}$) a partir de uma linha de referência, a da vegetação completamente seca (Figura 5), é possível identificar isolinhas de *LFMC*, que são retas e paralelas.

Figura 5 – Representação gráfica da medição realizada pelo índice de umidade perpendicular (Perpendicular Moisture Index - *PMI*).



Fonte: Adaptado de MAFFEI; MENENTI (2014).

A validação em relação aos dados simulados mostrou que o *PMI* exibe uma relação linear com o *LFMC*. O *PMI* é calculado como a distância entre a refletância medida e a linha de referência correspondente ao *LFMC* igual a zero, que representa a vegetação completamente seca (Figura 5). Esse índice permite uma avaliação precisa da umidade da vegetação, essencial para a análise do risco de incêndios (MAFFEI; MENENTI, 2014; MAFFEI; MENENTI, 2019; MAFFEI; LINDENBERGH; MENENTI, 2021; YAHIA et al., 2023).

O índice de umidade perpendicular (*Perpendicular Moisture Index – PMI*) é uma ferramenta utilizada para avaliar a umidade do solo, especialmente em contextos de manejo florestal e monitoramento ambiental. Baseado na relação entre a reflectância de diferentes comprimentos de onda, especialmente no espectro infravermelho e visível, o *PMI* estima a quantidade de água presente em uma área. Essa métrica tem se mostrado eficaz na análise da dinâmica hídrica de ecossistemas, na previsão de incêndios florestais e na avaliação da saúde das plantações (MAFFEI; MENENTI, 2014; MAFFEI; MENENTI, 2019; MENG et al., 2022; YAHIA et al., 2023).

2.5.4 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*)

A avaliação do desempenho desses índices sob diferentes condições é crucial para garantir resultados precisos, dentre os fatores que podem influenciar o desempenho dos índices espectrais na detecção de áreas queimadas tem-se a gravidade do fogo, tipos de vegetação, estágio fenológico, resolução espacial e temporal dos dados e as condições atmosféricas.

A calibração e a validação dos índices espectrais em cenários diversos são essenciais para garantir a confiabilidade dos resultados e a capacidade de generalização em diferentes condições ambientais. Além disso, abordagens complementares, como o uso de modelos de aprendizado de máquina, podem ser implementadas para melhorar a precisão na detecção de áreas queimadas (DA SILVA JÚNIOR; DA PENHA PACHECO, 2022).

Os índices espectrais derivados de dados de satélite desempenham um papel crucial no mapeamento de áreas queimadas e na avaliação de condições ambientais pós-incêndio, são geralmente calculados a partir de diferentes bandas espectrais para destacar características específicas relacionadas às mudanças na vegetação devido ao fogo, como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (DA SILVA JÚNIOR; DA PENHA PACHECO, 2022).

O princípio subjacente é desenvolver uma análise espectral empírica, para estimar o grau de estresse hídrico da vegetação, que pode ser usado para estimativas indiretas da umidade do solo, um índice normalizado que enfatiza o contraste na resposta das bandas vermelha (R) e infravermelha próxima (NIR) à clorofila e à estrutura celular da vegetação (PINHEIRO et al., 2021; NASA, 2024).

Conforme proposto por Rouse et al., 1974, a equação geral do *NDVI* é calculado pela diferença da reflectância e pela divisão da soma entre a faixa do infravermelho médio e a faixa

do vermelho (NERY; MOREIRA; FERNANDES, 2014) estruturada da seguinte forma (Equação 1):

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$$

Em que, NIR é o comprimento de onda do infravermelho próximo e RED é o comprimento de onda do vermelho.

A clorofila na vegetação verde e saudável absorve a luz visível (R), enquanto a estrutura celular da vegetação saudável reflete a luz NIR, resultando em altos valores de *NDVI*. O aumento dos danos causados à vegetação por incêndios e/ou senescência sazonal da vegetação resulta em valores baixos de *NDVI* (PINHEIRO et al., 2021; NASA, 2024).

2.5.5 Representação espaço temporal dos focos utilizando o estimador Kernel

A estimativa da densidade do *kernel* é uma ferramenta popular para visualizar a distribuição de dados. Os mapas de calor são representações gráficas da densidade de dados geográficos na forma de mapas raster, elaborados pela aplicação da estimativa de densidade do *kernel* com um determinado raio em dados de entrada pontuais ou lineares. São recomendados para uma visualização rápida de dados espaciais e a principal expressão cartográfica de um mapa de calor é a gama de cores. A semiologia cartográfica, as cores devem estar relacionadas aos dados que exibem, é regida pela escolha de uma cor verde para uma natureza, cinza/preto para redes, vermelho/laranja para incêndio ou acidentes, entre outros. Geralmente, uma cor típica para um determinado fenômeno permite uma interpretação mais rápida pelo leitor (NETEK; POUR; SLEZAKOVA, 2018; SŁOMSKA-PRZECH; PANECKI; POKOJSKI, 2021). A configuração correta do raio é individual, principalmente relacionada à escala do mapa. A intensidade de um fenômeno (que se estende a uma certa distância dele) não deve ser muito inequívoca, mas ao mesmo tempo não deve se fundir em um grande objeto sem limites. A função básica da transparência é a legibilidade do fundo topográfico e do conteúdo temático. (SŁOMSKA-PRZECH; PANECKI; POKOJSKI, 2021).

No contexto das Geotecnologias esse termo faz referência a um método estatístico de estimação de curvas de densidades dos focos de calor, por meio da metodologia descrita por Parzen (1962), com base em informações locais e calculando a intensidade de um evento em toda a área, por meio de dados georreferenciados, onde uma das observações é ponderada pela distância em relação a um valor central, o núcleo (PARZEN, 1962; DUONG, 2007; BARBOSA, 2014; DA CRUZ TEIXEIRA et al., 2021).

Suponha a existência de uma variável aleatória de onde foi obtida uma amostra aleatória X_1, X_2, \dots, X_n , cujos valores observados são independentes e identicamente distribuídos. O estimador de kernel, $f_h(x)$, para esta amostra é dado por meio da expressão matemática dada pela Eq. 2:

$$\hat{f}_h(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x - X_i}{h}\right) \quad (2)$$

Em que, $K()$ é a função de *Kernel* escolhida para a interpolação, n representa o tamanho da amostra, x é a posição do centro dos pixels da imagem de saída, X_i é posição de cada ponto proveniente do centroide de cada polígono e h é o raio de influência, também chamado parâmetro de suavização (BAILEY; GATRELL, 1995; DUONG, 2007; BARBOSA, 2014; DA CRUZ TEIXEIRA et al., 2021).

A estimativa de *Kernel* ou mapa de calor, surgiu para se ter uma estimativa suavizada de uma probabilidade univariada ou multivariada tendo como base um conjunto de observações ou pontos. É uma função bidimensional que pondera determinados eventos dentro de uma área demarcada por um raio de ação, contando dos pontos dentro dessa área para poder demonstrar áreas com maior e menor concentração de pontos (SANTOS e SOUZA, 2007; BARBOSA, 2014; DA CRUZ TEIXEIRA et al, 2021).

O método é implementado por meio do processamento dos dados, usando o *QGIS 3.22*, para ler o banco de dados, calcular a média diária de focos de calor e, com uso da função de *Kernel density*, estimar a densidade que representa o foco de calor para todo o mapa do PNCG que permite colocar uma superfície de forma suave (núcleo) sobre cada ponto. O uso deste método é uma alternativa para análise geográfica do comportamento de padrões. Este método é muito utilizado para mapear e estimar a distribuição dos pontos no espaço utilizando a estatística não paramétrica por meio da função de Núcleo, os parâmetros utilizados por este método é a largura da banda ou do raio de influência que define as amostras que serão utilizadas para estimar o valor em um ponto não amostrado; é importante para mapear e estimar a distribuição dos pontos no espaço utilizando estatísticas (DUONG, 2007; BARBOSA, 2014; DA CRUZ TEIXEIRA et al, 2021).

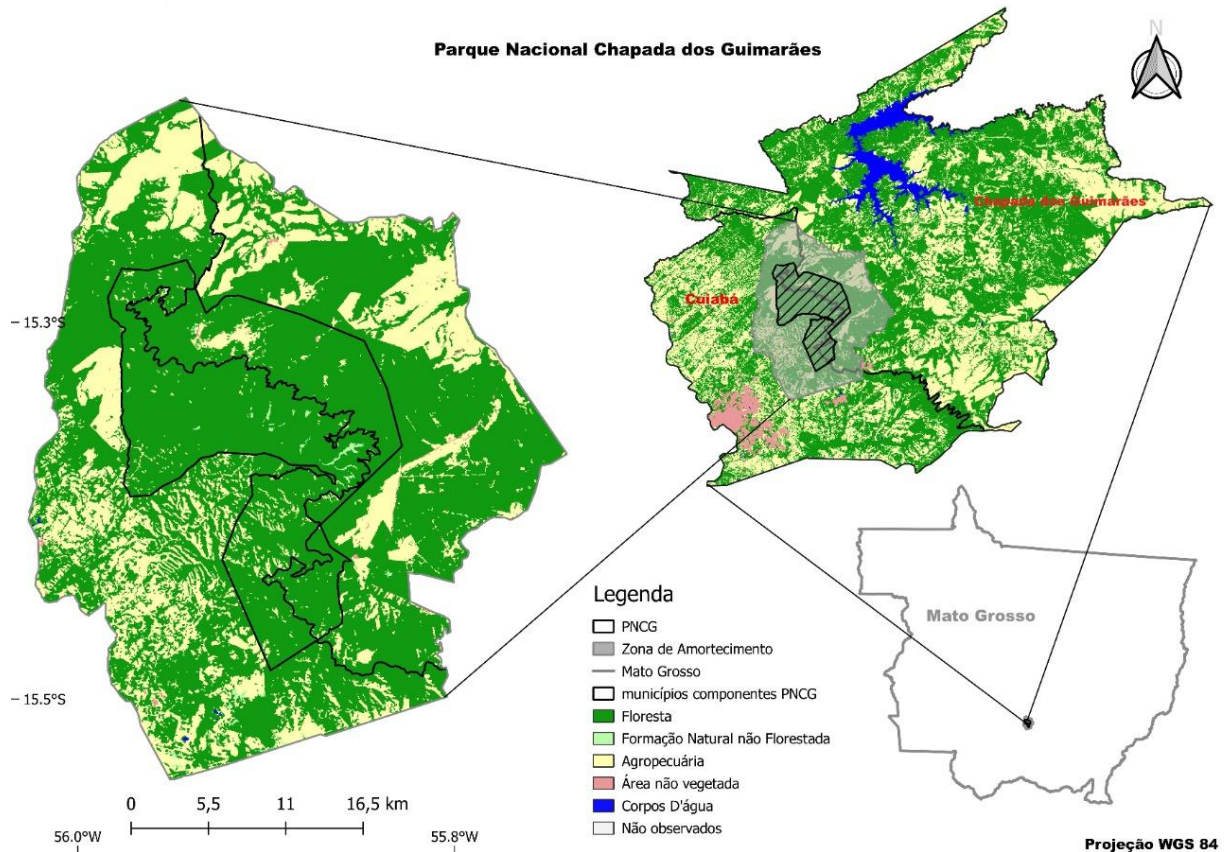
A partir da função, obtém-se um arquivo matricial como resultado da soma do empilhamento de n outros *raster* circulares. Os mapas gerados com densidade de *Kernel* foram divididos em 5 classes que variaram de acordo com a cor e a tonalidade, sendo assim representados: muito baixa (ver com tonalidade mais escura), baixa (verde com tonalidade mais clara), média (amarela), alta (laranja) e muito alta (vermelha) (SANTOS e SOUZA, 2007; BARBOSA, 2014; DA CRUZ TEIXEIRA et al, 2021).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da Área de Estudo

A área de estudo se localiza nos municípios de Cuiabá e Chapada dos Guimarães no Estado de Mato Grosso, conforme mostra a Figura 6.

Figura 6 – Localização e cobertura vegetal natural dos municípios estudados, em 2023, de acordo com o produto cobertura e uso da terra do projeto MapBiomas, coleção 7.0.



Trata-se do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (PNCG), com 32.642,70ha. O clima Tropical de Savana (A_w) de acordo com a Classificação de Köppen, com duas estações bem definidas: um inverno seco (maio a setembro), e verão chuvoso (outubro a março), com médias anuais de temperatura em torno de $21,5^{\circ}\text{C}$ e precipitação pluviométrica média anual de 1.838mm (VECCHI JÚNIOR, 2018; DE OLIVEIRA APARECIDO, 2020; NASCIMENTO; NOVAIS, 2020).

Conforme as classes do produto Uso e Cobertura da Terra, do projeto MapBiomas, coleção 7.0, os seguintes tipos de cobertura do solo são enquadrados nessa tipificação supracitada: formação florestal, formação savânica, formação campestre, campo alagado ou área pantanosa (MAPBIOMAS, 2024).

3.2 Dados de entrada

Os dados meteorológicos utilizados foram obtidos a partir de dados obtidos da estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). As variáveis utilizadas foram: umidade relativa do ar e precipitação pluviométrica. A estação meteorológica foi a de Campo Verde/MT, acerca de 73 km do PNCG, código A912 (-15.531; -55.5313, altitude 748). Os dados foram disponibilizados em médias horárias (INMET, 2024).

Os arquivos vetoriais em formato *shapefile* referentes aos limites do município, área urbana e PNCG, foram baixados via site do Instituto de Terras de Mato Grosso (INTERMAT, 2023).

O conjunto de dados de focos de incêndio consiste em informações diárias com resolução de 375 m derivadas do instrumento *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS)* a bordo do satélite *Suomi National Polar-orbiting Partnership (Suomi-NPP)* do *FIRMS* da NASA (NASA, 2024). Os dados foram obtidos do Banco de Dados de Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2024). Na Tabela 1 são apresentadas as informações sobre os números de focos de incêndio dos anos que se destacaram nos últimos 12 anos.

Tabela 1 Acumulado dos focos de calor no PNCG nos anos de 2012 a 2023. A fonte dos dados obtidos está indicada com a letra A para os do FIRMS/NASA e B para BDQueimadas/INPE.

MÊS/ANO	2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		2021		2022		2023		TOTAL	TOTAL B	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	
janeiro																											
fevereiro																											
março															6	5										6	5
abril																				1	1	10	9			11	10
maio																	16	14	8	8	10	10	1	1	35	33	
junho	1	1													10	10	4	4	5	4			13	13	33	32	
julho					10	10				7	7				4	4	12	12					9	9	42	42	
agosto										56	56	7	4		142	138	1	1	1	1	2				209	200	
setembro	81	77			2	3	167	163	3	3	154	53		124	125						12	12			543	436	
outubro						1						2					1	1							3	2	
novembro					1								1		2	2						2	2			6	4
dezembro		3					4	4																		4	7
Total	82	81			13	14	171	167	66	66	163	57	1	288	284	34	32	15	14	36	33	23	23	892	771		
Porcentagem	9%	9%			1%	2%	19%	22%	7%	9%	18%	7%	0%	32%	37%	4%	4%	2%	2%	4%	4%	3%	3%			100%	100%

Fonte: NASA (2024); INPE (2024).

O banco de dados das imagens foi extraído da *European Space Agency (ESA)* juntamente da missão *Copernicus* do endereço eletrônico (COPERNICUS, 2024), as imagens da pesquisa correspondem aos anos de 2015, 2017 e 2019, referenciado ao *Datum WGS84* zona 21S. Foram realizadas correções atmosféricas nas imagens, transformado o número digital em reflectância de superfície, reprojetaas para o hemisfério sul no sistema de referência SIRGAS 2000 UTM 21, recortadas para área de estudo (COPERNICUS, 2024). As imagens de satélite e também outras bandas das imagens digitais, foram utilizadas para o desenvolvimento de cálculo e obtenção do índice *NDVI* (USGS, 2024).

Inicialmente, todas as imagens digitais passaram por uma etapa de pré-processamento, reprojeção, disponibilizadas no Sistema Geodésico Mundial (WGS 84) (USGS, 2024). A partir do dia 25 de fevereiro de 2015, o Brasil adotou o Sistema de Referência Geocêntrico das Américas – SIRGAS 2000 (IBGE, 2019), e esta foi a referência utilizada, sob a qual as imagens foram reprojetaas em *software SIG*, com a função reprojetaar raster.

3.3 O Índice de Umidade Perpendicular (*PMI*)

Os dados de reflectância de satélite usados neste estudo são a coleção 6.1 do produto *Aqua-MODIS* composto de 8 dias (MYD09A1) com resolução de 500 m (NASA, 2024). O produto MOD09A1 V6.1 fornece uma estimativa da reflectância espectral de superfície das sete bandas distribuídas na região do visível e infravermelho (0,648 μm ; 0,858 μm ; 0,470 μm ; 0,555 μm ; 1,240 μm ; 1,640 μm ; 2,130 μm), corrigida para condições atmosféricas, para cada pixel, um valor é selecionado de todas as aquisições dentro do composto de 8 dias com base na alta cobertura de observação, baixo ângulo de visão, ausência de nuvens ou sombra de nuvens e carga de aerossol. Este produto, quando pertencente ao sensor *MODIS* Terra, chama-se MOD09 e quando pertencente ao sensor *MODIS* Aqua chama-se MYD09 (NASA, 2024).

O índice de umidade perpendicular (*Perpendicular Moisture Index - PMI*) foi desenvolvido a partir de dados espectrais de vegetação simulada da reflectância das bandas *MODIS* em 0,86 μm (canal 2) e 1,24 μm (canal 5), isolinhas do teor de umidade do combustível vivo (*Live Fuel Moisture Content - LFMC*) podem ser identificadas, e que essas isolinhas são retas e paralelas, e, foram essas observações que permitiram a criação do índice. Tomando como referência a linha correspondente a *LFMC* igual a zero, ou seja, vegetação completamente seca, o *PMI* foi avaliado como a distância dos pontos de reflectância de uma linha de referência (Equação 3).

$$PMI = -0.73(R_{1.24\mu m} - 0.94R_{0.86\mu m} - 0.028) \quad (3)$$

Neste sentido, o *PMI* é uma medida direta do *LFMC*, com valores mais elevados correspondendo ao maior teor de umidade. Os mapas *PMI* da área de estudo foram produzidos a partir da reflectância de superfície composta de 8 dias do *Aqua-MODIS* (MAFFEI; MENENTI, 2019). O *PMI* gerado, por meio da calculadora raster no QGIS 3.22, usada neste estudo para projetar especificamente a sua sensibilidade à variação do *LFMC*, com *LFMC* nulo (totalmente seca), é uma variável chave para a avaliação de perigo de incêndio, pois controla diretamente a propagação das chamas (Tabela 2).

Tabela 2 – Distribuição do *PMI*

Variação do <i>PMI</i>	2015			2017			2019			ME-DIANA
	Jul.	Ago.	Set.	Jul.	Ago.	Set.	Jul.	Ago.	Set.	
mínimo	-0,082	-0,085	-0,122	-0,030	-0,106	-0,256	-0,119	-0,126	-0,102	-0,010
máximo	0,014	0,009	0,015	0,087	0,015	0,160	0,029	0,004	0,005	0,015
MÉDIA	-0,034	-0,038	-0,053	0,028	-0,046	-0,048	-0,045	-0,061	-0,048	

Particularmente, o incêndio no PNCG de 19/09/2019 foi associado ao mapa *PMI* referente ao período de 8 dias anteriores. Essa abordagem garante a aplicabilidade dos resultados em um cenário operacional, onde as observações atuais são usadas para prever as características do incêndio nos dias seguintes (MAFFEI; MENENTI, 2014; MAFFEI; MENENTI, 2019; MAFFEI; LINDENBERGH; MENENTI, 2021; RUFFAULT et al., 2018).

3.4 O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index – NDVI*)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index – NDVI*), proposto por Rouse et al. (1974), permite estimar a atividade fotossintética da vegetação por meio do comprimento de onda da região do infravermelho próximo, e do vermelho (Equação 1). Seus valores variam de -1 a 1, em que os valores próximos a 1 indicam um maior vigor vegetativo, enquanto os mais próximos a -1 representam uma superfície não vegetada ou com baixo vigor vegetativo.

A partir dos valores de reflectância contidos nas bandas espectrais, B4 do vermelho visível (R), B5 do infravermelho próximo (NIR) do sensor OLI. As imagens foram corrigidas

por meio do *Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)* do programa QGIS, com metadados fornecidos pela USGS (2024). O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index – NDVI*), proposto por Rouse et al. (1974), permite estimar a atividade fotossintética da vegetação por meio do comprimento de onda da região do infravermelho próximo, e do vermelho (Equação 1).

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$$

Em que, NIR é o comprimento de onda do infravermelho próximo e RED é o comprimento de onda do vermelho. Onde R varia de 0,630 a 0,680µm e o NIR de 0,845 a 0,885µm.

O índice espectral NDVI é empregado por meio de método simples e dinâmico no mapeamento de áreas de vegetação afetadas pelo fogo.

Para a classificação supervisionada, foram utilizados os dados de reflectância como produtos extraídos de imagem de satélite do sensor *Operational Land Imager (OLI)* com frequência temporal de 16 dias e com resolução espacial de 30m para bandas espectrais: 2 (azul), 3 (verde) e 4 (vermelho), com resolução radiométrica de 16 bits (LONG et al., 2019), a bordo do satélite Landsat 8 referente a órbita 226, ponto 71 e adquirida gratuitamente junto ao Centro de Ciências *Platform Architecture Processing (ESPA)* em 19/09/2024 (USGS, 2023). Após a realização das correções atmosféricas nas imagens, transformou-se o número digital em reflectância de superfície, reprojetaadas para o hemisfério sul no sistema de referência SIRGAS 2000 UTM 21, recortadas para área de estudo.

3.5 Aplicação da técnica de Densidade de Kernel

Os dados coletados foram tabulados e, em seguida, gerou-se um arquivo de formato .csv (*Comma Separated Value*) e posteriormente importou-se para ambiente SIG utilizando-se o QGIS, versão 3.22. Em seguida, gerou-se arquivo vetorial de pontos em formato *shapefile*, com Sistema de Referência de Coordenadas definido em SIRGAS 2000/ UTM zona 21S. Assim foi gerada uma nuvem de pontos contendo informações por ano dos focos de incêndio cometidas no PNCG. Estes foram a base para geração dos mapas de densidade.

Foi feita a aplicação da técnica de *Kernel* para os anos de 2012 a 2023, utilizando a ferramenta de mapas de calor do QGIS. A partir da função, obteve-se um arquivo matricial como resultado da soma do empilhamento de n outros *rasters* circulares. Os mapas gerados

com densidade de *Kernel* foram divididos em 5 classes que variaram de acordo com a cor e tonalidade sendo representados: muito baixa (verde com tonalidade mais escura), baixa (verde com tonalidade mais clara), média (amarela), alta (laranja) e muito alta (vermelha).

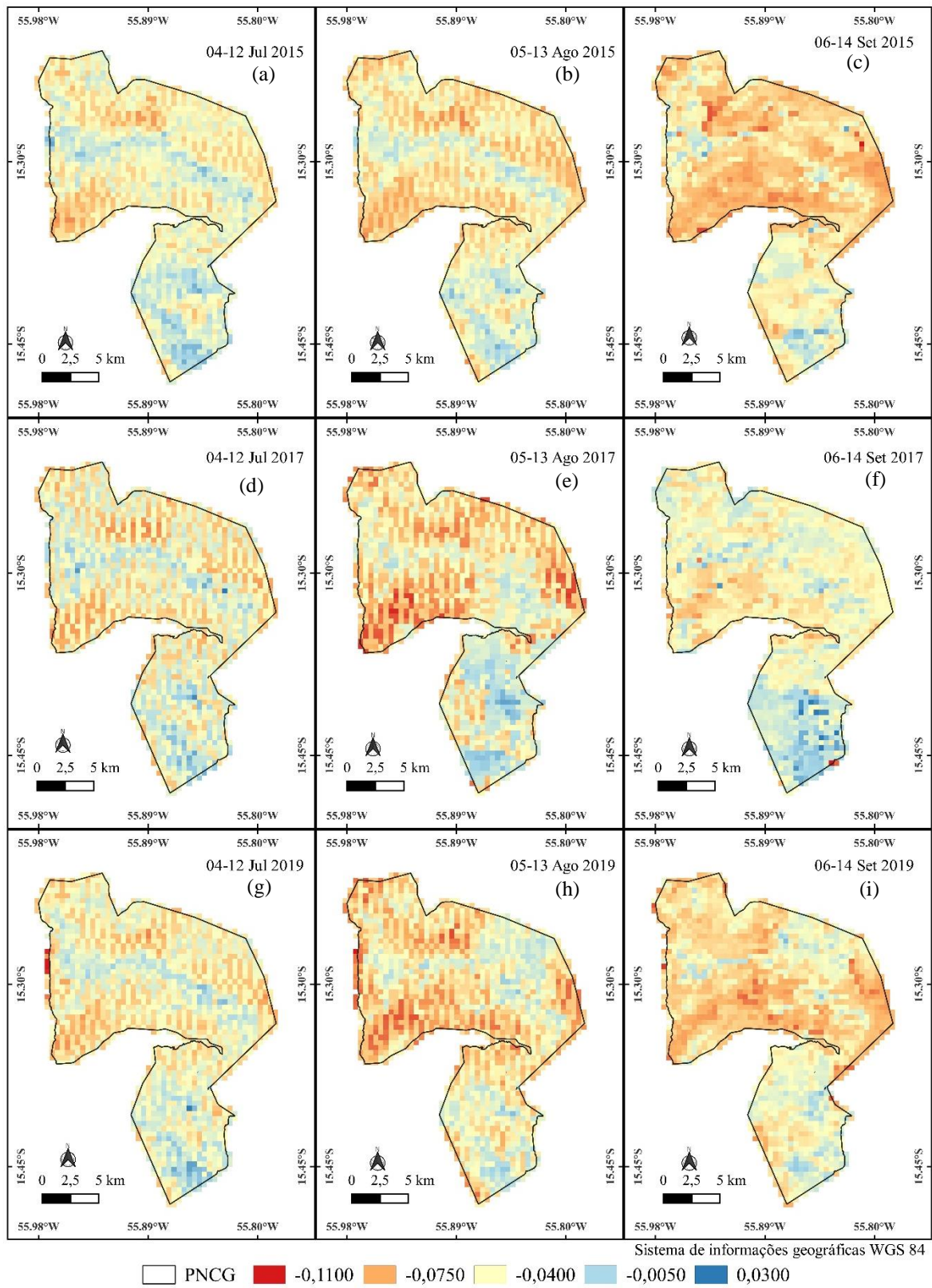
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Índice de Umidade Perpendicular (*PMI*)

Com relação aos focos de incêndio no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG), entre os anos de 2003 e 2023, destacam-se os últimos 12 anos, de 2012 a 2023, que totalizaram 892 focos. A partir desta análise, foi possível evidenciar que os anos 2015, 2017 e 2019, se sobressaíram aos demais, em média a maioria das queimadas ocorreram entre julho e setembro, final da estação seca.

Mediante a análise, dos focos de incêndio, bem como da localização dos incêndios dentro do PNCG, foi avaliado o a composição do *PMI* para o período anterior ao evento, o comportamento da variação do *PMI* entre os anos de 2003 e 2023, considerando os que se sobressaíram, 2015, 2017 e 2019, esses resultados podem ser melhor visualizados nos mapas do *PMI* (Figura 7), apresentam uma variabilidade inter e intra-anual expressiva, como por exemplo, os mapas do *PMI* que representam os períodos de composição de 4 a 12 de julho, 5 a 13 de agosto e 6 a 14 de setembro dos anos de 2015, 2017 e 2019.

Figura 7 – Mapas selecionados de PMI derivados de compostos de reflectância de 8 dias Aqua-MODIS mostrando a variabilidade intra e interanual: (a) 4-12 de julho de 2015, (b) 5-13 de agosto de 2015, (c) 6-14 de setembro de 2019, (d) 4-12 de julho de 2017, (e) 5-13 de agosto de 2017, (f) 6-14 de setembro de 2017, (g) 4-12 de julho de 2019, (h) 5-13 de agosto de 2019, (i) 6-14 de setembro de 2019.



Para visualizar sinteticamente a evolução sazonal, o *PMI* foi calculado em cada ano selecionado, durante a estação seca dos anos 2015, 2017 e 2019, embora os mapas sejam caracterizados por uma continuidade de valores, discretizados em células raster, esta abordagem de síntese tem a vantagem de destacar diferenças entre os anos nos valores observados do *PMI* (e indiretamente do *LFMC*). Uma redução consistente do *PMI*, correspondente a uma redução do *LFMC*, é observada ao longo da estação seca para todos os anos.

Os mapas *PMI* exibem variabilidade inter e intra-anual, como por exemplo os 9 mapas do *PMI* que representam os períodos de composição de 4-12 julho, 5-13 agosto e 6-14 setembro de 2015, 2017 e 2019 (Figura 7). Os padrões espaciais do *PMI* entre os meses julho, agosto e setembro dos anos analisados mostram valores mais baixos nos meses de julho e setembro de 2015 e 2019 (0,014 e 0,029 respectivamente), enquanto setembro de 2017 obteve 0,087. A metodologia avaliada demonstra ser uma boa ferramenta para o monitoramento de áreas com maior risco de focos de incêndio, permitindo estabelecer propostas para reduzir e/ou mitigar as ocorrências, especialmente nas áreas com vegetação mais seca e, portanto, de maior risco.

No entanto, o *PMI* não está explicando bem os focos de queimadas para a PNCG, pois eles dependem de fatores antrópicos.

Para o ano de agosto e setembro para 2015 e 2019 em relação ao mesmo período de 2017, nas composições de setembro de 2015 e 2017 apresentam valores mais altos em relação a 2019, corroborando com a ocorrência de focos de incêndio ocorridos na região sudoeste do PNCG.

No estado de Mato Grosso, observa-se um período de seca intensa entre os meses de julho e setembro. Durante este intervalo, a região de Cuiabá-MT experimenta um fenômeno de estiagem, que favorece o aumento da probabilidade de ignição e a propagação de focos de calor. A vegetação local, em conjunto com as condições climáticas, torna-se um meio propício à propagação do fogo, com variações na intensidade e nos danos ambientais, que dependem das características do ambiente e da distribuição dos combustíveis na superfície do solo (HOKI et al., 2020; DA CRUZ TEIXEIRA et al., 2021).

O teor de umidade do material combustível também variou de acordo com a vegetação, apresentando valores médios acima da umidade crítica, entre 30 a 50%, nas áreas de mata fechada e de transição, apresentaram distintos valores de carga e de umidade do material combustível, sugerindo assim, diferentes características inerentes ao comportamento do fogo e sua probabilidade de entrar em ignição, essas variações sazonais, queimadas, desmatamentos, poluição, dentre outros, podem alterar a sua dinâmica, comprometendo a harmonia de todo o ecossistema (DE OLIVEIRA et al., 2018, CARVALHO et al., 2021). Variáveis relacionadas à

secura do ar como a temperatura desempenham papéis mais importantes em incêndios, que outro fator como a umidade do solo (LONG et al., 2019; TANG et al., 2024).

A partir dos anos estudados foram separados os anos com maior número de focos de incêndios e área queimada para os anos de 2015, 2017 e 2019, a tabela a seguir, apresenta a quantificação considerando tanto a Zona de Amortecimento (ZA) como a do PNCG (Tabela 3).

Tabela 3 – Classificação supervisionada de área queimada no PNCG para os anos de 2015, 2017 e 2019.

ANOS	N° DE FOCOS DE CALOR*			ÁREA QUEIMADA NA PNCG (km ²)		
	PNCG	Z.A.	TOTAL	PNCG	Z.A.	TOTAL
2015	91	335	426	47,47	130,11	177,59
2017	65	139	204	16,21	62,16	78,38
2019	193	666	859	65,81	223,13	288,94

Os registros de focos de calor fornecem um recurso para estudar o fogo em paisagens propensas a incêndios, com planejamento de fogo controlado. O *PMI* pode ser uma ferramenta valiosa para pesquisadores e gestores ambientais, ajudando na avaliação do impacto das mudanças climáticas nos ecossistemas (MENG et al., 2022). Os resultados sugerem que a biomassa precisa ser gerenciada efetivamente no início da temporada de incêndios para reduzir a ocorrência de incêndios florestais. Há uma necessidade de uma estrutura bem definida apoiada pela tecnologia geoespacial para prever, identificar e priorizar a zona potencial de incêndio com estratégias sinérgicas apoiadas pela comunidade local para mitigar o impacto do incêndio nas florestas.

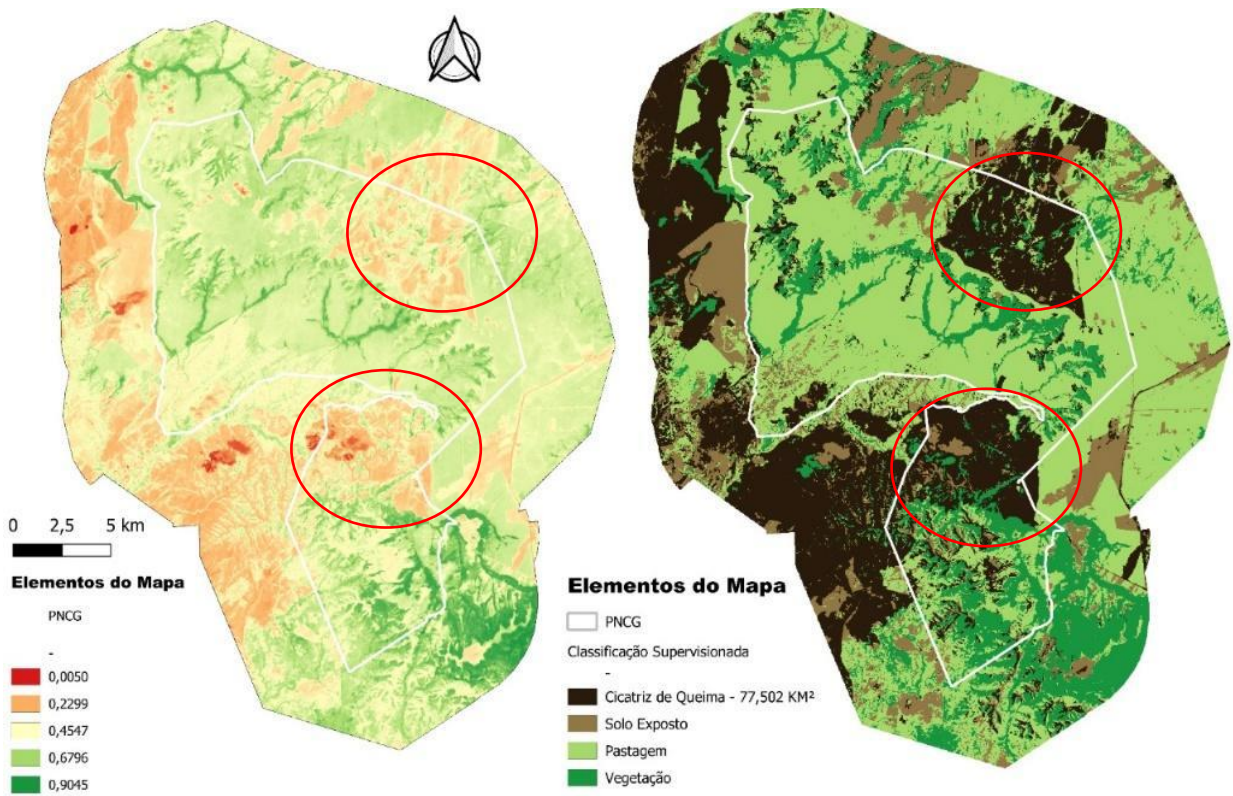
A gravidade do incêndio refere-se à intensidade dos efeitos do fogo no meio ambiente. Sua magnitude pode ser avaliada de diversas formas, utilizando métricas terrestres ou dados de sensoriamento remoto. A severidade da queimadura do solo foca nos impactos do fogo nas propriedades do solo, como estrutura, matéria orgânica e alterações na erodibilidade, além dos efeitos sobre as partes subterrâneas das plantas. Já a gravidade da queima da vegetação está relacionada aos danos e à mortalidade da vegetação acima do solo (MCLAUHLAN et al., 2020).

Detectar e prever mudanças na atividade do fogo é difícil devido a registros de incêndio relativamente curtos, variabilidade biorregional e envolvimento humano. Para entender como os regimes de fogo do Antropoceno estão mudando e como os humanos devem se adaptar, pesquisadores de ciências biológicas, ciências físicas e humanas e profissionais de gerenciamento de incêndios devem trabalhar juntos (BOWMAN et al., 2020; MACHADO et al., 2024).

4.2 Índice de Vegetação Normalizada (NDVI)

Considerando o ano de 2019, foi analisado o evento do dia 19/09/2019, com o maior número de focos de incêndio, verificado o Índice de Vegetação Normalizada (NDVI) e a classificação supervisionada da área queimada do PNCG, com o objetivo de verificar as mudanças ocorridas na cobertura vegetal durante esse evento. Para a classificação supervisionada de imagem foi utilizado o *plugin LF Tools* pelo método Paralelepípedo, com 3 desvios padrões (99,7%) (Figura 8).

Figura 8 – Índice de vegetação de diferença normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*) e Classificação supervisionada da área queimada do PNCG, imagem de 19/09/2019 OLI/LANDSAT 7 – 226/71, em destaque (circula na cor vermelha) as regiões: com baixo índice do NDVI (imagem à esquerda) e com as cicatrizes de queima (imagem à direita).



O índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) foi usado para inferir variações da cobertura vegetal, as áreas com e sem incêndio diferem em termos de índices de vegetação, de acordo com o comprimento de onda que se estiver trabalhando (Figura 8). Verifica-se que os índices mostraram intervalos espectrais característicos para as cicatrizes de queimadas, sendo o NDVI de 0,0050 a 0,229, valores considerados baixos se comparados com área de vegetação em pleno vigor. O NDVI menor na mancha de incêndio indica que o fogo causou uma redução da atividade fotossintética e da biomassa vegetal (IVO et al., 2020).

O *NDVI* reflete a disponibilidade de água no solo, fator que influencia diretamente o desenvolvimento e a produtividade da vegetação. No Cerrado, a sazonalidade das precipitações impacta a fenologia das plantas, com a abscisão foliar das árvores ocorrendo antes da estação seca para reduzir a perda de água. Áreas afetadas por incêndios apresentam uma redução no *NDVI*, indicando perda de biomassa e diminuição da atividade fotossintética. O *NDVI* tem se mostrado uma ferramenta eficaz para avaliar mudanças sazonais e interanuais no crescimento da vegetação, permitindo também a análise do impacto de variáveis derivadas de satélites que representam o estado e a dinâmica da vegetação a longo prazo, especialmente no mapeamento do risco de incêndios. No entanto, aspectos como a dinâmica de longo prazo da vegetação e o estado de secura acumulada das plantas lenhosas, frequentemente não considerados, desempenham um papel crucial na ocorrência e propagação dos incêndios e devem ser integrados nas análises de risco (FRANKE et al., 2018, MICHAEL et al., 2021).

Foram detectados 9.204 focos de calor no mês de setembro de 2019. O fogo concentrou no nordeste (agosto) e sudoeste (setembro), próximo a Zona de Amortecimento, com os primeiros focos de incêndio na região Nordeste do PNCG, avançando para a região Sudoeste (Figura 8), e, por meio da média do número de focos para todo o período, considerando a Zona de Amortecimento e foi observado que o início dos focos de incêndio teve origem fora do parque, áreas antropizada, já a cicatriz de incêndios de 19/09/2019 foi cerca de 77km² na região nordeste de sudoeste do parque (INPE, 2024).

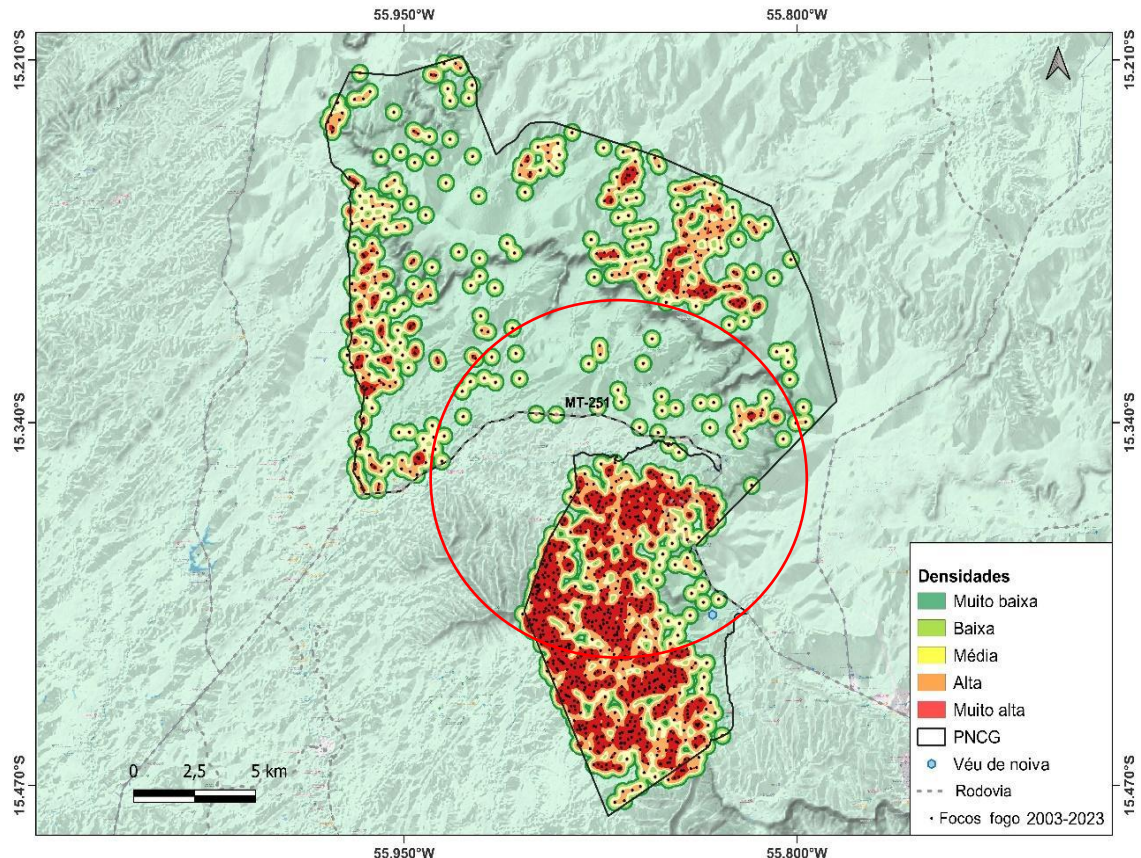
A maioria dos mapas de risco de incêndio é gerada usando informações estáticas sobre variáveis como topografia, densidade da vegetação e umidade instantânea do combustível e informações de satélites são frequentemente usados para fornecer tais informações. No entanto, a dinâmica da vegetação de longo prazo e o estado de secura cumulativa da vegetação lenhosa, que podem afetar a ocorrência e propagação do incêndio, raramente são considerados no mapeamento de risco de incêndio. Portanto, é importante estudar a dinâmica da vegetação de longo prazo no mapeamento de risco de incêndio por meio do índice de vegetação de diferença normalizada média de longo prazo (*NDVI*), que representa o estado de secura de longo prazo da vegetação (MICHAEL et al., 2021).

A abordagem de mapeamento de carga de combustível provou ser uma ferramenta eficaz para o gerenciamento integrado de incêndios, melhorando o planejamento e a implementação de queima prescrita, promovendo a pirodiversidade, priorizando a supressão de incêndios e avaliando os esforços de gerenciamento de incêndios para atender às metas gerais de conservação (FRANKE et al., 2018).

4.3 Estimativa de densidade de *Kernel*

A estimativa de densidade de *Kernel*, de 2003 a 2023 (Figura 9), permitiu avaliar os focos de calor **pixel de fogo** em relação à região do parque mais atingida.

Figura 9 – Mapa de distribuição espacial das cicatrizes de incêndio identificadas anos analisados de 2003 a 2023 no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (PNCG), em destaque a região mais atingida, com densidade Muito alta (círculo na cor vermelha).



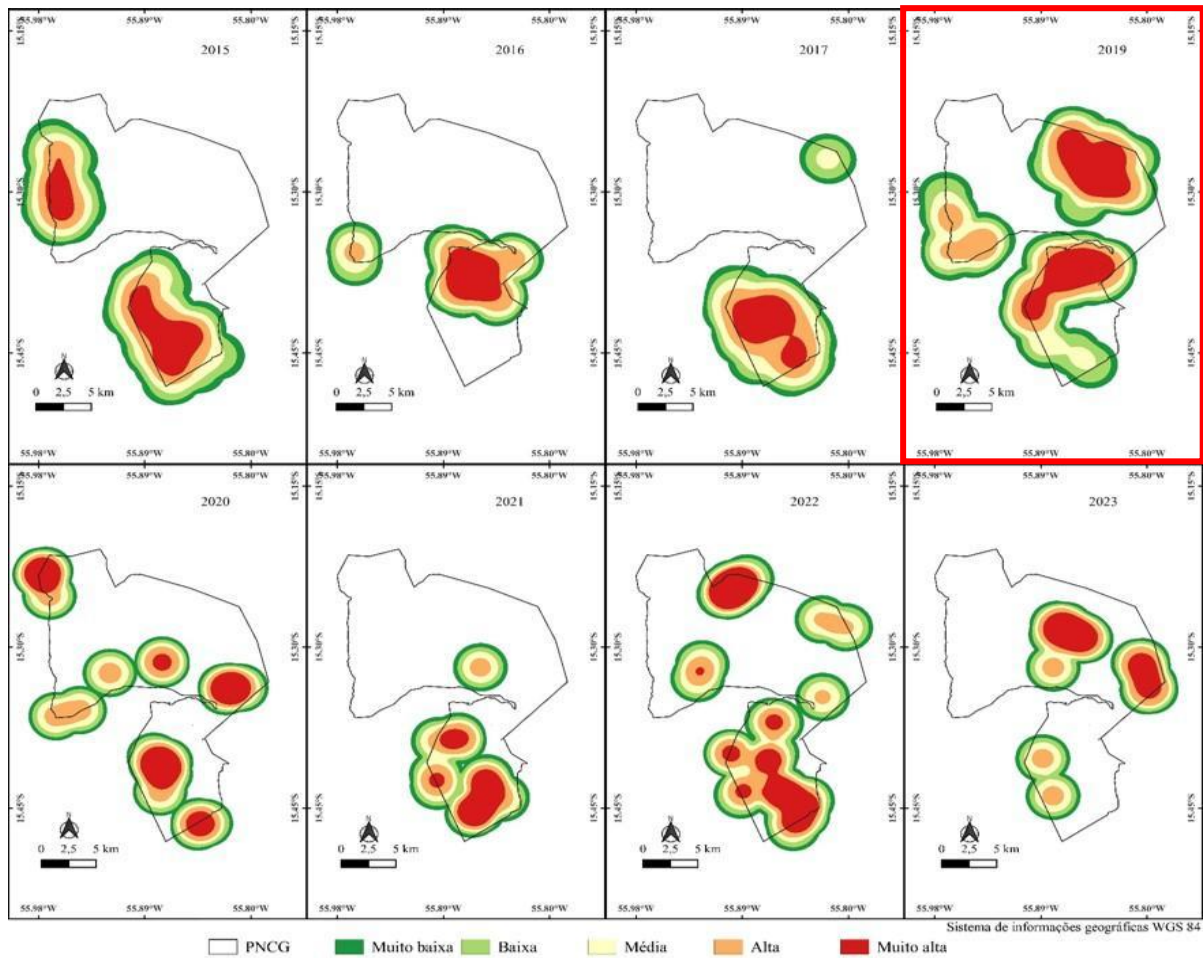
Na análise para o comportamento da variação da densidade dos focos de incêndio entre os anos de 2003 e 2023 (Figura 9) foi possível evidenciar que esses foram mais intensos na região sudoeste do PNCG, e ainda, que os anos que sobressaíram foram 2015, 2017 e 2019, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Dados de densidade de focos de incêndio dos anos que se destacaram entre 2003 e 2023

Ano	Focos de calor (%)	Área de influência/Densidade (Km ²)
2015	19	87,97
2017	19	62,19
2019	33	98,00

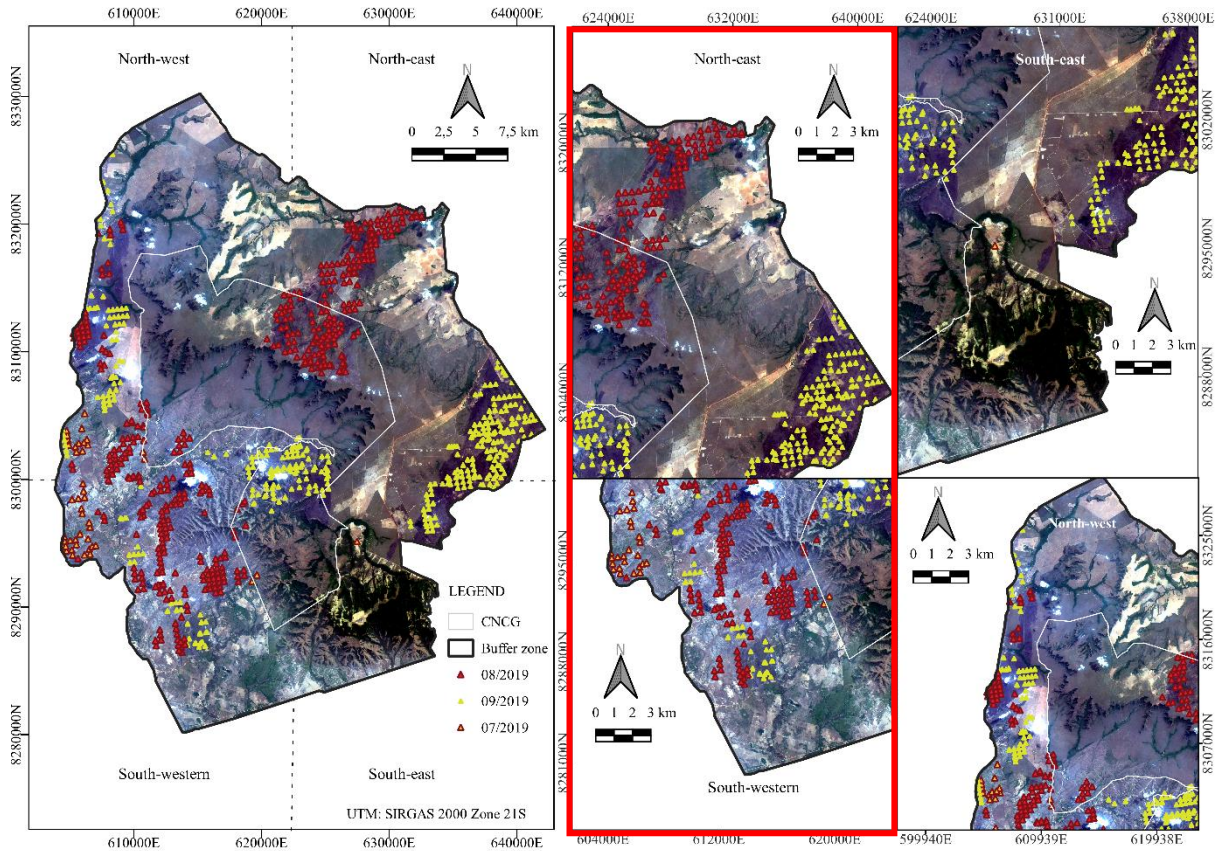
Estes resultados podem ser visualizados nos mapas espaciais a seguir, gerados pela densidade de *Kernel* (Figura 10).

Figura 10 – Mapas de distribuição espacial das cicatrizes de incêndio identificadas entre 2015 e 2023, dos 20 anos analisados (2003-2023) no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, em destaque o mês com maior densidade Muito alta (retângulo vermelho).



Na análise da distribuição espacial anual dos focos de incêndio no PNCG resultou em densidade Muito Alta nos anos de 2015, 2017 e 2019, concentrada na porção sudoeste do parque, na região do circuito de cachoeiras (Figura 10). Em destaque (retângulo na cor vermelha) o ano de 2019, que sobressaiu com duas áreas de densidade de fogo, tanto na porção sudoeste como também na porção noroeste do parque, caracterizada como área antropizada. Principalmente entre os meses de julho e setembro, como mostrado na imagem da Figura 11. Para a data de 19/09/2019, foi gerada uma imagem colorida em falsa-cor na composição RGB provenientes do sensor *OLI* do Landsat-8, após a avaliação e a identificação da presença de cicatrizes de queima.

Figura 11 – Recorte do trecho da imagem colorida de referência RGB de 19/09/2019 OLI/LANDSAT 7 – 226/71, em destaque as regiões mais atingidas (retângulo na cor vermelha).



Os incêndios no PNCG de 2003 a 2023 ocorreram em média entre julho e setembro. No entanto, em 2019 ocorreram entre julho e outubro, com valores mais elevados em setembro. Os primeiros focos de incêndio iniciaram na região nordeste do parque, avançaram para a região norte (Figura 11) e também pela região sudoeste, avançando para o sul do parque. Corroboram com os resultados apresentados na Figura 10, os detalhes da espacialização das regiões mais atingidas do PNCG com densidade Muito Alta (nordeste e sudoeste). Por meio do estimador de *kernel*, foi possível interpolar os dados pontuais a partir de técnica computacional e evidenciar as áreas mais impactadas.

Portanto, os mapas de densidade *Kernel* auxiliam no monitoramento ambiental, numa análise visual diante da extensão da PNCG, e por ser um método de baixo custo, contribui para a gestão ambiental na prevenção de incêndios florestais. Um padrão observado é o aumento da intensidade do fogo em intervalos maiores, ao aprofundar na compreensão sobre como a aplicação espaço-temporal do fogo afeta a biodiversidade, uma abordagem de modelagem aumenta a capacidade de definir alvos específicos, com resultados em um manejo do fogo ajustado às condições locais e aos objetivos de manejo integrado do fogo, sendo uma

abordagem flexível e adaptada às condições locais do PNCG (FRANKE et al., 2018; CHUVIECO et al., 2019, ALENCAR et al., 2022).

A maior parte dos incêndios no Brasil (83%) ocorre no Cerrado e na Amazônia, com aumentos das atividades de incêndio e da área queimada nas últimas décadas, as frequências elevadas de incêndios indicam regimes de fogo alterados, resultado do aumento da ignição por ação humana e das mudanças climáticas (ALENCAR et al., 2022; MENGUE, 2022).

Os serviços de gerenciamento de incêndios florestais estão acessíveis às comunidades de usuários a partir dos dados relativos aos incêndios mais recentes, os quais são obtidos por meio do mapeamento das áreas queimadas por sensoriamento remoto. Essas informações têm sido aplicadas de forma contínua, ao longo da última década, para apoiar o planejamento e a execução de atividades de prevenção e combate a incêndios, contribuindo para a melhoria das estratégias de gestão e mitigação dos impactos ambientais (COREY et al. 2020, DAVIES et al., 2021). Com isso, ressalta-se que o manejo intensivo de incêndios visa reduzir a frequência, a gravidade e a extensão dos incêndios (COREY et al., 2019).

O fogo controlado e o manejo da terra podem desempenhar um papel importante no gerenciamento de secas e riscos de incêndio atualmente e nas mudanças climáticas futuras (NOWELL et al., 2018). A realização de queimas prescritas, com diferentes objetivos de gestão e manejo, vem sendo aplicada mais frequentemente em áreas protegidas (SILVA, et al; 2022), em paisagens propensas ao fogo (DAVIES et al. 2021), onde os ativos e os recursos florestais podem ser protegidos por meio de um processo de planejamento de gerenciamento de incêndios, chamado Manejo Integrado do Fogo (MIF).

A partir dessas informações, pode-se fazer o monitoramento ambiental numa análise visual diante da extensão da PNCG, por ser um método de baixo custo, contribui para a gestão ambiental na prevenção de incêndios florestais. Neste sentido, fomentar melhorias nas ações das instituições de prevenção e combate a incêndios florestais e ainda integrar as questões sociais, econômicas e ecológicas para além das fronteiras administrativas e dos ecossistemas. E, uma das estratégias pode ser o manejo integrado do fogo para enfrentar os desafios atuais e futuros dos incêndios florestais na PNCG, reduzir as causas antropogênicas dos incêndios florestais. Este novo conjunto de dados é relevante para a compreensão da dinâmica espacial e temporal dos regimes de fogo que são fundamentais para o desenho de políticas públicas adequadas para reduzir e controlar os incêndios no Brasil.

A exclusão do fogo em áreas de vegetação adaptada, como o Cerrado, pode alterar a estrutura e a composição da vegetação, resultando na acumulação de material vegetal seco que se torna combustível em períodos de seca. A queima controlada periódica é reconhecida como

uma alternativa viável para a gestão das Unidades de Conservação do Cerrado. A política de Fogo Zero, prevalente na gestão dessas áreas no Brasil, é incompatível com a ecologia e a história evolutiva do Cerrado.

Por fim, sugere-se que os gestores do parque desenvolvam atividades relacionadas a prevenção de incêndios florestais durante todo o ano, para que, durante todas as fases do ciclo da temporada de incêndios, sejam cumpridas o ciclo de ações que compreendam desde a prevenção, preparação, resposta e responsabilização e, não somente a fase de resposta, onde grande parte dos esforços são voltados para o combate aos incêndios florestais e queimadas ilegais.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os mapas do *PMI* possibilitaram a compreensão da variabilidade interanual e intra-anual na previsão do comportamento dos incêndios florestais durante o período proibitivo de queima. No entanto, as áreas apresentadas no *PMI* com menor umidade, mais propensas a incêndios, não coincidirem com área mais atingida pelos incêndios dos mapas da densidade de *Kernel*. O que retrata as interferências humanas, resultado das ações antrópicas nessas regiões do parque.
- O incêndio ocorrido no PNCG em 2019 diminuiu o *NDVI* ao longo do período seco, com uma resposta às mudanças na vegetação e na disponibilidade de água no solo. Após o fogo, muitas áreas podem ficar com o solo exposto, especialmente em regiões de queimadas intensas. No Cerrado, o *NDVI* baixo, após incêndios pode refletir a destruição temporária da vegetação, incluindo o ressecamento de gramíneas e plantas herbáceas, mas também pode ser um indicativo de que a recuperação ecológica está em andamento. A vegetação do Cerrado é bem adaptada ao fogo, mas incêndios intensos e frequentes podem prejudicar a regeneração, levando a um *NDVI* baixo por mais tempo. Se o fogo for controlado e as queimadas ocorrerem em intervalos naturais, o bioma tende a se regenerar, e o *NDVI* deve aumentar gradualmente à medida que a vegetação se recupera.
- A estimativa da densidade de *Kernel* permitiu a identificação da dinâmica das queimadas, constatando-se uma área de grande extensão com cicatrizes de queima, ocorridas no período de seca, em comparação com os incêndios dos últimos 20 anos. Conclui-se que há a necessidade de intensificar as ações do poder público nessas áreas, visando coibir a ação humana, como, por exemplo, desviando os acessos.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A. A.; ARRUDA, V. L.; SILVA, W. V. D.; CONCIANI, D. E.; COSTA, D. P., CRUSCO, N.; ...; VÉLEZ-MARTIN, E. Long-term landsat-based monthly burned area dataset for the Brazilian biomes using deep learning. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2510, 2022.
- ALENCAR, A., Z.; SHIMBO, J.; LENTI, F.; BALZANI MARQUES, C.; ZIMBRES, B.; ROSA, M.; ...; BARROSO, M. Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the google earth engine platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.
- ALVES, M. V. G.; BATISTA, A. C.; SOARES, R. V.; KOEHLER, H. S.; PEREIRA, J. F. Modelagem de umidade do material combustível, baseada em variáveis meteorológicas. *Floresta*, v. 39, n. 1, 2009.
- ANDELA, N.; MORTON, D.C.; GIGLIO, L.; PAUGAM, R.; CHEN, Y.; HANSON, S.; VAN DER WERF, G. R.; RANDERSON, J.T. "The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed, and direction." **Earth System Science Data**, 11, 529–552, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-11-529-2019>.
- BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. **Interactive spatial data analysis**. Essex: Longman Scientific & Technical, 1995.
- BARBOSA, N. F.; STOSIC, B. D.; STOSIC, T.; LOPES, P. M.; MOURA, G. B. D. A.; & MELO, J. S. Kernel smoothing dos dados de chuva no Nordeste. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 7, p. 742-747, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000700011>.
- BOWMAN, D. M.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H., VAN DER WERF, G. R.; Flannigan, M. Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 10, p. 500-515, 2020.
- BRANDO, P. M.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; ASSUNÇÃO, A.; MORTON, D., TUCHSCHNEIDER, D.; COE, M. T. The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science advances**, v. 6, n. 2, p. eaay1632, 2020. DOI: 10.1126/sciadv.aay163.
- BRASIL. Plano de Manejo do Fogo para o Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. Mimeo. Chapada dos Guimarães: MT, 2009.
- CERTINI, G.; MOYA, D.; LUCAS-BORJA, M. E.; MASTROLONARDO, G. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 488, p. 118989, 2021.
- CNN BRASIL. **Estudo da ONU sobre incêndios florestais: é hora de “aprender a viver com fogo”**. Disponível em: <https://www.cnnbrasil.com.br/internacional/estudo-da-onu-sobre-incendios-florestais-e-hora-de-aprender-a-viver-com-fogo/>. Acesso em: 19 maio de 2022.
- COREY, B.; ANDERSEN, A.; N., LEGGE, S.; WOINARSKI, J. C.; RADFORD, I. J.; PERRY, J. J. Better biodiversity accounting is needed to prevent bioperversity and maximize co-benefits from savanna burning. **Conservation Letters**, v. 13, n. 1, p. e12685, 2020.

CHUVIECO, E.; MOUILLOT, F.; VAN DER WERF, G. R.; SAN MIGUEL, J.; TANASE, M., KOUTSIAS, N.; ...; GIGLIO, L. I. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p. 45-64, 2019.

COPERNICUS. **Copernicus Sentinel Data is now available on the Copernicus Data Space Ecosystem**. Disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso em: 16 abr. 2024.

DA CRUZ TEIXEIRA, N.; DE MORAIS DANELICHEN, V. H., PEREIRA, O. A.; SEIXAS, G. B. Dinâmica de Queimadas no Município de Cuiabá-MT por Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 02, p. 607-618, 2021.

DA SILVA JÚNIOR, J. A.; DA PENHA PACHECO, A. Avaliação de índices espectrais e Classificação Normal Bayes usando imagens OLI e TIRS para o mapeamento de áreas queimadas no Cerrado. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 10, n. 3, 2022.

DAVIES, H. F.; VISINTIN, C.; GILLESPIE, G. R.; MURPHY, B. P. Investigating the effects of fire management on savanna biodiversity with grid-based spatially explicit population simulations. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, n. 3, p. 677-686, 2021.

DE CARVALHO, A. C. X.; JUSTI, A. C. A.; SANCHES, L.; DE SOUZA NOGUEIRA, J. INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA DO AR, UMIDADE RELATIVA DO AR E PRECIPITAÇÃO NA PRODUÇÃO DE SERRAPILHEIRA NO NORTE DO PANTANAL MATO-GROSSENSE. **Revista Brasileira de Climatologia**, [S.l.], v. 29, oct. 2021.

DE OLIVEIRA, F. R. V.; DANELICHEN, V. H. M. Mapeamento da Dinâmica das Cicatrizes de Queimadas nos Municípios de Cuiabá e Chapada dos Guimarães–MT. **UNICIÊNCIAS**, v. 27, n. 2, p. 95-99, 2023.

DE OLIVEIRA APARECIDO, L. E.; CABRAL DE MORAES, J. R.; DE MENESES, K. C.; TORSONI, G. B.; DE LIMA, R. F.; COSTA, C. T. S. . Köppen-Geiger and Camargo climate classifications for the Midwest of Brasil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 142, p. 1133-1145, 2020.

DE OLIVEIRA, M. V. N.; WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, G. T. Quantificação do material combustível em fragmentos de Mata Atlântica no nordeste brasileiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018.

DE MIRANDA, S. D. C.; DA SILVA JÚNIOR, M. C.; VASCONCELOS, W. A.; DE CARVALHO, P. S. Relação solo-vegetação em duas áreas de Cerrado sentido restrito na Serra Dourada, Goiás. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 21-35, 2020. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0002>.

DOS SANTOS, A. C.; DA ROCHA MONTENEGRO, S.; FERREIRA, M. C.; BARRADAS, A. C. S.; SCHMIDT, I. B. Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas. **Journal of environmental management**, v. 289, p. 112508, 2021.

DUONG, T. Kernel density estimation and kernel discriminant analysis for multivariate data in R. **Journal of Statistical Software**, v. 21, n. 7, p. 1-16, 2007.

EDWARDS, A.; ARCHER, R.; DE BRUYN, P.; EVANS, J.; LEWIS, B.; VIGILANTE, T.; ...; RUSSELL-SMITH, J. Transforming fire management in northern Australia through successful implementation of savanna burning emissions reductions projects. **Journal of environmental management**, v. 290, p. 112568, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112568>.

EMBRAPA. **Embrapa Cerrados**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/cerrados/colecao-entomologica/bioma-cerrado>. Acesso em: 22 jun. 2024.

FAIVRE, N. R.; JIN, Y.; GOULDEN, M. L.; RANDERSON, J. T. Spatial patterns and controls on burned area for two contrasting fire regimes in Southern California. **Ecosphere**, v. 7, n. 5, p. e01210, 2016.

FIDELIS, A.; ALVARADO, S. T.; BARRADAS, A. C. S.; PIVELLO, V. R. The year 2017: Megafires and management in the Cerrado. **Fire**, v. 1, n. 3, p. 49, 2018.

FONSECA, L. M.; KÖRTING, T. S.; BENDINI, H. D. N.; GIROLAMO-NETO, C. D., NEVES, A. K.; SOARES, A. R.; ...; MARETTO, R. V. Pattern recognition and remote sensing techniques applied to land use and land cover mapping in the Brazilian Savannah. **Pattern recognition letters**, v. 148, p. 54-60, 2021.

FRANCO, A. C. Ecophysiology of woody plants. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R. J. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna. **Columbia University Press**, New York. p.178. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000100017>.

FENDRICH, A. N.; BARRETTO, A.; DE FARIA, V. G.; DE BASTIANI, F.; TENNESON, K.; PINTO, L. F. G.; SPAROVEK, G. Disclosing contrasting scenarios for future land cover in Brazil: Results from a high-resolution spatiotemporal model. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 742, p. 140477, 2020.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A., COSTA, M. M.; DIAS, P. A.; HOFFMANN, A. A.; ...; SIEGERT, F. Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, v. 217, p. 221-232, 2018.

HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. In: **The George Wright Forum**. George Wright Society, 2005. p. 78-87.

HEIDEMANN, A. S.; PELISSARI, A. L.; CYSNEIROS, V. C.; RODRIGUES, C. K. Avaliação da estrutura espacial em uma floresta urbana por meio da estimativa da densidade de Kernel Assessing spatial structure in an urban forest by Kernel density estimation Evaluación de la estructura espacial en un bosque urbano mediante la estimación de la densidad Kernel. 2024. DOI: [10.55905/revconv.17n.8-060](https://doi.org/10.55905/revconv.17n.8-060).

HOKI, V. D. S. P.; SANCHES, L.; JUNIOR, G. N. R. C.; PINTO JÚNIOR, O. B. P. Análise dos focos de calor em diferentes faixas de áreas de influência da rodovia BR-242, Nova Ubiratã-MT. **Nativa**, 9(2), 129-134, 2021.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000*. Rio de Janeiro, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 168 p. (**Relatórios metodológicos**, v. 45). 2019.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Seção de Armazenamento de Dados Meteorológicos (SADMET)**. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 25 mar. 2024.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **BDQueimadas**. Disponível em: [BDQueimadas - Programa Queimadas - INPE](#). Acesso em 15 nov. 2024.

INTERMAT. INSTITUTO DE TERRAS DE MATO GROSSO. **Banco de dados cartográficos**. Disponível em: <http://www.intermat.mt.gov.br/-/11303036-banco-de-dados-cartograficos>. Acesso em 25 jan. 2023.

IVO, I. O.; BIUDES, M. S.; VOURLITIS, G. L.; MACHADO, N. G.; MARTIM, C. C. Effect of fires on biophysical parameters, energy balance and evapotranspiration in a protected area in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, 19, 100342, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100342>.

JOLLY, W. M.; JOHNSON, D. M. Pyro-ecophysiology: shifting the paradigm of live wildland fuel research. **Fire**, v. 1, n. 1, p. 8, 2018.

KUHN, C. E. S.; SANTOS, F. R. P. Geoparque Chapada dos Guimarães: uma viagem pela história do planeta. Cuiabá/MT. Associação Profissional dos Geólogos do Estado de Mato Grosso – AGEMAT, **Federação Brasileira de Geólogos – FEBRAGEO**, 2021.

LASSLOP, G.; KLOSTER, S. Human impact on wildfires varies between regions and with vegetation productivity. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 11, p. 115011, 2017.

LONG, T.; ZHANG, Z.; HE, G.; JIAO, W.; TANG, C.; WU, B.; ZHANG, X.; WANG, G.; YIN, R. 30 m Resolution Global Annual Burned Area Mapping Based on Landsat Images and Google Earth Engine. **Remote Sens.** 2019, 11, 489.

MACHADO, M. S.; BERENQUER, E.; BRANDO, P. M.; ALENCAR, A.; OLIVERAS MENOR, I.; BARLOW, J.; MALHI, Yal. Emergency policies are not enough to resolve Amazonia's fire crises. **Communications Earth & Environment**, v. 5, n. 1, p. 204, 2024.

MATO GROSSO. **Decreto nº 259 de 05 de maio de 2023**. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/mt/decreto-n-259-2023-mato-grosso-declara-estado-de-emergencia-ambiental-nos-meses-de-maio-a-novembro-de-2023-dispoe-sobre-o-periodo-proibitivo-de-queimadas-no-estado-de-mato-grosso-e-da-outras-providencias?q=ambiental#:~:text=Declara%20estado%20de%20emerg%C3%Aancia%20ambiental%20nos%20meses%20de,Estado%20de%20Mato%20Grosso%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MATO GROSSO. **Decreto nº 587 de 16 de novembro de 2023**. Disponível em: <https://legislacao.mt.gov.br/mt/decreto-n-587-2023-mato-grosso-altera-o-decreto-n-259-de-05-de-maio-de-2023-que-declara-estado-de-emergencia-ambiental-nos-meses-de-maio-a-novembro-de-2023-dispoe-sobre-o-periodo-proibitivo-de-queimadas-no-estado-de-mato-grosso-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MATO GROSSO. **Decreto nº 602 de 30 de novembro de 2023**. Disponível em: <https://legislacao.mt.gov.br/mt/decreto-n-602-2023-mato-grosso-altera-o-decreto-n-259-de-05-de-maio-de-2023-que-declara-estado-de-emergencia-ambiental-nos-meses-de-maio-a-novembro-de-2023-dispoe-sobre-o-periodo-proibitivo-de-queimadas-no-estado-de-mato-grosso-e-da-outras-providencias#:~:text=Altera%20o%20Decreto%20n%C2%BA%20259%2C%20de%2005%20de,Estado%20de%20Mato%20Grosso%22%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MATO GROSSO. **Lei Complementar nº 233 de 21 de dezembro de 2005**. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/mt/lei-complementar-n-233-2005-mato-grosso-regulamenta-a-lei-complementar-n-233-de-21-de-dezembro-de-2005-no-que-diz-respeito-aos-procedimentos-de-elaboracao-analise-e-acompanhamento-dos-planos-de-manejo-florestal-sustentavel-madeireiro-no-estado-de-mato-grosso>. Acesso em: 10 jun. 2024.

MCLAUHLAN, K. K.; HIGUERA, P. E.; MIESEL, J.; ROGERS, B. M.; SCHWEITZER, J., SHUMAN, J. K.; ...; WATTS, A. C. Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 5, p. 2047-2069, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>.

MDR. Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2ID) – dados informados – **Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE)**. Disponível em: <https://abre.ai/IAJ1>. Acesso em: 20 nov. 2024.

MAFFEI, C.; MENENTI, M. A MODIS-based perpendicular moisture index to retrieve leaf moisture content of forest canopies. **International journal of remote sensing**, v. 35, n. 5, p. 1829-1845, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.879348>.

MAFFEI, C.; MENENTI, M. Predicting forest fires burned area and rate of spread from pre-fire multispectral satellite measurements. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 158, p. 263-278, 2019.

MAFFEI, C.; LINDENBERGH, R.; MENENTI, M. Combining multi-spectral and thermal remote sensing to predict forest fire characteristics. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 181, p. 400-412, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.09.016>.

MAPBIOMAS. **Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil** disponível no site <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Acesso em: 18 jan. 2024.

MATO GROSSO. **Leis Estaduais: Mato Grosso.** Disponível em: <https://legislacao.mt.gov.br/mt?origin=instituicao>. Acesso em 10 jul. 2024.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia: noções básicas e climas do Brasil.** Oficina de textos, 2017.

MENG, F.; LUO, M., SA, C.; WANG, M.; BAO, Y. Quantitative assessment of the effects of climate, vegetation, soil and groundwater on soil moisture spatiotemporal variability in the Mongolian Plateau. **Science of the Total Environment**, v. 809, p. 152198, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152198>.

MENGUE, V. P. Análise espacial dos registros de focos de calor na área de proteção ambiental do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães/MT entre os anos de 2002 a 2021. **Revista Georaguai**, 12(2), 84-105. 2022.

MICHAEL, Y.; HELMAN, D.; GLICKMAN, O.; GABAY, D.; BRENNER, S.; LENSKY, I. M. Forecasting fire risk with machine learning and dynamic information derived from satellite vegetation index time-series. **Science of The Total Environment**, 764, 142844. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142844>.

MISTRY, J.; BIZERRIL, M. Por Que é Importante Entender as Inter-Relações entre Pessoas, Fogo e Áreas Protegidas? **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, p. 40–49, 2011.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A.; OSCHMIDT, I. B.; BEATTY, R.; RUSSELL-SMITH, J. I. The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 600-606, 2019.

NAÇÕES UNIDAS – BRASIL. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil.** Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/173159-n%C3%BAmero-de-inc%C3%AAndios-florestais-aumentar%C3%A1-em-50-at%C3%A9-2100-alertam-especialistas>. Acesso em: 12 jun. 2024.

NASA. Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples (AppEARS). Ver. 3.53. **NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center**, Sioux Falls, South Dakota, USA. Disponível em: <https://appears.earthdatacloud.nasa.gov>. Acesso em: maio 2024.

NASA. **Burn Severity Portal.** Disponível em: <https://burnseverity.cr.usgs.gov/glossary>. Acesso em: 12 ago. 2024.

NASA. **Earth Observatory.** Disponível em: <https://earthobservatory.nasa.gov/images/152519/emissions-from-fossil-fuels-continue-to-rise>. Acesso em: 12 ago. 2024.

NASA. **Fire Information for Resource Management System (FIRMS).** Disponível em: <https://earthdata.nasa.gov/firms>. Acesso em: 10 mar. 2024.

NASCIMENTO, D. T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. **Elisée**, v. 9, n. 2, p. e922021, 2020.

NASCIMENTO, L. G. D. S.; RAMOS, M. A.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. D. L. The use of firewood in protected forests: collection practices and analysis of legal restrictions to extractivism. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, p. 292-302, 2019.

NERY, C. V. M.; MOREIRA, A. A.; FERNANDES, F. H. S. Análise do Comportamento Espectral da Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual Lapa Grande (Behavior Analysis of Spectral Deciduous Forest in Lapa Grande State Park). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 2, p. 417–433, 16 set. 2014.

NETEK, R.; POUR, T.; SLEZAKOVA, R. Implementation of heat maps in geographical information system—exploratory study on traffic accident data. **Open Geosciences**, v. 10, n. 1, p. 367-384, 2018.

NOWELL, H. K.; HOLMES, C. D.; ROBERTSON, K.; TESKE, C.; HIERS, J. K. A new picture of fire extent, variability, and drought interaction in prescribed fire landscapes: Insights from Florida government records. **Geophysical research letters**, v. 45, n. 15, p. 7874-7884, 2018.

OLIVEIRA, A. S.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; VAN DER HOFF, R.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; OLIVEIRA, A. R.; ...; RAJÃO, R. G. Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, v. 127, p. 102447, 2021.

OLIVEIRA, J.F.; PINTO, J. A.; COSTA, D. A.; PASSOS, A. K. A.; SILVA, W. B. Uma Análise das Ocorrências de Fogo e Incêndios Florestais no Parque Nacional da Chapada Diamantina entre 2015 e 2020. **In: Anais da XVI Escola Regional de Banco de Dados**. SBC, p. 71-80, 2021.

OLIVEIRA, M. V. N.; WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, G. T. Quantificação do material combustível em fragmento de Mata Atlântica no nordeste brasileiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018.

PARZEN, E. On estimation of a probability density function and mode. **The annals of mathematical statistics**, v. 33, n. 3, p. 1065-1076, 1962.

PINHEIRO, C. A. Detecção remota: possibilidades para uma abordagem dinâmica e integrada do ecossistema urbano. **Revista de Morfologia Urbana**, Porto, v. 9, n. 1, p.e00155. 2021. DOI: <https://doi.org/10.47235/rmu.v9i1.155>.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; DA SILVA MENEZES, L.; BERLINCK, C. N.; ...; OVERBECK, G. E. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233-255, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora** v. 2. Brasília: EMBRAPA-CERRADOS, 2008. 876 p.

RODRIGUES, L. O.; SOUZA, W. M.; COSTA, V. S. O.; PEREIRA, M. L. T. **Influência dos eventos de El Niño e La Niña no regime de precipitação do agreste de Pernambuco**. v. 10, n°6, p. 1995-2009. 2017. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p1995-2009>.

ROSSI, L. C. The effect of forest degradation on ecosystem services related to frugivory and insectivory promoted by birds and mammals in Amazonian forests. 2022.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA Spec. Publ**, v. 351, n. 1, p. 309, 1974.

RUFFAULT, J.; MARTIN-STPAUL, N.; PIMONT, F.; DUPUY, J. L. How well do meteorological drought indices predict live fuel moisture content (LFMC)? An assessment for wildfire research and operations in Mediterranean ecosystems. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 262, p. 391-401, 2018.

SANTOS, F. L. M.; RODRIGUES, J. A.; PEREIRA, A. A.; PERES, L. F.; GOUVEIA, C. LIBONATI, R. Vegetation recovery analysis over areas managed with prescribed fires: an approach using remote sensing data. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 1, p. 166-166, 2019. DOI: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v9i1.1068>.

SILVA, C.; VIANA, I.; SOUZA, D. D.; SILVA, D.; PORTELLA, A.; GIONGO, M. Efeito do fogo na abundância e diversidade fúngica no solo do Cerrado. **Ciência Florestal**, v. 31, p. 1910-1929, 2022.

SILVA, A.; JUVANHOL, R. S.; JUNIOR, J. S. Relação entre a umidade e o poder calorífico de vegetação arbustiva do Cerrado brasileiro. In: 9° Congresso Florestal Brasileiro. 2022. p. 265-269.

SŁOMSKA-PRZECH, K.; PANECKI, T.; POKOJSKI, W. Heat maps: Perfect maps for quick reading? comparing usability of heat maps with different levels of generalization. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 10, n. 8, p. 562, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi10080562>.

SOUZA JR, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F.; ...; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

TANG, R.; JIN, M.; MAO, J.; RICCIUTO, D.M.; CHEN, A.; ZHANG, Y. Quantifying wildfire drivers and predictability in boreal peatlands using a two-step error-correcting machine learning framework in TeFire v1. 0. **Geoscientific Model Development**, v. 17, n. 4, p. 1525-1542, 2024.

USGS. **Earth Resources Observation and Science (EROS) Center**. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/news/remote-sensing-characterization-post-fire-vegetation-recovery>. Acesso em: 12 jun. 2024.

USGS. **Landsat Surface Reflectance-Derived Spectral Indices**. Disponível em: <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-normalized-burn-ratio>. Acesso em: 27 set 2024.

VALENTE, F.; LAURINI, M. The Dynamics of Fire Activity in the Brazilian Pantanal: A Log-Gaussian Cox Process-Based Structural Decomposition. **Fire**, v. 7, n. 5, p. 170, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/fire7050170>.

VECCHI JÚNIOR, K. **Variação espacial e temporal da composição de assembleias de gafanhotos (Orthoptera: Caelifera) em áreas de Cerrado na Chapada dos Guimarães - MT, Brasil**. 2018.

VIANA, J. F. D. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SRINIVASAN, R.; SANTOS, C. A. G.; MISHRA, M.; KALUMBA, A. M.; DA SILVA, R. M. Land use and land cover trends and their impact on streamflow and sediment yield in a humid basin of Brazil's Atlantic forest biome. **Diversity**, v. 15, n. 12, p. 1220, 2023.

VIEGAS, L. M. D.; SALES, L., HIPÓLITO, J.; AMORIM, C.; DE PEREIRA, E. J.; FERREIRA, P. VALE, M. M. We're building it up to burn it down: fire occurrence and fire-related climatic patterns in Brazilian biomes. **PeerJ**, v. 10, p. e14276, 2022.

YAHIA, O.; GHABI, M.; KAROUI, M. S. The Prediction of Regional Wildfire Risk Using High-Resolution Remotely Sensed Soil Moisture Content Estimation, Case Study: Sidi Douma Forest, Saida, Algeria. **In: IGARSS 2023-2023 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium**. IEEE, 2023. p. 3387-3390. DOI: [10.1109/IGARSS52108.2023.10281986](https://doi.org/10.1109/IGARSS52108.2023.10281986).

YNOUE, R. Y., REBOITA, M. S., AMBRIZZI, T.; DA SILVA, G. A. **Meteorologia: noções básicas**. Oficina de Textos, 2017.

WARD, D. E.; SUSOTT, R.; KAUFFMAN, J. B.; BABBITT, R. E., CUMMINGS, D. L., DIAS, B.;...; SETZER, A. W. Smoke and fire characteristics for cerrado and deforestation burns in Brazil: BASE-B experiment. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 97, n. D13, p. 14601-14619, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1029/92JD01218>.