

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Abordagens avançadas para previsão de incêndios florestais: um modelo para atender às necessidades de unidades de conservação na Mata Atlântica

Ana Luisa Ribeiro de Faria
Magister Scientiae

VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025

ANA LUISA RIBEIRO DE FARIA

Abordagens avançadas para previsão de incêndios florestais: um modelo para atender às necessidades de unidades de conservação na Mata Atlântica

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Rafael Coll Delgado

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

F224a Faria, Ana Luisa Ribeiro de, 1999-
2025 Abordagens avançadas para previsão de incêndios
florestais: um modelo para atender às necessidades de Unidades
de Conservação na Mata Atlântica / Ana Luisa Ribeiro de Faria.
– Viçosa, MG, 2025.

1 dissertação eletrônica (67 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Rafael Coll Delgado.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Agrícola, 2025.

Referências bibliográficas: f. 47-60.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.682>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Micrometeorologia. 2. Incêndios florestais. 3. Mudanças
climáticas. 4. Sensoriamento remoto. I. Delgado, Rafael Coll,
1978-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Meteorologia Aplicada. III. Título.

CDD 22. ed. 551.66

Bibliotecário(a) responsável: Bruna Silva CRB-6/2552

ANA LUISA RIBEIRO DE FARIA

Abordagens avançadas para previsão de incêndios florestais: um modelo para atender às necessidades de unidades de conservação na Mata Atlântica

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 1 de agosto de 2025.

Assentimento:

Ana Luisa Ribeiro de Faria
Autora

Rafael Coll Delgado
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 23/10/2025 às 21:49:06 e pelo orientador em 28/10/2025 às 11:19:46. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **DE7S.HJKB.AGY4** e clique no botão 'Validar documento'.

A minha mãe e a minha irmã

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente à minha mãe, Eni de Cássia Ribeiro, por todo o incentivo, apoio e orientação ao longo dessa jornada. Sua fé em mim, mesmo nos momentos em que eu duvidei de mim mesma, foi essencial. Essa conquista é nossa, e nada disso teria sido possível sem você.

À minha irmã Ana Karolina e aos meus avós Francisca e Jurandir, que sempre estiveram comigo e me incentivaram em todos os momentos.

Aos colegas da Epamig Ana Isabel Soares, Diego Marin, Daniel Leite e Vanda Andrade, e aos meus orientadores Marcelo de Freitas Ribeiro e Williams Pinto Marques Ferreira por terem me incentivado a fazer o mestrado.

Aos amigos Bruna Rodrigues e Santiago Arévalo por sempre estarem disponíveis para me ouvir e me ajudar em todos os momentos do percurso. Aos colegas Letícia, Lormido, Thaís e Santos pelas risadas e por me fazer sentir 'parte' do grupo.

Ao meu orientador Rafael Coll Delgado pelos muitos ensinamentos nesses dois anos.

À Graça, secretária do programa que sempre nos ajuda com o possível e o impossível.

À Universidade Federal de Viçosa, pelo acolhimento e pela oportunidade de cursar o mestrado. Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

These wings came from pain
But they are wings headed for the light
Though it's hard and it hurts
(Bangtan Sonyeondan)

RESUMO

FARIA, Ana Luisa Ribeiro de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2025. **Abordagens avançadas para previsão de incêndios florestais: um modelo para atender às necessidades de unidades de conservação na Mata Atlântica.** Orientador: Rafael Coll Delgado.

Incêndios florestais são fenômenos complexos de proporções alarmantes, cuja frequência tem se tornado cada vez maior em decorrência das mudanças climáticas globais, catalisadas pelas ações antrópicas. O bioma Mata Atlântica tem enfrentado, nos últimos anos, os impactos da fragmentação, evidenciados pelo aumento do número de focos de calor. Esse problema incide de maneira mais crítica sobre as Unidades de Conservação (UC), que enfrentam limitações no gerenciamento e no monitoramento, agravadas pela escassez de recursos financeiros e humanos, além das restrições impostas pela topografia. Objetivando minimizar esses problemas, foram propostos dois índices de risco de incêndio para as Unidades de Conservação do Parque Nacional da Serra da Gandarela (IRIPNSG) e o do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (IRIRVSCP). Os índices foram elaborados com base no índice FMA+, já consolidado no Brasil, e associados a variáveis climáticas como precipitação pluviométrica (mm), temperatura média e máxima do ar (°C), velocidade do vento (m/s) e umidade relativa do ar às 13h (%), obtidas por meio de técnicas de Sensoriamento Remoto. Para a modelagem, foi empregada a Regressão Linear Transformada, a qual apresentou desempenho moderado em ambas as áreas de estudo, com o IRIPNSG demonstrando resultados globalmente superiores em relação ao IRIRVSCP.

Palavras-chave: previsão de incêndios; micrometeorologia; mudanças climáticas; sensoriamento remoto.

ABSTRACT

FARIA, Ana Luisa Ribeiro de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2025. **Advanced approaches for forest fire forecasting: a model to meet the needs of conservation units in the Atlantic Forest.** Adviser: Rafael Coll Delgado.

Forest fires are complex phenomena of alarming proportions, whose frequency has become increasingly greater due to global climate change, catalyzed by human actions. In recent years, the Atlantic Forest biome has faced the impacts of fragmentation, evidenced by the increasing number of hotspots. This problem particularly affects conservation units, which suffer from management and monitoring limitations, exacerbated by the scarcity of financial and human resources, as well as the challenges imposed by the topography. Aiming to minimize these problems, two fire risk indices were proposed for the conservation units of the Serra da Gandarela National Park (IRIPNSG) and the Campos de Palmas Wildlife Refuge (IRIRVSCP). The indices were prepared based on the FMA+ index, already consolidated in Brazil, and associated with climatic variables such as rainfall (mm), average and maximum air temperature (°C), wind speed (m/s), and relative humidity at 1 pm (%), obtained through Remote Sensing techniques. The Transformed Linear Regression model was used, yielding moderate results for both areas, with IRIPNSG performing slightly better overall than IRIRVSCP.

Keywords: fire prediction; micrometeorology; climate change; remote sensing

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização geográfica da área de estudo e em destaque o uso e ocupação do solo do Parque Nacional da Serra do Gandarela.	15
Figura 2 - Localização geográfica da área de estudo e em destaque o uso e ocupação do solo do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	16
Figura 3 - Espacialização da precipitação na estação chuvosa e seca no Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	24
Figura 4 - Espacialização da temperatura média do ar no verão e inverno no Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	25
Figura 5 - Espacialização da precipitação na estação chuvosa e seca no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	26
Figura 6 - Espacialização da temperatura média do ar no verão e inverno no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	27
Figura 7 - Valores de NDVI para o Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	27
Figura 8 - Valores de NDVI para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	28
Figura 9 - Valores do índice NMDI para o Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	29
Figura 10 - Valores do índice NMDI para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	30
Figura 11 - Valores médios mensais da VSM do Parque Nacional da Serra do Gandarela.....	31
Figura 12 - Valores médios mensais da VSM do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	32
Figura 13 - Focos de calor no Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	33
Figura 14 - Espacialização dos focos de calor pela Densidade de Kernel da estação seca no Parque Nacional da Serra da Gandarela.....	34
Figura 15 - Focos de calor para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	34
Figura 16 - Espacialização dos focos de calos pela Densidade de Kernel da estação seca no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.....	36
Figura 17 - Distribuição dos valores de FMA e valores preditos de IRIPNSG.....	37
Figura 18 - Classificação de risco do IRIPNSG.....	38
Figura 19 - Distribuição dos valores de FMA e valores preditos de IRIRVSCP.....	39
Figura 20 - Classificação de risco do IRIRVSCP.....	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites de valores das classes do índice NMDI.....	17
Tabela 2 - Valores limites das classes do índice FMA +.....	22
Tabela 3 - Classificação de risco do IRIPNSG e IRIRVSCP.....	23
APÊNDICE A - RESULTADO DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NDVI DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA.....	61
APÊNDICE B - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL DO NDVI PARA O REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS	61
APÊNDICE C - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NMDI DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA	62
APÊNDICE D - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NMDI DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS.....	63
APÊNDICE E - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE VSM DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA	63
APÊNDICE F - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE VSM DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS	64
APÊNDICE G - DISTRIBUIÇÃO DOS FOCOS DE CALOR POR USO DO SOLO NO PNSG PARA O PERÍODO DE 2001 A 2023.....	65
APÊNDICE H - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE FOCOS DE CALOR DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA..	65
APÊNDICE I - DISTRIBUIÇÃO DOS FOCOS DE CALOR POR USO DO SOLO NO RVSCP PARA O PERÍODO DE 2001 A 2023.....	66
APÊNDICE J - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE FOCOS DE CALOR DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS.....	66
APÊNDICE K - DESEMPENHO DE DIFERENTES MODELOS PARA O ÍNDICE DE RISCO DE INCÊNDIO DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA.....	67
APÊNDICE L - DESEMPENHO DE DIFERENTES MODELOS PARA O ÍNDICE DE RISCO DE INCÊNDIO DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS.....	67

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

bMT	bioma da Mata Atlântica.
BR-DWG	Brazilian Daily Gridded Weather Data.
CDR	Climate Data Record.
FC	Focos de Calor.
FIRMS	Fire Information for Resource Management.
FMA+	Fórmula de Monte Alegre Modificada.
GAM	Generalized Additive Model.
GEE	Google Earth Engine.
ICDR	Intermediate Climate Data Record.
IRIPNSG	Índice de Risco de Incêndio do Parque Nacional da Serra do Gandarela.
IRIRVSCP	Índice de Risco de Incêndio do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.
MK	Mann–Kendall.
NA's	No Data.
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index.
NMDI	Normalized Multi-Band Drought Index.
PNSG	Parque Nacional da Serra da Gandarela.
RMSE	Root Mean-Square Error.
RVSCP	Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.
SIG	Sistema de Informação Geográficas.
UCs	Unidades de Conservação.
VSM	Volumetric Soil Moisture.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	14
2.1 Área de estudo	14
2.1.1 Parque Nacional da Serra da Gandarela (PNSG)	14
2.1.2 Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas	15
2.2 Métodos.....	16
2.2.1 Variáveis meteorológicas	16
2.2.2 Índices de Vegetação	17
2.2.3 Volumetric Soil Moisture.....	19
2.2.4 Uso e Cobertura da Terra.....	19
2.2.5 Focos de calor (Fire Foci).....	19
2.2.6 Densidade de Kernel.....	20
2.2.7 Fórmula de Monte Alegre Modificada (FMA+).....	21
2.2.8 Modelo de Regressão Linear Transformada	22
2.2.9 Análises estatísticas	23
3. RESULTADOS	24
3.1 Variáveis climáticas	24
3.2 Índices de vegetação	27
3.2.1 NDVI.....	27
3.2.2 NDMI	29
3.3 Umidade do solo	30
3.4 Análise dos focos de calor.....	33
3.5 Modelo de Regressão Linear Transformada	36
4.DISSCUSSÃO	40
4.1 Variáveis meteorológicas	40
4.2 Sensoriamento remoto	41
4.2 Focos de calor e uso do solo.....	43
4.3 Modelo de previsão de incêndios	44
5. CONCLUSÕES	46
REFERÊNCIAS.....	47
APÊNDICE A - Tabelas.....	61

1. INTRODUÇÃO

Incêndios florestais são uma das fontes de perturbação ambiental mais devastadoras que se tem notícia por se tratar de um fenômeno complexo, difícil de extinguir, prever e modelar, pois são gerados pela interação de fatores como condições climáticas locais, uso do solo e vegetação (Fidelis et al., 2021; Pivello et al., 2021), acarretando enormes perdas financeiras e ambientais para a sociedade (Younes et al., 2019).

A suscetibilidade aos incêndios vem aumentando em áreas florestais devido a interação entre as mudanças climáticas e os fatores antropogênicos como mudanças na cobertura do solo e urbanização. Isto decorre da disponibilidade de elementos combustíveis, como a quantidade de biomassa, a composição do solo e o teor de umidade, além das condições climáticas e da atividade humana (Krawchuk e Moritz, 2011; Moritz et al., 2012). Temperaturas elevadas, chuvas escassas e espaçadas, e baixa umidade relativa do ar aumentam a aridez, criando um ambiente propício para a ocorrência de incêndios florestais. Condições meteorológicas extremas, conforme observadas por Machado-Silva (2020), são consideradas fatores causais desses incêndios.

A intensificação dos eventos de fogo também está relacionada à alteração nos regimes naturais de precipitação e temperatura, que afetam diretamente o balanço hídrico do solo e o comportamento da vegetação. Essas mudanças comprometem a resiliência dos ecossistemas e favorecem o acúmulo de material seco, aumentando o risco de ignição e a propagação das chamas (Bowman et al., 2009; Abatzoglou et al., 2018). Além disso, práticas humanas como o uso inadequado do fogo para manejo agropecuário e a expansão desordenada das fronteiras agrícolas ampliam as interfaces entre áreas naturais e ocupadas, elevando a vulnerabilidade do ambiente a incêndios de grandes proporções.

Através da pressão pelo desenvolvimento urbano e econômico, o bioma da Mata Atlântica (bMT) se transformou em um mosaico de 'ilhas' de vegetação em meio a uma mistura de áreas degradadas, pastagens, florestas, áreas agrícolas e urbanas (Joly et al., 2014). Apesar da grande perda da cobertura florestal, o bioma é parte de um grupo de 34 regiões com alta riqueza de espécies endêmicas, denominados *hotspots* (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2004).

A prevalência da ocorrência de eventos de incêndio impacta diretamente no equilíbrio de ecossistemas florestais, influenciando o crescimento das plantas, a dinâmica da sucessão vegetal e a fragmentação da paisagem (Carmo et al., 2011), afetando os serviços ecossistêmicos, o potencial econômico e os processos de ciclagem de nutrientes e matéria orgânica (Santana et al., 2019), principalmente em ambientes fragmentados e fragilizados como no caso do bMT (Andrade et al., 2015).

O aumento dos registros de incêndios está ligado ao crescimento da atividade humana e à redução da cobertura florestal, tornando a relação entre a fragmentação da Mata Atlântica e o fogo sinérgico. Isto tem resultado em um aumento na frequência de incêndios (De Assis Barros et al., 2021; Singh e Huang, 2022), provocando a perda local de espécies vegetais e animais de médio e grande porte (Canale et al., 2012), devido à alta fragmentação, à degradação da vegetação nativa e aos incêndios florestais.

A concentração desses incêndios na estação seca é crescente no bioma da Mata Atlântica, especialmente em Minas Gerais (INPE, 2023), tornando-se cada vez mais frequentes. À medida que o fogo fragmenta os ecossistemas, cresce a preocupação dos setores de manejo e proteção florestal, pois a incidência descontrolada de fogo acarreta danos e prejuízos ambientais, afeta a saúde humana, as comunidades marginalizadas e os povos indígenas (Torres et al., 2017; Carvalho et al., 2022).

O cenário é ainda mais alarmante para as unidades de conservação (UCs), que têm os incêndios como ameaça contínua, especialmente as áreas protegidas cujo papel principal é a manutenção dos recursos naturais em áreas remanescentes de floresta (Marcuzzo et al., 2015), que sofrem mais por serem fragmentadas e por vezes estarem permeadas de usos de solo que não priorizam a conservação.

As falhas na proteção dessas áreas decorrem da falta de fiscalização, especialmente onde a proteção coexiste com diferentes tipos de usos do solo, propriedade e gestão (Fuentes-Santos et al., 2013), bem como da dificuldade de acesso e da escassez de recursos financeiros e humanos.

Tendo em vista os inúmeros fatores que contribuem para a ocorrência de incêndios (clima, topografia, ação antrópica, entre outros) sua previsão é dificultada, e nesse sentido, o uso de ferramentas preditivas para o combate de incêndios vem

sendo cada vez mais necessários como via de mitigação dos efeitos do fogo bem como no auxílio do manejo florestal e tomada de decisões no Brasil (González et al. 2006; Minaki e Montanher, 2020; Souza, 2022).

Considerando o cenário atual, em que as mudanças climáticas potencializam as ocorrências de incêndios e que as unidades de conservação vêm sofrendo perda de área para outros usos além do de floresta, se faz cada vez mais imperativo a implementação de modelos mais robustos que usem informações locais diárias como as obtidas através de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto Orbital (Bonazountas et. al., 2005), cujo detalhamento é mais preciso.

Diante desse contexto, este trabalho tem como objetivo desenvolver um modelo de previsão de incêndios florestais voltado especificamente para unidades de conservação do bioma Mata Atlântica. O modelo será construído com base em índices de risco de incêndio já consolidados no Brasil, integrando produtos de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), de forma a oferecer uma ferramenta de suporte à tomada de decisão em ações de manejo, prevenção e resposta a incêndios em áreas protegidas.

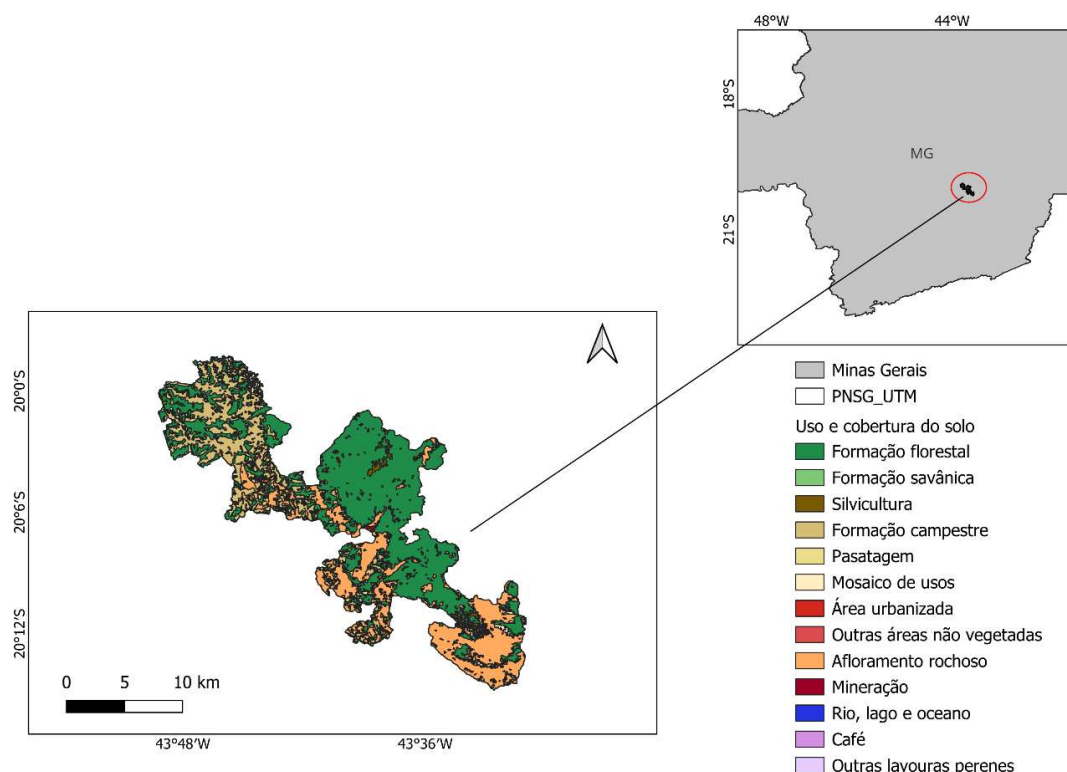
2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

2.1.1 Parque Nacional da Serra da Gandarela (PNSG)

O PNSG tem área de 31.200 ha e está localizado nos municípios de Raposos, Caeté, Santa Bárbara, Mariana, Ouro Preto, Itabirito, Rio Acima e Nova Lima, porção sul da Serra do Espinhaço no Quadrilátero Ferrífero, no estado de Minas Gerais (ICM-Bio, 2024), Figura 1. Possui clima de classificação do tipo Cwa (subtropical úmido), apresenta verões úmidos e inverno seco, com volume anual médio de precipitação de 1.300 mm a 1.400 mm (Martins et al., 2018).

Figura 1 - Localização geográfica da área de estudo e em destaque o uso e ocupação do solo do Parque Nacional da Serra do Gandarela.



Fonte: A autora, (2025).

O PNSG apresenta alta diversidade de ecossistemas, incluindo florestas tropicais densas, campos rupestres, nascentes, rios e cachoeiras. Essa variedade de habitats abriga grande riqueza de aves, répteis e anfíbios (Callisto et al., 2023), e em decorrência dos vários usos do solo presentes na UC o PNSG tem enfrentado desafios significativos em razão da pressão exercida por atores como mineração, expansão urbana e agricultura (Costa, 2012; Fonseca et al., 2017)

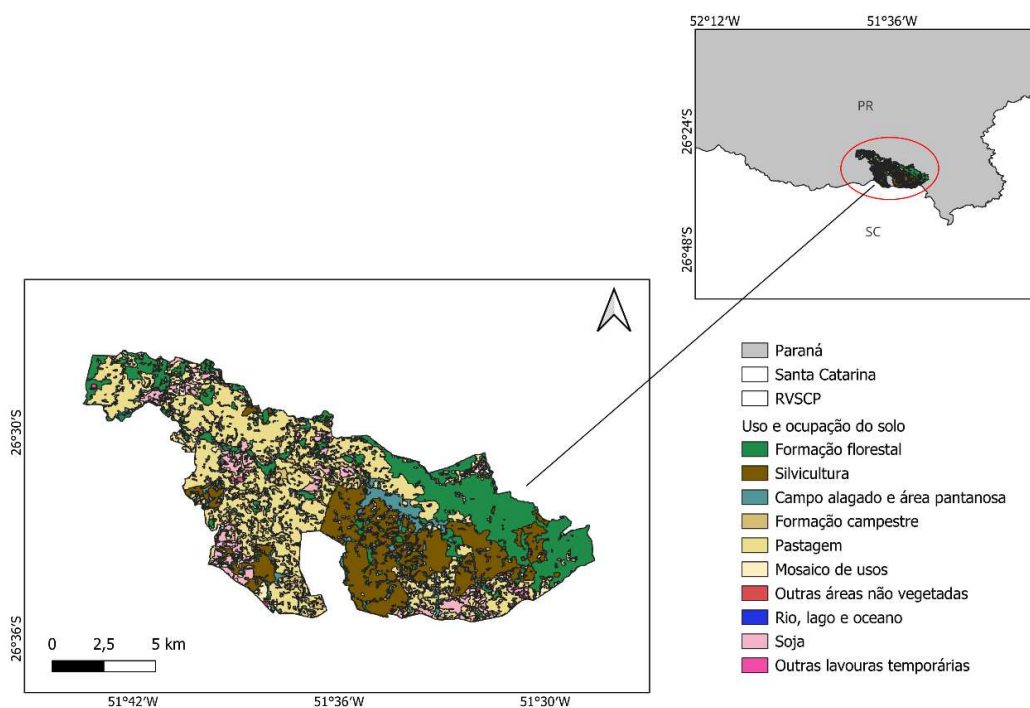
A presença desses atores na região representa ameaças à integridade dos ecossistemas locais, uma vez que o PNSG desempenha um papel importante na prestação de serviços ambientais, como a manutenção da biodiversidade e a proteção dos recursos hídricos (Callisto et al., 2023).

2.1.2 Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas

O Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVSCP) é uma UC de proteção integral com área de 16.582 ha, localizado nos municípios de Palmas e General Carneiro, na região dos campos naturais do estado do Paraná, na divisa com o

estado de Santa Catarina, Figura 2. Criado em 2006 por meio de Decreto Presidencial, tem como objetivo proteger os remanescentes dos campos naturais, ecossistemas característicos da região sul do Brasil.

Figura 2 - Localização geográfica da área de estudo e em destaque o uso e ocupação do solo do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas.



Fonte: A autora, (2025).

O RVSCP foi estabelecido para proteger o ecossistema local, caracterizado por vegetação rasteira composta por gramíneas e arbustos, que abrigam uma grande diversidade de espécies da fauna e flora, além de preservar (Strapazzon, 2015).

No entanto, o RVSCP vem enfrentando desafios significativos na preservação das áreas protegidas, como o avanço da agricultura, pressão pela permanência da suinocultura, uso do fogo na pecuária extensiva, instalação de usinas eólicas e hidrelétricas, e o extrativismo (madeira, lenha e carvão) (Strapazzon, 2015).

2.2 Métodos

2.2.1 Variáveis meteorológicas

No estudo foram usadas variáveis meteorológicas com o objetivo de alimentar o modelo de previsão de incêndio, e para isso foram tomados dados diários escala

espacial de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ das variáveis temperatura média e máxima do ar ($^\circ\text{C}$), precipitação (mm), velocidade do vento ($m\text{s}^{-1}$), umidade relativa do ar (%) de janeiro de 2001 a dezembro 2023, obtidos da base de dados disponibilizada por Xavier *et al.*, (2022) que oferece dados meteorológicos para todo o Brasil.

Os dados foram baixados no site <<https://sites.google.com/site/alexandreacandidoxavierufes/brazilian-daily-weather-gridded-data>> em formato *NetCDF* e processados no *software RStudio* (POSIT TEAM, 2024) com auxílio de scripts personalizados para a extração dos dados para a área de interesse por meio de grades de pontos de 1 km x 1km. Uma vez extraídos, os dados foram organizados no software *Excel*.

Para a confecção dos mapas representativos das estações secas e chuvosas, foi feita a média dos valores de precipitação (mm) e temperatura média do ar ($^\circ\text{C}$) de janeiro de 2001 a dezembro de 2023, de 30 pontos representativos dentro do PNSG e 10 pontos para o RVSCP. Os dados foram importados para o *software* Quantum Gis (QGIS, 2024) em formato csv. e interpolados por meio do interpolador IDW (*Inverse Distance Weighting*) com resolução de 0,001000 pixels.

2.2.2 Índices de Vegetação

Com o intuito de avaliar o estado da vegetação local foram utilizados índices espectrais como o *Normalized Multi-Band Drought Index* (NMDI) (Wang *et al.*, 2007) usado e testado no estado do Rio de Janeiro por Santos *et al.*, (2021) e que detecta focos de incêndios e monitora as condições de umidade da vegetação através de imagens orbitais (Wang e Qu, 2007). O índice possui classificação como ilustrado pela Tabela 1.

Tabela 1 - Limites de valores das classes do índice NMDI

Muito seco	Seco	Molhado	Muito molhado
< 0,2	< 0,4	0,4 - 0,6	> 0,6

Fonte: Adaptado de WANG *et al.*, (2007).

Também foi utilizado o índice de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), que avalia a sanidade e a densidade da vegetação Rouse *et al.*, (1973). Amplamente utilizado em estudos ambientais, os valores do índice variam de -1 a +1

em que valores próximos de -1 indicam corpos d'água, os próximos de 0 indicam pouca ou nenhuma vegetação e os valores próximo de +1 indicam a alta densidade e vigor da planta (Oliveira *et al.*, 2012, Quesada *et al.*, 2017).

Ambos os dados foram obtidos do sensor MODIS, para os dados do NMDI foram usadas imagens MOD09A1 obtidas através de script no *software* RStudio (POSIT TEAM, 2024) por meio da biblioteca *MODISTools*. Foi usado um recorte espacial de quatro 'tiles' que recobria as duas áreas de interesse, totalizando uma média de 16 cenas baixadas por mês. O "mosaico" das quatro cenas para cada mês em uma única cena foi feito com o auxílio da ferramenta de conversão *HEG :HDF-EOS To GeoTIFF* versão 2.15, disponível em <<https://wiki.earthdata.nasa.gov/display/DAS/Downloads>>.

Com os rasters mensais foram extraídos os valores de NMDI (Equação (1)) através de script no *software* RStudio (POSIT TEAM, 2024) a partir da célula de grade de 1km x 1km para área de estudo em formato .csv.

$$NMDI = \frac{R_{0.86 \mu m} - (R_{1.64 \mu m} - R_{2.13 \mu m})}{R_{0.86 \mu m} + (R_{1.64 \mu m} - R_{2.13 \mu m})} \quad (1)$$

em que:

$R_{0.86 \mu m}$, $R_{1.64 \mu m}$ e $R_{2.13 \mu m}$ representam a reflectância aparente observada por um sensor de satélite X nas bandas $R_{0.86 \mu m}$, $R_{1.64 \mu m}$ e $R_{2.13 \mu m}$ (Wang e Qu, 2007).

Para obtenção do NDVI foi feito o processamento das imagens MOD13A3 obtidas na plataforma *EARTHDATA SEARCH* <<https://search.earthdata.nasa.gov/search>> em ambiente do software Ubuntu 2.24. Foi seguida a mesma metodologia aplicada às imagens MOD09A1 para o processamento das imagens, bem como para a extração dos valores de NDVI (Equação (2)).

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (2)$$

Em que:

NIR = infravermelho próximo (0,75 – 0,90 μ m);

R = vermelho (0,63 – 0,70 μ m).

2.2.3 Volumetric Soil Moisture

Neste estudo foi avaliado o comportamento da umidade do solo através da variável Volumetric Soil Moisture (VSM) ($m^3 m^{-3}$) obtida da combinação de sensores ativos e passivos, com resolução temporal mensal e espacial de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$. Os dados foram baixados da plataforma Copernicus Data Store <<https://cds.climate.copernicus.eu/datasets/satellite-soil-moisture?tab=overview>>, para o período de 2001 a 2022 do repositório Climate Data Record (CDR), os dados do ano de 2023, entretanto, são provenientes do repositório Intermediate Climate Data Record (ICDR) em razão de uma mudança na plataforma Copernicus Data Store.

Os dados foram baixados em formato NetCDF e processados em ambiente do software RStudio (POSIT TEAM, 2024) através de script, em que foram extraídos os valores para as áreas de interesse através de grade de ponto de 1km x 1km, os dados retornados com extensão .csv foram organizados e tabulados no software Excel.

2.2.4 Uso e Cobertura da Terra

Com o objetivo de quantificar os focos de calor por uso do solo foram usados os dados de cobertura da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil (Coleção 9), disponibilizada pelo Projeto MapBiomass. Foram selecionadas imagens com resolução espacial de 30m x 30m (Souza Jr. et al., 2020), para a série temporal de janeiro de 2001 a dezembro de 2023.

O download dos rasters de uso e cobertura do solo foi feito por meio do toolkit.mapbiomas na plataforma livre Google Earth Engine (GEE), ferramenta que permite ao usuário selecionar área, ano e tipo de dados a serem baixados (Faria, 2024). Após o download, os rasters foram convertidos em vetores no software Quantum Gis (QGIS, 2024); posteriormente, foram dissolvidas as classes para facilitar a análise. Os vetores com as classes dissolvidas foram usados para a contagem de focos de calor por uso do solo.

2.2.5 Focos de calor (Fire Foci)

Para esta análise foram usados os dados de focos de calor diários para o período de 2001 a 2023 disponíveis no formato shapefile, provenientes do produto MCD14ML da *Fire Information for Resource Management* (FIRMS), acessível em

<<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/>>. Os dados de Focos de Calor (FC) avaliados no estudo foram obtidos na plataforma NASA FIRMS <<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>>. Foi feito o download dos dados de focos de calor do sensor *MODIS*, satélites *TERRA* e *AQUA* com resolução temporal diária e resolução espacial de 1km x 1km (Zhou et al., 2019; Ying et al., 2019).

O processamento dos dados se deu no software *Quantum Gis* (QGIS, 2024) em que foi feito o recorte do arquivo .shp para as áreas de estudo. Posteriormente foi usado o software Excel para a contagem e organização dos FC e o software *RStudio* (POSIT TEAM, 2024) para a elaboração de gráficos e análises estatísticas.

2.2.6 Densidade de Kernel

Com o objetivo de visualizar espacialmente os focos de calor dos anos apontados como de interesse pelo teste de Pettit (1979), foram feitos mapas da espacialização dos focos de calor do PNSG e RVSCP.

Os dados dos anos apontados revelaram a ocorrência de FC somente na estação seca em ambas as regiões, por essa razão foi escolhido esse período para a análise. Para a elaboração dos mapas fez-se o uso do interpolador Estimativa de densidade de Kernel (Equação (3)) (i et al., 2015), que representa a intensidade pontual de um dado fenômeno, indicando a extensão espacial (raio) de sua influência (Barbosa et al., 2019). Para a representação foram usados como parâmetros raio de 350 m e pixel de 100 m.

$$\hat{f}(p, b) = n^{-1} b^{-2} \sum_{i=1}^n K \left\{ \frac{(p - o_i)}{b} \right\} \quad (3)$$

em que:

n = total observações;

b = parâmetro de suavização (largura da banda);

p = vetor de coordenadas que indica onde a função está sendo estimada;

o_i = vetor de coordenada representativo de cada observação;

K = função de densidade que satisfaz a condição dada pela Equação (4):

$$\int K(p)dp = 1 \quad (4)$$

2.2.7 Fórmula de Monte Alegre Modificada (FMA+)

A Fórmula de Monte Alegre Modificada (FMA+) é um índice de risco de incêndio cumulativo que usa as variáveis meteorológicas umidade relativa do ar (%), precipitação (tomada como número de dias com precipitação $\leq 13,0$ mm) e velocidade do vento ($m^{s^{-1}}$).

Para o cálculo do FMA+ bem como para o modelo foi necessário calcular a umidade relativa do ar para as 13h. Para isso foi calculada a pressão de vapor d'água atual para a temperatura mínima do ar ($e_a = e_s T_{min}$ kPa) (Equação (5)) como proposto pela FAO 56 (Allen et. al., 1998). A pressão de saturação do ar foi estimada a partir da temperatura do ar com dados BR-DWG (*Brazilian Daily Gridded Weather Data*) obtida de Xavier et al., (2022) (Equação (6)), após isso foi estimada a umidade relativa do ar seguindo o proposto por Alvares et al., (2014) (Equações (7) e (8)).

$$e_a = e_s T_{min} = 0.61078 - 10^{\left[\frac{7.5 * T_{min}}{237.3 + T_{min}}\right]} \quad (5)$$

$$e_a AT = 0.61078 * 10^{\left[\frac{7.5 * AT}{237.3 + AT}\right]} \quad (6)$$

$$RAH_{BR-DWGD} = \left(\frac{e_a}{e_{sAT}}\right) * 100 \quad (7)$$

$$RAH_{BR-DWGD13h} = (8.77 * e^{(0.024 * RAH_{BR-DWGD})}) - 2.943 \quad (8)$$

em que:

$e_a = e_s T_{min}$ = Pressão de vapor de água atual calculada a partir da pressão de saturação (kPa);

$e_a AT$ = Pressão de saturação de vapor de água calculada a partir da temperatura média do BR-DWGD (kPa);

$RAH_{BR-DWGD}$ = Umidade relativa estimada a partir da pressão de vapor de água atual calculada a partir da pressão de saturação (Equações (5) e (6)) (%);

$RAH_{BR-DWGD13h}$ = Umidade relativa estimada para as 13 h (%).

Com o auxílio da planilha Sisclass FMA+ (Eugênio et al., 2021) disponível em <<https://www.mundogeomatica.com/sisclassfma.htm>>, o índice é calculado a partir das variáveis meteorológicas e do registro de ocorrência ou não de incêndio no dia.

Ainda de acordo com a metodologia, o índice FMA+ tem duas classificações, uma proposta por Nunes (2006) e outra por Eugênio e colaboradores (2020). Este estudo considerou a classificação mais recente, sugerida por Eugênio et al., (2020) que conta com cinco classes, Tabela 2.

Tabela 2 - Valores limites das classes do índice FMA +

Baixo	Médio	Alto	Muito alto	Extremo
0 - 10	10,1 - 17	17,1 - 25	25,1 - 56	> 56

Fonte: Adaptado de Eugênio et al. (2020).

Desde sua criação o índice FMA+ tem sido amplamente usado em estudos e pesquisas ambientais no Brasil, dentre eles se destacam (Soriano et al., 2015; Torres et al. 2017; Delgado et al., 2022) que testaram a eficiência de índices de risco de incêndio, dentre eles o FMA+ e atestaram sua maior sensibilidade a incêndios florestais observando taxas de sucesso superiores a 60% (Eugênio et al., 2020).

2.2.8 Modelo de Regressão Linear Transformada

Para este estudo foram testados quatro tipos de modelo: Regressão Linear, Regressão Linear Transformada, Random Forest, Generalized Additive Model (GAM), dentre eles, o melhor resultado foi obtido através da Regressão Linear Transformada (Apêndices K e L), razão pela qual foi escolhida como objeto para esse estudo.

Foram usados neste estudo modelos de regressão linear múltipla cuja variável dependente foi o FMA+ (Eugênio et al., 2020), e as variáveis independentes precipitação (mm), temperatura média e máxima do ar (°C), umidade relativa do ar às 13h (%) e velocidade do vento ($m^{s^{-1}}$).

O modelo foi desenvolvido em linguagem R (R CORE TEAM, 2024) e executado em ambiente do *software RStudio* (POSIT TEAM, 2024) versão 4.3. O *script* seguiu uma estrutura em que, por meio da biblioteca *dplyr*, foi verificada a existência de dados NA (No data) e a presença de colinearidade com a ajuda da biblioteca *olsrr*. Foram destinados 70% dos dados para o treinamento dos modelos e 30% para o teste da capacidade de predição dos mesmos.

Com o objetivo de evitar problemas com números negativos, reduzir a assimetria e amenizar o impacto dos outliers, foi aplicada uma função logarítmica $\log p(x)$ para transformar os dados FMA+, a operação foi feita para as áreas do PNSG e RVSCP. A equação global dos modelos se dá por:

$$\log(1 + Fma) = \beta_0 + \beta_1 \cdot Tmean + \beta_2 \cdot Tmax + \beta_3 \cdot Rh + \beta_4 \cdot Pr + \beta_5 \cdot u2 \quad (9)$$

Em que \log representa a função logarítmica aplicada aos valores de FMA+, $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots$ são os coeficientes de regressão, $Tmean$ e $Tmax$ a temperatura média e máxima do ar ($^{\circ}\text{C}$), Rh a umidade relativa do ar às 13h (%), Pr a precipitação em mm e $u2$ a velocidade do vento (m^s^{-1}).

Para a validação dos modelos, foram usados os dados de janeiro a dezembro de 2023. Como resultado, foram obtidos 365 valores preditos de IRIPNSG e IRIRVSCP. Os valores negativos retornados pelo modelo foram corrigidos para o valor 0 (zero), sendo esse o valor mínimo na classificação de risco de cada índice. Os modelos propostos por esse estudo são divididos em cinco classes de risco, como descrito na Tabela (3)

Tabela 3 - Classificação de risco do IRIPNSG e IRIRVSCP

	Nulo	Pequeno	Médio	Alto	Muito Alto
IRIPNSG	< 1,0	1,1 - 2,0	2,1 - 3,0	3,1 - 4,0	> 4,0
IRIRVSCP	< 0,8	0,81 - 1,5	1,5 - 2,0	2,1 - 2,5	> 2,5

Fonte: A autora, (2025).

2.2.9 Análises estatísticas

Foram utilizadas estatísticas descritivas, cujos resultados foram representados graficamente por meio de *Boxplots*. Para identificar a existência de tendência significativa nas séries de dados foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Kendall (MK) (Mann, 1945; Kendall, 1975), para isso os dados foram tabulados e estruturados para que pudessem ser analisados através de *script* no software *RStudio* 4.3.3 (POSIT TEAM, 2024) por meio da biblioteca *Kendall*. Para identificar o ano em que houve quebra ou mudanças importantes nos dados de focos de calor foi aplicado o teste de Pettit (1979).

Objetivando verificar a performance do modelo foram usadas métricas e testes estatísticos como o Erro Quadrático Médio (Equação (10)), (*Root Mean-Square Error* - RMSE), Coeficiente de determinação (R^2) (Equação (11)), e o Índice de Conformidade de Willmott (d) (Willmott, 1981), (Equação (12)), além das análises gráficas (estimado *versus* observado).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2} \quad (10)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (11)$$

$$D = 1.0 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (12)$$

onde i = variável, n o número de pontos de dados não faltantes, O_i = valor observado, \bar{O} = média dos valores observados e P_i os valores estimados.

3. RESULTADOS

3.1 Variáveis climáticas

A partir dos dados das variáveis climáticas precipitação pluviométrica e temperatura do ar foi feita uma caracterização do regime climático das duas áreas de estudo. Os dados indicam que o PNSG está inserido em uma região cujo regime pluviométrico é dividido em uma estação chuvosa (outubro-março), em que as médias alcançam 228,5 mm Figura 3(a), e uma estação seca (abril-agosto) com 30,7 mm médios Figura 3(b).

Figura 3 - Espacialização da precipitação na estação chuvosa e seca no Parque Nacional da Serra da Gandarela

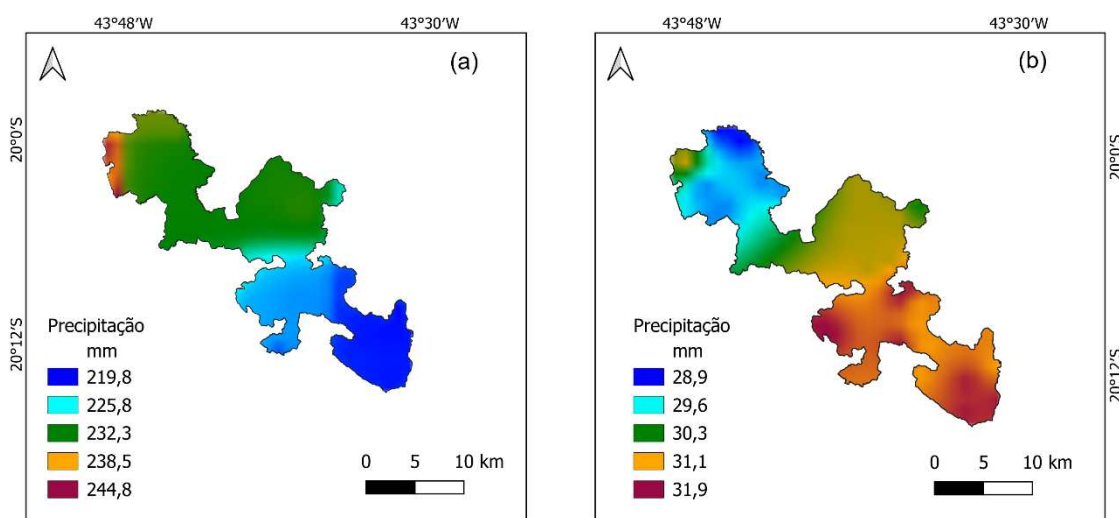


Figura 3(a) – Espacialização da precipitação na estação chuvosa, e estação seca Figura 3(b).

Fonte: A autora, (2025).

Em se tratando da temperatura média do ar, os dados revelam que o verão no PNSG começa em outubro e acaba em março, com média de 22°C (Figura 4(a)), e o inverno vai de abril a setembro, média de 19,07°C (Figura 4(b)), sendo o primeiro e o último mês da estação considerados de transição.

Figura 4 - Espacialização da temperatura média do ar no verão e inverno no Parque Nacional da Serra da Gandarela

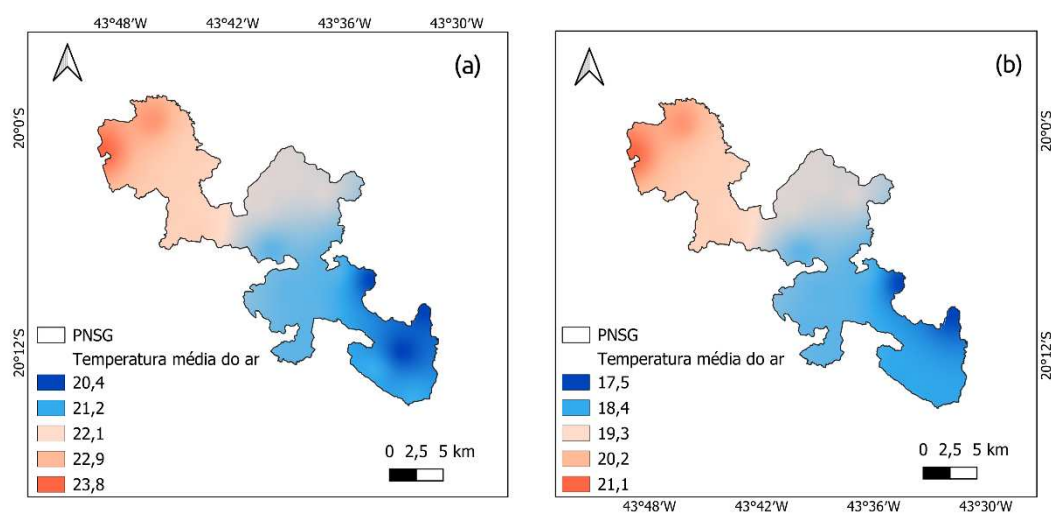


Figura 4(a) – Espacialização da temperatura média do ar no verão e no inverno. Figura 4(b).

Fonte: A autora, (2025).

A distribuição da precipitação pluviométrica no RVSCP se dá de forma uniforme ao longo do ano, apresentando menos de 50 mm de diferença entre a média precipitada nas estações chuvosa e seca. A estação chuvosa na região abarca os meses de outubro a março e tem volume precipitado médio de 176 mm - Figura 5(a), enquanto a estação seca (abril a setembro) tem média de 129,8 mm, Figura 5(b).

Figura 5 - Espacialização da precipitação na estação chuvosa e seca no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas

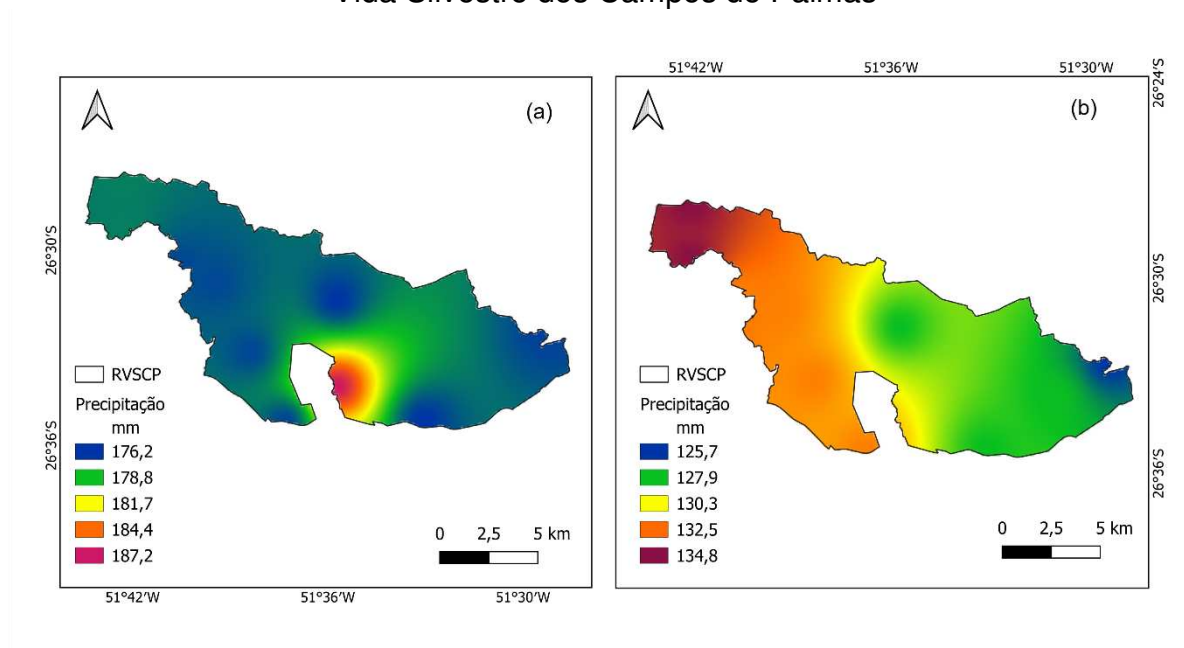


Figura 5(a) – Espacialização da precipitação na estação chuvosa e na estação seca. Figura 5(b).

Fonte: A autora, (2025).

No que se refere ao comportamento da temperatura do ar, o ano é dividido em duas estações no RVSCP: verão (outubro a março) com temperatura média de 18,8°C, como ilustrado pela Figura 6(a), e o inverno, que inclui os meses de abril a setembro e apresenta temperatura média do ar de 13,3°C – Figura 6(b).

Figura 6 - Espacialização da temperatura média do ar no verão e inverno no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas

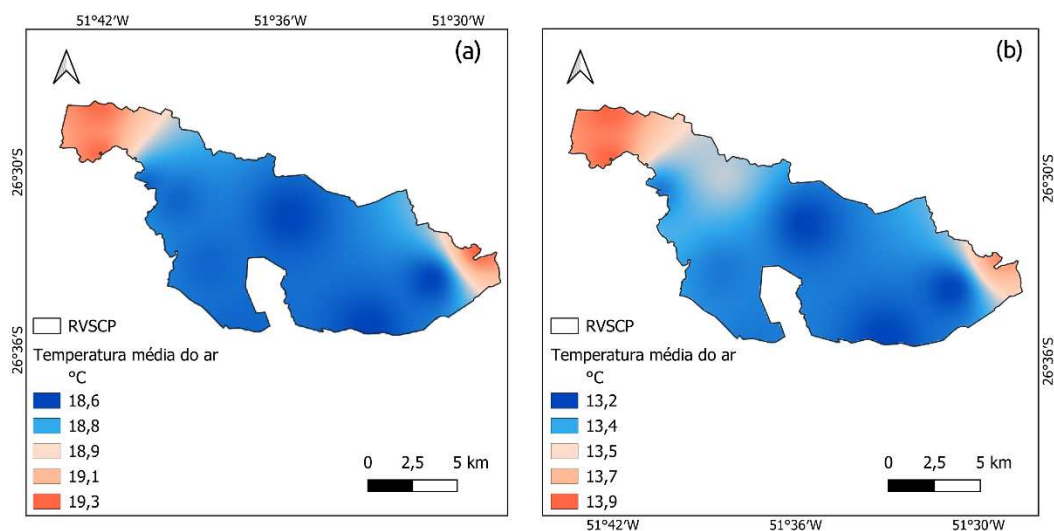


Figura 6(a) – Espacialização da temperatura média do ar no verão, e no inverno Figura 6(b).

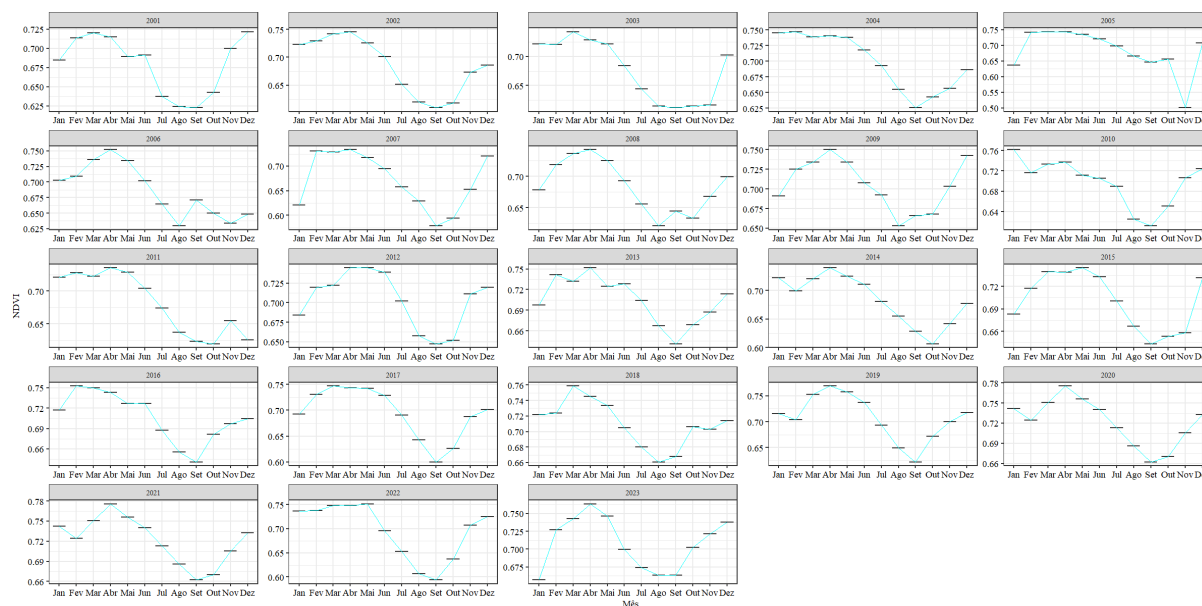
Fonte: A autora, (2025).

3.2 Índices de vegetação

3.2.1 NDVI

Os resultados indicam que o PNSG apresentou maior resiliência vegetal no período avaliado, com menor variação nos valores de NDVI (Figura 7). Os menores valores ocorreram no índice e foram verificados em agosto e outubro, sendo 2007 um ano de destaque com (0,671), enquanto os maiores valores ocorreram nos meses de abril a maio com destaque para os anos de 2020 e 2021 com o mesmo valor de índice (0,721).

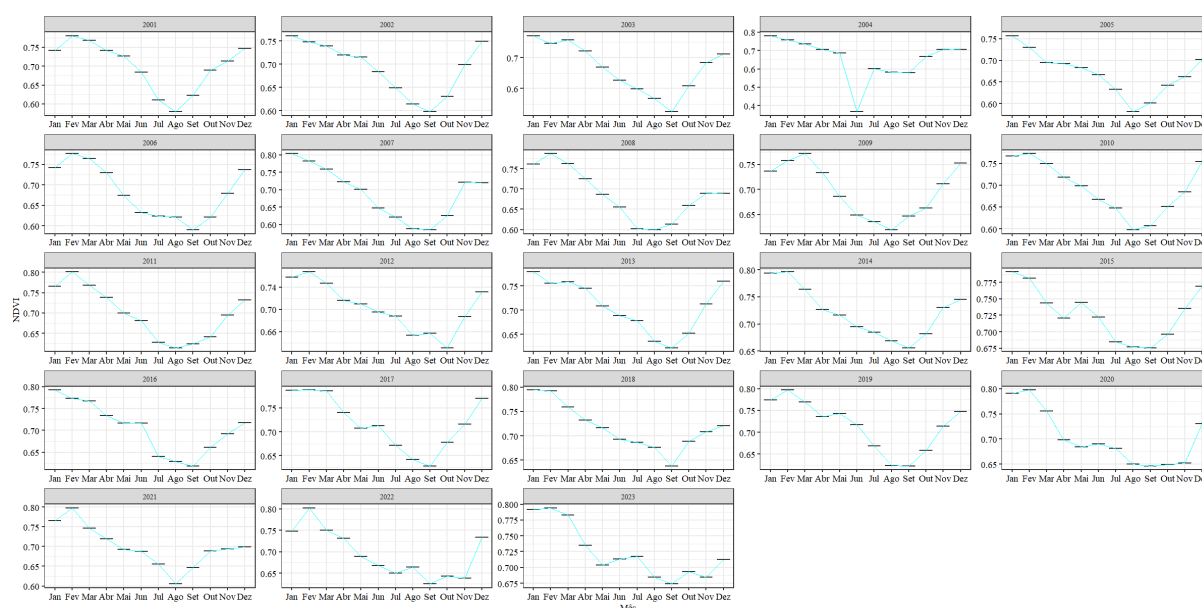
Figura 7 - Valores de NDVI para o Parque Nacional da Serra da Gandarela



Fonte: A autora, (2025).

Foi observada maior variação interanual no RVSCP, com picos nos valores do índice, em especial julho de 2004 (0,656), Figura 8. Os meses de maior vigor vegetal na UC vão de janeiro a março, com destaque para 2015 (0,728), e os de menor cobertura vegetal são agosto e setembro.

Figura 8 - Valores de NDVI para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas



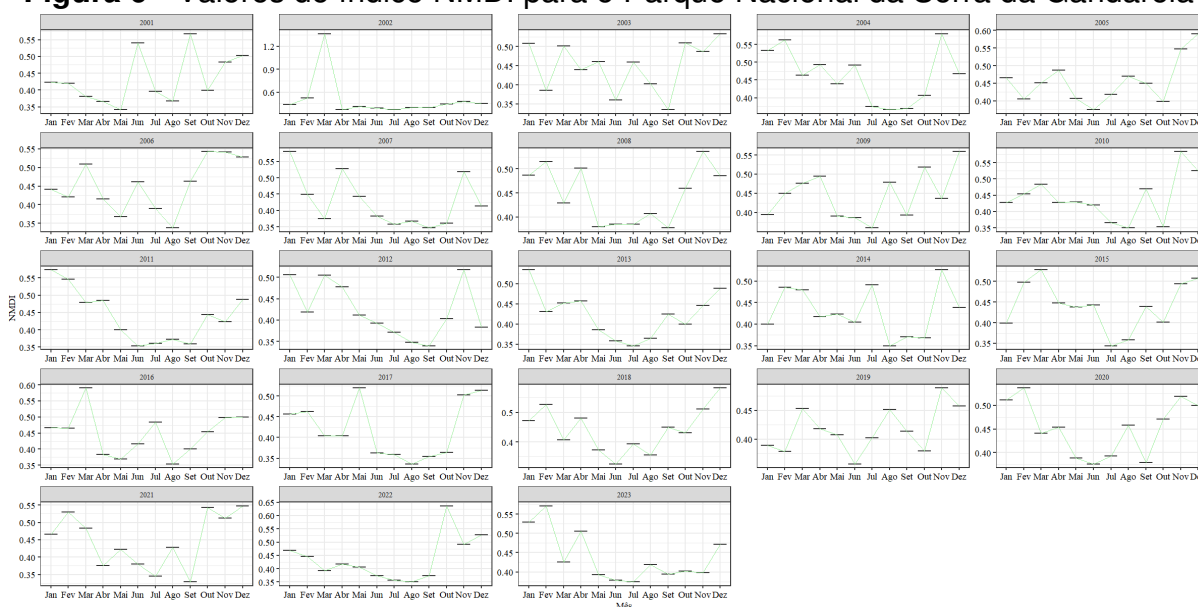
Fonte: A autora, (2025).

O teste de MK apontou que para o PNSG há uma tendência de crescimento significativa do NDVI para os meses de março, junho, julho, agosto e outubro, tendo março a tendência mais expressiva (P.valor = 0,07 e Zmk = 1,83), (Apêndice A), sugerindo maior vigor vegetativo, reforçando a resiliência da cobertura vegetal. Em contraste com o comportamento do PNSG, os valores de NDVI do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas só apresentam tendência significativa de crescimento nos meses de janeiro (P.valor = 0,06 e Zmk = 1,84) e outubro (P.valor = 0,05 e Zmk = 1,95) (Apêndice B), indicando sazonalidade marcada.

3.2.2 NDMI

O comportamento do índice de seca NMDI para a UC do Parque Nacional da Serra da Gandarela segue o padrão de menores valores no período do inverno e maiores valores no verão, Figura 9. A figura ilustra março como um outlier extremo em comparação ao resto da série, evento ocorrido em 2002 quando foi registrado um índice de 1,365 - muito molhado na escala.

Figura 9 - Valores do índice NMDI para o Parque Nacional da Serra da Gandarela



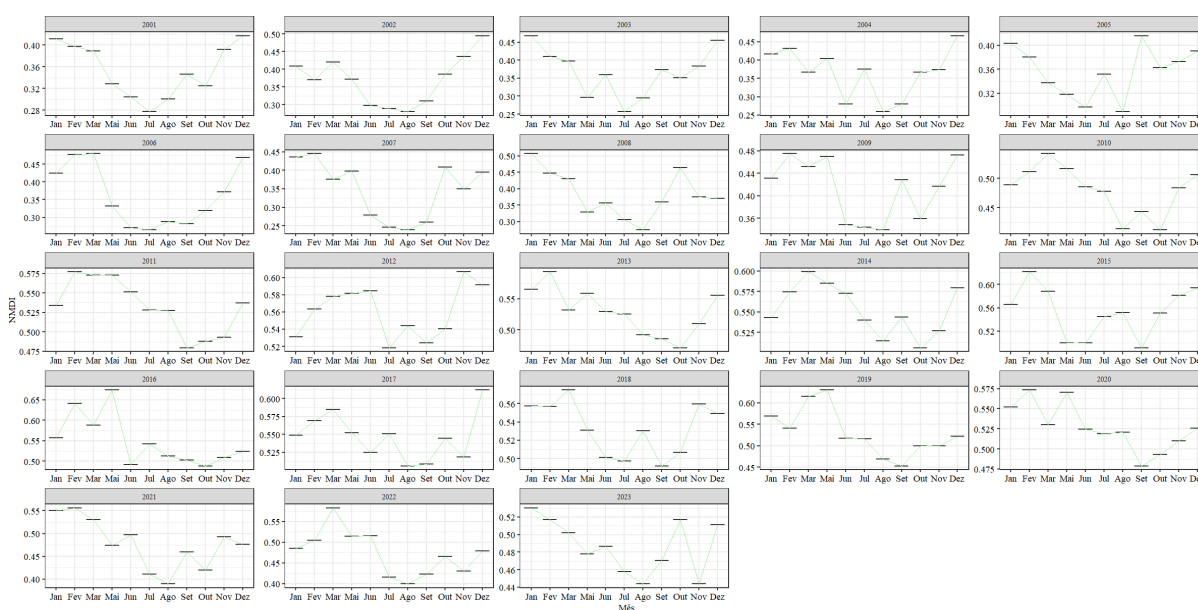
Fonte: A autora, (2025).

O menor valor de índice aconteceu no mês de agosto (0,38), considerado seco na escala, e o maior valor no mês de novembro (0,50), molhado. O ano com as piores médias foi o de 2019 com média anual de 0,41 (molhado); 2022 foi o ano com a melhor média com índice de 0,50 (molhado).

De acordo com a análise de MK, os meses de fevereiro (P.valor = 0,09 e $Z_{mk} = 1,69$) e junho (P.valor = 0,08 e $Z_{mk} = -1,73$) (Apêndice (C)) apresentam tendência significativa de crescimento positivo e negativo, respectivamente, refletindo oscilações na disponibilidade hídrica ao longo do ano.

Os valores do NMDI para o RVSCP apresentaram um comportamento de maior variabilidade interanual e uma tendência marcada nos valores, mais baixos entre 2001 e 2010, apresentando aumento constante a partir de 2011. O índice teve seu ápice no verão (0,5) (molhado) em março, média de 0,43 (molhado) para os meses de inverno, tendo o pior resultado em agosto. O ano com o menor índice médio foi 2007 – 0,352 (seco) e o maior índice médio foi 2012 – 0,561 (molhado).

Figura 10 - Valores do índice NMDI para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas



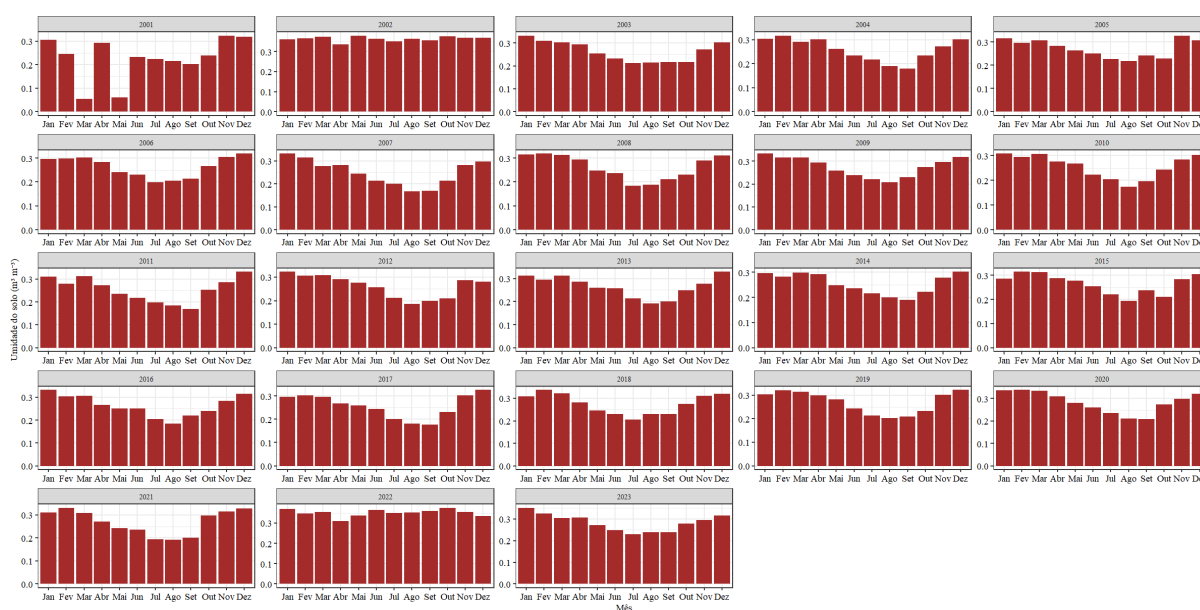
Fonte: A autora, (2025).

A análise de Mann-Kendall apontou os meses de junho (P.valor = 0,01 e $Z_{mk} = 2,48$) e agosto (P.valor = 0,01 e $Z_{mk} = 2,42$) (Apêndice (D)) como tendência significativa positiva de crescimento nos valores do índice NMDI, indicando maior variabilidade hídrica e sensibilidade a extremos sazonais.

3.3 Umidade do solo

O comportamento da umidade volumétrica no solo no PNSG se deu de forma esperada para o tipo de vegetação e clima da região, com valores mais baixos no período de estiagem (junho a agosto), sendo agosto o mês com a menor média (Figura 11). Os dados variaram entre $0,20$ e $0,35 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, evidenciando uma distribuição consistente e sem oscilações abruptas, o que sugere um regime hídrico regular.

Figura 11 - Valores médios mensais da VSM do Parque Nacional da Serra do Gandarela

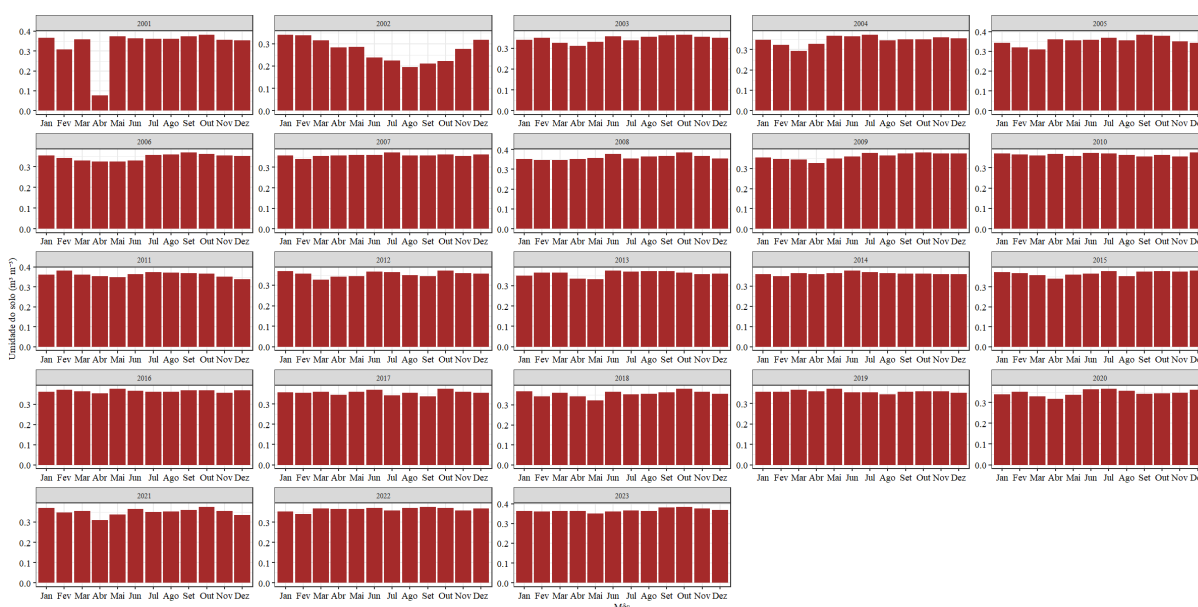


Fonte - A autora, (2025).

A figura acima ilustra a ocorrência de solo mais úmido em alguns anos, comportamento expresso pela maior dispersão dos dados no período chuvoso (out-dez e jan-mar) e a presença de outliers para cima. Os valores também indicam que a região tem baixa resiliência frente ao risco de déficit hídrico no período de seca, quando os valores caíram a um patamar médio de $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

O teste de Mann-Kendall indicou fevereiro como único mês com tendência significativa de crescimento nos valores VSM, (P.valor = 0,05 e $Z_{mk} = 1,90$) (Apêndice (E)), sugerindo resposta mais pontual e limitada da umidade do solo às condições sazonais.

Figura 12 - Valores médios mensais da VSM do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas



Fonte - A autora, (2025).

Os valores de VSM para o RVSCP tiveram comportamento muito semelhante durante o ano, com pouca variação entre os meses e as estações seca e chuvosa (Figura 12). O maior valor médio ocorreu em outubro ($0,363 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) e o menor valor em abril ($0,329 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$).

O teste de tendência de MK indica que os valores de umidade do solo têm tendência significativa de crescimento nos meses de janeiro com (P. valor = 0,08 e $Z_{mk} = 1,74$, fevereiro (P. valor = 0,03 e $Z_{mk} = 2,13$) e abril (P. valor = 0,05 e $Z_{mk} = 1,95$), (Apêndice (F), evidenciando períodos de aumento da umidade do solo.

Baseado nos dados, é possível inferir que o solo do RVSCP é úmido o ano todo e que a variação da disponibilidade de água no solo durante o ano é baixa, Figura 12. A queda nos valores a partir de maio indica o início da estação seca que termina em setembro e outubro marca a retomada do crescimento dos valores. A baixa variabilidade garante ao RVSCP menor vulnerabilidade ao risco de déficit hídrico no período de seca, uma vez que mesmo no período de seca os valores médios se mantêm em torno de $0,33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

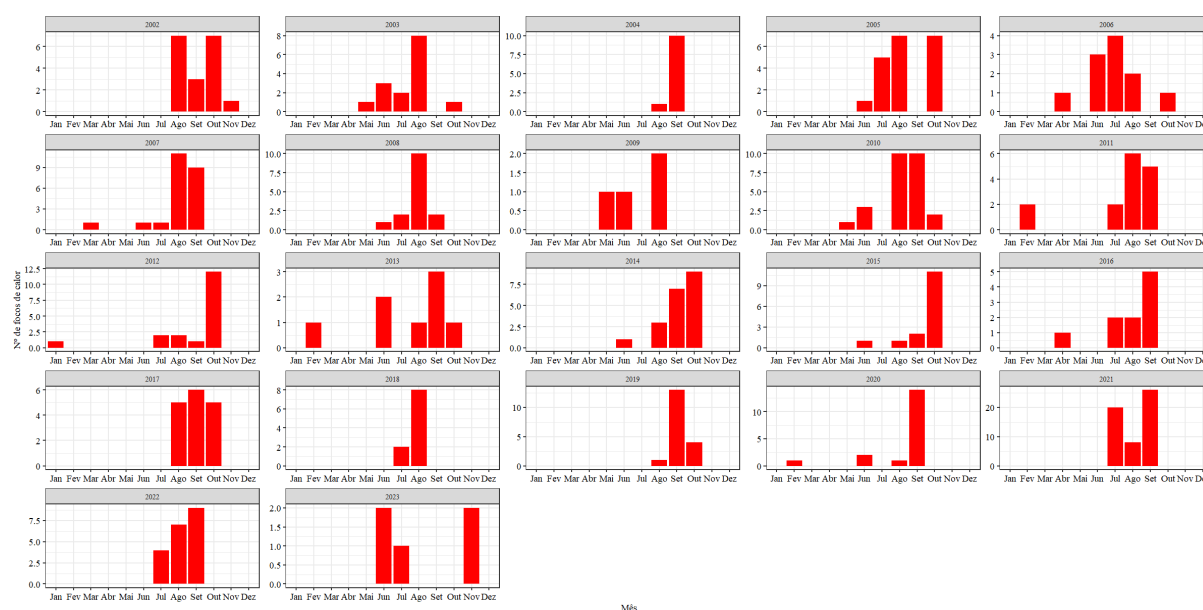
Os resultados apontam que as áreas apresentam perfis diferentes no que se refere à resiliência ao risco de déficit hídrico, tendo o PNSG apresentado baixa

resiliência e o RVSCP alta resiliência. Isso se deve aos padrões de precipitação locais, uma vez que o clima do PNSG se divide entre uma estação seca e uma chuvosa, enquanto no RVSCP há uma boa distribuição das chuvas ao longo do ano.

3.4 Análise dos focos de calor

A análise dos dados de focos de calor no PNSG indicou setembro com o maior número de focos de calor ao longo dos 23 anos avaliados, com 125 dos 370 registros, seguido pelo mês de agosto com 103 ocorrências, Figura 13. O mês de dezembro foi o único mês sem ocorrência ao longo de todo o período analisado. O ano de 2021 teve o maior número de ocorrências de focos de calor com 54 registros todos concentrados na estação seca: 20 em junho, 8 em agosto e 26 em setembro. No período avaliado, 2001 foi o ano em que não houve registros de FC no PNSG.

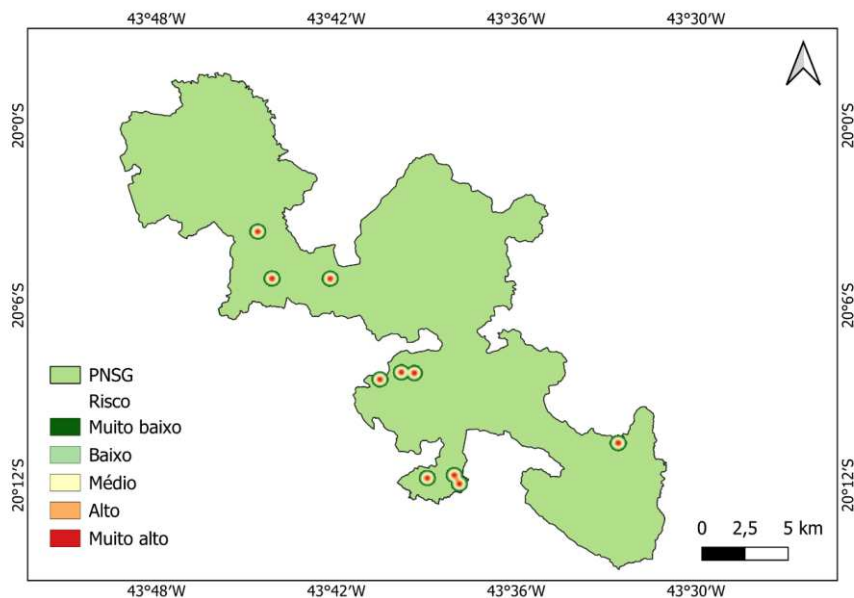
Figura 13 - Focos de calor no Parque Nacional da Serra da Gandarela



Fonte - A autora, (2025).

A distribuição dos focos se deu de forma localizada em áreas de Formação Campestre com 33% dos registros, Afloramento Rochoso 31% e Formação Florestal 29%, (Apêndice G). O teste de Pettit apontou 2018 como o ano de mudança relevante na série de dados, com 10 ocorrências concentradas na estação seca (2 em julho e 8 em agosto). A Figura 14 representa a espacialização dos focos de calor.

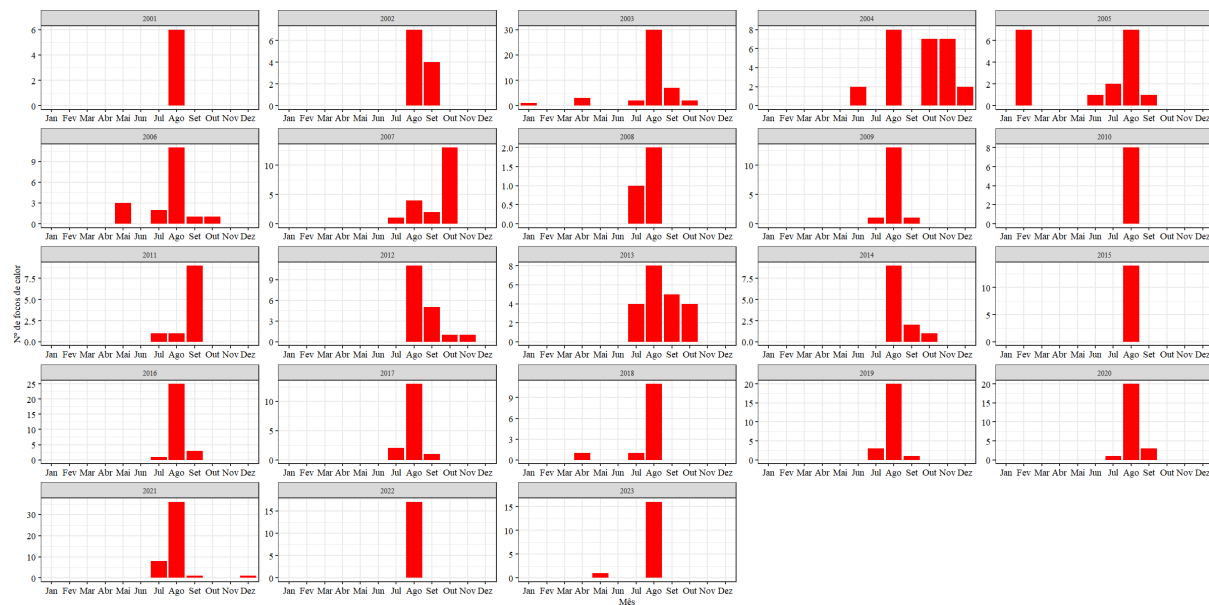
Figura 14 - Espacialização dos focos de calor pela Densidade de Kernel da estação seca no Parque Nacional da Serra da Gandarela



Fonte - A autora, (2025).

O teste de MK revelou que para o PNSG os dados de focos de calor apresentaram picos de tendência positiva em setembro (P.valor = 0.017; $Z_{mk} = 2.39$) (Apêndice H), coincidentes com os períodos de transição entre as estações chuvosa e seca.

Figura 15 - Focos de calor para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas



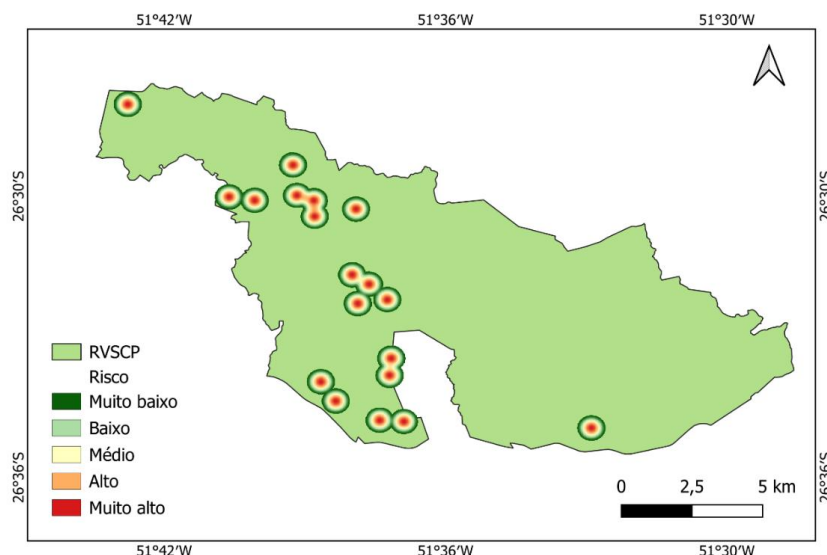
Fonte - A autora, (2025).

Para o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, o mês com o maior número de focos de calor ao longo dos anos foi agosto (297 dos 432 registros), seguido de setembro com 46 registros, Figura 15. Pode-se observar também que a distribuição dos focos de calor se dá de forma desigual ao longo do ano, baixo número de ocorrências em boa parte dos meses e uma concentração dos casos no período de estiagem (julho - setembro).

Ao longo do período avaliado, o único mês sem registros foi o mês de março; o ano com o maior número de ocorrências foi o de 2021, com 46 focos de calor registrados, 8 em julho, 36 em agosto e 1 em setembro. Março foi o mês sem nenhuma ocorrência em toda a série analisada. O ano com menor ocorrência de focos de calor foi 2008, com 3 registros, sendo 1 em agosto e 2 em setembro.

Dos 432 focos de calor registrados no RSCP 68% ocorreram em áreas de Pastagem, 11% em áreas de Formação Florestal, 7% em Campos Alagados e áreas de Pântano e 5% em Formação Campestre (Apêndice I). A Figura 16 ilustra a espacialização dos 19 FC registrados no ano de 2015, indicado pelo teste de Pettit como ano de quebra na série de dados; todos os registros do ano foram feitos entre julho e agosto.

Figura 16 - Espacialização dos focos de calos pela Densidade de Kernel da estação seca no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas



Fonte - A autora, (2025).

Já para o RVSCP o teste apontou picos nos meses de junho (P.valor = 0.102 e $Z_{mk} = 0.43$) e outubro, (P.valor = 0.083; $Z_{mk} = -0.76$) reforçando a sazonalidade da ocorrência de incêndios (Apêndice J).

Por meio da análise dos dados, foi possível constatar a escalada no número de focos de calor a partir do ano de 2020 nas duas áreas de estudo. No período de 2001 a 2019, a média era de 17 e 14 ocorrências anuais para o PNSG e o RVSCP, respectivamente, número que subiu para 26 e 24 focos de calor anuais no PNSG e no RVSCP, respectivamente, no período de 2020 a 2023.

3.5 Modelo de Regressão Linear Transformada

Para este estudo foram testados quatro tipos de modelo: Regressão Linear, Regressão Linear Transformada, *Random Forest*, *Generalized Additive Model* (GAM), dentre eles o melhor resultado foi obtido através da Regressão Linear Transformada (Apêndices K e L), razão pela qual foi selecionada como objeto para esse estudo.

Foi feita uma avaliação dos dados climáticos associado aos valores do índice FMA+ que serviram de base para a avaliação de regressão múltipla e a geração de duas equações dos modelos de predição de incêndios de UCs da Mata Atlântica

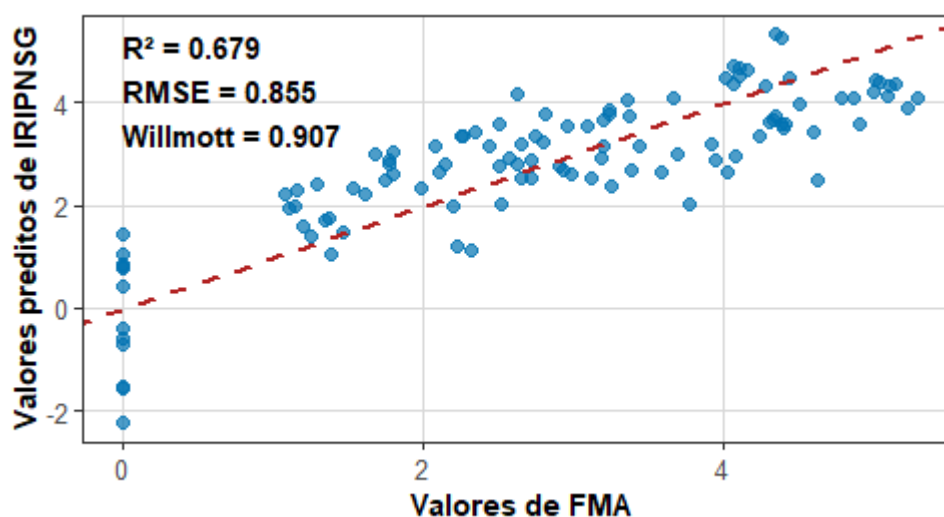
chamados de Índice de Risco de Incêndio do Parque Nacional (IRIPNSG) da Serra da Gandarela e Índice de Risco de Incêndio do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (IRIRVSCP) (Equações (13) e (14)). Os modelos apresentaram resultados semelhantes; em ambos os casos, as métricas foram similares, tendo o IRIPNSG apresentado o maior coeficiente de determinação ($>0,67$).

$$IRIPNSG = (12.1828) + (-0.1902 * T_{mean}) + (-0.0628 * T_{max}) + (-0.0682 * Rh) + (-0.0794 * Pr) + (-0.1706 * u2) \quad (13)$$

$$IRIRVSCP = (4.4566) + (-0.0714 * T_{mean}) + (0.0191 * T_{max}) + (-0.0232 * Rh) + (-0.0392 * Pr) + (-0.2326 * u2) \quad (14)$$

Os resultados do IRIPNSG foram considerados moderados $R^2 = 0,68$ que associado ao erro quadrático médio (RMSE), Figura 17 indica uma previsibilidade moderada. O índice de concordância de Willmott (1981) indica que há uma forte concordância entre os valores reais e os preditos (0,9).

Figura 17 - Distribuição dos valores de FMA e valores preditos de IRIPNSG

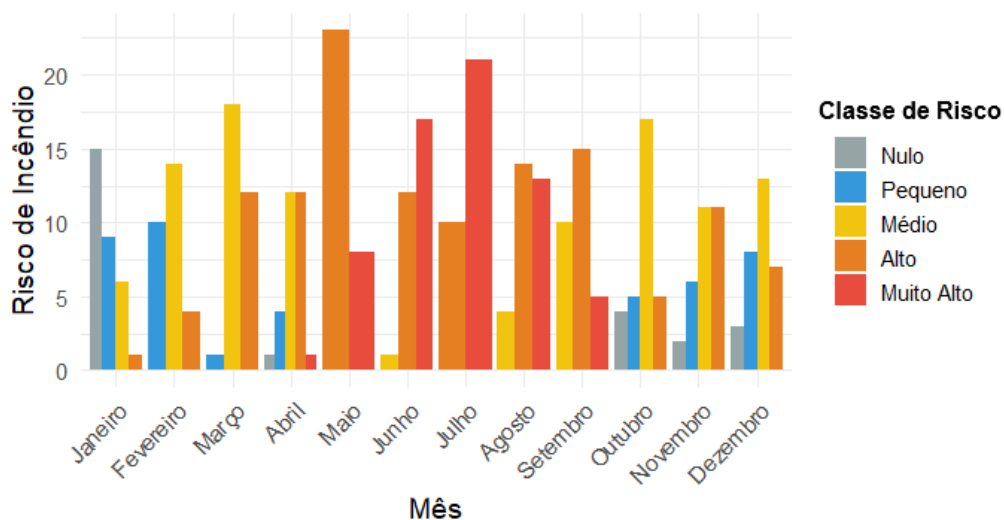


Fonte: A autora, (2025).

Com base na classificação de risco do Índice de Risco do Parque Nacional da Serra do Gandarela, pode-se concluir que pouco mais da metade do ano foi classificado com risco médio-alto para a ocorrência de incêndios. Os dados revelam que em 34,5% dos dias o risco é Alto, em 29% Médio e em 17,8% Muito Alto (Figura 18). Os

meses de maio, agosto e setembro tiveram mais da metade dos dias classificados com risco Alto, sendo maio o pior na classificação (23 dias).

Figura 18 - Classificação de risco do IRIPNSG

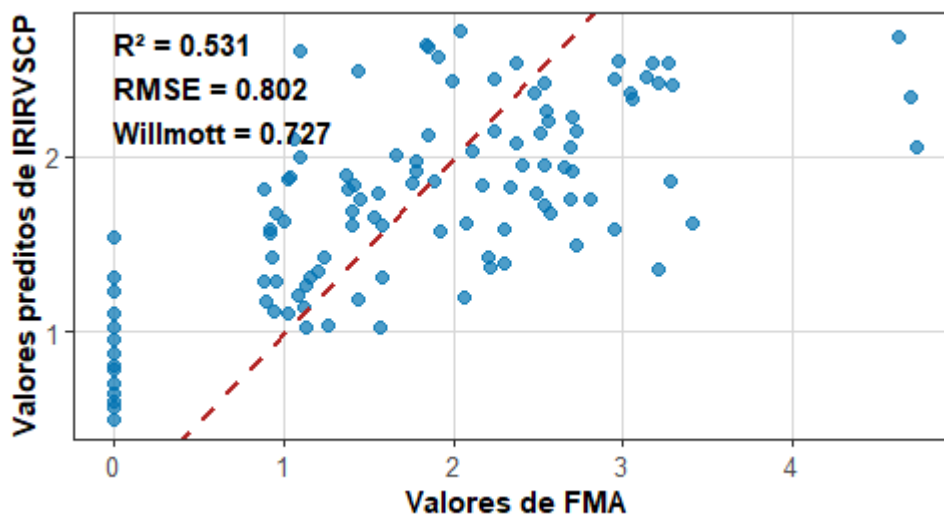


Fonte: A autora, (2025).

A variação do índice se deu de forma sazonal; os menores valores foram registrados no período chuvoso e os maiores no seco, Figura 18. Foi observada menor dispersão nos dados nos meses de junho e julho, indicando menor variação nos valores do índice.

A performance IRIRVSCP foi ligeiramente inferior quando comparada aos resultados do IRIPNSG. O IRIRVSCP obteve $R^2 = 0,53$ e, em contraste, um erro quadrático médio superior ao IRIPNSG, Figura 19.

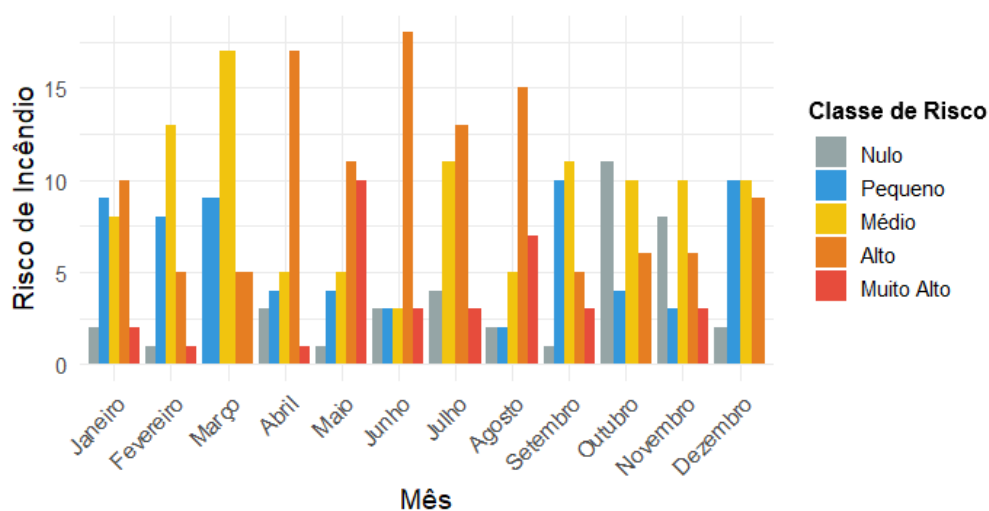
Figura 19 - Distribuição dos valores de FMA e valores preditos de IRIRVSCP



Fonte: A autora, (2025).

Conforme a classificação de risco do IRIRVSCP, houve a prevalência do alto risco de incidência de incêndios no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas no ano de 2023 (Figura 19). Os dados apontam que em 32,7% dos dias o risco é Alto, 29,5% Médio e 18% Pequeno. Pode-se constatar também que os meses de abril, junho e agosto foram os meses com maior número de dias com risco Alto, maio foi o mês com maior número de dias com risco Muito Alto e outubro o mês com maior número de dias com risco Nulo.

Figura 20 - Classificação de risco do IRIRVSCP



Fonte: A autora, (2025).

Os dados revelam que os maiores valores de índice ocorrem na estação seca (abril – agosto), indicando um comportamento sazonal no risco de incêndios no RVSCP, Figura 20. Também foi possível observar um maior número de outliers nos meses de abril, maio, julho e agosto provocados por valores atipicamente baixos para o período.

Quando comparados os resultados para as duas áreas de estudo, verificou-se que o ajuste do modelo para as condições do PNSG foi melhor do que para o RVSCP. Em ambos os casos, os dados seguem uma tendência de alinhamento próximo da linha de 1:1, mais forte para o PNSG e um pouco mais fraco para o RVSCP. Também foi possível notar que o modelo demonstrou melhor aderência e menor dispersão dos resíduos nos dados do PNSG.

Os resultados sugerem que o modelo subestima e superestima valores. Também apresenta viés sistemático, além de indicar a possível existência de um comportamento não linear nas variáveis que o modelo não é capaz de acompanhar.

4.DISSCUSSÃO

4.1 Variáveis meteorológicas

O clima das regiões sul e sudeste do Brasil se diferencia, segundo a classificação climática de Köppen, pela distribuição da precipitação: o clima de tipo Cwa (Tropical de altitude) encontrado no PNSG com verão quente e inverno seco, e o Cfb (Subtropical úmido) presente no RVSCP, caracterizado por chuvas bem distribuídas e verão temperado (Alvares et al., 2013).

No PNSG, a precipitação apresentou variação mais expressiva, oscilando entre 244,8 mm na estação chuvosa e 28.9 mm na estação seca (Figura 3). Esse contraste evidencia a forte sazonalidade climática típica do Sudeste do Brasil, marcada por verões chuvosos e invernos secos (Marengo et al., 2011; Nobre et al., 2016; Martins et al., 2018). A alternância entre períodos de alta e baixa pluviosidade tem implicações diretas sobre a disponibilidade hídrica do solo, a recarga dos aquíferos e a dinâmica da vegetação, podendo intensificar o risco de incêndios florestais durante a estiagem (Fonseca et al., 2017).

A análise espacial da precipitação evidenciou forte variabilidade intra e interanual nas duas áreas de estudo (Figura 3a-b). No RVSCP os valores variam entre 187 mm no período mais úmido a 125.7 no mais seco (Figura 5). Essa amplitude demonstra que o regime climático está condicionado por fatores topográficos e pela circulação local de massas de ar, o que já foi observado por estudos na região Sul do Brasil (Xavier et al., 2022; Novais, 2023).

Foi constatado que, embora as duas regiões tenham períodos chuvosos e secos, o RVSCP apresenta melhor distribuição na precipitação, tendo um menor déficit hídrico na estação seca do que o PNSG, cujo período seco é bem característico do clima local (Martins et al., 2018).

Quanto à temperatura média do ar, os resultados evidenciam a heterogeneidade espacial entre as áreas analisadas. No PNSG, as temperaturas médias oscilaram de 23.8°C no verão a 17.5°C no inverno (Figura 4a), enquanto no RVSCP variaram de 19.3°C na estação mais quente a 13.2°C na mais fria (Figura 6a). Essas diferenças térmicas podem ser atribuídas às variações de altitude e aos distintos tipos de cobertura do solo, visto que regiões mais elevadas e com densa vegetação tendem a apresentar temperaturas mais amenas (Dos Santos et al., 2016; Gonçalves-Souza et al., 2021).

A relação entre precipitação e temperatura do ar constitui um elemento crucial para a dinâmica ecológica local. Em ambas as Unidades de Conservação, a combinação da diminuição das chuvas com o aumento das temperaturas promove maior evapotranspiração, reduz a umidade do solo e, conseqüentemente, eleva a vulnerabilidade da vegetação a incêndios (Araújo et al., 2012; Brando et al., 2019).

4.2 Sensoriamento remoto

Os resultados obtidos por este estudo revelaram a existência de diferenças importantes na dinâmica da vegetação entre as duas áreas de estudo. A análise dos dados de NDVI indica que durante todo o ano a vegetação está saudável e densa em ambas as áreas de estudo (Figuras 7 e 8), atingindo seu auge no pico de precipitação na estação chuvosa (Aragão et al., 2008; Marengo et al., 2011; Strashok et al., 2022).

Os valores de NDVI mostraram maior estabilidade no Parque Nacional da Serra da Gandarela (PNSG), reflexo da menor pressão antrópica e do rigor na proteção da

área. Já o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVSCP) apresentou maior variabilidade temporal na cobertura vegetal, influenciada por incêndios e alterações no uso do solo. A estabilidade recente em ambas as UCs sugere resiliência da vegetação, embora a leve queda no PNSG após 2018 indique possíveis efeitos de extremos climáticos ou pressões humanas. O NDVI destaca-se, assim, como um indicador eficaz do monitoramento da vegetação (Tucker, 1979; Pettorelli et al., 2005).

O NMDI revelou que o PNSG manteve condições úmidas durante quase todo o período analisado (Figuras 9 e 10), indicando vegetação saudável e boa retenção de umidade, resultado da proteção e baixa interferência humana (Pettorelli et al., 2005; Zhang et al., 2013). Em contraste, o RVSCP mostrou maior variabilidade, com baixos valores até 2010 (0,3–0,4) e aumento posterior até atingir condições úmidas entre 2015 e 2018, coincidindo com períodos de seca intensa no Brasil (Marengo et al., 2011; Coelho et al., 2016).

Os índices NDVI e NMDI mostraram-se sensíveis à precipitação e às temperaturas elevadas, que aumentam a evapotranspiração e reduzem a umidade foliar, sendo amplamente usados em estudos sobre seca e incêndios (Wang & Qu, 2007; Santos et al., 2021).

A umidade do solo (VSM) acompanhou a sazonalidade das chuvas (Figuras 11 e 12), comportamento também observado por Arévalo et al. (2023). No PNSG, o VSM manteve estabilidade ao longo dos anos, associada à topografia montanhosa, solos profundos e menor interferência humana (Davidson et al., 2012; Anderson et al., 2018). No RVSCP, a variabilidade foi maior, com elevação dos índices após 2010, possivelmente devido à regeneração da vegetação (Bonan, 2008).

Durante períodos secos, o acúmulo de biomassa morta aumenta a vulnerabilidade ao fogo (Brando et al., 2019). Assim, enquanto o PNSG apresenta maior estabilidade hídrica, o RVSCP mostra maior suscetibilidade a extremos climáticos, reforçando a importância da umidade do solo como indicador eco-hidrológico para o manejo e a conservação ambiental.

4.2 Focos de calor e uso do solo

Os resultados indicam que os elementos meteorológicos, em especial a precipitação, têm forte relação com o número de focos de calor na região das áreas de estudo (Figuras 13-15), em particular em locais em que a cobertura do solo foi alterada; isso pode ser explicado pelas interações entre solo e atmosfera que alteram a disponibilidade e inflamabilidade da biomassa (Dietze et al., 2019).

A mudança na cobertura do solo cria condições favoráveis para a ocorrência de incêndios por meio da alteração da aptidão do solo de armazenamento de água e da disponibilidade de matéria combustível. A interferência antrópica em floresta para a criação e áreas de agricultura, pecuária e moradia tem tido papel importante no aumento de números de incêndios nos últimos anos (Shimabukuro et al., 2013), em especial na Mata Atlântica, em que os padrões de fragmentação e atividade antrópica aumentam sua suscetibilidade ao fogo (Guedes, 2020).

A fragmentação da Mata Atlântica torna os remanescentes florestais mais acessíveis ao fogo (De Lima et al., 2020), tendo em vista que os incêndios se espalham para os fragmentos florestais e bordas de habitat a partir de áreas agrícolas e de pastagem (Singh e Huang, 2022). Esse movimento tende a acelerar o processo de fragmentação uma vez que o movimento do fogo é das bordas em direção ao centro da floresta (Armenteras et al., 2013).

Foi possível identificar que, nas duas áreas de estudo, assim como em outras partes do país (Andrade et al., 2019), o maior volume das ocorrências de focos de calor ocorre no inverno (junho a setembro) e que este número é significativamente menor no período chuvoso (outubro a março). Este dado coincide com a verificação de alta nos registros de incêndios florestais no país, que muitas vezes são causados pelo uso de fogo por agricultores na troca de safra durante esse período (Da Cruz et al., 2025) e que são intensificados pela queda na pluviosidade e velocidade do vento.

Este comportamento é explicado pela relação entre disponibilidade de material combustível, devido à mortalidade de árvores, a homogeneização da paisagem (Rodrigues et al., 2024), e a fragmentação dos remanescentes da Mata Atlântica que vem ocorrendo no Brasil e também nas áreas de estudo.

O teste de Pettit (1979) apontou 2018 como um ano de interesse para RVSCP, período em que ocorreu um evento de El Niño fraco (2018-2019). Para o PNSG, o teste de Pettit (1979) apontou 2015, ano em que ocorreu um dos eventos mais fortes de El Niño já registrados e que causou anomalias na precipitação e temperatura (Diniz, 2016; Cavalcante et al., 2019). O teste de Mann-Kendall (Apêndices 1-4,7-10) revelou que o PNSG apresenta tendências positivas mais consistentes no NDVI e na VSM, indicando maior resiliência da vegetação, embora setembro se destaque pela tendência significativa de aumento nos focos de calor, coincidindo com a estação seca. No RVSCP, as tendências foram mais restritas para o NDVI e a VSM, mas o NMDI apresentou sinais mais robustos de variabilidade hídrica, refletindo maior sensibilidade a extremos sazonais. Esses resultados evidenciam que, enquanto o PNSG mantém maior estabilidade vegetativa, o RVSCP responde de forma mais intensa às oscilações climáticas.

Em ambos os casos apontados pelo teste de Pettit, não foi possível associar os eventos meteorológicos a desvios na média das ocorrências de FC ou anomalia no comportamento da distribuição espacial ou temporal dos mesmos (Figuras 14 e 16). A análise dos dados meteorológicos usados neste estudo também não apontou para nenhum motivo que possa ter influenciado os anos a serem escolhidos pelo teste.

Através da análise dos dados foi constatado o aumento no número de ocorrências de focos de calor a partir do ano de 2020, este fato pode ser associado a mudanças nas políticas ambientais como a flexibilização de leis, o enfraquecimento de órgãos controladores e o corte no orçamento de agências reguladoras ambientais (Monteiro et al., 2022).

Para além do aspecto político-econômico, o aumento nas ocorrências está relacionado à redução na umidade armazenada no solo associada à alta demanda evaporativa provocada pelo aumento das temperaturas globais induzidas pelas mudanças climáticas globais (Abatzoglou e Williams, 2016; Westerling, 2016; Kitzberger et al., 2017; Holden et al., 2018).

4.3 Modelo de previsão de incêndios

Em se tratando dos índices de previsão de incêndio do PNSG e RVSCP os resultados indicam que a escolha da transformação logarítmica da variável FMA+

impactou significativamente no desempenho do modelo (Figuras 17 e 19), uma vez que o seu desempenho foi melhorado e sua capacidade de explicar melhor a variabilidade dos dados e apresentar maior concordância. Esse tipo de abordagem também foi aplicado por autores como Ishikawa (2007), Rodríguez-Barranco (2017) e Zhao et al. (2023), que atestaram que a transformação logarítmica da variável resposta pode melhorar métricas como Recall, F1 e MCC, além de atuar na correção de desvios de suposições e proporcionar um ajuste mais preciso.

Pode-se verificar que o IRIPNSG e IRIRVSCP foram capazes de captar a sazonalidade na ocorrência de incêndios, uma vez que ambos apresentaram valor de índice de risco alto para ocorrências de incêndios na estação seca (Figuras 18 e 20). Essa relação entre os baixos volumes da precipitação na estação seca e a maior ocorrência de incêndios na Mata Atlântica acontece também devido à redução significativa da umidade relativa do ar (Santos et al., 2021; Delgado et al., 2022).

O desempenho mais satisfatório do IRIPNSG pode estar associado à maior heterogeneidade ambiental e climática da região, que fornece maior variabilidade nos preditores e melhora a capacidade de ajuste estatístico (Moriasi et al., 2007; Willmott, 1981). O coeficiente de determinação de 0,37, embora moderado, está em linha com outros estudos que avaliaram modelos de previsão de incêndios e índices ambientais em áreas naturais, nos quais valores de R^2 entre 0,3 e 0,5 são considerados aceitáveis diante da complexidade dos sistemas ecológicos (Giglio et al., 2018).

Por outro lado, a baixa performance observada na RVSCP pode estar relacionada ao tamanho reduzido da área e à menor variabilidade espacial e temporal dos eventos de fogo, o que limita a capacidade do modelo de capturar padrões consistentes (Giglio et al., 2018).

Os resultados sugerem que, apesar da transformação logarítmica ter melhorado a performance dos modelos, eles ainda tendem a apresentar uma subestimação sistemática para valores baixos e altos. Uma forma de promover o refinamento dos modelos seria através da incorporação de variáveis adicionais como índices de vegetação e seca e informações do uso do solo (Taylor e Alexander 2006), variáveis que influenciam a ignição e a difusão do fogo. Entretanto, essas informações só são disponibilizadas gratuitamente em escalas mensais, fato que inviabiliza a previsão diária de incêndios.

5. CONCLUSÕES

A análise dos resultados produzidos por este estudo indica que as condições da vegetação local do Parque Nacional da Serra da Gandarela e do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas não são um fator contribuinte para a ocorrência de focos de calor, uma vez que a propagação de incêndios seria dificultada visto que a disponibilidade de material combustível é pouca ou quase nenhuma, considerando os resultados dos índices NDVI, NDMI e VSM.

Pode-se concluir também que a dinâmica climática das áreas de estudo, ditada principalmente pela sazonalidade da precipitação, influencia diretamente o estoque de umidade no solo e, portanto, a sanidade das plantas. Esses fatores se provaram um atenuante para o número de ocorrências de focos de calor, que ficam restritos quase que na totalidade a acontecerem no período de estiagem (junho – setembro).

Este estudo também foi capaz de propor uma nova forma de se antecipar quando do evento de incêndios através da criação de dois índices de risco de incêndio, o do Parque Nacional da Serra da Gandarela (IRIPNSG) e o do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (IRIRVSCP). Os modelos foram selecionados como a melhor opção dentre as opções testadas neste estudo, o IRIPNSG apresenta desempenho global ligeiramente melhor que o IRIRVSCP.

Para futuras pesquisas voltadas a esta temática a aplicação de modelos baseados em redes neurais e em inteligência artificial podem se mostrar opções ainda mais refinadas. Outro ponto que pode configurar melhorias ao modelo é a adição de variáveis como uso do solo, índices de vegetação e seca desde que seja observada a escala diária para estes dados.

Mediante o exposto, este estudo se apresenta como uma nova perspectiva de enfrentamento da problemática causada pelo fogo em unidades de conservação na Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

ABATZOGLOU, J. T.; WILLIAMS, A. P. Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 113(42), 11, 770–11, 775, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>. Acesso em: 3 jun, 2025.

ABATZOGLOU, J. T.; WILLIAMS, A. P.; BARBERO, R. Global emergence of anthropogenic climate change in fire weather indices. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 9, p. 507–516, 2018. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2018GL080959>. Acesso em: 19 setembro 2025.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. FAO Irrigation and drainage paper No. 56. Rome **Food Agric.** Organ. United Nations 1998, 56, e156. Disponível em: <http://www.climasouth.eu/sites/default/files/FAO%2056.pdf>. Acesso em: 9 junho 2025.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711 – 728, 2013. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 23 junho 2025.

ALVARES, C. A.; CEGATTA, I. R.; VIEIRA, L. A. A.; PAVANI, R. F.; de MATTOS, E. M.; SENTELHAS, P. C.; STAPE, J. L.; SOARES, R. V. Forest fire danger: Application of Monte Alegre Formula and assessment of the historic for Piracicaba, SP. **Sci. For.**, 42, 521–532, 2014. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr104/cap06.pdf>. Acesso em: 8 abril 2025.

ANDERSON, L.O.; RIBEIRO NETO, G.; CUNHA, A.P.M.; FONSECA, M.G.; SILVA JUNIOR, C.H.L.; ARAGÃO, L.E.O.C. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 2018, 373(1760), 20170411. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0411>. Acesso em: 13 setembro 2025.

ANDRADE, B. O. et al. Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Nat.**

Conserv., 13 (2), 95–104, 2015. Disponível em: <https://doi:10.1016/j.ncon.2015.08.002>. Acesso em: 26 abril 2025.

ANDRADE, C. F. et al. Fire Outbreaks in Extreme Climate Years in the State of Rio De Janeiro. **Land Degradation & Development**, Brazil, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.3327>. Acesso em: 28 junho 2025.

ARAGÃO, L.E.O.C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R.M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L.O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, 2008, 34(7), L07701. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2006GL028946>. Acesso em: 4 setembro 2025

ARAÚJO, F. M; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. **Remote Sens.**, 2012, 4(7), 1929-1946. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/4/7/1929>. Acesso em: 3 julho 2025.

ARÉVALO, S.M.M.; DELGADO, R.C.; LINDEMANN, D.D.S.; GELSLEICHTER, Y. A.; PEREIRA, M.G.; RODRIGUES, R.D.Á.; DE SOUZA, R. S. Past and Future Responses of Soil Water to Climate Change in Tropical and Subtropical Rainforest Systems in South America. **Atmosphere**, 2023,14, 755. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/atmos14040755>. Acesso em: 19 agosto 2025.

ARÉVALO et al. Avaliação de dois índices de seca no Parque Nacional do Itatiaia, Brasil., **Editora Atena**, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.22533/at.ed.8901212624118>. Acesso em: 15 maio 2025.

ARMENTERAS, D.; GONZÁLEZ, T.M.; RETANA, J. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. **Biol. Conserv.** 2013, 159, 73–79. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320712004466?via%3Dihub>. Acesso em: 3 julho 2025.

BARBOSA, M. L. F.; DELGADO, R. C.; TEODORO, P. E.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, T. P.; MENDINÇA, B. A. F.; RODRIGUES, R. A. Occurrence of fire foci under different land uses in the State of Amazonas during the 2005 drought. **Environ. Dev.**

Sustain, 2019, 21: 2707-2720. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-018-0157-4>. Acesso em: 14 julho 2025.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, 2008, 320(5882), 1444–1449. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1155121>. Acesso em: 10 agosto 2025.

BONAZOUNTAS, M.; KALLIDROMITOU, D.; KASSOMENOS, P. A.; PASSAS, N. Forest fire risk analysis. **Hum Ecol Risk Assess**, 11(3), 2005, 617-626. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10807030590949717>. Acesso em: 28 junho 2025.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth system. **Science**, v. 324, n. 5926, p. 481–484, 2009. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1163886>. Acesso em: 15 agosto 2025.

BRANDO, P. M. et al. Droughts, wildfires and Forest carbon cycling: a pantropical synthesis, Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: a pantropical synthesis, **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 47, 2019. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-earth-082517-010235>. Acesso em: 10 julho 2025.

CALLISTO, M. et al. Avaliação Ecológica Rápida de Qualidade de Água e Bioindicadores Bentônicos no Parque Nacional da Serra do Gandarela, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, 12(1), 2023. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7996142>. Acesso em: 19 maio 2025.

CANALE, G. R.; PERES, C. A.; GUIDORIZZI, C. E.; GATTO, C. A. F.; KIERULFF, M. C. M. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. **PLOS ONE**, 2012, 7(8). Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>. Acesso em: 4 dezembro 2024.

CARMO, M.; MOREIRA, F.; VASCONCELOS, M. Land use and topography influences on wildfire occurrence in northern Portugal. **Landscape and Urban Planning**, v. 100, n. 3, p. 169–176, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.017>. Acesso em: 29 março 2025.

CARVALHO, L. Z. G.; MASSI, K. G.; COUTINHO, M. P.; MAGALHÃES, V. D. Fire effects on Atlantic Forest sites from a composition, structure and functional perspective. **Brazilian Journal of Biology**, v. 82, p. e268185, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/vV9jGSbJs5yJSxVCvWMPsQf/?format=html#>. Acesso em: 13 março 2025.

CAVALCANTE, R. B. L.; PONTES, P. R. M.; TEDESCHI, R. G.; COSTA, C. P. W.; FERREIRA, D. B. S.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SOUZA, E. B. Terrestrial water storage and Pacific SST affect the monthly water balance of Itacaiúnas River Basin (Eastern Amazonia). **International Journal of Climatology**, 40: 3021-3035, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.6380>. Acesso em: 21 junho 2025.

COELHO, C. A. S., et al. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. **Clim Dyn**, 2016 46, 3737–3752. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1>. Acesso em: 20 setembro 2025.

COSTA, A. **Evolução do uso e cobertura do solo e fragmentação da paisagem na Serra do Gandarela (MG): Análise a partir de métricas de paisagem**. 2012. Dissertação (Mestrado Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/MPBB-935JQV?mode=full>. Acesso em: 14 novembro 2025.

DA CRUZ, C, G, S.; DELGADO, R, C.; PEREIRA, M, G.; WANDERLEY, H. S. Changes in gross primary productivity: A past and future approach to climate, land use and wildfires in the western Amazon, Brazil. **Environmental Development**, v. 54, p. 101150, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2025.101150>. Acesso em: 17 maio 2025.

DAVIDSON, E.A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, 2012, 481(7381), 321–328. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature10717>. Acesso em: 22 setembro 2025.

DE ASSIS BARROS, L.; DE MENDONÇA, B. A. F.; SOTHE, C.; FERNANDES FILHO, E. I.; ELKIN, C. Fire in the Atlantic Rainforest: An analysis of 20 years of fire foci distribution and their social-ecological drivers. **Geocarto Int**. 2021, 1–25. Disponível em: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14269224.v1>. Acesso em: 18 janeiro 2025.

DE LIMA, R. A. F.; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; DE GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; TER STEEGE, H.; PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nat. Commun.** 2020, 11, 6347. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-20217-w>. Acesso em: 30 junho 2025.

DELGADO, R. C. et al. Assessment of a new fire risk index for the Atlantic Forest, Brazil. **Forests**, [S. l.], v. 13, n. 11, p. 1844, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f13111844>. Acesso em: 8 julho 2024.

DIETZE, E.; MANGELSDORF, K.; ANDREEV, A.; KARGER, C.; HOPMANS, E. C.; SCHREUDER, L. T.; HERZSCHUH, U. **Anhydrosugars in sediments of lake El'gygytgyn - Fire regime reconstructions of ne siberia during the last two interglacials**. In: 29th International Meeting on Organic Geochemistry, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201903070>. Acesso em: 19 junho 2025.

DINIZ, F. R.; MIRANDA, G. S. B.; PIACENTI-SILVA, M.; MACHADO, J. P. O impacto do El Niño nos focos de incêndio e desconforto térmico humano no Brasil no período entre o verão de 2014/2015 e o outono de 2016. **Anuário do Instituto de Geociências**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 3, p. 192–201, 2019. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/view/31195>. Acesso em: 6 junho 2025.

DOS SANTOS, A.R. et al. Influence of relief on permanent preservation areas. **Sci Total Environ.** 2016. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26476068/>. Acesso em: 30 julho 2025.

EUGÊNIO, F. C.; SANTOS, A. R.; PEDRA, B. D.; PZZOPANE, J. E. M.; THIENGO, C. C.; SAITO, N. S. Methodology to determine classes of forest fire risk using the Monte Alegre Formula. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 4, p. 1-18, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509839899>. Acesso em: 13 outubro 2024.

EUGENIO, F. C.; DOS SANTOS, A. R.; PEDRA, B.D.; PEZZOPANE, J. E. M.; da SILVA, S. D. P.; FANTINEL, R. A. System for calculating and defining classes in modified Monte Alegre Formula-FMA+ Sisclass. **Floresta**, 52, 131–139, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/rf.v52i1.78591>. Acesso em: 28 março 2025.

FARIA, A. L. R.; SOUZA, B. R.; ARÉVALO, S. M. M.; DELGADO, R. C. Evolução da área de pastagem e sua relação com o clima nas mesorregiões do Acre (1985-2019). In: COSTA, G. M. Sustentabilidade: Desafios e impactos. Guarujá, **Editora Científica Digital**, 2024, pp. 79-100. Disponível em: <https://doi.org/10.37885/240817352>. Acesso em: 8 junho 2025.

FIDELIS, A.; ROY, D. P.; HUMBER, M. L.; JUSTICE, C. O. What matters for vegetation regeneration in Brazilian subtropical grasslands: Seeders or resprouters? *Flora Morphol. Distribution, Funct. Ecol. Plants*, 279, 151817, 2021. Disponível em: <https://doi:10.1016/j.flora.2021.151817>. Acesso em: 19 setembro 2024.

FONSECA, C. DE O.; VALADÃO, R. C. Dinâmica espacial da Serra do Gandarela e entorno: uma análise a partir de representações Chorematics. **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 2, p. 309–321, maio 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/SN-v29n2-2017-9>. Acesso em: 16 março 2025.

FUENTES-SANTOS, I.; MAREY-PÉREZ, M. F.; GONZÁLEZ-MANTEIGA, W. Forest fire spatial pattern analysis in Galicia (NW Spain). **J Environ Manage**, 128, 2013, 30-42. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.020>. Acesso em: 17 outubro 2024.

GIGLIO, L., et al.. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. **Remote Sensing of Environment**. 178, 2018, 31-41. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>. Acesso em: 20 agosto 2025.

GONÇALVES-SOUZA, D et al.. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Sci. Adv.**7 , 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2932>. Acesso em: 8 setembro 2025.

GONZÁLEZ, JR.; PALAHÍ, M.; TRASOBARES, A.; PUKKALA, T. A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). **Ann For Sci**, 63(2), 2006, 169-176. Disponível em: <https://hal.science/hal-00883968/document>. Acesso em: 5 junho 2025.

GUEDES, B. J.; MASSI, K. G.; EVERS, C.; NIELSEN-PINCUS, M. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *For. Ecol. Manag.* 2020, 465,

118095. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118095>. Acesso em: 29 junho 2025.

HOLDEN, Z. A.; SWANSON, A.; LUCE, C. H.; JOLLY, W. M.; MANETA, M.; OYLER, J. W.; WARREN, D. A.; PARSONS, R.; AFFLECK, D. Decreasing fire season precipitation increased recent western US forest wildfire activity. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 115(36), E8349–E8357, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1802316115>. Acesso em: 3 junho 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Plano de manejo**: Parque Nacional Serra da Gandarela. Brasília, dez. 2024. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/mata-atlantica/lista-de-ucs/parna-da-serra-do-gandarela/Plano_Manejo_Parna_Serra_Gandarela_VF.pdf. Acesso em: 26 outubro 2024.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Banco de Dados de queimadas**, 2023. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>. Acesso em: 13 dezembro 2024.

ISHIKAWA, N. I. **Uso de transformações em modelos de regressão logística**. 2007. 125 f. Dissertação (Mestrado em Estatística) – Instituto de Matemática e Estatística, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/45/45133/tde-05062007-202656/pt-br.php>. Acesso em: 20 junho 2025.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytol**, 2014, pp 459–473. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 2 setembro 2024.

KITZBERGER, T.; FALK, D. A.; WESTERLING, A. L.; SWETNAM, T. W. Direct and indirect climate controls predict heterogeneous early-mid 21st century wildfire burned area across western and boreal North America. **PloS one**, 12(12), 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188486>. Acesso em: 3 junho 2025.

KENDALL, K. Thin-film peeling-the elastic term. J. Phys. D: **Appl. Phys.** 1975, 8, 1449–1452. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0022-3727/8/13/005>. Acesso em: 11 setembro 2024.

KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A. Constraints on global fire activity vary across a resource gradient, **Ecology**, 92(1), 121– 132, 2011. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/09-1843.1>. Acesso em: 3 setembro 2024.

MACHADO-SILVA, F. et al. Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 109, p. 105817, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105817>. Acesso em: 8 janeiro 2025.

MANN, H.B. Nonparametric tests against trend. Econom. **J. Econom. Soc.** 1945, 13, 245–259. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1907187?origin=crossref>. Acesso em: 14 março 2025.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 1, 2015, p. 129-140. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/ufv.v45i1.32763>. Acesso em: 23 setembro 2024.

MARENGO, J.A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L.M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D.A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, 38(12), 2011, L12703. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2011GL047436>. Acesso em: 25 agosto 2025.

MARTINS, F. B.; GONZAGA, G.; SANTOS, D. F.; REBOITA, M. S. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. **Revista Brasileira de Climatologia**, [s. l.], v. 1, 2018. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/rbclima/article/view/14064>. Acesso em: 28 outubro 2024.

MITTERMEIER, R., et al. Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions, **Cemex**, Volume 392, 2004. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/275651117_Hotspots_Revisited_Earth's_Biologically_Richest_and_Most_Endangered_Terrestrial_Ecoregions. Acesso em: 9 outubro 2024.

MINAKI, C.; MONTANHER, O. C. Variáveis climáticas e os registros de incêndios em Maringá-PR. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 518–534, 2020. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/74403>. Acesso em: 3 maio 2025.

MONTEIRO, R. R.; PINHEIRO, A. P.; BEIJAMIM, A. S.; ASSIS, C. F. DE.; SCHIAVETTI, A. Law and National Environmental Policy: The challenges faced today in Brazil (2019-2021). **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 11, n. 7, p. e20611729766, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i7.29766. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/29766>. Acesso em: 5 junho 2025.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=23153&CID=t2007&v=50&i=3&T=1>. Acesso em: 1 setembro 2025.

MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M. A.; VAN DORN, J.; GANZ, D. J.; HAYHOE, K. Climate change and disruptions to global fire activity, **Ecosphere**, 3(6), 1–22, 2012. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/ES11-00345.1> Acesso em: 10 março 2025.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C.; FONSECA, A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 2000, 853–858. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35002501>. Acesso em: 14 janeiro 2025.

NOVAIS, G. T. Climas do Brasil: Classificação climática e aplicações. **Total Books**, Porto Alegre, 1 ed., 2023. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/51/o/Livro_dos_Climas_do_Brasil_-_final.pdf. Acesso em: 1 julho 2025.

NUNES, J. R. S.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. FMA+ - Um novo índice de perigo de incêndios florestais para o Estado do Paraná – Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n.

1, 2006. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/download/5509/4039>. Acesso em: 5 novembro 2024.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. *Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113>. Acesso em: 10 setembro 2025.

OLIVEIRA, L.; GUASSELLI, L.; ANTUNES, R. Variação espaço temporal de NDVI no Rio Madeira, na área de aproveitamento hidrelétrico da UHE Santo Antônio - RO. **Rev. Geonorte**, v. 2, p. 1823-1832, 2012. Disponível em: <https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2236/2117>. Acesso em: 13 dezembro 2024.

PETTITT, A.N. A non-parametric approach to the change-point problem. **Appl. Stat.** 1979, 28, 126–135. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2346729?origin=crossref>. Acesso em: 14 janeiro 2025.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; da SILVA MENEZES, L.; BERLINCK, C. N. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspect. Ecol. Conservation**, 19 (3), 233–255, 2021. Disponível em: <https://doi:10.1016/j.pecon.2021.06.005>. Acesso em: 6 março 2025.

PETTORELLI, N.; VIK, J.O.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J.M.; TUCKER, C.J.; STENSETH, N.C. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in Ecology & Evolution**, 20(9), 2005, 503–510. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>. Acesso em: 3 setembro 2025.

POSIT TEAM. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit, **PBC**, Boston, 2024. Disponível em: <http://www.posit.co/>. Acesso em: 10 de dezembro 2024.

QGIS. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. **QGIS Association**, 2024. Disponível em: <http://qgis.org>. Acesso em: 7 junho 2024.

QUESADA, H.; REDONDO, G.; VERNASQUI, L.; MAGNONI, P.; ARANTES, E. Análise da vegetação ripária em bacia hidrográfica utilizando Índice de Vegetação

Normalizada (NDVI) no município de Maringá-PR. **Geo Uerj**, v. 31, p. 439-455, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/geouerj.2017.26737>. Acesso em: 13 maio 2025.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2024. <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 23 novembro 2024.

RODRIGUES, M.; DE LA RIVA, J.; DOMINGO, D.; LAMELAS, T.; IBARRA, P.; HOFFRÉN, R.; GARCÍA-MARTÍN, A. An empirical assessment of the potential of post-fire recovery of tree-forest communities in Mediterranean environments. **Forest Ecology and Management**, v.552, p.121587, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121587>. Acesso em: 28 maio 2025.

RODRÍGUEZ-BARRANCO, M.; TOBIÁS, A.; REDONDO, D.; MOLINA-PORTILLO, E.; SÁNCHEZ, M. J. Standardizing effect size from linear regression models with log-transformed variables for meta-analysis. **BMC Medical Research Methodology**, v. 17, n. 44, 2017. Disponível em: <https://bmcmmedresmethodol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12874-017-0322-8>. Acesso em: 3 junho 2025.

ROUSE, J. W.; HASS, J. A.; SCHELL, J. A. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Oxford University, vol. 1, n. **NASA-Earth Resources Technology Satellite Symposium**, p. 309–317, 1973. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022614>. Acesso em: 18 dezembro 2024.

SANTANA, M. D. S. et al. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, [S. l.], v. 18, e00205, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>. Acesso em: 12 fevereiro 2025.

SANTOS, R. O. DE. et al. NMDI application for monitoring different vegetation covers in the Atlantic Forest biome, Brazil. **Weather and Climate Extremes**, v. 33, n. 100329, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100329>. Acesso em: 10 janeiro 2025.

SINGH, M.; HUANG, Z. Analysis of Forest Fire Dynamics, Distribution and Main Drivers in the Atlantic Forest. **Sustainability** 2022, 14, 992. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14020992>. Acesso em: 10 fevereiro 2025.

SHIMABUKURO, Y. E.; PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S.; STOCKLER, R.; FREITAS, S. R.; COURA, S. M. C. Biomass burning emission estimation in Amazon tropical forest, In: Earth observation of ecosystem services, 1, edited by: Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. M., and Straschnoy, J. V., **CRC Press**, Boca Raton, USA, 125– 148, 2013. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/b15628-12/biomass-burning-emission-estimation-amazon-tropical-forest-shimabukuro-pereira-cardozo-stockler-freitas-coura>. Acesso em: 2 julho 2025.

SMITH, M.; GOODCHILD, M. F.; LONGLEY, P. A. Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles techniques and software tools. **Winchelsea Press**, 2015. Disponível em: <http://www.spatialanalysisonline.com>. Acesso em: 14 julho 2025.

SORIANO, B. M. A.; DANIEL, O.; SANTOS, S. A. Eficiência de índices de risco de incêndios para o Pantanal Sul-Mato-Grossense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, 2015.p. 809-816. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509820231>. Acesso em: 27 setembro 2024.

SOUZA, C. S. L. DE J. **Modelos preditivos de incêndios florestais no Cerrado**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2022. Disponível em: <https://rima.ufrrj.br/jspui/handle/20.500.14407/11291>. Acesso em: maio 2025.

SOUZA Jr., C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>. Acesso em: 5 junho 2025.

STRAPAZZON, M. C. **Reflexões acerca das racionalidades em unidades de conservação: o caso do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas**. 2015. 157 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2015. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/1218>. Acesso em: 18 setembro 2024.

STRASHOK, O.; ZIEMIAŃSKA, M.; STRASHOK, V. Evaluation and Correlation of Sentinel-2 NDVI and NDMI in Kyiv (2017–2021). **Journal of Ecological Engineering**, 23(9), 2022, 212-218. Disponível em: <https://doi.org/10.12911/22998993/151884>. Acesso em: 22 junho 2025.

TAYLOR, S. W.; ALEXANDER, M. E. Science, technology, and human factors in fire danger rating: the Canadian experience. **Int. J. Wildland Fire**, 15: 121-25, 2006. Disponível em: <https://www.publish.csiro.au/wf/wf05021>. Acesso em: 8 julho 2025.

TORRES, F.T. P. et al. Analysis of efficiency of fire danger indices in forest fire prediction¹. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, n. 2, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1806-90882017000200009>. Acesso em: 7 novembro 2024.

TUCKER, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, 8(2), 1979, 127–150. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0). Acesso em: 10 setembro 2025.

WANG, L.; QU, J. J.; XIONG, J.; HAO, X.; XIE, Y.; CHE, N. A New Method for Retrieving Band 6 of Aqua MODIS. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v.3, p.267–270, 2007. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2006.869966>. Acesso em: setembro 2024.

WANG, L.; QU, J. J. NMDI: a normalized multi-band drought index for monitoring soil and vegetation moisture with satellite remote sensing. **Geophysical Research Letters**, v.34, p.204-205, 2007. <https://doi.org/10.1029/2007GL031021>. Acesso em: setembro 2024.

WESTERLING, A. L. Increasing western US forest wildfire activity: Sensitivity to changes in the timing of spring. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 371(1696), 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0178>. Acesso em: 3 junho 2025.

WILLMOTT, C. J. On the validation of models. **Physical Geography**, v. 2, p. 184-194, 1981. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02723646.1981.10642213>. Acesso em: 20 setembro 2024.

XAVIER, A. C.; SCANLON, B. R.; KING, C. W.; ALVES, A. I. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, 2022, 42(16), 8390– 8404. <https://doi.org/10.1002/joc.7731>. Acesso em: 8 setembro 2024.

YING, L.; SHEN, Z.; YANG, M.; PIAO, S. Wildfire detection probability of MODIS fire products under the constraint of environmental factors: A study based on confirmed

ground wildfire records. **Remote Sensing**, 2019, 11(24). Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11243031>. Acesso em: 1 junho 2025.

YOUNES, O. S.; MOUSANNIF, H.; AL MOATASSIME, H. Predictive modeling of wildfires: A new dataset and machine learning approach. **Fire Safety Journal**. 104, 2019, 130-146. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2019.01.006>. Acesso em: 10 setembro 2024.

ZHANG, X.; FRIEDL, M.A.; SCHAAF, C. B. Global vegetation phenology from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 111(G4), 2013, G04017. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2006JG000217>. Acesso em: 10 setembro 2025.

ZHAO, Y.; HUANG, Z.; GONG, L.; ZHU, Y.; YU, Q.; GAO, Y. Evaluating the Impact of Data Transformation Techniques on the Performance and Interpretability of Software Defect Prediction Models, **IET Software**, 2023, 6293074, 30 pages, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1049/2023/629307>. Acesso em: 21 agosto 2024.

ZHOU, L., WANG, Y., CHI, Y., WANG, S., & WANG, Q. Contrasting post-fire dynamics between Africa and South America based on MODIS observations. *Remote Sensing*, 2019, 11(9). Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11091074>. Acesso em: 13 novembro 2024.

APÊNDICE A - Tabelas

APÊNDICE A - RESULTADO DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NDVI DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,412*	0,8190	41,27
Fev	0,853*	0,1849	85,33
Mar	0,068**	1,8230	6,83
Abr	0,003*	2,9854	0,28
Mai	0,003*	2,9854	0,28
Jun	0,012**	2,5098	1,21
Jul	0,036**	2,0871	3,68
Ago	0,012**	2,5098	1,21
Set	0,278*	1,0832	27,87
Out	0,006**	2,7212	0,65
Nov	0,001*	3,1439	0,17
Dez	0,028**	2,1928	2,83

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora (2024).

APÊNDICE B - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL DO NDVI PARA O REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,064**	1,848	6,45
Fev	0,0002*	3,644	0,02
Mar	0,290*	1,056	29,10
Abr	0,315*	1,003	31,55
Mai	0,224*	1,215	22,44

Jun	0,001*	3,116	0,18
Jul	0,0008*	3,327	0,08
Ago	0,0001*	3,856	0,01
Set	0,0005*	3,486	0,05
Out	0,050**	1,954	5,06
Nov	0,915*	-0,105	91,58
Dez	0,832*	0,211	83,26

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora (2024).

APÊNDICE C - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NMDI DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,874*	0,158	87,41
Fev	0,090**	1,690	9,09
Mar	0,459*	-0,739	45,96
Abr	0,634*	-0,475	63,45
Mai	0,832*	-0,211	83,26
Jun	0,081**	-1,743	8,13
Jul	0,205*	-1,267	20,49
Ago	0,672*	-0,425	67,26
Set	0,561*	-0,581	56,12
Out	0,634*	0,475	63,45
Nov	0,369*	-0,898	36,92
Dez	0,7115*	0,369	71,15

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE D - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE NMDI DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS

Mês	P.valor	Zmk	Z % (0 - 10)
Jan	0,0002*	3,644	0,02
Fev	0,0018*	3,116	0,18
Mar	0,0018*	6,116	0,18
Abr	0,634*	-0,475	63,45
Mai	0,002*	3,010	0,26
Jun	0,013**	2,482	1,30
Jul	0,005*	2,799	0,51
Ago	0,015**	2,423	1,51
Set	0,006*	2,746	0,60
Out	0,0004*	3,486	0,05
Nov	0,020*	2,324	36,92
Dez	0,017*	2,377	71,15

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE E - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE VSM DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,823*	0,211	83,26
Fev	0,057**	1,901	5,72
Mar	0,113*	1,584	11,30
Abr	0,634*	-0,475	63,45
Mai	0,186*	1,320	18,66
Jun	0,113*	1,584	11,30
Jul	0,916*	0,105	91,59

Ago	0,874*	0,158	87,41
Set	0,634*	0,475	63,45
Out	0,139*	1,479	13,91
Nov	0,459*	0,734	45,96
Dez	0,139*	1,479	13,91

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE F - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE VSM DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,081**	1,743	8,13
Fev	0,034**	2,113	3,46
Mar	0,002*	3,011	0,26
Abr	0,050**	1,954	5,06
Mai	0,711*	0,369	71,15
Jun	0,267*	1,109	26,73
Jul	0,711*	-0,369	71,15
Ago	0,597*	0,528	59,73
Set	0,832*	0,211	83,26
Out	0,341*	0,950	34,17
Nov	0,186*	1,320	18,66
Dez	0,139*	1,479	13,91

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE G - DISTRIBUIÇÃO DOS FOCOS DE CALOR POR USO DO SOLO NO PNSG PARA O PERÍODO DE 2001 A 2023

Uso do solo	Nº de focos de calor
Formação florestal	107
Formação savânica	1
Silvicultura	2
Formação campestre	122
Pastagem	3
Mosaico de usos	20
Afloramento rochoso	112
Mineração	1
Outras lavouras temporárias	1

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE H - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE FOCOS DE CALOR DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,272**	1,096	27,27
Fev	0,165*	1,386	16,56
Mar	0,565*	0,574	56,56
Abr	0,433*	0,783	43,32
Mai	0,877*	-0,154	87,73
Jun	0,978*	-0,264	97,88
Jul	0,354*	0,925	35,46
Ago	0,860*	-0,175	86,06
Set	0,016**	2,39	1,67
Out	0,978*	-0,026	97,87
Nov	0,276*	1,087	27,96
Dez	1*	0	100

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE I - DISTRIBUIÇÃO DOS FOCOS DE CALOR POR USO DO SOLO NO RVSCP PARA O PERÍODO DE 2001 A 2023

Uso do solo	Nº de focos de calor
Formação florestal	50
Campo alagado e área pantanosa	31
Formação campestre	22
Pastagem	295
Mosaico de usos	14
Outras áreas não vegetadas	1
Soja	2
Outras lavouras temporárias	14

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE J - RESULTADOS DO TESTE DE MANN-KENDALL PARA OS DADOS DE FOCOS DE CALOR DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS

Mês	P.valor	Zmk	Z % (1 - 10)
Jan	0,200*	-1,281	20,00
Fev	0,327*	-0,979	32,71
Mar	1*	0	100
Abr	0,743*	-0,326	74,37
Mai	0,629*	0,435	66,60
Jun	0,102**	-1,634	10,22
Jul	0,676*	0,417	67,60
Ago	0,003*	2,942	0,32
Set	0,443*	-0,765	44,38
Out	0,083**	-1,731	8,33

Nov	0,383*	-0,871	38,34
Dez	1*	0	100

Significativo = P.valor**

Não Significativo = P.valor*

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE K - DESEMPENHO DE DIFERENTES MODELOS PARA O ÍNDICE DE RISCO DE INCÊNDIO DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA GANDARELA

Tipo de modelo	R^2	RMSE	d^2
Regressão Linear	0,3837	35,998	0,737
Regressão Linear Trans	0,6785	0,8551	0,907
Random Forest	0,5455	32,2608	0,826
GAM	0,4986	33,8845	0,818

Fonte: A autora, (2025).

APÊNDICE L - DESEMPENHO DE DIFERENTES MODELOS PARA O ÍNDICE DE RISCO DE INCÊNDIO DO REFÚGIO DE VIDA SELVAGEM DOS CAMPOS DE PALMAS

Tipo de modelo	R^2	RMSE	d^2
Regressão Linear	0,1383	16,7162	0,412
Regressão Linear Trans	0,531	0,8017	0,726
Random Forest	0,1379	16,4499	0,383
GAM	0,1661	16,1775	0,405

Fonte: A autora, (2025).