

**INFLUÊNCIA DO FOGO NOS ATRIBUTOS FENOLÓGICOS
REPRODUTIVOS DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM UMA
FLORESTA DE VALE NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA**

ELTON SILVA ARAÚJO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**INFLUÊNCIA DO FOGO NOS ATRIBUTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS DA
VEGETAÇÃO ARBÓREA EM UMA FLORESTA DE VALE NA TRANSIÇÃO
CERRADO-AMAZÔNIA**

ELTON SILVA ARAÚJO
ORIENTADOR: JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO

DISSERTAÇÃO MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: {NÚMERO DA DISSERTAÇÃO / TESE}

BRASÍLIA / DF
SETEMBRO DE 2025

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**INFLUÊNCIA DO FOGO NOS ATRIBUTOS FENOLÓGICOS
REPRODUTIVOS DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM UMA
FLORESTA DE VALE NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA**

ELTON SILVA ARAÚJO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS
FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Departamento de Engenharia Florestal – UnB
(Presidente)

Dr. Eddie Lenza de Oliveira
UNEMAT – Campus de Nova Xavantina
(Examinador externo)

Dr. Daniel Costa de Carvalho
Departamento de Engenharia Florestal – UnB
(Examinador interno)

Dr. Milton Serpa Meira Junior
Instituto de Ciências Agrárias – UFU
(Examinador suplente)

Brasília / DF
Setembro, 2025

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ARAÚJO, E.S. (2025). Influência do fogo nos atributos fenológicos reprodutivos da vegetação arbórea em uma floresta de vale na transição Cerrado-Amazônia. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Publicação PPG/EFL. DM-97/2025, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 59 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: ELTON SILVA ARAÚJO

TÍTULO: Influência do fogo nos atributos fenológicos reprodutivos da vegetação arbórea em uma floresta de vale na transição Cerrado-Amazônia.

GRAU: Mestre; ANO: 2025; ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Conservação da Natureza

Concedo à Universidade de Brasília-UnB permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

Elton Silva Araújo
Endereço eletrônico: eltonaraujofga@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Muitos foram os que contribuíram imensamente para a elaboração deste trabalho, direta ou indiretamente, desde pequenos favores, passando por suporte emocional ou espiritual e ainda os que sem eles eu não teria conseguido encontrar as soluções para os desafios encontrados ao percorrer o caminho do mestrado. Pelas palavras de apoio, conselhos, torcida, parceria e incentivo que me possibilitaram chegar até aqui com certeza de que não caminho só gostaria de agradecer:

Agradeço inicialmente aos meus pais, José de Sousa Araújo e Maria Aucineide Silva, por me ensinarem o poder da educação, por todo o suporte, e pela dedicação de toda uma vida aos filhos, muito obrigado.

Continuando os agradecimentos aos pais, agradeço ao meu pai Ayrá, Orixá da Justiça que me ensina diariamente sobre como eu quero seguir meu caminho.

Agradeço especialmente às minhas avós, Antonia Concecita da Silva e Josita de Sousa Araújo, essa conquista também é para vocês.

Agradeço imensamente ao meu orientador, Professor Dr. José Roberto Rodrigues Pinto, que esteve sempre disponível para ajudar e dedicado em partilhar seu conhecimento acadêmico que irá me acompanhar continuamente.

Agradeço também ao meu coorientador Dr. Gabriel Damasco, que sempre com um sorriso e muita disposição para ajudar, foi essencial com todo seu conhecimento para a compreensão dos dados do trabalho.

Agradeço às queridas Allana Medrado, Leticia Antun e Yara Ribeiro que me acolheram e representaram um lar em diversos momentos.

Agradeço ainda ao meu companheiro Matheus Alcântara que foi solo firme e um porto seguro nos momentos de maior turbulência.

Aos professores do Departamento de Engenharia Florestal da UnB, muito obrigado pelo aprendizado.

Resumo

A fenologia reprodutiva é um dos principais mecanismos que regulam a dinâmica, a estabilidade funcional e a resiliência de florestas tropicais frente a distúrbios naturais ou antrópicos. Alterações demográficas nas populações arbóreas em detrimento de distúrbios podem redefinir a estrutura ecológica e modificar a distribuição de grupos sucessionais, síndromes de polinização e de dispersão. Neste estudo, avaliamos os efeitos do incêndio florestal ocorrido em 2010 na Floresta de Vale do Vêu de Noiva (MT), sobre a comunidade arbórea. Usamos os dados de 27 anos de monitoramento da vegetação (1996-2023). Para isso, combinamos análises de variação populacional com o teste de Wilcoxon, além de avaliarmos a associação entre grupos funcionais e períodos antes e depois do fogo por meio do teste Qui-quadrado de Pearson (χ^2). O incêndio florestal reduziu o número de indivíduos das espécies clímax, enquanto favoreceu o aumento de espécies pioneiras. As síndromes fenológicas reprodutivas mantiveram sua composição, mas não suas densidades populacionais. Espécies entomófilas e zoocóricas, embora dominantes na comunidade antes do fogo, apresentaram expressivo declínio populacional após o incêndio florestal, indicando ruptura parcial das interações bióticas e possível dessincronização entre plantas e seus agentes polinizadores e dispersores. Em contraste, espécies associadas à dispersão abiótica e aos primeiros estágios sucessionais mostraram maior aumento de abundância, refletindo a abertura do dossel e a facilitação da regeneração em ambientes mais iluminados. A resiliência taxonômica observada, mascara vulnerabilidades funcionais importantes, revelando que a manutenção ou ampliação do número de espécies não implica estabilidade ecológica. Ao integrar múltiplos eixos de análise, este estudo demonstra que o fogo reorganiza simultaneamente a estrutura interna e a funcionalidade da comunidade arbórea, alterando padrão de abundâncias, favorecendo espécies pioneiras e estratégias reprodutivas oportunistas e reduzindo a representatividade de espécies clímax e de síndromes dependentes de interações bióticas especializadas. Essa reorganização funcional indica maior sensibilidade da floresta a novos distúrbios e potencial perda de estabilidade a longo prazo. Os resultados reforçam a relevância de abordagens baseadas em traços funcionais reprodutivos para compreender a resposta das florestas tropicais a incêndios florestais, especialmente diante do aumento da frequência desses eventos associado às mudanças climáticas e ao avanço das pressões antrópicas.

Palavras-chave: Incêndio Florestal, Mudanças climáticas, Dispersão, Polinização, Grupos Ecológicos, Floresta de Vale do Vêu de Noiva.

Abstract

Reproductive phenology is one of the main mechanisms regulating the dynamics, functional stability, and resilience capacity of tropical forests in the face of natural and anthropogenic disturbances. In humid ecosystems prone to fire, such as the Vale do Vêu de Noiva Forest (MT), demographic changes in tree populations can redefine ecological structure and modify the distribution of successional groups and pollination and dispersal syndromes. In this study, we evaluated the effects of a 2010 wildfire on the arboreal community over 27 years of monitoring (1996–2023). To do so, we combined analyses of population variation with the Wilcoxon test and assessed the association between functional groups and pre- and post-fire periods using Pearson's Chi-square test (χ^2). The results revealed that, although species richness and taxonomic diversity remained stable after the fire, the community underwent an intense internal reorganization of population abundances. The wildfire reduced the number of individuals of climax species while favoring an increase in pioneer species. Reproductive phenological syndromes maintained their composition, but not their structure. Entomophilous and zoochorous species, despite being dominant in the pre-fire community, showed a marked population decline after the fire, indicating partial disruption of biotic interactions and possible phenological mismatches between plants and their pollinators and dispersers. In contrast, species associated with abiotic dispersal and early successional stages showed greater stability or increases in abundance, reflecting canopy opening and facilitated regeneration under increased light availability. The observed taxonomic resilience masks important functional vulnerabilities, revealing that the maintenance or even the increase in species richness does not necessarily imply ecological stability. By integrating multiple analytical axes, this study demonstrates that fire simultaneously reorganizes the internal structure and functional dynamics of the tree community, altering abundance patterns, favoring pioneer species and opportunistic reproductive strategies, and reducing the representativeness of climax species and syndromes dependent on specialized biotic interactions. This functional reorganization indicates greater forest sensitivity to new disturbances and a potential loss of long-term stability. The results reinforce the relevance of functional reproductive trait-based approaches for understanding the responses of tropical forests to wildfires, especially in the context of increasing fire frequency driven by climate change and expanding anthropogenic pressures.

Keywords: Forest Fire, Climate Change, Dispersal, Pollination, Ecological Groups, Vale do Vêu de Noiva Forest

Sumário

1 - Introdução	1
2 - Objetivos	4
2.1 Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos	4
3 - Material e Métodos	4
3.1 Área de Estudo	5
3.2 Incêndio Florestal na Floresta de Vale do Véu de Noiva em 2010	6
3.3 Coleta de Dados	7
3.4 Análises dos Dados	8
4 - Resultados	10
4.1 Riqueza de espécies antes e depois do fogo	10
4.2 Abundância de indivíduos das populações antes e depois do fogo	11
4.3 Abundância de indivíduos entre os grupos ecológicos sucessionais	16
4.4 Abundância de indivíduos entre as categorias de atributos fenológicos reprodutivos	16
5 - Discussão	17
6 - Conclusão	22
7 - Referências Bibliográficas	24
8 - Material Complementar	35

Lista de Tabelas e Figuras

- Figura 1.** Localização do Parque Nacional da Chapada do Guimarães – MT, situado na transição Cerrado-Amazônia (A). Destaque da Floresta de Vale do Véu de Noiva e a distribuição espacial das parcelas (B). **5**
- Figura 2 -** Variação da área queimada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães – MT, série histórica 1985-2024. Fonte: MapBiomias Fogo. **7**
- Figura 3.** Curvas de rarefação por ano, baseadas na riqueza esperada em função do esforço amostral, para todas as parcelas amostradas. **10**
- Figura 4.** Proporção da riqueza de espécies para os Grupos Ecológicos (GE), Síndromes de Dispersão (SD) e Síndromes de Polinização (SP), nos períodos Antes do Fogo (AF) e Depois do Fogo (DF). **11**
- Figura 5.** Variação na abundância de indivíduos das espécies arbóreas amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva - MT, antes do fogo (azul) e depois do fogo (vermelho) ocorrido em 2010. **12**
- Figura 6.** Variação na abundância de indivíduos das 30 espécies arbóreas mais representativas, registradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, nos períodos antes do fogo (azul) e depois do fogo (vermelho) ocorrido em 2010. **15**
- Tabela S1 -** Lista das 72 espécies arbóreas registradas na floresta de vale do Véu de Noiva (MT), acompanhada dos atributos funcionais — síndrome de dispersão (SD), síndrome de polinização (SP) e grupo ecológico (GE) — e da abundância de indivíduos nos anos de 1996, 2010 e 2023. **35**
- Tabela S2 -** Valores de variação total da abundância para as 72 espécies arbóreas, amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, antes do fogo AF) e depois do fogo (DF), segundo seus grupos ecológicos (GE), com seus respectivos Z-scores calculados. **40**
- Tabela S3 -** Valores de variação total da abundância para as 72 espécies arbóreas, amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, antes do fogo AF) e depois do fogo (DF), agrupadas pelas síndromes de dispersão (SD), com seus respectivos Z-scores. **45**
- Tabela S4 -** Valores de variação total da abundância para as 72 espécies arbóreas, amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, antes do fogo AF) e depois do fogo (DF), agrupadas pelas síndromes de polinização (SP) e seus respectivos Z-scores. **50**
- Tabela S5 -** Resultados do Teste Qui-Quadrado para GE, SD e SP (AF × DF) **55**

1 - Introdução

A ocorrência de incêndios florestais tem modificado a dinâmica ecológica de florestas tropicais pelo mundo (Feron et al., 2024, McDowell et al., 2018, Pan et al., 2013). O aumento na frequência e intensidades desses incêndios estão associados às mudanças climáticas, uma vez que os ecossistemas tropicais estão mais quentes e mais secos (Sankaran, 2019; Potapov et al., 2025). Secas prolongadas causam mortalidade de árvores de grande porte, que por sua vez são substituídas no processo de recuperação natural por árvores de menor porte, com diferentes características funcionais e de diferentes grupos sucessionais (Brando et al., 2019; Meira Junior et al., 2020; Corona-Núñez e Campo, 2023). Além disso, a presença do fogo a longo prazo altera a riqueza de espécies e leva à homogeneização funcional da comunidade (Balch et al., 2015; Abedi et al., 2022).

O fogo afeta de maneira distinta grupos ecológicos de plantas, refletindo em diferentes estratégias adaptativas das espécies (Amanteras-Pascual, 2025; Barlow e Peres, 2008). A secundarização de florestas tropicais, processo de recuperação após algum tipo de distúrbio (Chazdon, 2014), é um exemplo do efeito negativo do fogo. Com a morte de grandes árvores há o aumento na entrada de luminosidade no sub-bosque, o que favorece o estabelecimento de espécies de início de sucessão. Consequentemente, devido às características ecológicas das espécies sucessionais pioneiras, há redução no porte da vegetação e na capacidade de estocagem de carbono, aproximando estruturalmente as florestas primárias degradadas de florestas secundárias jovens (Berenguer et al., 2014; Adinugroho et al., 2022).

O processo de reconstrução da floresta varia conforme o tipo, a frequência e a intensidade do distúrbio (Chapagain et al., 2021). Essas diferenças afetam diretamente a estrutura e a composição florística e funcional futura das comunidades. O que pode comprometer processos ecológicos fundamentais para manutenção da floresta, como a polinização e a dispersão de sementes e propágulos, e a oferta de serviços ecossistêmicos (Tabarelli, Peres e Melo, 2012; Araújo et al., 2025). Isso demonstra a importância e necessidade de avançar no entendimento da relação entre distúrbios na vegetação e as características sucessionais e funcionais reprodutivas, frequentemente negligenciadas em comparação a traços vegetativos (Hawes, 2020).

Interações fauna-flora desempenham papel importante na regeneração da vegetação, na estruturação e funcionamento das comunidades e na manutenção da biodiversidade (Wright, 2005; Stefanello et al., 2010; Becoche-Mosquera et al., 2023). Uma forma de compreender essas relações entre animais e plantas, é através do estudo de características fenotípicas, tais como a polinização e a dispersão, diretamente relacionadas às adaptações evolutivas que influenciam as interações fenológicas de polinização e dispersão em florestas tropicais (Reich, 2014; Warring et al., 2016).

No contexto da regeneração natural, a fauna é agente importante na determinação da composição florística futura das florestas, atuando como um agente de seleção e de distribuição, funcionando como um filtro biótico que influencia quais espécies de plantas estarão presentes e em que proporções no futuro *habitat* (Wendt, 2022). Todavia, interações entre plantas e fauna, e até mesmo as características das plantas, são fortemente influenciadas pelas condições do ambiente, disponibilidade de recursos, condições climáticas e distúrbios ambientais (Chen et al., 2021). Considerando essa alta sensibilidade e interdependência ambiental, as relações entre fauna-flora são fundamentais para a manutenção da estabilidade dos serviços ecossistêmicos em florestas tropicais (Kuhlmann, 2016).

É evidente que entender os parâmetros que regem a dinâmica florestal é fundamental para otimizar estratégias de conservação e manejo sustentável dos recursos naturais, especialmente em um cenário de mudanças climáticas (Parolin, 2013). Além disso, desvendar os fatores que influenciam os modos de polinização e de dispersão nas florestas tropicais vai além da ciência básica, sendo peça-chave para conservar serviços ecossistêmicos, garantir a persistência da biodiversidade e promover a resiliência da vegetação nativa (Correa et al., 2023). Por tanto, compreender esses processos não apenas ajuda a elucidar o funcionamento dos ecossistemas, mas também fornece subsídios para restaurar paisagens degradadas em um mundo que demanda ações baseadas em evidências ecológicas.

A área de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, é um ecótono de fundamental importância ecológica, funcionando como uma área de sobreposição ecológica e um mecanismo de seleção ambiental de espécies que sofre constante pressão antrópica (IBGE, 2019; Marques et al., 2020). Contudo, a região é um epicentro da pressão antrópica no Brasil, sendo considerada a fronteira agrícola de

maior expansão (MapBiomass, 2023). Estudos recentes demonstram que a principal ameaça deriva da expansão da agropecuária extensiva, particularmente a produção de soja e pastagens, que impulsiona a conversão acelerada de *habitats* nativos (Zu Ermgassen et al., 2020; Caballero et al., 2023). Concomitantemente, a combinação do desmatamento com as mudanças climáticas tem exacerbado condições ambientais críticas como, a perda da cobertura vegetal que está diretamente ligada à redução na precipitação e ao aumento das temperaturas locais, intensificando o estresse hídrico e a aridez (Leite-Filho et al., 2021; Smith et al., 2023). Este cenário culmina na amplificação do risco e da intensidade de incêndios florestais (Flores et al., 2024), transformando o Arco do Desmatamento na região de maior vulnerabilidade socioambiental e risco climático do país (IPCC, 2022).

Neste contexto, este estudo descreve as alterações nas proporções dos grupos ecológicos sucessionais (pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra) e dos atributos funcionais reprodutivos (síndromes de polinização e de dispersão) em espécies arbóreas em uma Floresta de Vale localizada na transição Cerrado-Amazônia, (FVVN) ao longo de 27 anos de monitoramento da vegetação arbórea. Para nortear a pesquisa, as seguintes questões foram formuladas: (1) Como a composição florística e a abundância de indivíduos das espécies arbóreas variaram durante o período de avaliação em relação aos grupos ecológicos sucessionais e as síndromes de dispersão e de polinização? (2) Essas variações diferem entre os períodos antes e depois do incêndio florestal que ocorreu na área em 2010?

2 - Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos do incêndio florestal sobre a riqueza e diversidade de espécies arbóreas, abundância de indivíduos de distintos grupos ecológicos sucessionais e com diferentes síndromes de polinização e de dispersão em uma floresta de vale na transição Cerrado-Amazônia, com base em 27 anos de monitoramento da vegetação. Com isso, esperamos ampliar o conhecimento sobre como os incêndios florestais remodelam o estágio sucessional e a funcionalidade

reprodutiva das florestas tropicais, com implicações à conservação da biodiversidade.

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar a riqueza e diversidade de espécies arbóreas entre os períodos antes (1996 - 2010) e depois (2010 - 2023) do fogo.
- Descrever as mudanças temporais nas frequências dos grupos ecológicos sucessionais e das síndromes de polinização e de dispersão das principais populações arbóreas ao longo dos 27 anos de monitoramento da vegetação.
- Avaliar os efeitos do fogo na abundância das principais populações arbóreas e as frequências dos grupos ecológicos sucessionais e das síndromes de polinização e de dispersão.

3 - Material e Métodos

3.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Floresta de Vale do Véu da Noiva (FVVN), localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - Mato Grosso, coordenadas geográficas 15° 24' a 18.80" S e 55° 49' a 55.35" W (Figura 1). A FVVN é um fragmento de floresta tropical localizada na região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia (Figura 1A). A vegetação é formada pela Mata de Galeria (Floresta Estacional Semidecidual Aluvial), que segue o curso d'água no fundo do vale, e pela Floresta de Encosta (Floresta Estacional Semidecidual), em ambas as vertentes do vale (Meira Junior et al., 2020). Devido à dificuldade de diferenciação entre a Floresta de Galeria e da Floresta de Encosta a vegetação estudada recebe a denominação de 'Floresta do Vale', como sugerido por Eiten (1994) e adotado nos trabalhos de Pinto et al. (2006) e Pinto e Hay (2005).

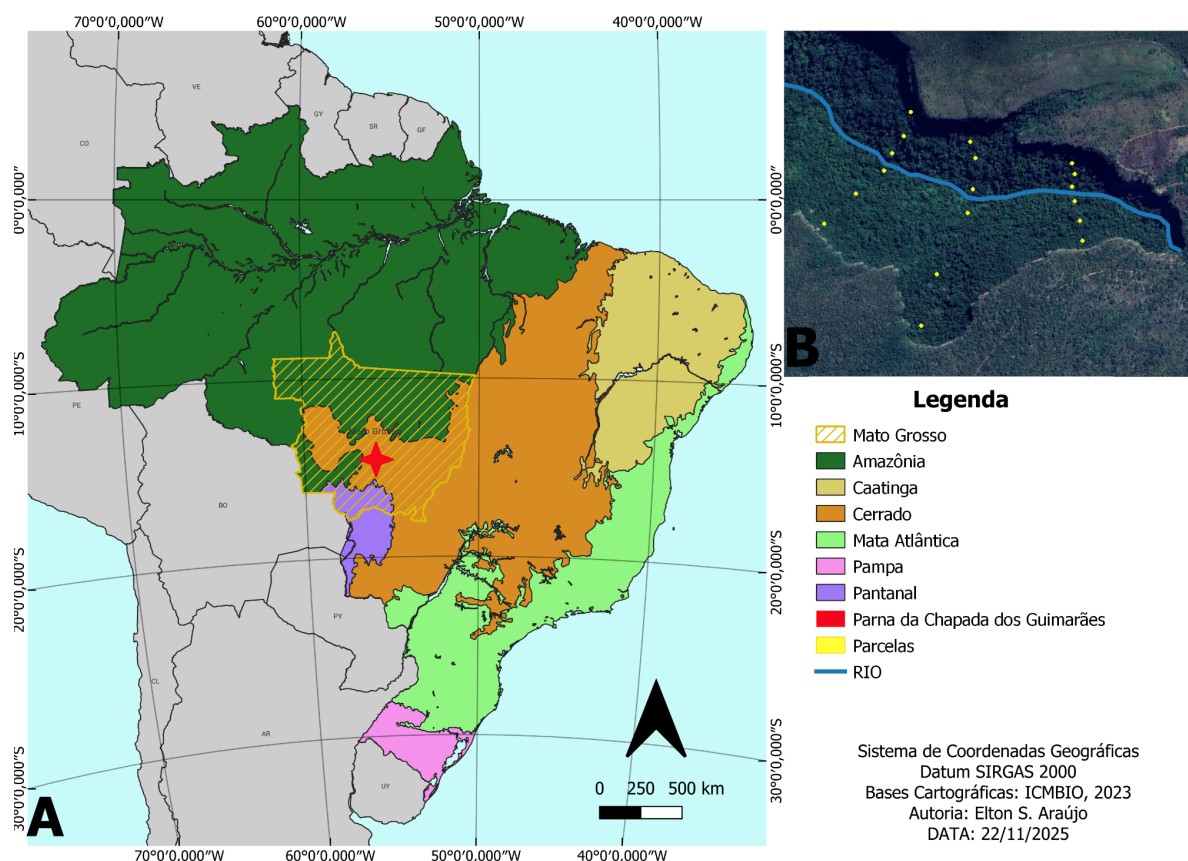


Figura 1. Localização do Parque Nacional da Chapada do Guimarães – MT, situado na transição Cerrado-Amazônia (A). Destaque da Floresta de Vale do Vêu de Noiva e a distribuição espacial das parcelas (B).

De acordo com a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, denominado como tropical sazonal (Alvares et al., 2013). O clima tropical sazonal da região é caracterizado por duas estações bem definidas, com um período chuvoso responsável por cerca de 80% da precipitação anual, compreendido entre os meses de outubro e abril, podendo apresentar índices pluviométricos de até 270 mm mensais; e uma estação seca compreendida entre os meses de maio e setembro com baixíssimos índices de chuva com a possibilidade de índices pluviométricos abaixo de 10 mm mensais nos meses mais secos, como julho (INMET, 2024; INPE, 2024). O índice pluviométrico anual da região varia entre 1.500 mm e 1.800 mm (INMET, 2024).

O solo na FVVN é predominantemente Litólico fase arenosa, mas também com a ocorrência de porções de areia quartzosa distrófica e solos aluviais no fundo do vale (Abreu et al., 2014). Há um gradiente topográfico no interior do vale com baixo, médio e alto declive e a ocorrência de microsítios caracterizados pelo tipo de rocha (filito e arenito), que determina a composição florística e a estrutura da

vegetação (Pinto et al., 2006). A distribuição dos microsítios se mantém igual nas duas vertentes do vale (Figura 1B).

As maiores ocorrências de distúrbios relacionados à vegetação na FVVN são de causas naturais, como a queda de árvores que abrem novas clareiras (Pinto et al., 2006). No entanto, em julho de 2010 ocorreu um incêndio florestal na FVVN, o único registrado ao longo dos 27 anos de monitoramento da vegetação (Meira Junior et al., 2020).

3.2 Incêndio Florestal na Floresta de Vale do Véu de Noiva em 2010

Os anos de 1991, 2010 e 2024 marcaram a região da Chapada dos Guimarães no Mato Grosso com a ocorrência de incêndios florestais severos, resultando em uma grande área queimada nesses períodos (Figura 2). Em específico o episódio do ano de 2010, ocorrido durante a seca excepcionalmente prolongada (INMET, 2024), afetou aproximadamente 40% da área do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (ICMBio, 2024), com impactos diferenciados sobre as diversas fitofisionomias do Cerrado e da vegetação de transição com a Amazônia. Condições climáticas anômalas registradas na região podem ter favorecido a ocorrência do incêndio florestal na FVVN, com destaque para o déficit hídrico 35% acima da média histórica e temperaturas máximas 2,5°C superiores aos registros anteriores para a região da Chapada dos Guimarães (INMET, 2024).

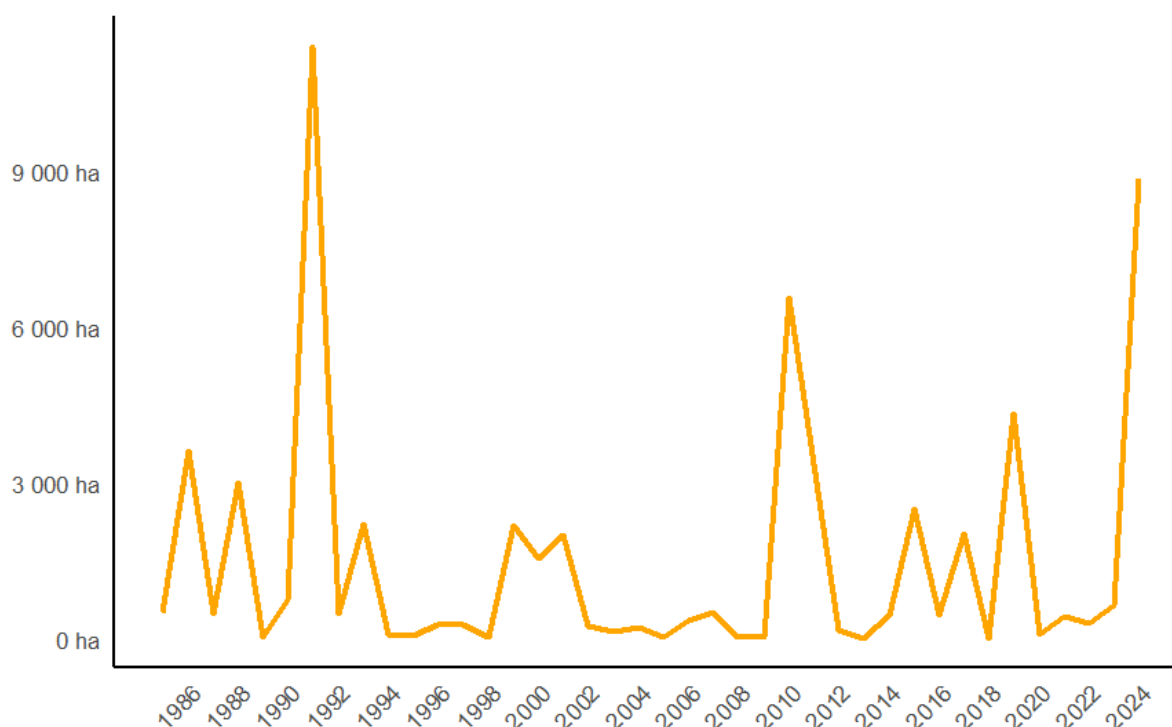


Figura 2 - Variação da área queimada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães – MT, série histórica 1985-2024. Fonte: MapBiomas Fogo.

A combinação da baixa umidade relativa do ar e elevada temperatura criou um cenário propício para a propagação rápida do fogo, que se alastrou por cerca de três semanas antes de ser totalmente controlado. O aumento na severidade de eventos de seca extrema observado no período de monitoramento, apresenta picos coincidindo com a ocorrência do incêndio florestal na FVVN (Meira Junior et al., 2020). Apesar de em um primeiro momento os estudos a respeito do impacto do fogo na região não apresentarem efeito significativo na riqueza de espécies (Abreu et al., 2014), resultados que levam em consideração a últimas medições realizadas na área indicam maior suscetibilidade ao fogo e o comprometimento de funções ecológicas essenciais para o funcionamento da comunidade (Meira Junior et al., 2020).

3.3 Coleta de Dados

A vegetação arbórea na FVVN vem sendo monitorada desde 1996 (Pinto e Oliveira-Filho, 1999), com remediações realizadas em 1999 (Pinto e Hay, 2005), 2003 (Pinto et al., 2006), 2006 e 2010 (Abreu et al., 2014) e 2016 (Meira Junior et al.,

2020). Para o presente estudo foram acrescentados os dados da remediação de 2023.

A coleta de dados foi realizada em 18 parcelas de 600 m² cada, totalizando 1,08 hectares (Figura 1 B). As parcelas estão distribuídas de maneira sistemática em três transectos perpendiculares ao curso d'água, com as parcelas distribuídas em três seções, no topo e meio do vale e na borda do curso d'água, totalizando nove parcelas em cada vertente do vale (Pinto e Oliveira-Filho, 1999; Meira Junior et al., 2020).

Para o inventário da vegetação arbórea foi adotado, como critério de inclusão, diâmetro mínimo de 5 cm, medido na altura do peito (DAP), respeitando sempre a mesma altura para a realização das remediações (1,30 m acima do solo). Para revisão e atualização dos nomes científicos das espécies foi utilizado o banco de dados da Lista de Espécies Flora do Brasil (Flora do Brasil, 2025), que utiliza o sistema botânico de classificação *Angiosperm Phylogeny Group* - APG IV (APG IV, 2016).

3.4 Análises dos Dados

Para este estudo, selecionamos entre as 158 espécies registradas na FVVN, durante os 27 anos de monitoramento da vegetação, aquelas 39 espécies cujas populações com pelo menos cinco indivíduos. Também consideramos as 33 espécies que foram incluídas na amostragem a partir dos inventários de remediação da vegetação e aquelas que deixaram de ser registradas após o incêndio florestal em 2010 (n=7). Assim, analisamos 72 espécies, equivalente a 46% da riqueza taxonômica registrada na área (Tabela S1). Essas espécies representam 76% do número de indivíduos registrados no inventário em 1996 e 68% no inventário de 2023.

Utilizamos os bancos de dados (ex: TRY e Flora do Brasil) e levantamentos bibliográficos (artigos científicos, dissertações e teses) como fontes de informações para a classificação dos grupos funcionais sucessionais e das síndromes de polinização e de dispersão (Kattge et al., 2020). Os grupos ecológicos sucessionais foram classificados em clímax exigente de luz (CL); clímax tolerante à sombra (CS) e pioneiras (P), conforme utilizado por Abreu et al. (2014). As síndromes de

polinização (anemofilia, entomofilia e zoofilia), considerando zoofilia, polinização realizada por animais vertebrados e entomofilia, polinização realizada por invertebrados, foram categorizadas de acordo com (Fægri e Pijl, 1979) e as síndromes de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) de acordo com Souza et al. (2022).

Os dados foram analisados em dois grupos definidos pela influência do fogo na FVVN. O intervalo compreendido entre os anos de 1996 - 2006 foi definido como antes do fogo (AF) e o intervalo compreendido entre 2010 - 2023 foi definido como depois do fogo (DF). Para avaliar diferenças nas abundâncias populacionais entre os períodos analisados, aplicamos o teste de Wilcoxon para amostras pareadas. O teste de Wilcoxon é uma abordagem não-paramétrica adequada para dados que não atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade (Zar, 2010). Os dados de abundância apresentaram assimetrias e presença de *outliers* (dados discrepantes), conforme identificados nas análises exploratórias (análise visual de distribuição dos dados e teste de Shapiro-Wilk; $p < 0,05$), o que justificou a escolha pelo teste de Wilcoxon.

Para compreender as mudanças na composição das espécies, quanto aos grupos sucessionais, bem como às síndromes de polinização e de dispersão, associadas ao fogo, foi realizada análise da dinâmica de substituição de espécies (*turnover*) baseada no surgimento (recrutamento) e desaparecimento (mortalidade) de espécies entre os períodos antes e depois do incêndio florestal. A variação observada indica a proporção de espécies que desapareceram após o fogo, bem como aquelas que surgiram no período pós-fogo, refletindo a dinâmica de substituição na comunidade. Calculamos a diversidade-beta, quantificando espécies que surgiram ou desapareceram após o fogo (Baselga, 2010).

A avaliação da alteração na composição funcional da riqueza de espécies foi realizada através do teste de Qui-quadrado de Pearson (χ^2), comparando a frequência de ocorrência dos Grupos Ecológicos (GE), Síndromes de Dispersão (SD) e Síndromes de Polinização (SP) nos períodos AF e DF.

Os efeitos significativos foram interpretados a partir dos coeficientes estimados e representados por meio de gráficos de predição com intervalo de confiança, gerados com os pacotes ggplot2 (Wickham, 2016) e ggeffects (Lüdtke, 2018) do software R. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no RStudio (versão 2025.05.0+496). Os principais pacotes utilizados incluem vegan

(Oksanen, 2022), MASS (Venables, 2002), ggplot2, dplyr (Wickham et al. 2024), ggeffects, patchwork (Pedersen, 2023) e car (Fox e Weisenberg, 2019). O nível de significância adotado para todos os testes estatísticos foi de $p\text{-valor} \leq 0,05$.

4 - Resultados

4.1 Riqueza de espécies antes e depois do fogo

No período antes do fogo (1996 a 2010) houve acréscimo de 11 espécies e nenhuma exclusão (Tabela 1, Tabela S1). Ao passo que depois do fogo foi registrado aumento líquido de oito espécies em 2023, com o recrutamento de 15 espécies e sete espécies previamente registradas na área em 2010 deixaram de ser amostradas em 2023. Entre os GE houve maior substituição de espécies depois do fogo, com aumento no recrutamento e no número de espécies sem registro, com aumento na riqueza de espécies, principalmente CL e CS. Para a síndromes reprodutivas houve expressivo aumento para as espécies SP-Anemofíticas e SD-Zoocóricas.

Embora o fogo tenha provocado a exclusão de algumas espécies, ele também abriu espaço para o aparecimento de novas espécies, resultando em aumento líquido na riqueza de espécies no período de 1996 a 2023 (Figura 3A). Além da riqueza, a diversidade de espécies também apresentou alterações ao longo do período. O perfil de diversidade (Figura 3B) evidencia que quando a diversidade é igual a riqueza de espécies ($q = 0$) a diversidade foi maior em 2023, seguida de 2010 e 1996. Ao passo que são usadas métricas diferentes (valor de q) para o cálculo a diversidade não diferem entre os anos avaliados, pois há sobreposição das linhas.

Tabela 1. Mudança no número de espécies, antes do fogo e depois do fogo, para as espécies arbóreas registradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, de acordo com os Grupos Ecológicos Sucessionais (GE), Síndrome de Polinização (SP) e Síndrome de Dispersão (SD). Re = recruta e SR = sem registro.

	Antes do Fogo				Depois do Fogo		
	1996	Re	SR	2010	Re	SR	2023
72 espécies selecionadas	46	11	0	57	15	7	65

GE – Clímax de luz	31	7	0	38	9	5	42
GE – Clímax de sombra	14	4	0	18	2	1	19
GE – Pioneira	1	0	0	1	4	1	4
SP – Anemofilia	1	0	0	1	1	0	2
SP – Entomofilia	43	11	0	54	12	7	59
SP – Zoofilia	2	0	0	2	2	0	4
SD – Anemocoria	3	2	0	5	2	1	6
SD – Autocoria	3	0	0	3	1	2	2
SD – Zoocoria	40	9	0	49	12	4	57

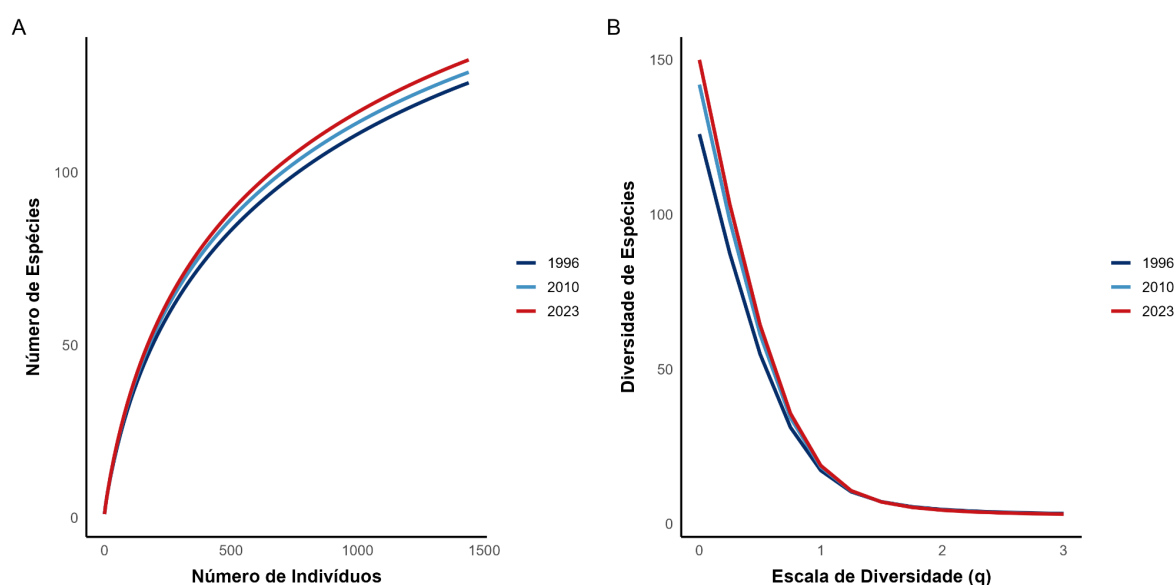


Figura 3. (a) Curvas de rarefação mostrando a variação no número esperado de espécies para os anos de 1996, 2010 e 2023 na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (MT), calculadas com base no número de indivíduos amostrados. **(b)** Perfil de diversidade de Rényi (Hill) para os mesmos anos, indicando as diferenças no número efetivo de espécies ao longo do gradiente de ordem da diversidade (q).

A distribuição da riqueza de espécies entre os Grupos Ecológicos ($\chi^2 = 0.97$, $p = 0.615$), Síndromes de Dispersão ($\chi^2 = 0.27$, $p = 0.876$) e Síndromes de Polinização ($\chi^2 = 0.01$, $p = 0.994$) não apresentaram diferenças estatísticas entre os períodos AF e DF (Figura 4). Os resultados indicaram que não houve associação estatisticamente significativa entre a frequência de riqueza em qualquer uma das categorias e o período pós-fogo (Tabela S3, S4 e S5).

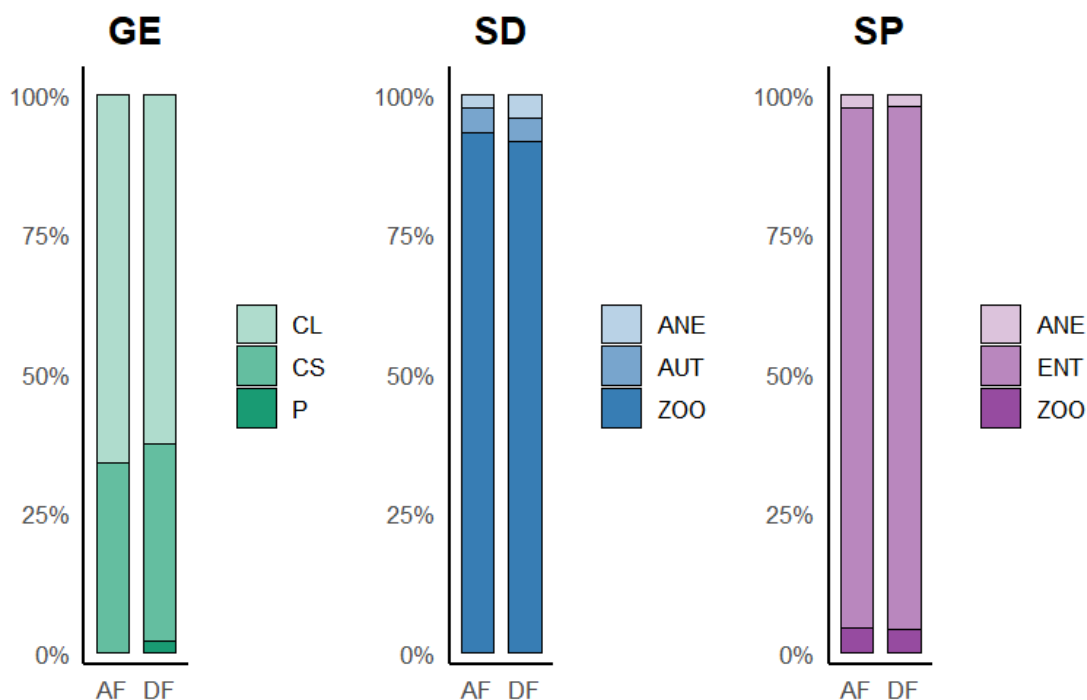


Figura 4. Proporção da riqueza de espécies (presença/ausência) para os Grupos Ecológicos (GE), Síndromes de Dispersão (SD) e Síndromes de Polinização (SP), nos períodos Antes do Fogo (AF) e Depois do Fogo (DF). O Teste Qui-quadrado de Pearson não indicou diferença significativa ($p > 0.05$) entre a riqueza de espécies entre os períodos AF e DF para as classes de GE, SD e SP.

4.2 Abundância de indivíduos das populações antes e depois do fogo

Considerando o conjunto das 72 espécies analisadas observa-se inicialmente um aumento expressivo no número de indivíduos entre 1996 e 2010 (de 490 para 682 indivíduos), refletindo em incremento populacional generalizado entre os GE e as SD e SP. Esse aumento inclui 192 indivíduos provenientes de espécies que não estavam presentes em 1996 (Re), sem qualquer perda populacional (Mo = 0). No entanto, depois do fogo (2010 a 2023) ocorreu declínio líquido de indivíduos (de 825 para 716), marcado por 118 indivíduos mortos e apenas nove novos recrutas. Esses valores evidenciam que o fogo interrompeu a tendência de crescimento populacional observada anteriormente e promoveu uma redução significativa na regeneração para a maioria das espécies.

Tabela 2. Mudança no número de indivíduos, antes do fogo e depois do fogo, para as espécies arbóreas registradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, de acordo com os Grupos Ecológicos Sucessionais (GE), Síndrome de Polinização (SP) e Síndrome de Dispersão (SD). Re = recruta e Mo = morto.

	Antes do Fogo				Depois do Fogo			
	1996	Re	Mo	2010	2016	Re	Mo	2023
72 espécies selecionadas	490	192	0	682	825	9	118	716
GE – Clímax de luz	307	117	0	424	500	6	62	444
GE – Clímax de sombra	182	74	0	256	322	1	55	268
GE – Pioneira	1	1	0	2	3	1	0	4
SP – Anemofilia	32	4	0	36	37	0	5	32
SP – Entomofilia	438	174	0	612	748	9	102	655
SP – Zoofilia	20	14	0	34	40	0	11	29
SD – Anemocoria	14	5	0	19	22	1	5	18
SD – Autocoria	11	0	0	11	12	0	2	10
SD – Zoocoria	465	187	0	652	791	6	109	688

A variação na abundância de indivíduos não revelou padrão consistente de declínio populacional generalizado. Porém, a análise estatística revelou diferença significativa na abundância das populações antes e depois do fogo (teste de Wilcoxon pareado: $V = 1459$; $p = 0,0045$). O distúrbio causado pelo fogo exerceu influência negativa na dinâmica populacional de algumas espécies, com a redução na abundância de indivíduos se tornando mais evidente nos anos subsequentes ao incêndio florestal que ocorreu em 2010 (Figura 3).

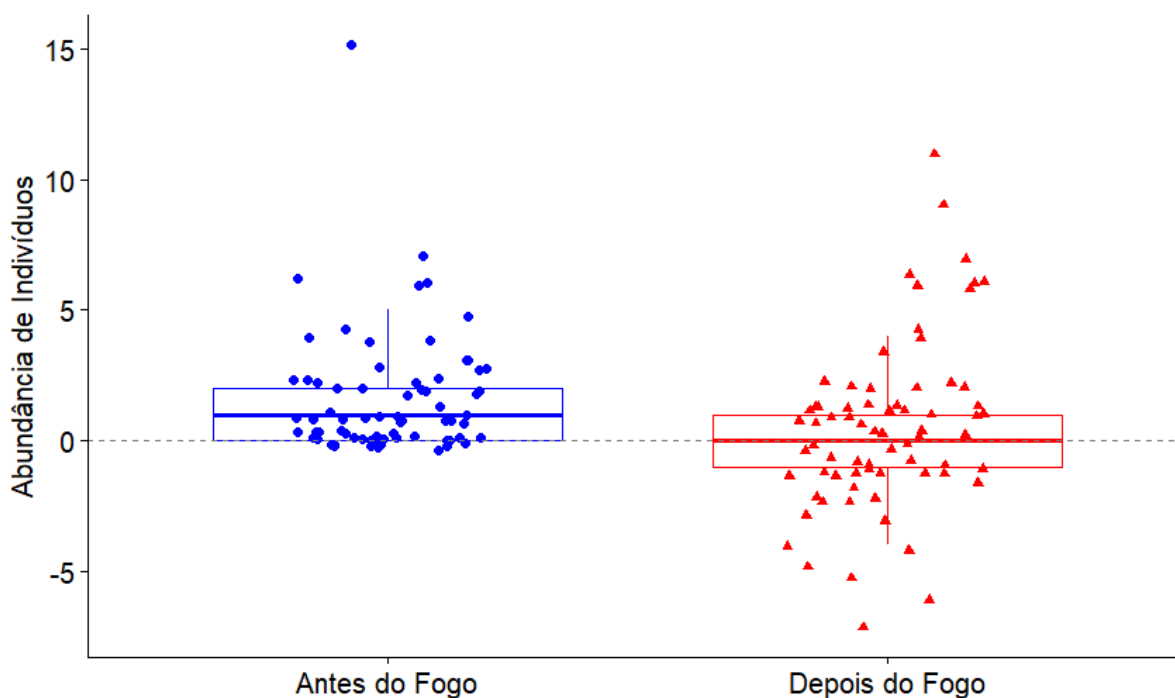


Figura 5. Variação na abundância de indivíduos das espécies arbóreas amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva - MT, antes do fogo (azul) e depois do fogo (vermelho) ocorrido em 2010. Caixas representam o intervalo interquartil (IQR), a linha interna a mediana, e os símbolos as 72 populações analisadas. A linha tracejada indica ausência de variação ($y=0$). O teste de Wilcoxon pareado indicou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($V = 1459$, $p = 0,0045$).

A heterogeneidade nas respostas das espécies em relação ao distúrbio causado pelo incêndio florestal revelou padrão complexo (Figura 6). Enquanto algumas populações apresentaram reduções em sua abundância (22 espécies, 30,5%), outras (5, 7%) registraram aumento relativo, e ainda aquelas que mantiveram a mesma densidade populacional (3, 4,2%).

Algumas espécies apresentaram crescimento populacional semelhante, antes e depois do fogo, indicando que essas espécies são indiferentes ao fogo: *Sloanea sinemariensis* (zoocórica, entomófila e CL), *Hymenaea courbaril* (zoocórica, entomófila e CS) e *Leptobalanus apetalus* (zoocórica, entomófila e CL). Outras espécies apresentaram crescimento populacional nos dois períodos analisados, mas com maior crescimento AF, indicando menor resistência ao fogo: *Trichilia claussoni* (zoocórica, entomófila e CS), *Inga vera* (zoocórica, entomófila e CL), *Eugenia florida* (zoocórica, entomófila e CL) e *Sloanea guianensis* (zoocórica, entomófila e CL). As espécies que apresentaram crescimento populacional nos dois

períodos analisados, mas com maior acréscimo depois do fogo, indicando serem favorecidas pelo fogo, foram *Protium pilosissimum* (zoocórica, entomófila e CL), *Miconia splendens* (zoocórica, entomófila e CL), *Sacoglottis mattogrossensis* (zoocórica, entomófila e CL), *Myrcia neolucida* (zoocórica, entomófila e CS) e *Siparuna guianensis* (zoocórica, entomófila e CS).

Observamos também espécies que apresentaram crescimento populacional AF e redução DF, indicando serem prejudicadas pelo fogo, como *Pseudolmedia laevigata* (zoocórica, anemófila e CL), *Bocageopsis mattogrossensis* (zoocórica, entomófila e CL) e *Protium heptaphyllum* (zoocórica, entomófila e CL). As espécies que foram registradas na área após o fogo, sugerindo serem beneficiadas pelo fogo foram *Eugenia densiracemosa* (zoocórica, entomófila e CL), *Myrcia megapaniculata* (zoocórica, entomófila e CL), *Cybianthus detergens* (zoocórica, entomófila e CL), e *Eumachia cephalantha* (zoocórica, entomófila e CS). As espécies que não foram registradas na área após o fogo, indicando serem sensíveis ao fogo foram *Myrcia strigosa* (zoocórica, entomófila e CL), *Miconia albicans* (zoocórica, entomófila e P), *Chloroleucon tortum* (autocórica, entomófila e CL) e *Sarcomphalus mistol* (zoocórica, entomófila e CL).

Dentre as espécies beneficiadas, destacam-se aquelas com marcante capacidade de recuperação ou aproveitamento de oportunidades ecológicas criadas pelo distúrbio (Figura 6). *Protium pilosissimum* apresentou incremento de ~100% em sua abundância populacional (de 19 para 40 Ind.), sugerindo alta capacidade de colonização após o distúrbio causado pelo fogo. Já *Siparuna guianensis* registrou crescimento ainda mais expressivo (+318%), possivelmente devido à redução de competidores ou à liberação de recursos, p.ex. luz. O caso mais emblemático foi o de *Miconia splendens*, que expandiu sua população em ~14x (de 1 para 14 Ind.), evidenciando que o fogo pode atuar como agente de liberação de nicho para espécies oportunistas.

Os resultados também demonstraram impactos negativos e diferenciados do fogo sobre as espécies arbóreas, revelando declínio populacional (Figura 6). Com destaque para *Elaeoluma glabrescens*, que apresentou redução populacional de 50% (de 7 para 3 Ind.). *Protium heptaphyllum* registrou declínio menos acentuado (25%), indicando resistência parcial, porém com evidente comprometimento de sua persistência a longo prazo.

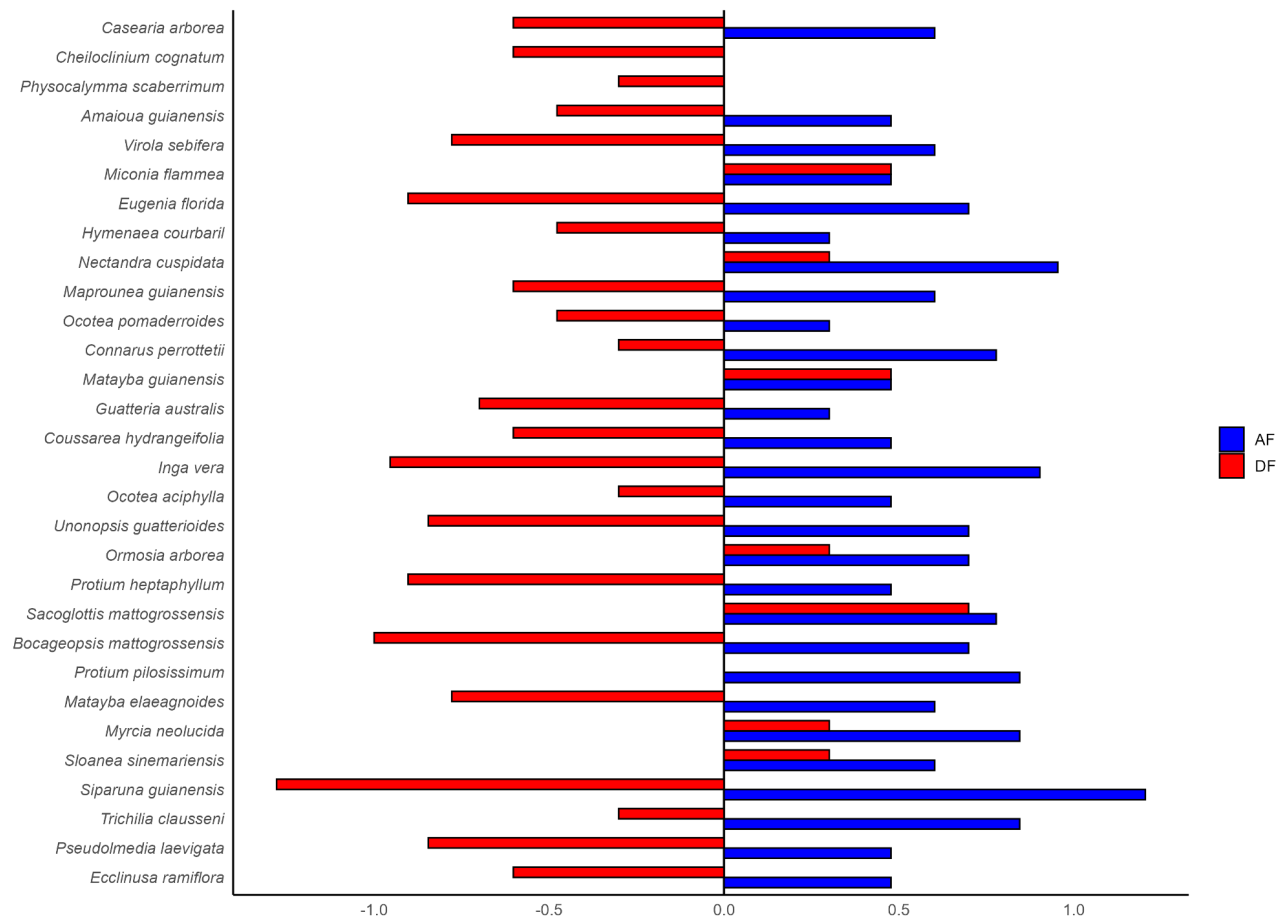


Figura 6. Variação na abundância de indivíduos das 30 espécies arbóreas mais representativas, registradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva – MT, nos períodos antes do fogo (azul) e depois do fogo (vermelho) ocorrido em 2010. Valores positivos indicam aumento e valores negativos indicam redução na abundância de indivíduos nas populações.

4.3 Abundância de indivíduos entre os grupos ecológicos sucessionais

A análise da variação padronizada da abundância de indivíduos agrupadas em espécies clímax exigente de luz (CL), clímax tolerante à sombra (CS) e pioneira (P), revelou respostas distintas ao fogo, evidenciando que o impacto do distúrbio não foi homogêneo entre os grupos ecológicos (Tabela S2).

Entre os Grupos Ecológicos Sucessionais, as espécies Clímax de Luz (CL) representam o grupo numericamente dominante e o que mais contribuiu para o aumento antes do fogo, passando de 307 indivíduos em 1996 para 424 em 2010, com 117 indivíduos recrutados. Após o fogo, porém, ocorreu redução populacional (SR = 62), embora o grupo ainda tenha mantido recrutamento (RE = 6), resultando em 444 indivíduos em 2023. As espécies Clímax de Sombra (CS) também expandiram sua população antes do fogo (182 → 256 indivíduos), mas apresentaram elevado número de perdas depois do fogo (SR = 55), com apenas um novo recruta. O grupo Pioneiro (P), embora numericamente menor, mostrou padrão distinto, com incremento antes (1 → 2) e depois do fogo (3 → 4), comportamento típico de espécies favorecidas por ambientes mais abertos e perturbados.

Entre as espécies CL com maior aumento destacam-se *Protium pilosissimum* ($z = +3,5$) e *Sacoglottis mattogrossensis* ($z \approx +2,0$) (Tabela S2). Entre as CS, observou-se aumento em poucas populações — como *Myrcia neolucida* ($z = +2,8$) e *Ecclinusa ramiflora* ($z \approx +2,0$) — sugerindo vantagens adaptativas em ambientes alterados pelo fogo (Tabela S2). Espécies CL como *Protium heptaphyllum* ($z = -1,5$) e *Pouteria ramiflora* ($z = -1$), e CS como *Elaeoloma glabrescens* ($z = -1,2$), apresentaram reduções expressivas.

O grupo das espécies pioneiras exibiu menor variação interna, com três espécies (*Vismia macrophylla*, *Machaerium hirtum* e *Mabea fistulifera*) mostrando modesto aumento ($z \approx +0,5$) e apenas *Miconia albicans* apresentando declínio ($z = -1,5$) (Tabela S2).

4.4 Abundância de indivíduos entre as categorias de atributos fenológicos reprodutivos

A análise temporal das síndromes de polinização (SP) e de dispersão (SD) revelou padrões notavelmente semelhantes ao longo do período avaliado (Tabelas

S3 e S4). Tanto as SP quanto as SD mantiveram relativa estabilidade na abundância média de indivíduos antes do fogo e exibiram respostas semelhantes após o distúrbio. Esse padrão indica que, apesar das diferenças nas estratégias reprodutivas e nos agentes envolvidos nos dois processos, os atributos fenológicos reprodutivos foram afetados de maneira similares pelo incêndio florestal.

Após o fogo, tanto as SP quanto as SD apresentaram incremento inicial na abundância média até 2016, seguido de uma redução consistente em 2023 (Tabela 2). Essa trajetória sugere que o pulso de abertura do dossel e redução na competição gerou condições favoráveis temporariamente para múltiplas categorias funcionais. Contudo, a subsequente redução conjunta pode indicar que a recuperação estrutural da floresta, combinada à mortalidade tardia e às limitações de regeneração, afetou de forma equivalente tanto espécies dependentes de diferentes vetores de dispersão quanto aquelas associadas a distintos agentes polinizadores.

As síndromes de polinização revelam padrões populacionais fortemente contrastantes. As espécies Entomófilas (ENT) foram responsáveis pela maior parcela do incremento populacional antes do fogo (438 → 612 indivíduos; RE = 174). Após o fogo, porém, sofreram o maior volume absoluto de perdas (102 indivíduos), embora tenham mantido recrutamento (RE = 9). As espécies Zoófilas (ZOO) apresentaram crescimento antes do fogo (20 → 34), mas declínio acentuado no período posterior (SR = 11). Já as espécies Anemófilas (ANE), mais raras, mantiveram pequenas flutuações populacionais, com redução leve depois do fogo (SR = 5) (Tabela 2).

A polinização por insetos (ENT) dominou a riqueza de espécies, e a maioria das populações neste grupo apresentou Z-scores próximos a zero. No entanto, a *Siparuna guianensis*, entomófila, destacou-se com o maior Z-score positivo, indicando alta estabilidade. Por outro lado, a espécie *Elaeoluma glabrescens* registrou a maior perda de estabilidade (Z-score negativo), evidenciando que a vulnerabilidade é heterogênea mesmo dentro de uma mesma síndrome de polinização. A maior proporção de espécies Anemocóricas apresentou estabilidade do IC negativa (perda), com a espécie *Jacaranda copaia* registrando o Z-score (0,8) mais baixo. Em contraste, a espécie *Siparuna guianensis* zoocórica que demonstrou Z-score > 4 altamente positivo (Figura 6).

Resultados semelhantes são observados para as síndromes de dispersão. As espécies Zoocóricas (ZOO) registraram forte expansão antes do fogo (465 → 652; RE = 187), mas perderam 109 indivíduos após o fogo, embora com recrutamento residual (RE = 6). As espécies Autocóricas (AUT) mantiveram populações mais estáveis, com poucas perdas e quase nenhum recrutamento, enquanto as Anemocóricas (ANE) registraram leve declínio populacional depois do fogo (SR = 5) (Tabela 2).

A análise padronizada da variação populacional (Z-score) reforça essa semelhança. SP e SD apresentaram amplitudes de resposta comparáveis, sem divergências marcantes entre suas categorias funcionais (Tabelas S3 e S4). Essa convergência nas trajetórias sugere que o fogo atuou sobre mecanismos demográficos comuns, como mortalidade de troncos finos, perda de biomassa, impacto na regeneração e microclima pós-fogo, reduzindo diferenças que seriam esperadas entre estratégias reprodutivas.

5 - Discussão

O incêndio florestal de 2010 funcionou como um distúrbio ecológico seletivo que reorganizou a estrutura populacional e funcional da comunidade arbórea da Floresta de Vale do Véu de Noiva. A análise temporal revelou que, embora o incêndio florestal não tenha reduzido a riqueza de espécies nem a diversidade taxonômica (Figura 3), ele provocou mudanças importantes nas abundâncias populacionais, no recrutamento, na mortalidade e na distribuição de indivíduos entre grupos ecológicos e atributos reprodutivos.

O complexo padrão de respostas das espécies arbóreas aos distúrbios causados pelo fogo, revelado pelas espécies arbóreas na FVVN, evidencia que a tolerância ao fogo é uma característica chave que modula a mortalidade e redistribui a dominância entre as espécies e seus grupos funcionais (Brando et al., 2012; Pellegrini et al., 2016).

A riqueza apresentou um padrão consistente em que antes do fogo (1996–2010), houve apenas acréscimo de espécies, sem extinções locais, indicando aumento contínuo da heterogeneidade florística enquanto depois do fogo, embora tenha ocorrido uma combinação de recrutamento de novas espécies (RE) e

exclusão de outras (SR), o saldo líquido permaneceu positivo, com aumento total de oito espécies entre 1996 e 2023. Ou seja, o fogo provocou substituição de espécies, mas não reduziu nem a riqueza nem a diversidade, reforçando a resiliência taxonômica da floresta. Além disso, a distribuição das espécies entre os GE, SD e SP permaneceu estável antes e depois do fogo (teste Qui-quadrado), mantendo a predominância de espécies clímax (CL e CS) e de síndromes de dispersão e polinização majoritariamente bióticas. Em suma, a floresta manteve sua identidade florística e funcional em termos de composição, apesar da perturbação.

Resultados semelhantes, com forte substituição de espécies ao longo do tempo, mas sem perda líquida de riqueza local, já foram descritos em outros sistemas (Flores et al., 2024), reforçando a ideia de resiliência florística, em que o fogo reestrutura a composição e as abundâncias, mas não necessariamente reduz o número total de espécies. Em florestas tropicais sujeitas a fogo, estudos indicam que eventos isolados tendem a afetar mais a estrutura e a composição do que a riqueza de espécies, enquanto regimes de fogo recorrentes levam a perdas mais acentuadas (Barlow e Peres, 2008).

Embora a riqueza e a composição funcional tenham se mantido estáveis, a abundância de indivíduos sofreu mudanças profundas. Antes do fogo, houve crescimento populacional generalizado, com 192 novos indivíduos recrutados. Após o fogo, porém, as populações experimentaram maior mortalidade (SR) e redução de recrutamento, resultando em queda líquida no número total de indivíduos. Essa resposta demográfica heterogênea, é consistente com o padrão observado em florestas tropicais afetadas por incêndios isolados, nos quais a mortalidade supera o recrutamento inicial (Brando et al., 2012; Pellegrini et al., 2016).

Os grupos ecológicos sucessionais apresentaram respostas contrastantes. Mais da metade das espécies Clímax de Luz (53,8%) e Clímax de Sombra (58,8%) apresentaram redução no número de indivíduos, indicando maior sensibilidade ao impacto térmico, à perda de plântulas e ao dano estrutural causados pelo fogo. Por outro lado, as espécies Pioneiras foram favorecidas, com aumento no número de indivíduos e maior entrada de novos recrutas, confirmando que a abertura do dossel e o aumento da luminosidade após o fogo criaram condições favoráveis para esse grupo (Andrade et al., 2021). Esse padrão sugere que o fogo atua como agente de secundarização, promovendo uma transição estrutural em direção a uma comunidade mais aberta e dominada por espécies de estágios iniciais.

A análise das síndromes fenológicas reprodutivas revelou que SP e SD mantiveram padrões composicionais semelhantes antes e depois do fogo, reforçando a estabilidade funcional da comunidade em termos de distribuição de categorias. Entretanto, ao avaliar a variação no número de indivíduos (Tabela 2), surgem tendências importantes que não são captadas apenas pela presença ou ausência das categorias.

Entre as síndromes de polinização, as espécies entomófilas (ENT) embora numericamente dominantes na comunidade, como é típico de florestas tropicais úmidas (Ollerton et al., 2011; Becoche-Mosquera et al., 2023), apresentaram o maior declínio populacional após o fogo. A maior sensibilidade das espécies entomófilas ao fogo é coerente com estudos que apontam efeitos negativos do distúrbio térmico sobre polinizadores, reduzindo a atividade de insetos e simplificando redes planta-polinizador (Carbone et al., 2019; Becoche-Mosquera et al., 2023). As espécies anemófilas (ANE) apresentaram maior estabilidade ao longo do tempo, enquanto as espécies zoófilas (ZOO) exibiram aumento antes do fogo seguido por queda acentuada depois do fogo. A oscilação nas espécies zoófilas reflete, em parte, a dependência de vertebrados polinizadores, que podem ter sua atividade reduzida em ambientes queimados, conforme observado em estudos sobre a degradação funcional de comunidades bióticas após incêndios (Barlow et al., 2016; Brando et al., 2024).

O padrão observado nas síndromes de dispersão reforça essa tendência uma vez que espécies zoocóricas fundamentais para a regeneração de florestas maduras (Stefanello et al., 2010; Hawes et al., 2020; Correa et al., 2023) aumentaram expressivamente antes do fogo, mas mostraram forte redução após o distúrbio. Esse comportamento é consistente com evidências recentes de que o fogo interfere negativamente nos movimentos de frugívoros e na dispersão biótica, reduzindo a chegada de diásporos em áreas queimadas e simplificando redes ecológicas de dispersão (Lourenço et al., 2024; Rossi et al., 2025). Em contraste, espécies autocóricas e anemocóricas apresentaram variações menores, com reduções discretas após o fogo. Tais categorias tendem a ser menos dependentes da fauna e podem ser favorecidas por ambientes mais abertos, dado que a abertura do dossel facilita a dispersão não-biótica, como reportado em florestas impactadas por incêndios (Stefanello et al., 2010; Parolin & Wittmann, 2013).

Assim, embora a composição funcional das síndromes não tenha se alterado, os padrões de abundância evidenciam um deslocamento funcional. Esse tipo de reorganização, sem perda imediata de riqueza, mas com mudanças na relativa importância das estratégias reprodutivas, tem sido apontado como um dos principais efeitos ecológicos do fogo em florestas tropicais (Andrade et al., 2021; Abedi et al., 2022; Armenteras-Pascual et al., 2025; Rocha et al., 2025).

Em síntese, os resultados demonstram que um incêndio isolado, embora não tenha reduzido a riqueza ou diversidade taxonômica, funcionou como um filtro ecológico seletivo. Ele promoveu uma significativa reorganização da comunidade, caracterizada por: (i) uma transição estrutural e sucessional com perda de indivíduos de espécies clímax e ganho de pioneiras; e (ii) um declínio populacional acentuado em espécies com síndromes reprodutivas dependentes de interações bióticas (entomofilia, zoofilia, zoocoria). Essa resposta diferenciada revela que a aparente resiliência florística pode mascarar vulnerabilidades funcionais profundas na rede de interações fauna-flora.

Caso eventos de fogo se tornem mais frequentes, o cenário tende a se acentuar, com substituição progressiva de espécies clímax por espécies oportunistas e aumento da homogeneização funcional, efeitos associados à degradação crônica e, em última instância, à savanização.

6 - Conclusão

Os resultados deste estudo demonstram que a ocorrência de um único evento de incêndio florestal atua como um distúrbio capaz de reorganizar significativamente a dinâmica populacional e funcional de comunidades arbóreas em florestas tropicais úmidas e ecótonos, sem provocar perda taxonômica e, ao contrário do esperado, com aumento da riqueza de espécies após o fogo. As curvas de rarefação e o perfil de diversidade revelam que a riqueza cresce ao longo do tempo, inclusive no período pós-distúrbio, indicando que o fogo desencadeia uma reorganização florística que favorece a entrada de novas espécies, elevando a heterogeneidade da comunidade.

Embora a riqueza aumente após o fogo, a composição funcional (GE, SP e SD) permanece estatisticamente semelhante entre os períodos antes e depois do fogo, conforme mostrado pelos testes de Qui-quadrado. Isso sugere que, em termos de presença e ausência de categorias funcionais, a floresta mantém sua identidade ecológica. É um padrão coerente com o observado em outras florestas tropicais que sofrem distúrbios pontuais, é observado que as categorias funcionais se mantêm, mas a estrutura interna da comunidade se reorganiza.

Apesar dessa estabilidade funcional aparente, a análise das abundâncias revela que o incêndio produz uma reconfiguração profunda da estrutura populacional. O teste de Wilcoxon confirma o aumento no número de espécies que tiveram sua abundância reduzida depois do fogo, indicando que a riqueza aumentada não deriva do crescimento populacional, mas sim da incorporação de espécies com abundâncias iniciais baixas. Essa dinâmica é característica de sistemas submetidos a distúrbios moderados, nos quais o fogo abre nichos, reduz a competição e permite o recrutamento de espécies antes restritas ou ausentes da área.

Os grupos ecológicos sucessionais respondem de forma contrastante sendo as espécies Clímax de Luz (CL) e Clímax de Sombra (CS), as que mais reduzem seus tamanhos populacionais depois do fogo, demonstrando sensibilidade à mortalidade térmica e à perda de plântulas, enquanto as Pioneiras (P) apresentam aumento em abundância e recrutamento, beneficiadas pela maior disponibilidade de luz e pela abertura estrutural causada pelo incêndio florestal. Esse padrão confirma

que o fogo atua como agente de secundarização, deslocando a trajetória sucessional para estados mais abertos e oportunistas.

As síndromes reprodutivas também demonstram respostas divergentes. Embora a composição das categorias permaneça estável, a abundância relativa delas muda consideravelmente. Espécies entomófilas (ENT), embora dominantes, sofrem forte declínio após o fogo, sugerindo redução da atividade de polinizadores e simplificação das redes planta-polinizador. Em relação as síndrome de dispersão, espécies zoocóricas (ZOO) seguem padrão semelhante, com queda populacional pós-fogo, indicativa de perturbação das interações planta-frugívoro enquanto espécies anemófilas (ANE) e autocóricas (AUT) mostram maior estabilidade, refletindo menor dependência de interações bióticas especializadas. Esse conjunto de evidências aponta para um processo de reorganização funcional sem perda de categorias, mas com mudanças na importância relativa delas. A floresta se mantém diversa, mas sua estrutura funcional se desloca para estratégias mais oportunistas, rápidas e generalistas.

Essa reorganização interna sugere que a resiliência observada na riqueza não implica, necessariamente, resiliência ecológica. A entrada de novas espécies após o fogo aumenta a riqueza taxonômica, mas a redução de populações clímax e o declínio de síndromes bióticas indicam vulnerabilidade funcional. Caso eventos de fogo se tornem mais frequentes, essa reorganização tende a se intensificar, levando à homogeneização funcional, ao avanço prolongado de espécies pioneiras e ao enfraquecimento das interações ecológicas.

Assim, a principal contribuição deste estudo é demonstrar que um único incêndio florestal pode aumentar a riqueza e manter a composição funcional, mas ainda assim provocar mudanças profundas na estrutura interna e no funcionamento reprodutivo da comunidade arbórea. Essa compreensão só é possível por meio de uma abordagem baseada em traços funcionais reprodutivos, que evidencia dimensões não capturadas por análises taxonômicas tradicionais.

Por fim, os resultados reforçam que estratégias de conservação, manejo e restauração devem considerar não apenas a riqueza de espécies, mas sobretudo a manutenção das funções ecológicas e das redes de interação que sustentam a regeneração e a estabilidade das florestas tropicais. Em um contexto de intensificação do fogo, integrar monitoramentos de longo prazo, dados de fenologia reprodutiva e análises de traços funcionais é essencial para garantir a integridade

ecológica, a continuidade dos serviços ecossistêmicos e a capacidade adaptativa desses ecossistemas frente às novas pressões ambientais.

7 - Referências Bibliográficas

- Abedi, M., Omidipour, R., Hosseini, S.V., Bahalkeh, K., Gross, N., 2022. Fire disturbance effects on plant taxonomic and functional β -diversity mediated by topographic exposure. *Ecology and Evolution* 12, e8552. <https://doi.org/10.1002/ece3.8552>
- Abreu, T. A. L., Pinto, J. R. R. e Mews, H. A., 2014. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. Nome da revista, ano, volume e número de páginas. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602014000100006>.
- Adinugroho, W.C., Prasetyo, L.B., Kusmana, C., Krisnawati, H., Weston, C.J., Volkova, L., 2022. Recovery of Carbon and Vegetation Diversity 23 Years after Fire in a Tropical Dryland Forest of Indonesia. *Sustainability* 14, 6964. <https://doi.org/10.3390/su14126964>
- Aguirre-Gutiérrez, J., Rifai, S. W., Deng, X., Ter Steege, H., Thomson, E., Corral-Rivas, J. J., Guimaraes, A. F., Muller, S., Klipel, J., Fauset, S., Resende, A. F., Wallin, G., Joly, C. A., Abernethy, K., Adu-Bredu, S., Alexandre Silva, C., De Oliveira, E. A., Almeida, D. R. A., Alvarez-Davila, E., ... Malhi, Y. (2025). Canopy functional trait variation across Earth's tropical forests. *Nature*, 641(8061), 129–136. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08663-2>
- Aguirre-Gutiérrez, J., Díaz, S., Rifai, S. W., Corral-Rivas, J. J., Nava-Miranda, M. G., González-M, R., Hurtado-M, A. B., Revilla, N. S., Vilanova, E., Almeida, E., De Oliveira, E. A., Alvarez-Davila, E., Alves, L. F., De Andrade, A. C. S., Lola Da Costa, A. C., Vieira, S. A., Aragão, L., Arets, E., Aymard C., G. A., ... Malhi, Y. (2025). Tropical forests in the Americas are changing too slowly to track climate change. *Science*, 387(6738), eadl5414. <https://doi.org/10.1126/science.adl5414>
- Alvares, C. A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

- Anderson, M.J., 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA), in: Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 1–15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Andrade, D.F.-C., Ruschel, A.-R., Schwartz, G., Pereira-de-Carvalho, J.-O., Vasconcellos-Gama, J.-R., 2021. Persistent fire effect on forest dynamics and species composition of an old-growth tropical forest. *For. syst.* 30, e009. <https://doi.org/10.5424/fs/2021303-16791>
- APG IV, A. P. G. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, n.1, p. 1-20, 2016.
- Araújo, F. de C., Garcia, P.O., Páscoa, K.J.V. da, Moura, A.S. de, Lobo-Faria, P.C., Santos, R.M. dos, Fontes, M.A.L., 2025. Post-fire trajectories in atlantic forest regeneration: a case study in fragmented landscapes. *CERNE* 31, e. <https://doi.org/10.1590/01047760202531013464>
- Armenteras-Pascual, D., Garcia-Suabita, W., Garcia-Samaca, A.S., Reyes-Palacios, A., 2025. Tree Functional Traits' Responses to Forest Edges and Fire in the Savanna Landscapes of Northern South America. *Forests* 16, 208. <https://doi.org/10.3390/f16020208>
- Balch, J.K., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Coe, M.T., Silvério, D., Massad, T.J., Davidson, E.A., Lefebvre, P., Oliveira-Santos, C., Rocha, W., Cury, R.T.S., Parsons, A., Carvalho, K.S., 2015. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment. *BioScience* 65, 893–905. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv106>
- Barlow, J., Haugaasen, T., Peres, C.A., 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105, 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00177-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00177-X)
- Barlow, J., Peres, C.A., 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 1787–1794. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0013>
- Becoche-Mosquera, J.M., Gomez-Bernal, L.G., Zambrano-Gonzalez, G., Angulo-Ortiz, D., 2023. Unraveling plant-pollinator interactions from a south-west Andean forest in Colombia. *PeerJ* 11, e16133. <https://doi.org/10.7717/peerj.16133>
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>

- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragão, L.E.O.C., De Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira Junior, R.C.D., Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology* 20, 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Bezerra, J.S., Arroyo-Rodríguez, V., Tavares, J.M., Leal, A., Leal, I.R., Tabarelli, M., 2022. Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management* 513, 120185. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>
- BFG (The Brazil Flora Group), Bfg (The Brazil Flora Group), 2021. Coleção Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <https://doi.org/10.47871/jbrj2021004>
- Brando, P. M. et al., 2024. Legacies of Multiple Disturbances on Fruit and Seed Patterns in Amazonia: Implications for Forest Functional Traits. *Ecosphere* 15(2): e4780. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4780>
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology* 18, 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>
- Brando, P. M., Paolucci, L., Ummenhofer, C.C., Ordway, E.M., Hartmann, H., Cattau, M.E., Rattis, L., Medjibe, V., Coe, M.T., Balch, J., 2019. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 47, 555–581. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-082517-010235>
- Budka, A., Szoszkiewicz, K., Pietruczuk, K., Agaj, T., 2024. Discovering the ecological structure of different macrophyte groups in rivers using non-parametric and parametric multivariate ordination techniques. *Sci Rep* 14, 13313. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-64089-2>
- Camargos, V.L.D., Martins, S.V., Ribeiro, G.A., Carmo, F.M.D.S., Silva, A.F.D., 2010. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. *Rev. Árvore* 34, 1055–1063. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000600011>
- Carbone, L.M., Tavella, J., Pausas, J.G., Aguilar, R., 2019. A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecol Biogeogr* 28, 1487–1498. <https://doi.org/10.1111/geb.12939>

- Chapagain, U., Chapagain, B.P., Nepal, S., Manthey, M., 2021. Impact of Disturbances on Species Diversity and Regeneration of Nepalese Sal (*Shorea robusta*) Forests Managed under Different Management Regimes. *Earth* 2, 826–844. <https://doi.org/10.3390/earth2040049>
- Chazdon, R.L., 2014. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>
- Chen, S., et al., 2021. Linking plant functional traits to dispersal strategies across spatial scales. *Nature Communications*, 12, 1-12.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Corona-Núñez, R.O., Campo, J.E., 2023. Climate and socioeconomic drivers of biomass burning and carbon emissions from fires in tropical dry forests: A Pantropical analysis. *Global Change Biology* 29, 1062–1079. <https://doi.org/10.1111/gcb.16516>
- Correa, D. F., Stevenson, P. R., Umaña, M. N., Coelho, et al., 2023. Geographic patterns of tree dispersal modes in Amazonia and their ecological correlates. *Global Ecology and Biogeography*, 32, 49–69. <https://doi.org/10.1111/geb.13596>
- Eiten G. Vegetação do cerrado. In: Pinto MN, editor. *Cerrado Caracter ocupação e perspectivas*. Brasília, Brazil: Universidade de Brasília; 1994. p. 17–73.
- Fægri, K., e Pijl, L. (1979). *The principles of pollination ecology* (3d rev. ed). Pergamon Press.
- Feron, S., Cordero, R.R., Damiani, A., MacDonell, S., Pizarro, J., Goubanova, K., Valenzuela, R., Wang, C., Rester, L., Beaulieu, A., 2024. South America is becoming warmer, drier, and more flammable. *Commun Earth Environ* 5, 501. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01654-7>
- Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 10 jan. 2025
- Flores, B.M., Montoya, E., Sakschewski, B., Nascimento, N., Staal, A., Betts, R.A., Levis, C., Lapola, D.M., Esquivel-Muelbert, A., Jakovac, C., Nobre, C.A., Oliveira, R.S., Borma, L.S., Nian, D., Boers, N., Hecht, S.B., Ter Steege, H., Arieira, J., Lucas, I.L., Berenguer, E., Marengo, J.A., Gatti, L.V., Mattos, C.R.C., Hirota, M., 2024. Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature* 626, 555–564. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0>

- Fox, J. e Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third Edition. Sage, Thousand Oaks CA. URL <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labacca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimarães, P.R., Brancalion, P.H., Ribeiro, M.C., Jordano, P., 2013. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science* 340, 1086–1090. <https://doi.org/10.1126/science.1233774>
- Gomes, L.C., Dias, R.M., Ruaro, R., Benedito, E., 2023. Functional diversity: a review on freshwater fish research. *Neotrop. ichthyol.* 21, e230022. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0022>
- Hawes, J.E., Vieira, I.C.G., Magnago, L.F.S., Berenguer, E., Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Cardoso, A., Lees, A.C., Lennox, G.D., Tobias, J.A., Waldron, A., Barlow, J., 2020. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology* 108, 1373–1385. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13358>
- Hoffmann, W.A., Geiger, E.L., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Lau, O.L., Haridasan, M., Franco, A.C., 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15, 759–768. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Mapa de Biomas do Brasil*. Escala 1:5.000.000. Brasília: IBGE, 2019.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP). Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 11 dez. 2024.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Gráficos Climatológicos. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/>. Acesso em: 11 dez. 2024.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Mapas Interativos. Disponível em: <https://mapas.inmet.gov.br/>. Acesso em: 11 dez. 2024.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento do desmatamento e uso do solo no Cerrado. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Acesso em: 11 dez. 2024.

- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report*. Cambridge University Press 2022.
- Jones, J.A., Driscoll, C.T., 2022. Long-Term Ecological Research on Ecosystem Responses to Climate Change. *BioScience* 72, 814–826. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac021>
- Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A., Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., ... Wirth, C. (2020). TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26(1), 119–188. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Kuhlmann, M., Ribeiro, J.F., 2016. Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Bot. Bras.* 30, 495–507. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0192>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Bruce Williamson, G., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H. L., Van Houtan, K. S., Zartman, C. E., Boyle, S. A., Didham, R. K., Andrade, A., e Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- Liu, C., Sun, T., Wu, X., Tan, L., Cai, Q., Tang, T., 2023. Disentangling multiple relationships of species diversity, functional diversity, diatom community biomass and environmental variables in a mountainous watershed. *Front. Ecol. Evol.* 11, 1150001. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1150001>
- Lourenço, Á., Souza, C.V., Mendonça, A.F., Reis, G.G., Linhares, P.F., Moura, R.P., Vieira, E.M., 2024. Increasing fire severity alters the species composition and decreases richness of seeds potentially dispersed by small mammals. *Biotropica* 56. <https://doi.org/10.1111/btp.13318>
- Lüdecke, D. (2018). *ggeffects: Tidy data frames of marginal effects from models coming soon to CRAN*. R package version 1.1.0. DOI: 10.21105/joss.00772.
- Manhães, Adriana P., et al. Applying a Functional Trait-Based Approach for Ecological Succession Monitoring and Species Management in Areas under Active Restoration in a Tropical Forest. *Environmental Management*, Aug. 2025, <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02264-5>.

- MapBiomass. Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. 2023.
- Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., Marimon, B.S., Matricardi, E.A.T., Mews, H.A., Colli, G.R., 2020. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers Conserv* 29, 1501–1517. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- McDowell, N., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K., Brando, P., Brien, R., Chambers, J., Christoffersen, B., Davies, S., Doughty, C., Duque, A., Espirito-Santo, F., Fisher, R., Fontes, C.G., Galbraith, D., Goodsman, D., Grossiord, C., Hartmann, H., Holm, J., Johnson, D.J., Kassim, Abd.R., Keller, M., Koven, C., Kueppers, L., Kumagai, T., Malhi, Y., McMahon, S.M., Mencuccini, M., Meir, P., Moorcroft, P., Muller-Landau, H.C., Phillips, O.L., Powell, T., Sierra, C.A., Sperry, J., Warren, J., Xu, C., Xu, X., 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist* 219, 851–869. <https://doi.org/10.1111/nph.15027>
- Meira Junior, M.S., Pinto, J.R.R., Ramos, N.O., Miguel, E.P., Gaspar, R.D.O., Phillips, O.L., 2020. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. *Carbon Balance Manage* 15. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2>
- Mengue, V. P., 2022. Análise espacial dos registros de focos de calor na área de proteção ambiental do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães/MT entre os anos de 2002 a 2021. *Revista Geoaraguaia*, 12(2), 84–105.
- Moreira, S.D.F., Conceição, C.S.D., Cruz, M.C.S.D., Pereira Júnior, A., 2018. A Influência dos fenômenos El Niño e La Niña sobre a dinâmica climática da região Amazônica. *Multi* 1, e2018014. <https://doi.org/10.29327/multi.2018014>
- Nolan, R.H., Rahmani, S., Samson, S.A., Simpson-Southward, H.M., Boer, M.M., Bradstock, R.A., 2020. Bark attributes determine variation in fire resistance in resprouting tree species. *Forest Ecology and Management* 474, 118385.
- Noutcheu, R., Oliveira, F.M.P., Wirth, R., Tabarelli, M., Leal, I.R., 2024. Chronic human disturbance and environmental forces drive the regeneration mechanisms of a Caatinga dry tropical forest. *Perspectives in Ecology and Conservation* 22, 79–92. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.002>
- Odum, E. P., e Barrett, G. W. (2005). *Fundamentals of ecology* (5th ed.). Thomson Brooks/Cole.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H.

- H., Szoecs, E., e Wagner, H. (2022). *Vegan: Community Ecology Package* (2.6-4). [R package]. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, P.E., Gibbs, P.E., 2000. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195, 311–329. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30990-8](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30990-8)
- Oliveira, V.B., Jardim, M.A.G., Barros, M.F., Silva, D.S., Vieira, I.C.G., Tabarelli, M., 2024. The Role of the Soil Seed Bank in the Recovery and Restoration of a Burned Amazonian Terra Firme Forest. *Forests* 15, 1513. <https://doi.org/10.3390/f15091513>
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L., Jackson, R.B., 2013. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44, 593–622. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>
- Parolin, P.; Wittmann, F.; Ferreira, L. V., 2013. Fruit and seed dispersal in Amazonian floodplain trees – a review. *Ecotropica*, 19, 15–32.
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204, 55–65. <https://doi.org/10.1111/nph.12921>
- Pausas, J.G., Lamont, B.B., 2022. Fire-released seed dormancy - a global synthesis. *Biological Reviews* 97, 1612–1639. <https://doi.org/10.1111/brv.12855>
- Pedersen, T. L. (2023). *patchwork: Combine Separate ggplots Into the Same Graphic*. R package version 1.2.0. URL <https://CRAN.R-project.org/package=patchwork>.
- Pellegrini, A.F.A., Franco, A.C., Hoffmann, W.A., 2016. Shifts in functional traits elevate risk of fire-driven tree dieback in tropical savanna and forest biomes. *Global Change Biology* 22, 1235–1243. <https://doi.org/10.1111/gcb.13110>
- Peres, Marcelo Kuhlmann. Dispersão de sementes no Cerrado: Ecologia, Evolução e Conservação. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2018. 432 p. ISBN: 978-85-61368-29-4
- Pinto, J.R.R., Hay, J.D.V., 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da

- Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. Braz. J. Bot. 28, 523–539.
<https://doi.org/10.1590/S0100-84042005000300010>
- Pinto, J.R.R., Oliveira-Filho, A.T.D., 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. Rev. bras. Bot. 22, 53–67.
<https://doi.org/10.1590/s0100-84041999000100008>
- Pinto, J.R.R., Oliveira-Filho, A.T., Hay, J.D.V., 2006. INFLUENCE OF SOIL AND TOPOGRAPHY ON THE COMPOSITION OF A TREE COMMUNITY IN A CENTRAL BRAZILIAN VALLEY FOREST. Edinburgh J. Bot. 62, 69–90.
<https://doi.org/10.1017/s0960428606000035>
- Potapov, P., Tyukavina, A., Turubanova, S., Hansen, M.C., Giglio, L., Hernandez-Serna, A., Lima, A., Harris, N., Stolle, F., 2025. Unprecedentedly high global forest disturbance due to fire in 2023 and 2024. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 122, e2505418122. <https://doi.org/10.1073/pnas.2505418122>
- Prestes, N.C.C.S., Marimon, B.S., Morandi, P.S., Reis, S.M., Junior, B.H.M., Cruz, W.J.A., Oliveira, E.A., Mariano, L.H., Elias, F., Santos, D.M., Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O.L., 2024. Impact of the extreme 2015-16 El Niño climate event on forest and savanna tree species of the Amazonia-Cerrado transition. Flora 319, 152597.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2024.152597>
- R Core Team (Ano da Versão). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reich, P.B., 2014. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. Journal of Ecology 102, 275–301.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Reis, S.M., Lenza, E., Marimon, B.S., Gomes, L., Forsthofer, M., Morandi, P.S., Marimon Junior, B.H., Feldpausch, T.R., Elias, F., 2015. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. Acta Bot. Bras. 29, 408–416.
<https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0009>
- Ribeiro, J.F., Fonseca, C.L., Sousa-Silva, J.C., Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Eds.), 2001. Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria, 1a ed. ed. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Cerrados, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Ministério do Meio Ambiente, Planaltina, DF: [Brasília, Brazil].

- Risser, P.G., 1995. The Status of the Science Examining Ecotones. *BioScience* 45, 318–325. <https://doi.org/10.2307/1312492>
- Rocha, L.G.D., Marimon Junior, B.H., Barradas, A.D.C., Carvalho, M.A.C.D., Soares, C.R.A., Marimon, B.S., Ribeiro, G.H.P.D.M., Oliveira, E.A.D., Elias, F., Emidio Júnior, C., Da Silva, D.R., Garcia, M.L., Rocha Filho, J.A.D., Zortea, M., Moreira, E.S., Domingues, S.C.D.O., Matricardi, E.A.T., Galbraith, D., Feldpausch, T.R., Oliveras, I., Phillips, O.L., 2025. Fire-Induced Floristic and Structural Degradation Across a Vegetation Gradient in the Southern Amazon. *Forests* 16, 1218. <https://doi.org/10.3390/f16081218>
- Sankaran, M., 2019. Droughts and the ecological future of tropical savanna vegetation. *Journal of Ecology* 107, 1531–1549. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13195>
- Santosa, A.C.A.; Pinto Junior, O.B.; Finger, A., 2024. Impacts of burning on nutrient availability in the soil of the Chapada dos Guimarães National Park – MT. *Levante Científica*, 15, 39, 1-15. DOI: <https://doi.org/10.56238/levv15n39-039>.
- Smith, C., Baker, J.C.A., Spracklen, D.V., 2023. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. *Nature* 615, 270–275. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05690-1>
- Stefanello, D., Ivanauskas, N.M., Martins, S.V., Silva, E., Kunz, S.H., 2010. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. *Acta Amaz.* 40, 141–150. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100018>
- Tabarelli, M., Peres, C.A., Melo, F.P.L., 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155, 136–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>
- Tangney, R., Merritt, D.J., Callow, J.N., Fontaine, J.B., Miller, B.P., 2020. Seed traits determine species’ responses to fire under varying soil heating scenarios. *Functional Ecology* 34, 1967–1978. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13623>
- Venables, W. N. e Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Wang, Z., Xu, J., Xu, Z., Liu, X., 2024. Functional diversity and secondary production of macrofaunal assemblages can provide insights of

- biodiversity-ecosystem function relationships. *Environ Sci Eur* 36, 62. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00889-7>
- Warring, B., Cardoso, F.C.G., Marques, M.C.M., Varassin, I.G., 2016. Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. *Rodriguésia* 67, 321–333. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667204>
- Warton, D.I., Blanchet, F.G., O'Hara, R.B., Ovaskainen, O., Taskinen, S., Walker, S.C., Hui, F.K.C., 2015. So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends Ecol Evol* 30, 766–779. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.007>
- Wendt, A.L., Chazdon, R.L., Vargas Ramirez, O., 2022. Successional trajectories of seed dispersal mode and seed size of canopy tree species in wet tropical forests. *Front. For. Glob. Change* 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.946541>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., e Müller, K. (2024). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. URL <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- Wolfe, J.D., Luther, D.A., Jirinec, V., Collings, J., Johnson, E.I., Bierregaard, R.O., Stouffer, P.C., 2025. Climate change aggravates bird mortality in pristine tropical forests. *Sci. Adv.* 11, eadq8086. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq8086>
- Wright, S.J., 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology e Evolution* 20, 553–560. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.009>
- Vukov, D., Ilić, M., Ćuk, M., Igić, R., 2023. Environmental Drivers of Functional Structure and Diversity of Vascular Macrophyte Assemblages in Altered Waterbodies in Serbia. *Diversity* 15, 231. <https://doi.org/10.3390/d15020231>
- Zar, J.H., 2010. *Bioestatistical analysis*. 5. ed. New Jersey: Prentice Hall. 944 p. ISBN: 0131008463
- Zu Ermgassen, E.K.H.J., Godar, J., Lathuillière, M.J., Löfgren, P., Gardner, T., Vasconcelos, A., Meyfroidt, P., 2020. The origin, supply chain, and deforestation risk of Brazil's beef exports. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117, 31770–31779. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003270117>

8 - Material Complementar

Tabela S1 - Lista das 72 espécies arbóreas registradas na Floresta de Vale do Vêu de Noiva (MT), acompanhada dos atributos funcionais — síndrome de dispersão (SD), síndrome de polinização (SP) e grupo ecológico (GE) — e da abundância de indivíduos nos anos de 1996, 2010 e 2023. As espécies estão organizadas em ordem alfabética.

Espécie	SD	SP	GE	1996	2010	2023
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	7	10	11
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
<i>Aspidosperma melanocalyx</i> Müll.Arg.	ANE	ENT	CS	0	0	1
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	ZOO	ENT	CS	0	2	2
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	ZOO	ENT	CL	22	27	21
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltldl.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	ZOO	ANE	P	0	0	1
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	ZOO	ENT	CS	8	10	9
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	AUT	ENT	CL	1	1	0
<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn.	ZOO	ENT	CL	7	7	7
<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	ZOO	ENT	CS	5	5	5
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	ZOO	ZOO	CS	12	15	13
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	ZOO	ZOO	CL	0	0	1
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	ZOO	ENT	CL	0	1	2
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	ZOO	ENT	CS	44	51	57
<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	ZOO	ENT	CS	7	7	3
<i>Ephedranthus pisocarpus</i> R.E.Fr.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
<i>Eugenia densiracemosa</i> Mazine & Faria	ZOO	ENT	CL	0	0	2
<i>Eugenia florida</i> DC.	ZOO	ENT	CL	7	12	9
<i>Eumachia cephalantha</i> (Müll. Arg.) Delprete & J.H. Kirkbr.	ZOO	ENT	CS	0	0	1
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	ZOO	ENT	CS	0	1	1
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	ZOO	ENT	CS	6	6	5
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	ZOO	ENT	CS	13	14	10

<i>Hymenaea courbaril</i> L.	ZOO	ENT	CS	10	11	10
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	ZOO	ENT	CL	0	1	2
<i>Inga vera</i> Willd.	ZOO	ZOO	CL	8	19	14
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	ANE	ENT	CL	7	8	7
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	ANE	ENT	CL	0	1	1
<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance	ZOO	ENT	CL	6	7	8
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	AUT	ZOO	P	0	0	1
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	ANE	ENT	CL	6	7	7
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	ANE	ENT	P	0	0	1
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	5	15	17
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	ZOO	ENT	CL	25	33	31
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	10	12	15
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	ZOO	ENT	P	1	2	0
<i>Miconia flammea</i> Casar.	ZOO	ENT	CL	7	10	16
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	ZOO	ENT	CS	0	2	2
<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	ZOO	ENT	CL	0	3	14
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	ZOO	ENT	CL	8	9	8
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	ZOO	ENT	CL	0	1	1
<i>Myrcia megapaniculata</i> A.R.Lourenço & Parra-Os.	ZOO	ENT	CL	0	0	2
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ZOO	ENT	CS	22	31	40
<i>Myrcia strigosa</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ZOO	ENT	CL	2	2	0
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	ZOO	ENT	CL	12	16	18
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	ZOO	ENT	CL	0	3	2
<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	ZOO	ENT	CL	11	13	11
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	ZOO	ENT	CL	12	19	25
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	AUT	ENT	CL	9	9	9
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	AUT	ENT	CL	1	1	0
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	ZOO	ENT	CL	7	7	5
<i>Priogymnanthus hasslerianus</i> (Chodat) P.S.Green	ZOO	ENT	CL	6	7	6
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	ZOO	ENT	CL	17	21	14
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	ZOO	ENT	CL	19	34	40
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	ZOO	ANE	CL	32	36	31

<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	ZOO	ENT	CS	0	1	3
<i>Roupala montana</i> Aubl.	ANE	ENT	CL	1	1	0
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	ZOO	ENT	CL	14	21	28
<i>Sarcomphalus mistol</i> (Griseb.)						
<i>Hauenschild</i>	ZOO	ENT	CL	1	1	0
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	ZOO	ENT	CS	11	40	46
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	ZOO	ENT	CL	5	7	6
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	26	30	34
<i>Styrax pohlil</i> A.DC.	ZOO	ENT	CS	1	1	0
<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	ZOO	ENT	CS	5	6	3
<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	ZOO	ENT	CS	27	33	37
<i>Unonopsis guatteroides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	ZOO	ENT	CS	11	20	20
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	ANE	ENT	CL	0	2	1
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	ZOO	ENT	CL	6	10	12
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	ZOO	ENT	P	0	0	1
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	ZOO	ENT	CL	0	0	1
TOTAL	--	--	--	490	682	716

Tabela S2 - Valores de variação total da abundância (DF – AF) e respectivos Z-scores calculados para as 72 espécies arbóreas segundo seus grupos ecológicos (GE), evidenciando a resposta de cada espécie à dinâmica populacional antes e depois do evento de fogo de 2010.

Espécie	GE	Variação Total	Z-score
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	CL	0	0.854498795411547
<i>Aspidosperma melanocalyx</i> Müll.Arg.	CS	0	0.604244324335775
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	CS	-2	0.0421565807676122
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	CL	-4	-1.44044082655089
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltld.	CL	0	0.854498795411547
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	P	0	0.447213595499958

<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	CS	0	0.604244324335775
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	CL	0	0.854498795411547
<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn.	CL	0	0.854498795411547
<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	CS	0	0.604244324335775
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	CS	-2	0.0421565807676122
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	CL	0	0.854498795411547
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	CL	0	0.854498795411547
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	CL	0	0.854498795411547
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	CS	-2	0.0421565807676122
<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	CS	0	0.604244324335775
<i>Ephedranthus pisocarpus</i> R.E.Fr.	CL	0	0.854498795411547
<i>Eugenia densiracemosa</i> Mazine & Faria	CL	0	0.854498795411547
<i>Eugenia florida</i> DC.	CL	-4	-1.44044082655089
<i>Eumachia cephalantha</i> (Müll. Arg.) Delprete & J.H. Kirkbr.	CS	0	0.604244324335775
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	CS	-1	0.323200452551694
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	CS	0	0.604244324335775
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	CS	-1	0.323200452551694
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	CS	-1	0.323200452551694
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	CL	-1	0.280763889920937
<i>Inga vera</i> Willd.	CL	-7	-3.16164554302272
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	CL	-1	0.280763889920937
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	CL	-1	0.280763889920937
<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance	CL	-1	0.280763889920937
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	P	0	0.447213595499958
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	CL	-1	0.280763889920937
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	P	0	0.447213595499958

<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	CL	-3	-0.866705921060283
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	CL	-3	-0.866705921060283
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	P	-1	-1.78885438199983
<i>Miconia flammea</i> Casar.	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	CS	-2	0.0421565807676122
<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	CL	-1	0.280763889920937
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	CL	-1	0.280763889920937
<i>Myrcia megapaniculata</i> A.R.Lourenço & Parra-Os.	CL	0	0.854498795411547
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	CS	-6	-1.08201890636871
<i>Myrcia strigosa</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	CL	0	0.854498795411547
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	CL	-3	-0.866705921060283
<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	CL	-1	0.280763889920937
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	CL	-4	-1.44044082655089
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	CL	0	0.854498795411547
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	CL	0	0.854498795411547
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	CL	0	0.854498795411547
<i>Priogymnanthus hasslerianus</i> (Chodat) P.S.Green	CL	0	0.854498795411547
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	CL	-6	-2.58791063753211
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	CS	-1	0.323200452551694
<i>Roupala montana</i> Aubl.	CL	0	0.854498795411547
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	CL	-5	-2.0141757320415

<i>Sarcomphalus mistol (Griseb.) Hauenschild</i>	CL	0	0.854498795411547
<i>Siparuna guianensis Aubl.</i>	CS	-15	-3.61141375242545
<i>Sloanea guianensis (Aubl.) Benth.</i>	CL	-1	0.280763889920937
<i>Sloanea sinemariensis Aubl.</i>	CL	-3	-0.866705921060283
<i>Styrax pohlii A.DC.</i>	CS	0	0.604244324335775
<i>Tocoyena brasiliensis Mart.</i>	CS	0	0.604244324335775
<i>Trichilia claussenii C.DC.</i>	CS	-6	-1.08201890636871
<i>Unonopsis guatteroides (A.DC.) R.E.Fr.</i>	CS	-4	-0.519931162800551
<i>Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke</i>	CL	-2	-0.292971015569673
<i>Virola sebifera Aubl.</i>	CL	-3	-0.866705921060283
<i>Vismia macrophylla Kunth</i>	P	0	0.447213595499958
<i>Xylopia sericea A.St.-Hil.</i>	CL	0	0.854498795411547
<i>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</i>	CL	0	0.854498795411547

Tabela S3 - Valores de variação total da abundância (DF – AF) e respectivos Z-scores das 72 espécies arbóreas agrupadas pelas síndromes de dispersão (SD), mostrando tendências de aumento ou redução populacional associadas a diferentes estratégias reprodutivas.

Espécie	SD	Variação Total	Z-score
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Aspidosperma melanocalyx</i> Müll.Arg.	ANE	0	0.944911182523068
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	ZOO	-4	-0.883798237708071
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltl.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	AUT	0	nan
<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Ephedranthus pisocarpus</i> R.E.Fr.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Eugenia densiracemosa</i> Mazine & Faria	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Eugenia florida</i> DC.	ZOO	-4	-0.883798237708071
<i>Eumachia cephalantha</i> (Müll. Arg.) Delprete & J.H. Kirkbr.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	ZOO	-1	0.314239373407314

<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Inga vera</i> Willd.	ZOO	-7	-2.08183584882346
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	ANE	-1	-0.377964473009227
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	ANE	-1	-0.377964473009227
<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	AUT	0	nan
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	ANE	-1	-0.377964473009227
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	ANE	0	0.944911182523068
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	ZOO	-3	-0.484452367336276
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	ZOO	-3	-0.484452367336276
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Miconia flammea</i> Casar.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Myrcia megapaniculata</i> A.R.Lourenço & Parra-Os.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ZOO	-6	-1.68248997845166
<i>Myrcia strigosa</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	ZOO	-3	-0.484452367336276
<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	ZOO	-1	0.314239373407314

<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	ZOO	-4	-0.883798237708071
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	AUT	0	nan
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	AUT	0	nan
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Priogymnanthus hasslerianus</i> (Chodat) P.S.Green	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	ZOO	-6	-1.68248997845166
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	ZOO	-2	-0.0851064969644809
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Roupala montana</i> Aubl.	ANE	0	0.944911182523068
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	ZOO	-5	-1.28314410807987
<i>Sarcomphalus mistol</i> (Griseb.) Hauenschild	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	ZOO	-15	-5.27660281179782
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	ZOO	-1	0.314239373407314
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	ZOO	-3	-0.484452367336276
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	ZOO	-6	-1.68248997845166
<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	ZOO	-4	-0.883798237708071
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	ANE	-2	-1.70084012854152
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	ZOO	-3	-0.484452367336276
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	ZOO	0	0.713585243779109
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	ZOO	0	0.713585243779109

Tabela S4 - Valores de variação total da abundância (DF – AF) e respectivos Z-scores das 72 espécies arbóreas em relação às síndromes de polinização (SP), destacando diferenças nas respostas populacionais entre espécies com distintas estratégias de polinização.

Espécie	SP	Variação Total	Z-score
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Aspidosperma melanocalyx</i> Müll.Arg.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	ENT	-4	-1.03617248987102
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltldl.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	ANE	0	0.707106781186547
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	ENT	0	0.66289295935848
<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	ENT	0	0.66289295935848
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	ZOO	-2	0.0756649908457977
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	ZOO	0	0.68098491761218
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Ephedranthus pisocarpus</i> R.E.Fr.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Eugenia densiracemosa</i> Mazine & Faria	ENT	0	0.66289295935848
<i>Eugenia florida</i> DC.	ENT	-4	-1.03617248987102
<i>Eumachia cephalantha</i> (Müll. Arg.) Delprete & J.H. Kirkbr.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	ENT	-1	0.238126597051104

<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	ENT	0	0.66289295935848
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Inga vera</i> Willd.	ZOO	-7	-1.43763482607016
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	ZOO	0	0.68098491761218
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	ENT	0	0.66289295935848
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	ENT	-3	-0.611406127563646
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	ENT	-3	-0.611406127563646
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Miconia flammea</i> Casar.	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Myrcia megapaniculata</i> A.R.Lourenço & Parra-Os.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ENT	-6	-1.88570521448577
<i>Myrcia strigosa</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	ENT	0	0.66289295935848
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	ENT	-3	-0.611406127563646
<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	ENT	-1	0.238126597051104

<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	ENT	-4	-1.03617248987102
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	ENT	0	0.66289295935848
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Priogymnanthus hasslerianus</i> (Chodat) P.S.Green	ENT	0	0.66289295935848
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	ENT	-6	-1.88570521448577
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	ANE	-2	-0.707106781186547
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Roupala montana</i> Aubl.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	ENT	-5	-1.4609388521784
<i>Sarcomphalus mistol</i> (Griseb.) Hauenschild	ENT	0	0.66289295935848
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	ENT	-15	-5.70860247525215
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	ENT	-1	0.238126597051104
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	ENT	-3	-0.611406127563646
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	ENT	-6	-1.88570521448577
<i>Unonopsis guatteroides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	ENT	-4	-1.03617248987102
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	ENT	-2	-0.186639765256271
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	ENT	-3	-0.611406127563646
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	ENT	0	0.66289295935848
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	ENT	0	0.66289295935848
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	ENT	0	0.66289295935848

Tabela S5 - Resultados do Teste Qui-Quadrado para GE, SD e SP (AF × DF)

Atributo	Categoria	AF	DF	χ^2	GL	p-valor
GE	CL	29	30	970	2	6.157
GE	CS	15	17	970	2	6.157
GE	P	0	1	970	2	6.157
SD	ANE	1	2	266	2	8.756
SD	AUT	2	2	266	2	8.756
SD	ZOO	41	44	266	2	8.756
SP	ANE	1	1	12	2	9.939
SP	ENT	41	45	12	2	9.939
SP	ZOO	2	2	12	2	9.939
TOTAL	-	132	144	-	-	-