

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA

HAYSSA DA SILVA MARTINS DANTAS

CERRADO ENTRE ÁGUA E FOGO:
QUANTIFICAÇÃO DE TRAÇOS DE FLAMABILIDADE EM
COMUNIDADES
VEGETAIS AO LONGO DO GRADIENTE HIDROLÓGICO

UBERLÂNDIA, MG

2026

HAYSSA DA SILVA MARTINS DANTAS

CERRADO ENTRE ÁGUA E FOGO:
QUANTIFICAÇÃO DE TRAÇOS DE FLAMABILIDADE EM
COMUNIDADES VEGETAIS AO LONGO DO GRADIENTE
HIDROLÓGICO

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biologia da
Universidade Federal de Uberlândia
como requisito parcial para obtenção do
título de Bacharel, em Ciências
Biológicas.

Área de concentração: Ecologia
Funcional

Orientador: André Rosalvo Terra
Nascimento

Coorientadora: Danúbia Magalhães
Soares

Uberlândia, MG
2026

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

D192
2026

Dantas, Hayssa da Silva Martins, 2002-
Cerrado Entre Água e Fogo [recurso eletrônico] : Quantificação
De Traços De Flamabilidade Em Comunidades Vegetais Ao Longo
Do Gradiente Hidrológico / Hayssa da Silva Martins Dantas. - 2026.

Orientador: André Rosalvo Terra Nascimento.

Coorientadora: Danúbia Magalhães Soares.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade
Federal de Uberlândia, Graduação em Ciências Biológicas.

Modo de acesso: Internet.

Inclui bibliografia.

1. Biologia. I. Nascimento, André Rosalvo Terra ,1969-, (Orient.).
II. Soares, Danúbia Magalhães,1986-, (Coorient.). III. Universidade
Federal de Uberlândia. Graduação em Ciências Biológicas. IV.
Título.

CDU: 573

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091

Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074

HAYSSA DA SILVA MARTINS DANTAS

CERRADO ENTRE ÁGUA E FOGO:
QUANTIFICAÇÃO DE TRAÇOS DE FLAMABILIDADE EM
COMUNIDADES VEGETAIS AO LONGO DO GRADIENTE
HIDROLÓGICO

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biologia da
Universidade Federal de Uberlândia
como requisito parcial para obtenção do
título de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Área de concentração: Ecologia
Funcional

Uberlândia - MG, 2026

André Rosalvo Terra Nascimento – Doutorado (INBIO)

Maria Cristina Sanches – Doutorado (INBIO)

Vinícius de Lima Dantas – Doutorado (IGESC)

Dedico este trabalho ao meu pai, por me
proporcionar a oportunidade de ter
chegado até aqui.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a British Ecological Society, pelo financiamento do projeto Brazilian Savanna e por possibilitar a realização desta pesquisa.

Agradeço ao professor e orientador, André, pelos aprendizados, pela confiança e orientação ao longo desta jornada acadêmica.

À Danúbia, coorientadora, amiga e pesquisadora a quem admiro profundamente. Agradeço por todos os momentos que vivemos juntas nesse processo, pela troca de experiências, pela orientação, apoio e ensinamentos de vida e pesquisa que pude receber. Obrigada por me dar espaço para participar do projeto Brazilian Savanna e por confiar no meu trabalho.

Aos membros da banca examinadora, agradeço pelo aceite do convite, pela disponibilidade e pelas contribuições acadêmicas decorrentes da avaliação deste trabalho.

Agradeço aos colegas de equipe Cláudio, Antônio e Lucas pelo trabalho intenso em campo, pelas risadas e conversas que tornaram a caminhada mais leve. Vocês foram essenciais para que este trabalho se tornasse possível.

Ao 36º Batalhão de Infantaria Mecanizado, Agromen Sementes e UFU pelo acesso às áreas de pesquisa.

Aos técnicos do Laboratório de Análise de Solos (LABAS), Jéssica, Igor e Rafael pela atenciosidade quando precisei. Ao Laboratório de Pesquisa e Biodiversidade (LAPEB), pela disponibilização de estrutura e equipamentos fundamentais para a realização deste trabalho.

Aos Profs. Drs. Jimi Naoki Nakajima, Rosana Romero, Marcos Eduardo Guerra Sobral e Caroline Oliveira Andrino pelo auxílio na identificação de espécies vegetais.

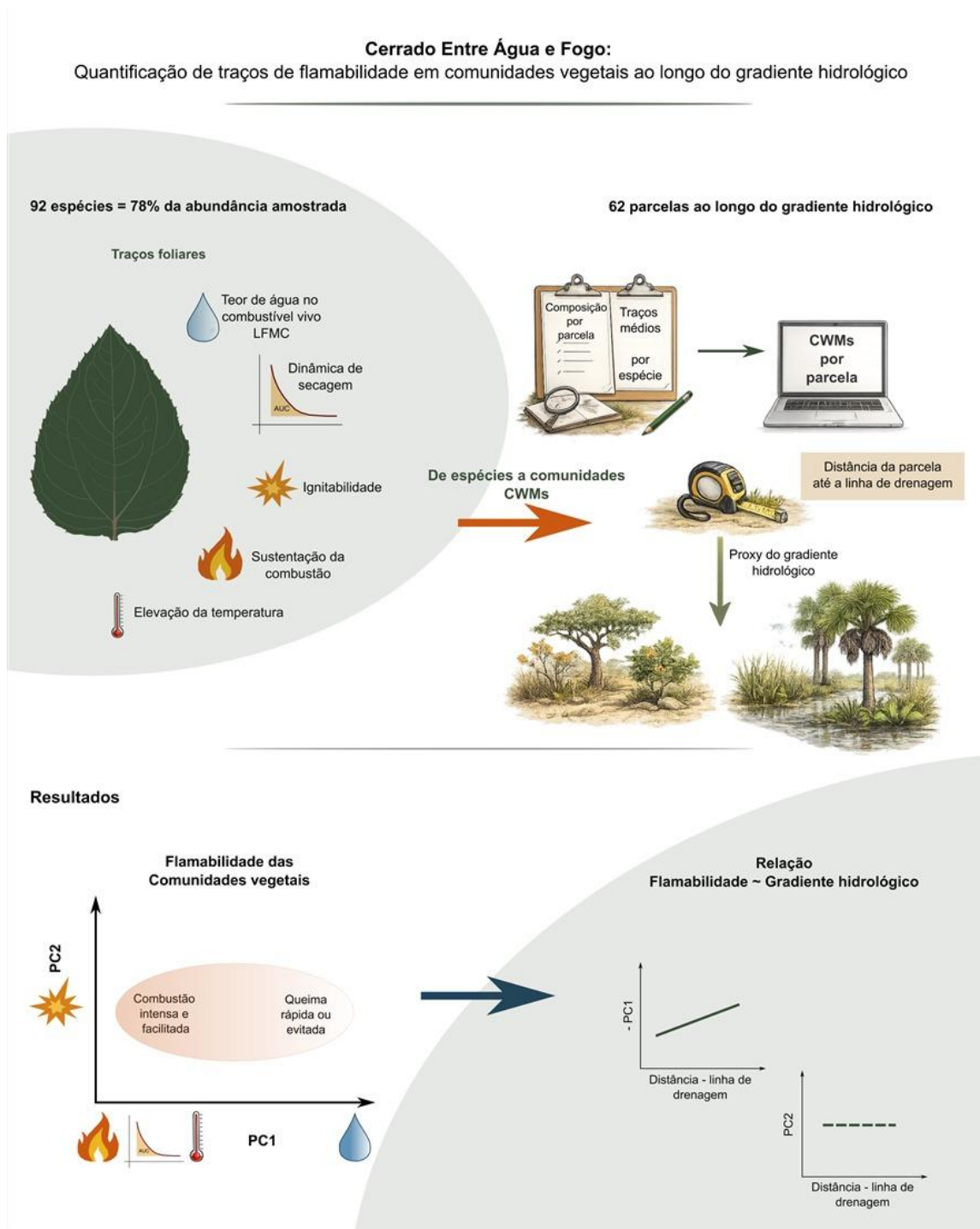
A todos(as) os(as) coordenadores(as) que passaram pelo Instituto de Biologia durante a minha graduação e aos secretários da coordenação do instituto, pela atenção, pelo esclarecimento de dúvidas e suporte.

Aos meus pais, Fernanda e Sebastião, pela oportunidade de viver e escolher o meu próprio caminho, com liberdade e dignidade.

Ao meu namorado, Thiago, por estar presente ao longo desses 5 anos de graduação e acompanhar todas as fases da minha graduação, todas as descobertas, alegrias, frustrações, lágrimas e desabafos. Obrigada amor, por segurar a minha mão e me acolher em todos os momentos. Te amo!

Agradeço também, às minhas amigas Natália, Samarah e Ana Lara, por estarem presentes nessa caminhada e me apoiarem a chegar até aqui. Em especial, à minha amiga Ana Lara, que participou ativamente deste trabalho e dedicou o seu tempo para me ajudar em diferentes etapas.

RESUMO GRÁFICO



Este trabalho foi estruturado e formatado de acordo com as normas da revista científica *Functional Ecology* (ISSN 1365-2435), publicada pela *British Ecological Society*, com adaptações necessárias para atender às exigências institucionais da Universidade Federal de Uberlândia.

RESUMO

1. A flamabilidade é um atributo funcional complexo e relevante para a compreensão das estratégias ecológicas que moldam comunidades vegetais em paisagens com incêndios frequentes. Embora ambientes úmidos sejam frequentemente considerados resistentes ao fogo, o papel desse distúrbio ao longo do gradiente hidrológico ainda é pouco compreendido. Abordagens baseadas em traços funcionais podem fornecer *insights* sobre a montagem e o funcionamento das comunidades vegetais, bem como o comportamento do fogo nestes ecossistemas.
2. Este estudo teve como objetivo quantificar a variação dos traços funcionais foliares relacionados à flamabilidade em comunidades vegetais distribuídas ao longo do gradiente hidrológico que conecta fitofisionomias do bioma Cerrado.
3. Foram amostradas comunidades vegetais ao longo de um gradiente hidrológico contínuo, abrangendo diferentes zonas de vereda e cerrado *sensu stricto*. Para as espécies mais representativas, foram mensurados os seguintes traços funcionais: conteúdo de umidade do combustível vivo (LFMC), dinâmica de secagem foliar (área sob a curva, AUC), ignitabilidade, sustentação da combustão e elevação da temperatura (ΔT). Os traços foram analisados em nível de comunidade através de médias ponderadas por parcela e relacionados à distância relativa das parcelas à linha de drenagem, utilizada como *proxy* do gradiente hidrológico.
4. Na Análise de Componentes Principais, o eixo de maior variabilidade explicada (PC1, 54,1%) apresentou relação significativa com a distância à linha de drenagem ($\beta = 0,79$), explicando 25% da variação nos scores das parcelas. Esse eixo foi estruturado principalmente por LFMC, AUC, sustentação da combustão e ΔT . O segundo componente (PC2, 21,3%), dominado pela ignitabilidade, não apresentou relação significativa com o gradiente.
5. Os resultados indicam que a flamabilidade emerge da integração de diferentes traços funcionais, sendo parcialmente estruturada pelo gradiente hidrológico. Mesmo comunidades vegetais das zonas mais úmidas das veredas mantêm combinações de traços que indicam flamabilidade residual, demonstrando que o gradiente hidrológico modula, mas não elimina o potencial de ocorrência do fogo. Esses resultados contribuem para o manejo e conservação do Cerrado ao destacar a importância da organização funcional e na previsão do comportamento do fogo.

Palavras-chave: Ecologia funcional; Ecossistemas dependentes de distúrbio; Disponibilidade hídrica; Savanas; Veredas.

ABSTRACT

1. Flammability is a complex and relevant functional attribute for understanding the ecological strategies that shape plant communities in fire-prone landscapes. Although humid environments are often considered fire-resistant, the role of this disturbance along hydrological gradients remains poorly understood. Trait-based approaches can provide insights into community assembly and functioning, as well as fire behaviour in these ecosystems.
2. This study aimed to quantify the variation in leaf functional traits related to flammability in plant communities distributed along a hydrological gradient connecting different Cerrado phytophysionomies.
3. Plant communities were sampled along a continuous hydrological gradient encompassing different zones of vereda wetlands and cerrado sensu stricto. For the most representative species, the following functional traits were measured: live fuel moisture content (LFMC), leaf drying dynamics (area under the curve, AUC), ignitability, combustion sustainability, and temperature increase (ΔT). Traits were analysed at the community level using plot-weighted means and related to the relative distance of plots from the drainage line, used as a proxy for the hydrological gradient.
4. In the Principal Component Analysis, the axis explaining the greatest proportion of variance (PC1, 54.1%) showed a significant relationship with distance from the drainage line ($\beta = 0.79$), explaining 25% of the variation in plot scores. This axis was mainly structured by LFMC, AUC, combustion sustainability, and ΔT . The second component (PC2, 21.3%), dominated by ignitability, showed no significant relationship with the gradient.
5. The results indicate that flammability emerges from the integration of multiple functional traits and is partially structured by the hydrological gradient. Even plant communities located in the wettest vereda zones maintain trait combinations associated with residual flammability, indicating that the hydrological gradient modulates but does not eliminate fire occurrence potential. These findings contribute to Cerrado management and conservation by highlighting the importance of functional organization in predicting fire behaviour.

Keywords: Functional ecology; Disturbance-dependent ecosystems; Water availability; Savannas; Palm swamps.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	6
a. Objetivos gerais:	6
b. Objetivos específicos:	6
3. MATERIAL E MÉTODOS	7
3.1. Área de estudo	7
3.1.1 Área 1: Fazenda Floresta do Lobo (coordenadas geográficas: 19°05'S 48°07'W)	9
3.1.2 Área 2: Campo de treinamento 2º Sargento Orlando Randi, Fazenda Tatu (coordenadas geográficas: 19°05'S 48°17'W)	9
3.1.3 Área 3: Reserva Ecológica do Panga (REP) (coordenadas geográficas: 9°11' S e 48°19' W)	10
3.2. Coleta de dados	11
3.2.1. Amostragem das comunidades vegetais ao longo do gradiente hidrológico	11
3.2.2. Medição de traços funcionais	12
3.2.2.1. Conteúdo de umidade do combustível vivo (LFMC)	13
3.2.2.2. Dinâmica de secagem e resistência físico-estrutural ao dessecamento	14
3.2.2.3. Traços funcionais foliares de desempenho térmico	15
4. ANÁLISE DE DADOS	17
5. RESULTADOS	19
6. DISCUSSÃO	36
7. CONCLUSÕES	42
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
ANEXO I	47
ANEXO II	56

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas dependentes de distúrbios são aqueles cuja estrutura, composição e funcionamento são moldados por eventos ecológicos recorrentes, como o fogo ou a herbivoria. Nesses sistemas, a ausência desses distúrbios impediria a manutenção das características que apresentam atualmente (Whelan, 1995; Bowman *et al.*, 2009). Algumas savanas, por exemplo, são reconhecidas como ecossistemas adaptados e dependentes do fogo, cuja dinâmica é historicamente influenciada por queimadas naturais (Coutinho, 1980; Miranda *et al.*, 2002; Fidelis & Pivello, 2011, Arruda *et al.*, 2024). Esses ecossistemas evoluíram por longos períodos sob regimes naturais de fogo, resultando em comunidades resilientes que não apenas persistem, mas, frequentemente, se beneficiam desse tipo de perturbação (Bond & Keeley, 2005; Bond, Woodward & Midgley, 2005).

Em ambientes sujeitos a incêndios recorrentes, as plantas são selecionadas a partir de seus traços funcionais. No contexto da ecologia vegetal, esses traços são definidos como atributos morfológicos, fisiológicos e fenológicos que impactam diretamente o desempenho dos organismos em termos de crescimento, sobrevivência e reprodução (Violle *et al.*, 2007). Assim, tais atributos emergem como ferramentas fundamentais para compreender estratégias ecológicas de interação com o meio biótico e abiótico. A distribuição e a variação dos traços funcionais, portanto, podem refletir processos de filtragem ambiental e mecanismos de coexistência, permitindo a compreensão dos processos subjacentes à montagem das comunidades vegetais (McGill *et al.*, 2006; Violle *et al.*, 2007; Pillar *et al.*, 2021). Por outro lado, ao expressarem atributos funcionais das espécies, esses traços também possibilitam compreender como as comunidades vegetais

moldam os ecossistemas e seus processos, o que confere à abordagem baseada em traços um caráter preditivo (de Bello *et al.*, 2013; de Bello *et al.*, 2021).

No contexto da ecologia funcional de plantas, a flamabilidade é um termo utilizado para traços que descrevem a capacidade de tecidos vegetais queimarem e sustentarem a combustão (Pausas *et al.*, 2017). Os traços foliares, por exemplo, desempenham papel central para determinar a flamabilidade das espécies, já que as folhas são o principal componente do combustível fino superficial nas savanas (Pausas *et al.*, 2017; Pivello *et al.*, 2025). Além disso, traços foliares são bastante informativos, pois refletem espectros de estratégias de investimento e utilização de recursos que inclusive possuem caráter emergente, ou seja, propagam-se em diferentes níveis de organização, como comunidades e ecossistemas (Wright *et al.*, 2004; Gomarasca *et al.*, 2023). O teor de umidade da folha expressa o nível de investimento da planta em estrutura/crescimento e destaca-se como um fator que influencia no tempo até a ignição, uma vez que folhas com maior conteúdo de água exigem maior aporte energético para evaporar a água antes do início da combustão (Pausas *et al.*, 2017; Krix and Murray, 2018). A dinâmica de secagem foliar determina a rapidez com que o material vegetal se torna inflamável, influenciando de forma direta a disponibilidade de combustível fino e a probabilidade de propagação das chamas (Pivello *et al.*, 2025). Os traços funcionais de desempenho térmico como ignitabilidade, que reflete a sensibilidade térmica da folha, e sustentabilidade da combustão, que indica a capacidade da folha manter o processo de combustão após a ignição, podem determinar diretamente o quão facilmente o material vegetal é inflamável e a duração das chamas (Pausas *et al.*, 2017). Portanto, por meio de um conjunto estratégico de traços funcionais é possível compreender tanto os caminhos evolutivos que moldaram comunidades vegetais a partir das pressões impostas pelo fogo, quanto inferir características do fogo nessas comunidades (de Bello *et al.*, 2013).

O bioma do Cerrado, savana brasileira, configura-se como um sistema pirofítico, ou seja, historicamente exposto a incêndios naturais de baixa e alta intensidade, frente aos quais a vegetação desenvolveu diferentes adaptações morfofisiológicas (Coutinho, 1990). Em condições naturais, incêndios de baixa intensidade geralmente são desencadeados por descargas elétricas durante o período chuvoso e atuam como um filtro ecológico, selecionando espécies com características como cascas espessas e gemas protegidas, além de impedirem o fechamento do dossel, reduzindo a competição e favorecendo espécies tolerantes a esse distúrbio (Coutinho, 1980; Miranda *et al.*, 2002; Fidelis & Pivello, 2011). Evidências paleoecológicas indicam que, no final do Mioceno, o fogo já era frequente no Cerrado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006; Werneck, 2011), atuando como um agente decisivo na evolução de sua vegetação e na consolidação do bioma como um ecossistema *fire-prone* (Bond & Keeley, 2005). O Cerrado, portanto, evoluiu como uma vegetação adaptada ao fogo e autossustentável (Pivello *et al.*, 2025), cujos padrões de cobertura e as características das espécies que ali se desenvolvem refletem estratégias moldadas ao longo de milênios como resposta a esse fator ambiental.

O Cerrado é considerado um mosaico de formações vegetais. Suas fisionomias variam desde áreas campestres até formações florestais mais densas, que podem atingir 30 metros de altura. Essa diversidade evidencia a heterogeneidade ambiental do bioma, resultado da interação entre fatores como o solo, o regime hídrico e a frequência de distúrbios naturais (Eiten, 1972; 1994; Ribeiro & Walter, 2008). Entre essas fisionomias, as veredas e o cerrado *sensu stricto* representam extremos em termos de disponibilidade hídrica. As veredas constituem ambientes controlados pela dinâmica hídrica, marcada pela elevação sazonal do lençol freático, que atinge seu pico ao final da estação chuvosa e cria condições de saturação que estruturam a flora local (Ribeiro & Walter, 2008; Soares *et al.* 2021; Durigan, Munhoz & Zakia *et al.*, 2022). Essas formações apresentam um

estrato herbáceo-subarbusivo contínuo, que ocupa a maior parte da área, e outro estrato arbustivo-arbóreo, com a marcante presença da palmeira *Mauritia flexuosa* L.f. (buriti) (Araújo *et al.*, 2002; Ribeiro & Walter, 2008; Durigan, Munhoz & Zakia *et al.*, 2022). Como resultado dos diferentes níveis de tolerância da vegetação ao alagamento, as veredas formam um complexo vegetacional composto por três zonas: (i) borda, com lençol freático profundo na estação seca e superficial na estação chuvosa; (ii) meio, sazonalmente encharcado, mas com lençol freático superficial mesmo na estação seca; e (iii) fundo, com solos turfosos e permanentemente encharcados (Araújo *et al.*, 2002; Meirelles *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2009; Santos & Munhoz, 2014; Durigan, Munhoz & Zakia *et al.*, 2022). Já o cerrado *sensu stricto* constitui uma vegetação savânica distribuída de forma esparsa, com árvores de pequeno a médio porte, troncos tortuosos e copas irregulares, formando um dossel descontínuo. O estrato herbáceo-graminoso é contínuo e bem desenvolvido, ocupando grande parte do espaço entre os indivíduos lenhosos (Ribeiro & Walter, 2008). Nessa fitofisionomia, a escassez de água na superfície do solo durante a estação seca atua como importante agente modulador de diversidade e funcionamento (Ramos *et al.*, 2017; Escobar *et al.*, 2021). Assim, o *continuum* formado pelo cerrado *sensu stricto* e pelo complexo vegetacional das veredas evidencia um gradiente hidrológico caracterizado por condições que variam desde a escassez hídrica até o alagamento permanente em uma pequena escala espacial (de dezenas a poucas centenas de metros). Nessas áreas, os distúrbios naturais desempenham papel fundamental na manutenção da fisionomia, evitando o adensamento da vegetação e a transição para formações mais fechadas (Miranda *et al.*, 2002).

Nas últimas décadas, o regime de fogo natural tem sofrido mudanças significativas impulsionadas tanto por fatores climáticos quanto antrópicos. O aumento da frequência e da extensão das áreas queimadas, frequentemente concentradas no final da estação seca,

tem modificado o comportamento do fogo na paisagem (Miranda *et al.*, 2009; Rodrigues *et al.*, 2021) e ampliado sua ocorrência em ambientes historicamente menos expostos, como as veredas e demais áreas úmidas (Pivello *et al.*, 2025). Estudos recentes indicam que a frequência do fogo influencia diretamente sua intensidade e propagação, alterando as condições ambientais sob as quais a vegetação responde ao distúrbio (Dantas *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2021). Neste contexto, quando comparadas ao cerrado *sensu stricto*, as veredas são menos suscetíveis ao fogo, devido à elevada umidade do solo (Pivello *et al.*, 2025). Entretanto, esses ambientes apresentam algum grau de adaptação evolutiva a esse distúrbio, sendo o fogo reportado como gatilho de floração de algumas espécies herbáceas em veredas (Araujo *et al.*, 2013). Não existem, no entanto, estudos que quantifiquem variações e desvendem tanto estratégias adaptativas quanto o comportamento do fogo ao longo do gradiente hidrológico que compreende cerrado *sensu stricto* e veredas. Uma abordagem baseada em traços funcionais pode fornecer explicações mecanísticas sobre a montagem e o funcionamento dessas comunidades vegetais, e fornecer *insights* sobre o papel do fogo nesses processos ao longo da paisagem (Garnier *et al.*, 2016, Keeley & Pausas, 2022).

O presente estudo testou formalmente a hipótese de que traços foliares relacionados à flamabilidade variam ao longo do gradiente hidrológico, de modo que espécies do cerrado *sensu stricto* apresentem as características mais associadas a estratégias de facilitação ao fogo, mas que progressivamente em direção ao fundo das veredas as comunidades vegetais assumam uma estratégia cada vez mais evitativa. Esse seria, portanto, o reflexo do grau de investimento dessas comunidades em estruturas e mecanismos de convivência com o fogo, bem como das diferenças na disponibilidade hídrica e na história de exposição ao distúrbio (Lavorel & Garnier, 2002).

A compreensão da variação dos traços funcionais possui implicações diretas para o manejo, a conservação e a restauração dos ecossistemas do Cerrado. A identificação de padrões funcionais associados à maior ou menor flamabilidade da vegetação pode subsidiar estratégias de manejo do fogo mais adequadas às diferentes fisionomias, contribuindo ativamente para a redução de impactos negativos em ambientes mais sensíveis, como as veredas. Além disso, ao demonstrar graus distintos de sensibilidade ao fogo entre as comunidades vegetais, este estudo fornece subsídios para ações de conservação voltadas à manutenção da diversidade funcional e da integridade ecológica do bioma. No contexto da restauração ecológica, a incorporação de informações baseadas em traços funcionais pode orientar a seleção de espécies mais compatíveis com as condições ambientais e com os distúrbios esperados, aumentando a resiliência dos sistemas restaurados frente aos cenários atuais de intensificação do fogo no Cerrado.

2. OBJETIVOS

a. Objetivos gerais:

Quantificar a variação dos traços funcionais foliares relacionados à flamabilidade em comunidades vegetais distribuídas ao longo de um gradiente hidrológico que conecta as fitofisionomias de cerrado *sensu stricto* e veredas.

b. Objetivos específicos:

1. Caracterizar a estrutura e composição de comunidades vegetais ao longo do gradiente hidrológico

2. Mensurar atributos funcionais foliares relacionados à flamabilidade das principais espécies que compõem as comunidades vegetais estudadas;
3. Testar a relação entre os traços de flamabilidade das comunidades vegetais e a distância das unidades amostrais até a linha principal de drenagem da vereda, sendo essa última a variável utilizada como *proxy* do gradiente hidrológico formado por ecossistemas de cerrado *sensu stricto* e veredas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no município de Uberlândia, localizado na região do Triângulo Mineiro, Minas Gerais. A região está inserida no bioma Cerrado, caracterizado por relevo suavemente ondulados, solos profundos e bem drenados, com vegetação predominantemente savânica, e a ocorrência de veredas e matas de galeria ao longo dos cursos d'água (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006; Riberio & Walter, 2008).

O clima da região é do tipo Subtropical Úmido com inverno seco e verão quente (Cwa), apresentando duas estações bem definidas: uma estação chuvosa no verão (de outubro a março) e outra seca no inverno (de maio a setembro), registrando temperaturas médias anuais entre 20 e 22 °C e precipitação anual entre 1.300-1600 mm (Alvares *et al.*, 2013). O relevo é composto por chapadões e interflúvios planos a suavemente ondulados, inseridos no Planalto do Triângulo Mineiro, com altitudes entre 800 e 950 m, condições que favorecem a presença de veredas nas áreas mais baixas (Ab'Sáber, 2003; Nunes *et*

al., 2011; Ferreira *et al.*, 2020). Os solos predominantes são Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, profundos, bem drenados e de baixa fertilidade natural, típicos do Cerrado (Resende *et al.*, 2014). Nas veredas, ocorrem Gleissolos, Neossolos Flúvicos e Organossolos, caracterizados por hidromorfismo acentuado, saturação hídrica e acúmulo de matéria orgânica, refletindo uma transição gradual edáfica-hidrológica que influencia diretamente a variação das fitofisionomias entre as áreas úmidas e as savânicas mais secas (Ribeiro & Walter, 2008; Silva *et al.*, 2016).

A vegetação local é característica do bioma Cerrado e compõe-se de um mosaico de fitofisionomias savânicas, campestres e florestais. As veredas estão associadas às áreas de maior disponibilidade hídrica, com solos hidromórficos, ocupando as porções mais rebaixadas do relevo. Em contraste, o cerrado *sensu stricto* ocorre predominantemente em posições topográficas mais elevadas e melhor drenadas, como áreas de interflúvio (Ribeiro & Walter, 2008).

Para garantir uma amostragem representativa dos remanescentes de Cerrado e contemplar diferentes condições ambientais, o estudo foi conduzido em três áreas independentes: uma propriedade rural com paisagem contendo uma matriz agropecuária e silvicultural (Área 1); uma propriedade privada com vegetação nativa contínua e preservada (Área 2); e uma unidade de conservação com alta diversidade fitofisionômica e pouca interferência antrópica (Área 3). As três apresentam fragmentos de cerrado *sensu stricto* e veredas formando um *continuum*, caracterizado pela ocorrência de um gradiente hidrológico que contém desde áreas com solos bem drenados e lençol freático profundo (>1,5 m de profundidade na estação chuvosa), até zonas com solos permanentemente encharcadas.

3.1.1 Área 1: Fazenda Floresta do Lobo (coordenadas geográficas: 19°05'S 48°07'W)

Localizada em uma propriedade rural pertencente à empresa Agromen Sementes. A vegetação nativa da Floresta do Lobo reúne fisionomias que refletem a influência do relevo, tipo de solo e da disponibilidade hídrica na estruturação da paisagem local. Em áreas mais elevadas, predominam as formações de cerrado *sensu stricto*. Em trechos de solo mais raso e arenoso, observa-se o cerrado ralo, com predominância de uma camada herbácea-arbustiva. Nas porções mais úmidas e planas, observa-se a formação de veredas, as quais encontram-se em estado crítico de secamento devido as atividades agrícolas que ocorrem na fazenda, além da presença de espécies exóticas, como por exemplo, *Pinus caribea* Morelet. As matas de galeria e floresta estacional semidecidual representam as formações florestais. A fazenda abriga edificações diversas na fazenda, como a Escola Municipal Emilio Ribas, além de possuir uma grande área destinada a agricultura, a qual compreende plantios de soja, sorgo e milho, com zonas de pastagem e solo exposto para plantio. Há também áreas de plantio comercial de *Pinus caribea* (Morelet) e plantios estabelecidos de *Eucalyptus* sp. (Pinho Jr *et al.*, 2024).

3.1.2 Área 2: Campo de treinamento 2º Sargento Orlando Randi, Fazenda Tatu (coordenadas geográficas: 19°05'S 48°17'W)

Trata-se de uma área de aproximadamente 1600 ha, com vegetação nativa contínua e conservada do bioma Cerrado, pertencente ao Governo Federal, sob a gestão do 36º Batalhão de Infantaria Mecanizado (Exército Brasileiro). Mais de 99% da área possui cobertura vegetal nativa, com a área remanescente ocupada por edificações, espécies exóticas e áreas de solo descoberto (Soares *et al.*, 2024, dados não publicados). A propriedade abriga diversas fisionomias do bioma, como cerrado *sensu stricto* (correspondendo a 70% da área), veredas e campos úmidos. Devido ao seu alto potencial

de conservação da biodiversidade, a Fazenda Tatu abriga algumas espécies representativas e endêmicas do Cerrado. Entre as espécies endêmicas, podemos citar *Attalea exigua* Drude e *Deluciris violacea* (Klatt) A.Gil, além de diversas pertencentes a família Eriocaulaceae, dos gêneros *Paepalanthus* (Mart.) e *Syngonanthus* (Ruhland). Entre as espécies representativas do Cerrado, destacam-se *Caryocar brasiliense* Cambess., *Eugenia involucrata* DC., *Jacaranda decurrens* Cham. , *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Andira humilis* Mart. Ex Benth., etc. A heterogeneidade vegetal aliada ao estado de conservação, confere a esses ecossistemas um alto potencial como sumidouros de carbono, ressaltando sua importância na mitigação da perda de biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos (Soares *et al.*, 2021a; Soares *et al.*, 2021b; Terra *et al.*, 2023).

3.1.3 Área 3: Reserva Ecológica do Panga (REP) (coordenadas geográficas: 9°11' S e 48°19' W)

Trata-se de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Universidade Federal de Uberlândia, criada em 1986, com aproximadamente 410 ha. É uma das poucas unidades de conservação da região e abriga grande diversidade vegetal, sendo considerada um importante polo de pesquisa e responsável por vários trabalhos da UFU (Vasconcelos *et al.*, 2014). Possui vegetação característica do bioma Cerrado abrangendo diferentes fisionomias, sendo elas: cerrado *sensu stricto* (cerrado denso, típico e ralo), cerradão, mata seca semidecídua, mata de galeria, campo sujo, campo úmido e veredas. As formações savânicas ocupam mais da metade da área (cerca de 71%). As veredas compreendem somente 5% da REP, com presença de espécies herbáceas como Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae (Araujo *et al.*, 2002).

3.2. Coleta de dados

3.2.1. Amostragem das comunidades vegetais ao longo do gradiente hidrológico

Para atingir o objetivo específico 1 de caracterizar as comunidades vegetais ao longo do gradiente hidrológico, foram coletados dados de estrutura e composição da vegetação nas três áreas de estudo. Para isso, foram estabelecidas 62 parcelas de 10 x 20 m ao longo de transectos perpendiculares à linha de drenagem da vereda, de modo que amostrassem comunidades vegetais de cerrado *sensu stricto* e das zonas de fundo, meio e borda de vereda (Fig. 1). A identificação a nível de espécie englobou todos os indivíduos lenhosos presentes nas parcelas com diâmetro à altura do solo (DAS) superior a 5 cm medidos a 5 cm do solo. Indivíduos com DAS maiores que 3 cm foram amostrados em subparcelas de 5 x 5 m em posição padronizada dentro das parcelas de 10 x 20 m. Além disso, todas as plantas vasculares, incluindo herbáceas, foram amostradas em subparcelas de 2 x 2 m, localizadas no interior das subparcelas de 5 x 5 m (Fig. 1C). Considerando que espécies mais abundantes exercem maior controle sobre processos ecológicos (Grime, 1998), o levantamento das comunidades vegetais permitiu identificar as espécies mais representativas dos fragmentos de vereda e cerrado *sensu stricto*, que juntas corresponderam a 78% da abundância total amostrada. Essas espécies compuseram o conjunto de dados funcionais do presente estudo. Como critério de inclusão, foram consideradas apenas espécies presentes em pelo menos três parcelas e com um número mínimo de cinco indivíduos amostrados.

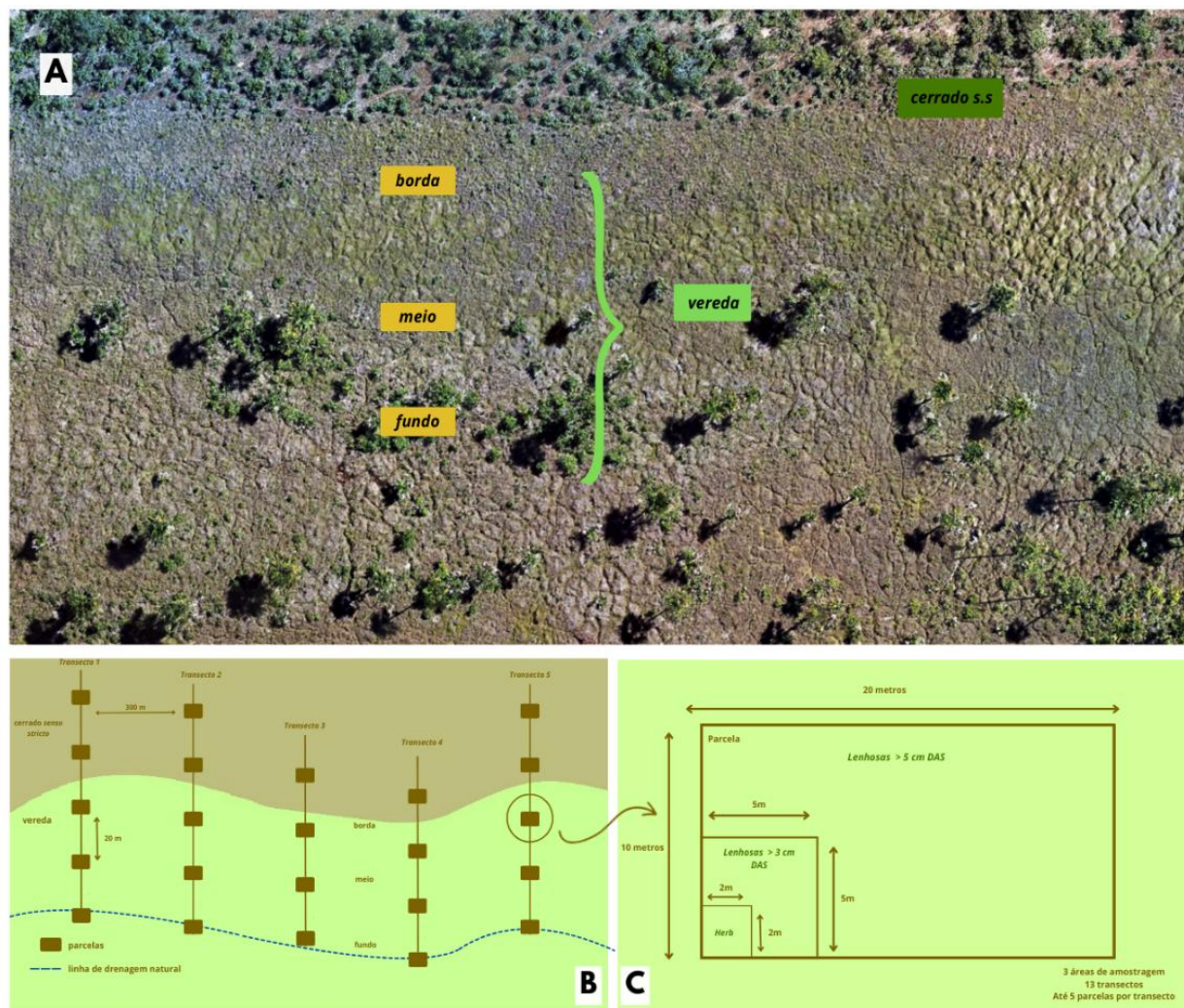


Figura 1. Representação esquemática do delineamento amostral. (A) Imagem aérea obtida por drone evidenciando o gradiente ambiental entre a vereda e o cerrado *sensu stricto*.; (B) Distribuição de transectos e parcelas nas áreas de estudo.; (C) Coleta de dados nas parcelas e subparcelas de amostragem das comunidades vegetais.

Fonte : Elaboração própria. Foto: Claudionor Ribeiro da Silva.

3.2.2. Medição de traços funcionais

Para atingir o objetivo específico 2 de mensurar atributos funcionais relacionados a flamabilidade, foram selecionados 10 indivíduos adultos de cada uma das espécies mais representativas das comunidades vegetais amostradas (Anexo I), com distância de pelo

menos 5 metros entre si. Para cada indivíduo, aproximadamente 10 folhas totalmente expandidas foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos selados e umedecidos, acomodados em uma caixa térmica contendo gelo. No caso de plantas com folhas/frondes muito grandes (e.g., *Cyathea delgadii* Sternb., *Attalea exigua* Drude e *Butia archeri* (Glassman) Glassman), foram retirados três folíolos/pinas na inserção com a ráquis, sendo um no ápice, um no meio e um na base da folha. Estas três amostras juntas foram consideradas como uma única folha (Emilio *et al.*, 2021).

3.2.2.1. Conteúdo de umidade do combustível vivo (LFMC)

Logo após a coleta de campo a massa fresca de uma folha por indivíduo foi registrada em uma balança de precisão no Laboratório de Restauração Ecológica (LARE) do Instituto de Biologia. Para espécies com folhas muito pequenas e elevado conteúdo de água (e.g., *Drosera communis* A.St.-Hil, *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland e *Syngonanthus widgrenianus* (Körn.) Ruhland.), foram pesadas mais de uma folha por indivíduo, a fim de garantir que a massa seca final fosse superior ao limite de detecção da balança (0.001 g) e para aumentar a precisão das medições (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2020). Para essas espécies, o processo de pesagem foi realizado utilizando um conjunto com número padronizado de folhas para a espécie, sendo cinco ou 10 folhas por indivíduo, dependendo da massa fresca e da disponibilidade de folhas.

Após a pesagem da massa fresca, as amostras foram encaminhadas à estufa, onde permaneceram por 72 horas a 60 °C para a obtenção da massa seca. O cálculo do conteúdo de umidade do combustível vivo foi obtido através da seguinte fórmula (Equação 1):

$$\text{Equação 1: } LFMC = \frac{(M_0 - M_{seca})}{M_{seca}} \times 100$$

sendo LFMC o conteúdo de umidade do combustível vivo (%); M_0 , a massa fresca (g), e M_{seca} , a massa seca (g) (Griebel *et al.*, 2023).

3.2.2.2. Dinâmica de secagem e resistência físico-estrutural ao dessecamento

Para determinar a curva de secagem e a retenção hídrica foliar, foram utilizados cinco indivíduos por espécie, uma folha por indivíduo ou, no caso de espécies com folhas muito pequenas, um conjunto de folhas, como descrito na seção anterior. O uso de um menor número de réplicas por espécie nesta fase da pesquisa foi necessário devido a logística do experimento, como a disponibilidade de estufas, devido o elevado volume de amostras. Além disso, visou-se também garantir melhor distribuição das amostras no interior da estufa, evitando um processo de secagem heterogêneo. Os parâmetros foram estimados a partir da medição da massa foliar inicial (massa fresca, M_0), e o acompanhamento diário da massa das amostras (M_t) submetidas a secagem em estufa a 60°C. O monitoramento da perda de massa ao longo do processo de secagem em estufa ocorreu diariamente, durante um período de cinco dias. As folhas foram colocadas cuidadosamente dentro de um envelope de papel pardo e identificadas com o número do indivíduo.

Para a determinação da curva média de perda de água foliar por espécie, foram utilizados os dados de perda relativa de massa, que representa o quociente da divisão entre M_t e M_0 para cada aferição realizada, e o tempo absoluto, que representa o tempo da pesagem em horas em relação início do processo de secagem. A curva que melhor descreveu o comportamento médio da espécie foi estimada a partir do ajuste de um único modelo aos dados combinados de todas as réplicas. Para esses dados foram testados modelos exponenciais e lineares e selecionados para cada espécie o modelo com melhor ajuste, considerando maiores valores de coeficiente de determinação (R^2). A incerteza

associada à curva média foi estimada por meio de bootstrap não paramétrico, com reamostragem das observações individuais, permitindo a obtenção de intervalos de confiança de 95% ao longo do tempo (Anexo II).

Considerando que as espécies apresentaram dinâmicas de secagem ajustadas a modelos distintos, não foi utilizada nesta investigação a taxa instantânea de secagem, por não serem comparáveis entre si. Em vez disso, como medida integrada da dinâmica foliar, foi estimada a área sob a curva de secagem (AUC). A AUC foi calculada utilizando a regra do trapézio, segundo a Equação 2,

$$\text{Equação 2: } AUC = \sum_{i=1}^{n-1} \frac{M_{rel_i} + M_{rel_{i+1}}}{2} (T_{i+1} - T_i)$$

onde AUC é a área sob a curva que representa a quantidade acumulada de massa relativa ao longo do tempo; n representa o número de observações; M_{rel_i} , a massa relativa no ponto i e T, o tempo transcorrido em relação ao início da secagem em horas. A AUC foi calculada a partir da curva ou reta de cada indivíduo, e a AUC média e desvio padrão foi obtida para cada espécie. Essa métrica foi assumida como um *proxy* resistência físico-estrutural ao dessecamento, de modo que valores maiores indicam maior retenção hídrica, ou seja, maior resistência a secagem.

3.2.2.3. Traços funcionais foliares de desempenho térmico

Para a obtenção dos dados de ignitabilidade, sustentação da combustão e cálculo da elevação da temperatura (ΔT), foi conduzido um experimento em mufla no Laboratório de Análises de Solos (LABAS) do Instituto de Agronomia da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). A metodologia foi adaptada de Krix e Murray (2018).

O experimento foi realizado utilizando uma folha fresca de cada um dos dez indivíduos de cada espécie. Cada ensaio compreendeu o intervalo entre a inserção da folha na mufla e o término completo da combustão. Antes de cada teste, a mufla foi estabilizada à temperatura de 550 °C, valor definido por meio de testes piloto. Essa temperatura foi selecionada por permitir a observação nítida do início e do fim da combustão, além de situar-se dentro da faixa compatível com incêndios naturais no bioma Cerrado (Miranda *et al.*, 1993). As folhas foram manipuladas com pinça resistente ao calor e posicionadas sobre quatro cadinhos de cerâmica dispostos no centro da mufla, o que garantiu a padronização da altura e da posição do material dentro do forno. Folhas com comprimento igual ou superior a 30 cm foram seccionadas em segmento de 15 cm, na região central, para possibilitar sua completa inserção na mufla (Krix e Murray, 2018). A queima foi realizada com a porta do forno semiaberta, permitindo o registro em vídeo de todas as etapas do processo por meio da câmera de um telefone celular. A ignitabilidade, a sustentação da combustão e ΔT foram obtidos a partir dos dados de temperatura inicial (T_0), temperatura máxima ($T_{\max}$), tempo transcorrido desde o início do experimento até a ignição (T_{ig}) e duração do processo de combustão. Dados de temperatura foram medidos em °C e o tempo em segundos. A duração da combustão correspondeu ao traço de Sustentação da combustão. O ΔT foi calculado pela subtração entre $T_{\max}$ e T_0 . A Ignitabilidade (Ign) foi obtida de acordo com a Equação 3.

$$\text{Equação 3: } Ign = -\log_{10}(T_{ig} + 0,01)$$

4. ANÁLISE DE DADOS

Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente R, versão 4.3.2 (R Core Team, 2023).

A suficiência amostral da comunidade vegetal foi avaliada por meio de curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies em função do número de indivíduos amostrados. A curva de rarefação e extrapolação foi construídas a partir de dados de abundância utilizando a função *iNEXT()* do pacote *iNEXT* (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016), considerando uma abordagem baseada em indivíduos. Os dados foram analisados sem separação por ambiente, utilizando o primeiro número de Hill ($q = 0$), que representa a riqueza de espécies. A extrapolação foi realizada até um limite correspondente ao dobro do número total de indivíduos observados ($endpoint = 2 \times N$).

A diversidade foi estimada a partir do terceiro número de Hill ($q = 2$), correspondente ao índice de diversidade de Simpson. Para essa análise, também foi utilizada a função *iNEXT()* do pacote *iNEXT* (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016). A escolha do índice de Simpson para a caracterização da diversidade se justifica pelo maior peso atribuído às espécies mais abundantes da comunidade, foco da abordagem funcional adotada neste estudo, bem como por seu menor viés em relação a diferenças nos tamanhos amostrais, aqui representadas pelo número de indivíduos amostrados nos ecossistemas (Somerfield *et al.*, 2008). As curvas de riqueza e diversidade foram representadas com intervalos de confiança de 95%, estimados por reamostragem *bootstrap*.

Para análise exploratória e interpretação dos padrões de variabilidade intra e interespecíficas dos traços funcionais, foi realizada uma reamostragem não paramétrica por *bootstrap* utilizando valores padronizados (*Z-score*). Para cada espécie os valores dos traços funcionais dos indivíduos foram reamostrados, mantendo-se o tamanho amostral

observado empiricamente. Foram realizadas 2000 iterações por espécie. A partir das distribuições reamostradas, foram calculadas as médias *bootstrap* e os intervalos de confiança (IC) de 95%. Para isso, foram utilizadas as funções *boot()* e *boot.ci()* o pacote *boot* (Canty & Brian, 2022).

Para atingir o objetivo específico 3 de testar a relação entre os traços de flamabilidade das comunidades vegetais e o gradiente ecológico, foi calculado o valor médio ponderado do traço na comunidade (CWM, sigla em inglês para *community-weighted mean trait value*) por parcela. Estes dados foram obtidos a partir da média dos traços ponderada pela abundância relativa das espécies mais representativas (Ricotta & Marco Moretti, 2011). Os dados de CWM foram padronizados (*Z-score*) e, por meio da função *rda()* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2025), foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) não constrangida baseada na matriz de correlação (após padronização), por decomposição da variância total. Para interpretar as associações entre os traços funcionais e os componentes principais (PCs), foram analisados os *loadings* dos vetores, que representam a correlação entre as variáveis originais e os eixos da PCA. A interpretação ecológica foi complementada pela inspeção do *biplot* contendo parcelas, vetores dos traços e posicionamento das espécies, gerado com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016). Os *scores* das parcelas em relação aos eixos de maior variabilidade foram obtidos e tratados como um índice integrado de flamabilidade, já que a flamabilidade é um traço complexo e multidimensional (Pausas *et al.*, 2017). Foi testada, então, a relação entre os *scores* e a distância relativa das parcelas até a linha principal de drenagem das veredas. A distância relativa foi utilizada para controlar o efeito do tamanho dos transectos, influenciado pela largura da vereda no trecho amostrado. As relações foram testadas por meio de Modelos Mistos Lineares, função *lmer()* do pacote *lme4*

(Bates *et al.*, 2015), considerando a distância relativa como fator fixo e interceptos aleatórios para área e para transectos aninhados dentro de área (1 | Area/Transecto).

5. RESULTADOS

Foram amostrados 3497 indivíduos pertencentes a 304 espécies e 66 famílias botânicas. Dentre o total de espécies, oito não identificadas foram tratadas como morfoespécies (Anexo I). As famílias mais representativas foram Fabaceae (30), Poaceae (28), Asteraceae (25), Cyperaceae (18) e Melastomataceae (15).

A partir do levantamento realizado, a curva de rarefação e extrapolação (Fig. 2A) demonstrou que a amostragem foi suficiente para representar de forma satisfatória a comunidade vegetal. Observou-se que a extrapolação da riqueza para o dobro do número de indivíduos amostrados resultaria em um acréscimo pouco expressivo no número de novas espécies.

Quanto à diversidade, foram observadas diferenças entre as zonas de vegetação, de acordo com o índice de Simpson (Fig. 2B). O cerrado *sensu stricto* e borda de vereda apresentam valores semelhantes de diversidade, evidenciados pela sobreposição dos intervalos de confiança (95%) das curvas na figura. O fundo da vereda também apresentou diversidade semelhante à borda, mas inferior ao cerrado *sensu stricto*. Por sua vez, o meio da vereda apresentou os menores valores de diversidade, indicando maior dominância de espécies, caracterizada por poucas espécies com elevada abundância relativa. Assim, a faixa hipsazonal da vereda mostrou-se mais restritiva ao estabelecimento de espécies que zonas hidrológicamente mais estáveis.

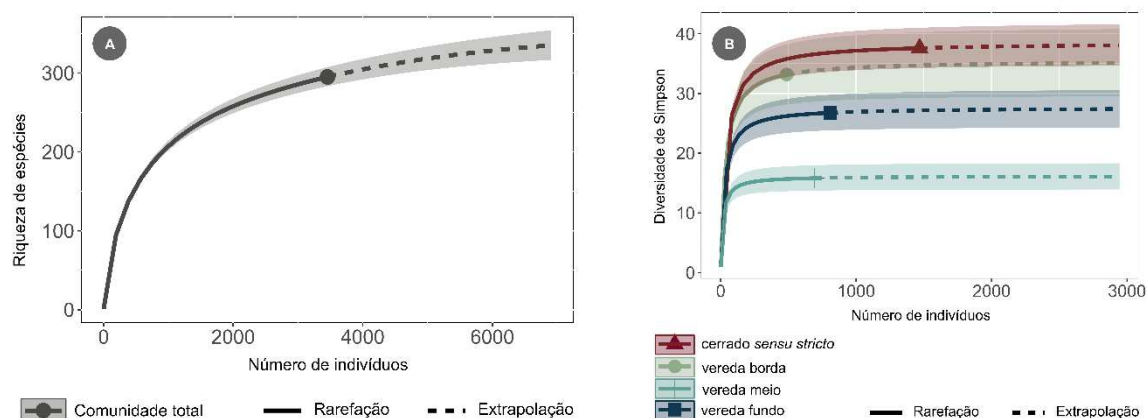


Figura 2. Suficiência amostral e caracterização da diversidade por meio de curva de rarefação e extrapolação da riqueza (A) e diversidade (B) em relação ao número de indivíduos amostrando. Linhas cheias representam dados interpolados, enquanto linhas tracejadas a extrapolação para o dobro do número de indivíduos. A área sombreada representa o intervalo de confiança (95%) obtido pelo método *bootstrap*.

O LFMC médio das 92 espécies analisadas foi de $249,6\% \pm 217,8$, variando de 19,83% a 1700%. Valores elevados de LFMC indicam maior proporção de água em relação à biomassa seca, enquanto valores mais baixos refletem menor teor de umidade do combustível. Espécies exclusivas de *cerrado sensu stricto* apresentaram LFMC médio de $157,6\% \pm 147,2$, ao passo que espécies típicas do fundo de vereda atingiram valores médios de $719,3\% \pm 241,6$. Espécies que ocorreram no meio da vereda ou com distribuição generalista ao longo do gradiente apresentaram LFMC médio $246,1\% \pm 164,8$. Considerando a distribuição das espécies ao longo do gradiente hidrológico, observa-se uma tendência de aumento nos valores de LFMC em direção ao fundo da vereda (Fig. 3). Além disso, verificou-se elevada variação intraespecífica para algumas espécies associadas às zonas mais úmidas, evidenciada pela amplitude dos ICs. Em contraste, espécies restritas ao *cerrado sensu stricto* apresentaram, de modo geral, variação intraespecífica relativamente reduzida para este traço.

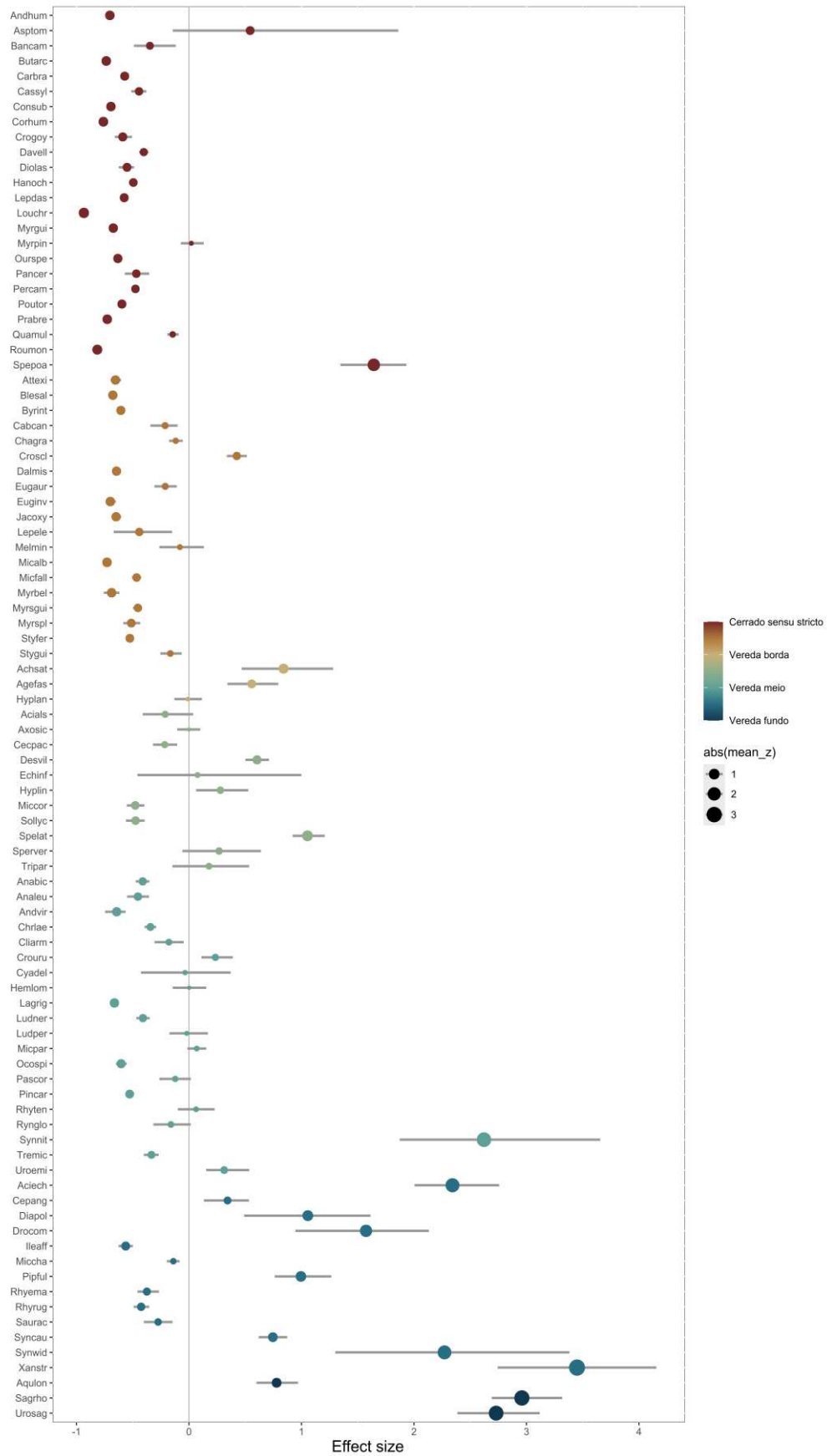


Figura 3. Efeitos padronizados do conteúdo de umidade no combustível vivo (LFMC) por espécie e zona de vegetação, estimados por *bootstrap* (2000 reamostragens). Os pontos representam as médias padronizadas (*Z-score*) de LFMC para cada espécie, com o tamanho proporcional à magnitude do efeito. As barras horizontais indicam intervalos de confiança de 95% obtidos por *bootstrap*. A linha vertical em zero marca ausência de efeito. A significância estatística intraespécie é inferida pela exclusão de zero do intervalo de confiança: quando o IC não cruza zero, o efeito é considerado robusto. Diferenças significativas entre espécies podem ser verificadas pela ausência de sobreposição entre os intervalos de confiança. Para fins exploratórios, as espécies foram ordenadas ao longo do eixo y de acordo com um índice de posição no gradiente hidrológico, construído a partir das categorias de ocorrência (cerrado *sensu stricto* = 3; borda de vereda = 2; meio = 1; fundo = 0). Espécies que ocorreram em mais de uma categoria receberam o ponto médio do intervalo correspondente. Dessa forma, espécies restritas aos extremos ambientais ocupam as extremidades do gráfico, enquanto espécies intermediárias ou generalistas posicionam-se na região central do gradiente.

As espécies apresentaram padrões distintos de secagem, os quais foram sintetizados por meio de AUC, utilizada como uma medida integrada da dinâmica de secagem foliar. A dispersão dos pontos ao longo das curvas e as áreas sombreadas mais amplas (intervalo de confiança a 95%) indicam a variabilidade intraespecífica na dinâmica de secagem. (Anexo II). Foram observados dois tipos principais de ajustes aos modelos matemáticos (Anexo II). Espécies ajustadas a modelos lineares apresentaram perda gradual e aproximadamente constante de água ao longo do tempo, indicando maior resistência físico-estrutural à desidratação. Em contraste, espécies ajustadas a modelos exponenciais exibiram perda brusca nas fases iniciais da secagem, seguida desaceleração na taxa de perda hídrica. Estes padrões sugerem diferentes graus de tolerância a variações ambientais mediada pelo investimento em estrutura foliar.

A AUC, que é a soma acumulada da proporção de massa ao longo do tempo, representou a resistência físico estrutural das folhas a desidratação. Foram observados valores médios de $47,27 \pm 19,23$, variando de 19,61 a 136,73. Espécies exclusivas de cerrado *sensu stricto*

apresentaram AUC médio de $51,24 \pm 13$, enquanto espécies típicas do fundo de vereda alcançaram valores médios de $24,42 \pm 3,8$. Espécies ocorrentes no meio da vereda ou com distribuição generalista ao longo do gradiente apresentaram AUC média de $46,9 \pm 20,01$. Ao considerar a posição das espécies ao longo do gradiente ambiental, observa-se uma tendência de diminuição dos valores de AUC em direção ao fundo da vereda (Fig.4). Ademais, foi registrada elevada variação intraespecífica para algumas espécies associadas às zonas mais secas. Por outro lado, espécies restritas ao fundo de vereda apresentaram baixa variação intraespecífica.

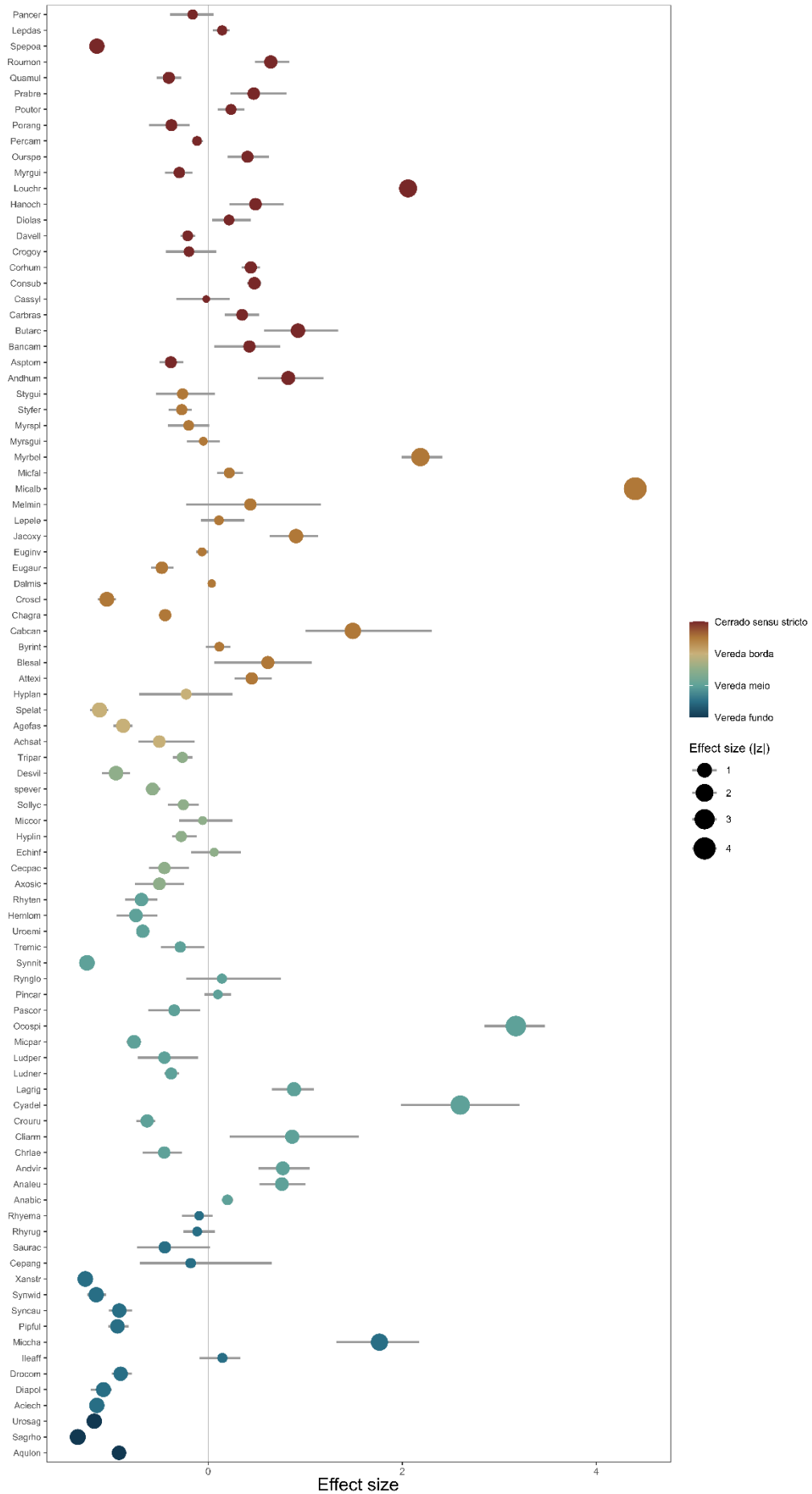


Figura 4. Efeitos padronizados da área sob a curva de secagem (AUC) por espécie e zona de vegetação, estimados por *bootstrap* (2000 reamostragens). Os pontos representam as médias padronizadas (Z-score) de AUC para cada espécie, com o tamanho proporcional à magnitude do efeito. As barras horizontais indicam intervalos de confiança de 95% obtidos por *bootstrap*. A linha vertical em zero marca ausência de efeito. A significância estatística intraespecífica é inferida pela exclusão de zero do intervalo de confiança: quando o IC não cruza zero, o efeito é considerado robusto. Diferenças significativas entre espécies podem ser verificadas pela ausência de sobreposição entre os intervalos de confiança. Para fins exploratórios, as espécies foram ordenadas ao longo do eixo y de acordo com um índice de posição no gradiente hidrológico, construído a partir das categorias de ocorrência (cerrado *sensu stricto* = 3; borda de vereda = 2; meio = 1; fundo = 0). Espécies que ocorreram em mais de uma categoria receberam o ponto médio do intervalo correspondente. Dessa forma, espécies restritas aos extremos ambientais ocupam as extremidades do gráfico, enquanto espécies intermediárias ou generalistas posicionam-se na região central do gradiente.

Em complemento aos traços relacionados *ao conteúdo e dinâmica* hídrica foliar, a ignitabilidade foliar foi analisada como uma medida direta do desempenho térmico das folhas representando a facilidade com que o combustível vegetal entra em ignição. A ignitabilidade média das espécies analisadas foi de $-0,775 \pm 0,399$, variando de -1,623 a 2,000. Valores mais baixos indicam menor ignitabilidade, enquanto valores mais elevados refletem menor tempo até o surgimento do primeiro sinal luminoso da combustão. Espécies exclusivas de cerrado *sensu stricto* apresentaram ignitabilidade média de $-0.840 \pm 0,300$, enquanto espécies típicas do fundo de vereda atingiram valores médios de $-1,197 \pm 0,37$. Não foram observadas tendências que expressam relação entre a ignitabilidade e o gradiente hidrológico, com elevada sobreposição de ICs (Fig. 5).

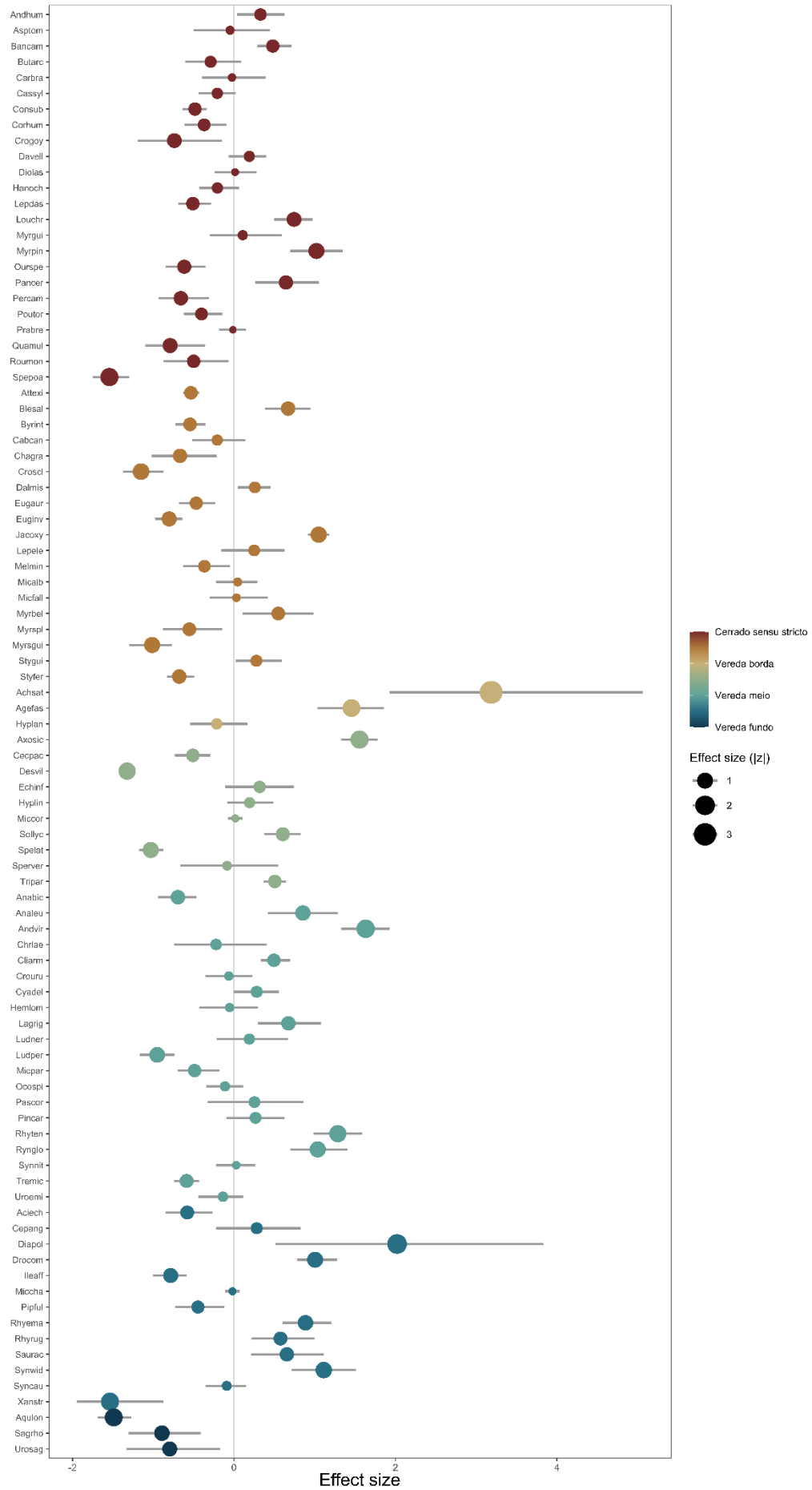


Figura 5. Efeitos padronizados da Ignitabilidade por espécie e zona de vegetação, estimados por *bootstrap* (2000 reamostragens). Os pontos representam as médias padronizadas (*Z-score*) de ignitabilidade para cada espécie, com o tamanho proporcional à magnitude do efeito. As barras horizontais indicam intervalos de confiança de 95% obtidos por *bootstrap*. A linha vertical em zero marca ausência de efeito. A significância estatística intraespécie é inferida pela exclusão de zero do intervalo de confiança: quando o IC não cruza zero, o efeito é considerado robusto. Diferenças significativas entre espécies podem ser verificadas pela ausência de sobreposição entre os intervalos de confiança. Para fins exploratórios, as espécies foram ordenadas ao longo do eixo y de acordo com um índice de posição no gradiente hidrológico, construído a partir das categorias de ocorrência (cerrado *sensu stricto* = 3; borda de vereda = 2; meio = 1; fundo = 0). Espécies que ocorreram em mais de uma categoria receberam o ponto médio do intervalo correspondente. Dessa forma, espécies restritas aos extremos ambientais ocupam as extremidades do gráfico, enquanto espécies intermediárias ou generalistas posicionam-se na região central do gradiente.

O segundo traço de desempenho térmico analisado correspondeu à sustentação da combustão, expressa pelo tempo total de duração da queima após a ignição. Os valores médios registrados foram de $68,29 \pm 62,86$ s, variando de 1,00 a 396 s. Maiores tempos de sustentação de combustão indicam maior potencial de manutenção e propagação do fogo. As espécies exclusivas de cerrado *sensu stricto* apresentaram uma média de $99,04 \pm 13$ s, enquanto aquelas restritas ao fundo da vereda alcançaram valores de $163,03 \pm 89,64$. Em contraste, espécies com distribuição generalista ou associadas ao meio da vereda apresentaram uma média de $51,69 \pm 48,42$ s. Observou-se um padrão em U na distribuição dos valores ao longo do gradiente hidrológico, mas com marcante coocorrência de comportamentos de combustão, queima rápida e queima lenta, entre espécies dos extremos do gradiente (Fig. 6). Foi observada também elevada variabilidade intraespecífica nestes extremos, evidenciando a importância das diferenças individuais na resposta ao fogo nesses ambientes.

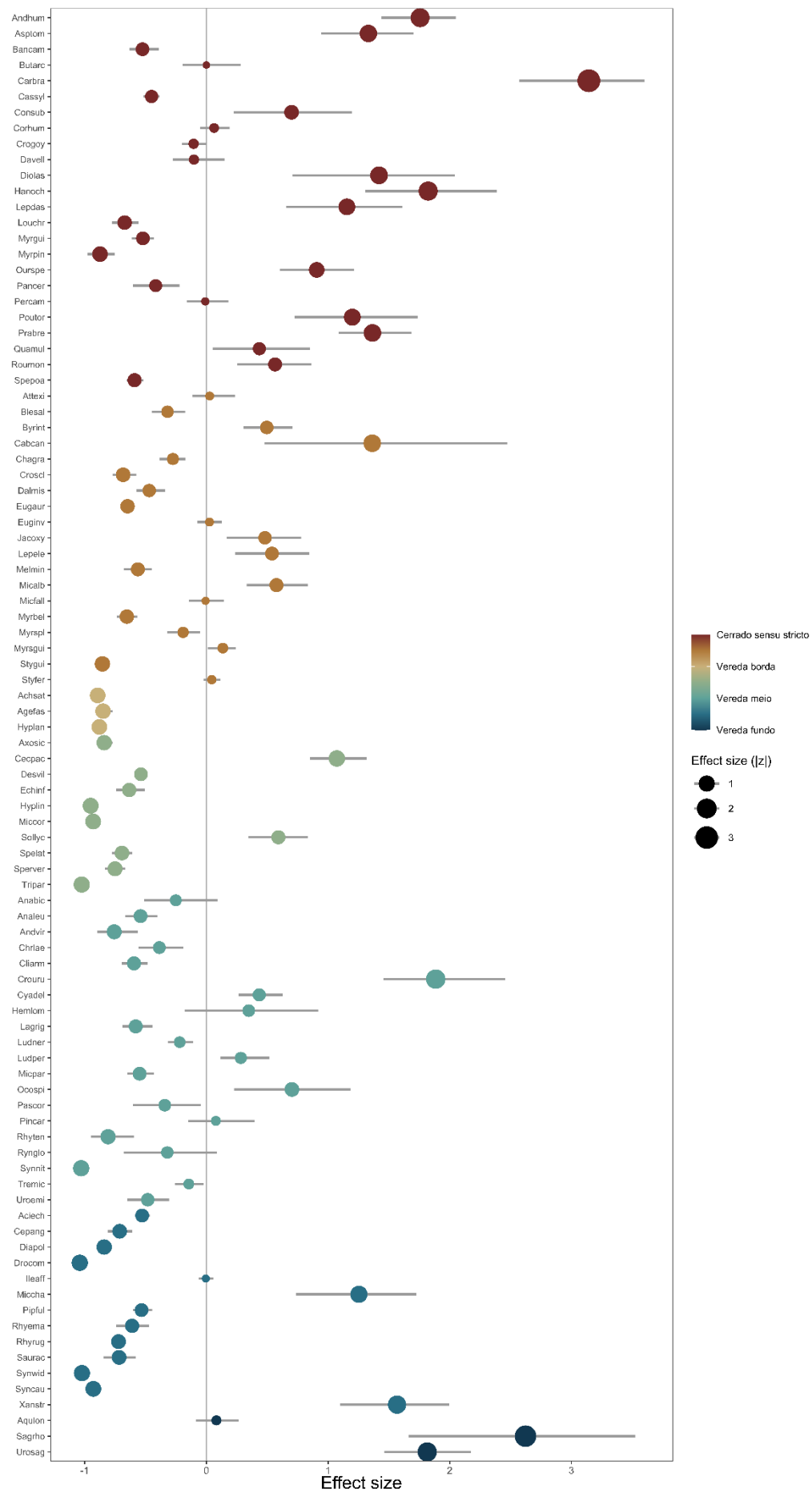


Figura 6. Efeitos padronizados da Sustentação da combustão por espécie e zona de vegetação, estimados por *bootstrap* (2000 reamostragens). Os pontos representam as médias padronizadas (*Z-score*) desse traço para cada espécie com o tamanho proporcional à magnitude do efeito. As barras horizontais indicam intervalos de confiança de 95% obtidos por *bootstrap*. A linha vertical em zero marca ausência de efeito. A significância estatística intraespecífica é inferida pela exclusão de zero do intervalo de confiança: quando o IC não cruza zero, o efeito é considerado robusto. Diferenças entre espécies podem ser inferidas pela ausência de sobreposição entre os intervalos de confiança. Para fins exploratórios, as espécies foram ordenadas ao longo do eixo y de acordo com um índice de posição no gradiente hidrológico, construído a partir das categorias de ocorrência (cerrado *sensu stricto* = 3; borda de vereda = 2; meio = 1; fundo = 0). Espécies que ocorreram em mais de uma categoria receberam o ponto médio do intervalo correspondente. Dessa forma, espécies restritas aos extremos ambientais ocupam as extremidades do gráfico, enquanto espécies intermediárias ou generalistas posicionam-se na região central do gradiente.

Foi observado ΔT médio de $1,51 \pm 4,40$ °C, com valores variando de 0°C a 40°C. Este traço representa a elevação da temperatura após o início do experimento de desempenho térmico. Valores elevados de ΔT indicam maior intensidade térmica da combustão, sugerindo maior liberação de energia no processo de combustão (Fig. 7). Espécies exclusivas de cerrado *sensu stricto* atingiram ΔT média de $3,63 \pm 7,40$ °C, ao passo que espécies típicas do fundo de vereda exibiram valores de $0,33 \pm 0,55$ °C. Espécies que ocorreram no meio da vereda ou com distribuição generalista apresentaram ΔT média de $0,61^\circ\text{C} \pm 1,70$. A maior amplitude dos intervalos de confiança em algumas espécies lenhosas indica variação intraespecífica expressiva nesse traço. A predominância dessas espécies no cerrado *sensu stricto* e nas bordas de vereda está associada a maior intensidade térmica potencial nessas porções do gradiente hidrológico, sugerindo que determinadas espécies, bem como alguns indivíduos dentro dessas espécies, contribuem de forma desproporcional para a expressão desse componente da flamabilidade nas respectivas comunidades.

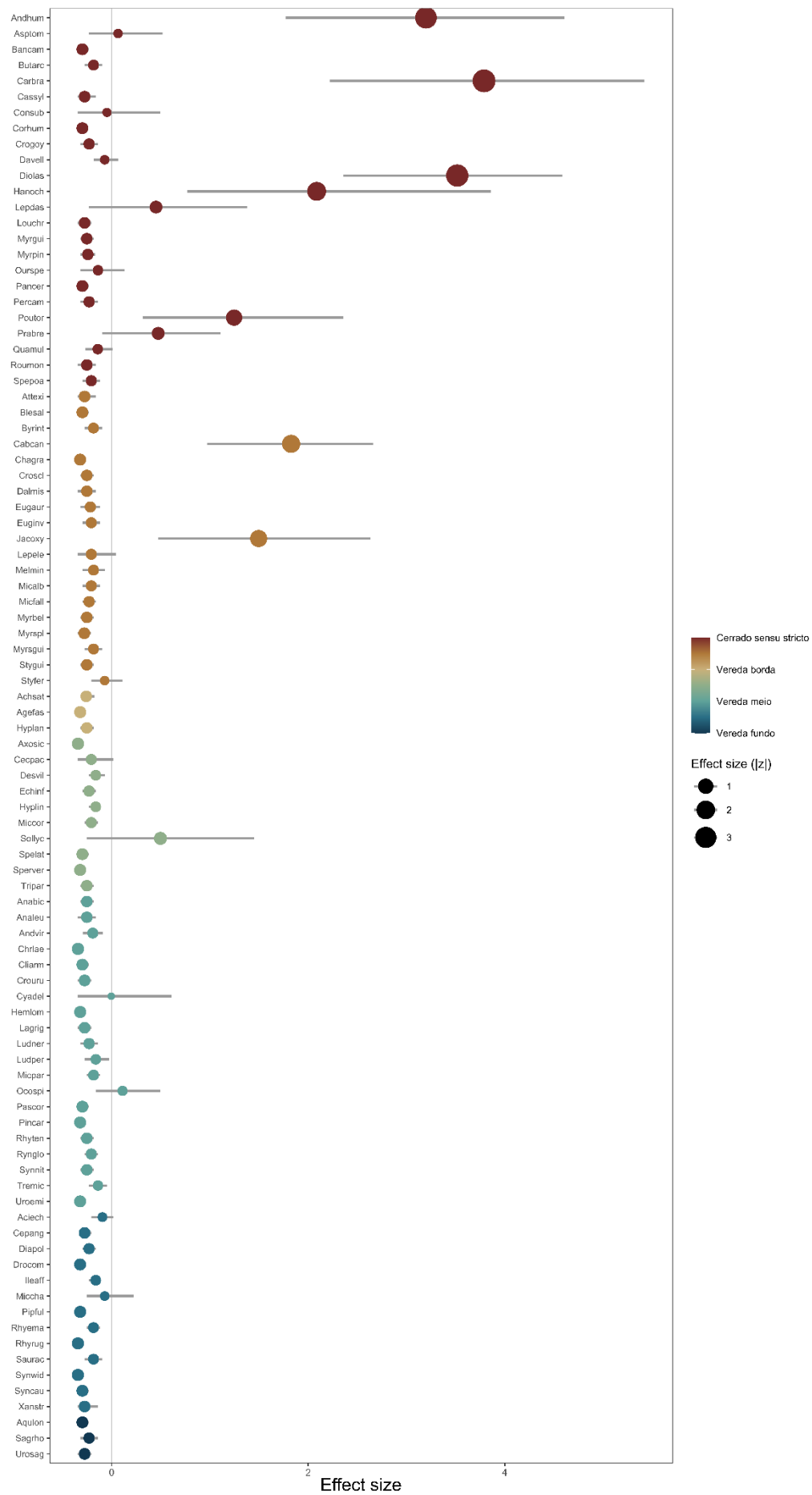


Figura 7. Efeitos padronizados da elevação máxima de temperatura (ΔT) durante a combustão por espécie e zona de vegetação, estimados por *bootstrap* (2000 reamostragens). Os pontos representam as médias padronizadas (*Z-score*) da elevação de temperatura para cada espécie, com o tamanho proporcional à magnitude do efeito. As barras horizontais indicam intervalos de confiança de 95% obtidos por *bootstrap*. A linha vertical em zero representa a ausência de efeito. A significância estatística intraespécie é inferida pela exclusão de zero do intervalo de confiança: quando o IC não cruza zero, o efeito é considerado robusto. Diferenças significativas entre espécies podem ser verificadas pela ausência de sobreposição entre os intervalos de confiança. Para fins exploratórios, as espécies foram ordenadas ao longo do eixo y de acordo com um índice de posição no gradiente hidrológico, construído a partir das categorias de ocorrência (cerrado *sensu stricto* = 3; borda de vereda = 2; meio = 1; fundo = 0). Espécies que ocorreram em mais de uma categoria receberam o ponto médio do intervalo correspondente. Dessa forma, espécies restritas aos extremos ambientais ocupam as extremidades do gráfico, enquanto espécies intermediárias ou generalistas posicionam-se na região central do gradiente.

Neste contexto, algumas espécies se destacam por sua relevância ecológica e funcional ao longo do gradiente hidrológico estudado. Entretanto, cada uma dessas apresentou combinações distintas entre os traços avaliados, expressando diferentes estratégias relacionadas à flamabilidade, mesmo em relação a outras espécies que ocorrem na mesma faixa do gradiente hidrológico.

Dentre as espécies amostradas, três são espécies exóticas invasoras: *Melinis minutiflora* P.Beauv., *Pinus caribea* Morelet e *Urochloa eminii* (Mez) Davidse. *M. minutiflora* destacou-se principalmente pelos valores de AUC e LFMC, ambos associados à elevada variabilidade intraespecífica. Isso pode contribuir para a sua capacidade de naturalização e invasão em diferentes ambientes, sendo ela uma invasora agressiva no bioma Cerrado. *P. caribea* Morelet apresentou baixo LFMC em relação a outras espécies nativas amostradas no mesmo trecho do gradiente, mas semelhante a espécies indicadoras de rebaixamento de lençol freático. Além disso, a espécie apresentou baixa variabilidade intraespecífica. *U. eminii*, ao contrário de *P. caribaea*, apresentou elevado LFMC. Esses resultados demonstram que as espécies exóticas possuem diferentes perfis de flamabilidade e podem influenciar a ocorrência e o comportamento do fogo de formas distintas.

Espécies nativas do gênero *Rhynchospora*, dominantes na cobertura vegetal das veredas e associadas a ecossistemas abertos do Cerrado, apresentaram baixos valores de LFMC e elevada ignitabilidade, mas com uma curta sustentação da combustão, caracterizando uma

estratégia de queima facilitada e rápida. Esse padrão foi observado inclusive nas áreas mais úmidas do gradiente hidrológico, onde *Rhynchospora emaciata* (Nees) Boeckeler e *Rhynchospora rugosa* (Vahl) Gale são abundantes. Comportamento semelhante foi observado para o subarbusto *Sauvagesia racemosa* A.St.-Hil., presente no mesmo trecho do gradiente.

No trecho mais bem drenado do gradiente, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert e *Miconia albicans* (Sw.) Steud. apresentaram combinações distintas de traços. Apesar de ambas exibirem elevada AUC e LFMC, *L. chrysothrix* destacou-se pela elevada ignitabilidade associada à baixa sustentação da combustão, enquanto *M. albicans* apresentou maior capacidade de sustentação da combustão após o início do processo. Essas espécies, abundantes no cerrado *sensu stricto*, ilustram a coexistência de estratégias de facilitação de incêndios nas zonas mais secas do gradiente hidrológico.

Com o objetivo de sintetizar a variação dos traços funcionais avaliados em uma perspectiva de comunidades vegetais, foi realizada uma PCA, integrando os CWMs do LFMC, AUC, Ignitabilidade, Sustentação da combustão e ΔT por parcelas. A PCA evidenciou gradientes funcionais, com autovalores de 2,70 e 1,06 para PC1 e PC2, respectivamente. Estes dois componentes explicaram conjuntamente uma elevada proporção da variabilidade dos dados (PC1 = 54,1%; PC2 = 21,3%), indicando que a maior parte da estrutura multivariada da flamabilidade foi capturada pelos dois componentes (Fig. 8). Todos os traços funcionais apresentaram fator de inflação de variância (VIF) < 3 , indicando baixa colinearidade. PC1 foi fortemente estruturado pelos traços LFMC, AUC, Sustentabilidade da combustão e ΔT , enquanto a Ignitabilidade foi mais correlacionada com PC2 (Tabela 1). Estes resultados demonstram o caráter multidimensional da flamabilidade no sistema investigado.

Essas espécies representaram estratégias contrastantes em relação à fração da flamabilidade capturada pela ordenação. A combinação entre a distribuição contínua das espécies e a presença de estratégias mais definidas nos extremos constitui um indício inicial consistente com a hipótese de que os traços das comunidades variam progressivamente entre estratégias funcionais distintas de flamabilidade. Contudo, esses resultados, isoladamente, não permitem afirmar que essa variação funcional esteja diretamente relacionada ao gradiente hidrológico, sendo essa relação avaliada em análises subsequentes.

Tabela 1. *Loadings* dos traços funcionais de flamabilidade nos dois primeiros componentes principais da PCA. Os valores representam a correlação de cada traço com os eixos principais, indicando a direção e a magnitude de sua contribuição para a variação multivariada observada. Valores absolutos mais elevados indicam maior influência do traço na estruturação do respectivo eixo.

	PC1	PC2
LFMC	1.62	0.45
AUC	-1.37	-0.86
Ignitabilidade	0.96	-1.40
Sustentação da combustão	-1.40	0.80
ΔT	-1.42	-0.40

PC1 apresentou forte associação com a distância relativa à linha de drenagem principal das veredas, refletindo um gradiente contínuo de flamabilidade ao longo do gradiente hidrológico. Observou-se uma relação positiva e altamente significativa entre a distância relativa à drenagem e os scores das parcelas em PC1 após a inversão do eixo ($\beta = 0,79 \pm 0,17$; $p < 0,001$; Fig. 9A). O coeficiente de determinação marginal ($R^2_m = 0,25$) indicou que aproximadamente 25% da variação da flamabilidade capturada por PC1 é explicada pela

distância relativa à drenagem, considerada aqui como um *proxy* do gradiente hidrológico. Já o coeficiente de determinação condicional ($R^2c = 0,26$) demonstra que os efeitos aleatórios das áreas e do aninhamento característico do delineamento amostral foram pouco expressivos.

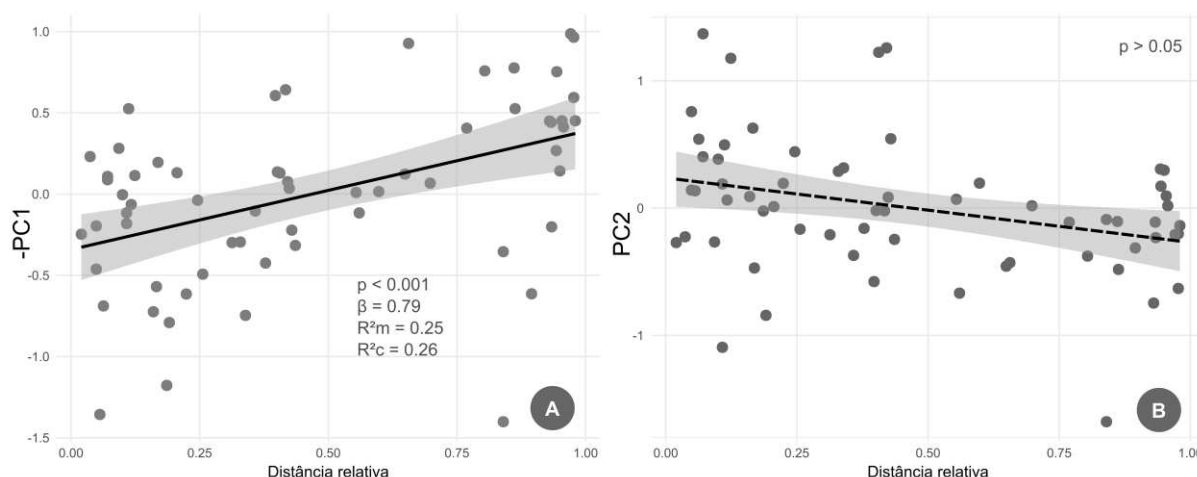


Figura 9. Relação entre os *scores* das parcelas em PC1 (A) e PC2 (B) e a distância relativa à linha principal de drenagem das veredas. As linhas representam o ajuste de Modelos Lineares Mistos, considerando a distância relativa como efeito fixo e interceptos aleatórios para área e transectos aninhados dentro de área. Linha contínua indica relação estatisticamente significativa ($p < 0,05$), enquanto linha tracejada indica relação não significativa. A área sombreada representa o intervalo de confiança de 95% da estimativa do modelo.

Em contraste, PC2 não apresentou relação significativa com a distância relativa à linha de drenagem principal ($p > 0,05$; Fig. 9B), indicando que as variações nos traços de flamabilidade capturadas por esse eixo não foram explicadas pelo gradiente hidrológico. Assim, os scores de PC2 não diferem do padrão esperado ao acaso em relação à distância da drenagem, sugerindo que esse componente representa uma dimensão da flamabilidade independente do gradiente hidrológico. Nesse eixo, a ignitabilidade foi o traço com maior contribuição (*loading* = 1,40; Tabela 1). Assim, a flamabilidade ao longo do gradiente hidrológico mostrou-se complexa e multidimensional, refletindo diferentes combinações de traços funcionais. Confirmando parcialmente a hipótese deste estudo, o gradiente hidrológico atuou como fator estruturador de parte substancial da variação na flamabilidade, embora não a explique

integralmente. Mesmo nos trechos mais úmidos, as comunidades vegetais preservaram traços associados à facilitação da ignição e propagação do fogo.

6. DISCUSSÃO

Este estudo demonstrou que o gradiente hidrológico atua como um importante estruturador dos traços de flamabilidade em comunidades vegetais do gradiente hidrológico, embora não explique integralmente a variação funcional observada ao longo da paisagem. O primeiro eixo da PCA pode ser interpretado como um gradiente integrado de flamabilidade, sintetizando variações no teor de água dos tecidos e no desempenho térmico das folhas. A relação significativa entre os scores das unidades amostrais em PC1 e sua distância relativa à linha de drenagem indica que uma fração substancial da flamabilidade de comunidades vegetais do Cerrado é determinada pela posição dessas comunidades no gradiente hidrológico. Por outro lado, a mesma relação não foi observada para PC2, evidenciando a existência de uma dimensão da flamabilidade que varia independentemente da disponibilidade hídrica do ambiente. Em conjunto, esses resultados indicam que a flamabilidade das comunidades estudadas, estimada a partir de traços foliares, não pode ser completamente analisada como um atributo funcional unidimensional, mas como combinação de diferentes traços funcionais (Pausas *et al.*, 2017; De Bello *et al.*, 2021).

Os resultados desta pesquisa evidenciaram um gradiente contínuo na combinação de traços funcionais das comunidades vegetais. Diferenças na proporção de água nos tecidos e o desempenho térmico das folhas estruturaram PC1, com elevada proporção de variação explicada, sugerindo mudanças graduais nas estratégias das comunidades vegetais para lidar com a ocorrência de fogo. Sob essa perspectiva, o gradiente hidrológico revelou-se como um importante filtro ambiental, selecionando combinações de traços de flamabilidade que

estruturam a montagem funcional das comunidades ao longo da paisagem. À medida que a disponibilidade hídrica diminui, tendem a persistir espécies com traços de menor teor de umidade, alta resistência estrutural à desidratação, que representa maior acúmulo de combustível, e maior liberação de energia durante a combustão, favorecendo estratégias de flamabilidade distintas entre ambientes mais secos e mais úmidos. Nesse contexto, o elevado LFMC assume papel relevante na modulação do comportamento do fogo em ambiente úmidos, uma vez que a água presente nos tecidos vegetais atua como um amortecedor da propagação de incêndios, aumentando a energia necessária para a ignição devido à absorção de calor durante a evaporação e, conseqüentemente, reduzindo a flamabilidade dos combustíveis vegetais (McNeice *et al.*, 2026). À medida que o combustível seca, essa barreira energética é reduzida, permitindo a ocorrência de ignição. Nos ambientes úmidos, embora o elevado LFMC seja fator de amortecimento do fogo, as comunidades vegetais apresentaram menor resistência física a desidratação, indicando que, alteradas as condições de umidade do ambiente, há tendência de rápido acúmulo de combustível, representado pela matéria vegetal seca. Embora as veredas sejam tradicionalmente caracterizadas como ambientes úmidos e pouco inflamáveis, alterações na disponibilidade hídrica, seja por eventos extremos de seca naturais ou por impactos antrópicos, podem aumentar substancialmente sua suscetibilidade ao fogo, evidenciando que esses ecossistemas não são imunes à ocorrência de incêndios (Araujo *et al.*, 2013; Durigan *et al.*, 2022; Pivello *et al.*, 2025).

A independência do PC2 em relação ao gradiente hidrológico sugere que a ignitabilidade reflete propriedades do combustível vegetal que não estão diretamente associadas à disponibilidade hídrica do ambiente (Schwilk, 2015). Esse eixo funcional pode estar relacionado a características estruturais e químicos das folhas, como morfologia foliar, nível de lignificação dos tecidos e traços químicos das folhas, que podem variar amplamente entre espécies independentemente da umidade do solo. Do ponto de vista estrutural, folhas mais

lignificadas tendem a queimar mais lentamente, enquanto folhas com maior área de superfície favorecem a ignição ao aumentar a troca de energia com o ambiente (Schwilk, 2003). Além disso, a presença de compostos secundários e voláteis pode alterar a flamabilidade dos tecidos ao mesmo tempo que desempenham funções ecológicas relevantes, como defesa contra herbivoria ou interações com outros organismos. No Cerrado, a predominância de herbívoros especializados tem sido associada a maior investimento em defesas químicas e elevada diversidade fitoquímica nas plantas (Massad, 2023), evidenciada pela ampla ocorrência de compostos secundários bioativos em espécies do bioma os quais podem influenciar propriedades físicas e térmicas dos combustíveis vegetais (Pagning *et al.*, 2016). Dessa forma, esse eixo evidencia que diferentes componentes da flamabilidade respondem a filtros ecológicos distintos, reforçando que o comportamento do fogo não é moldado apenas pelo gradiente hidrológico, mas por múltiplos mecanismos ecológicos (Pausas *et al.*, 2017).

A composição funcional das espécies dominantes das veredas confere às veredas um papel ativo no comportamento do fogo, mesmo sob condições de elevada disponibilidade hídrica. Os traços apresentados por *R. emaciata*, *R. rugosa* e *S. racemosa* caracterizam uma estratégia funcional facilitadora de ignição que, embora não sustente incêndios prolongados, pode aumentar a probabilidade de ignição quando associada à elevada abundância dessas espécies sob condições favoráveis, como períodos de estiagem ou eventos climáticos extremos. Em ambientes úmidos, determinadas espécies podem exercer influência desproporcional sobre o comportamento do fogo, evidenciando que esses ecossistemas podem não ser necessariamente resistentes em relação ao fogo e que a suscetibilidade à flamabilidade depende fortemente da identidade e da dominância funcional das espécies que compõem a comunidade (Moor *et al.*, 2017). Neste contexto, os atributos funcionais observados em espécies dominantes das veredas demonstram que esses ambientes podem interagir de forma integrada com os sistemas pirofíticos do Cerrado, influenciando a conectividade e heterogeneidade do fogo na paisagem,

contribuindo para a variabilidade espacial do fogo (Manzan *et al.*, 2025) e reforçando a flamabilidade como um atributo ecológico importante também em formações tradicionalmente consideradas resistentes à queima (Pausas *et al.*, 2017).

A amplitude dos intervalos de confiança observada para diferentes traços de flamabilidade indica que a variabilidade intraespecífica constitui um componente relevante da resposta funcional das comunidades ao longo do gradiente ambiental (Violle *et al.*, 2007; de Bello *et al.*, 2021). Indivíduos pertencentes a um mesmo ambiente ou grupo funcional podem contribuir de forma contrastante para a intensidade e a sustentação da combustão, evidenciando que diferenças individuais podem modular o comportamento do fogo em escala local (Schwilk, 2015; Pausas *et al.*, 2017). Essa variabilidade amplia o espectro funcional ocupado por uma espécie e revela que a ecologia funcional da flamabilidade não pode ser plenamente compreendida apenas a partir de valores médios por espécie (de Bello *et al.*, 2013; Garnier *et al.*, 2015). Nesse sentido, espécies associadas a ambientes úmidos não exibem estratégias funcionais rígidas, mas sim um conjunto de respostas que podem favorecer sua persistência sob distintos regimes de disponibilidade hídrica (Moor *et al.*, 2017; Emilio *et al.*, 2021). Como consequência, o comportamento do fogo pode variar mesmo na ausência de mudanças na composição de espécies, a partir de diferenças funcionais intraespecíficas, o que confere maior resiliência funcional às comunidades frente a perturbações hidrológicas e à ocorrência do fogo. Do ponto de vista preditivo, essa heterogeneidade funcional indica que a compreensão e a antecipação do comportamento do fogo devem incorporar não apenas diferenças entre espécies e ambientes, mas também a variabilidade funcional entre indivíduos, uma vez que essa heterogeneidade influencia diretamente a intensidade e a sustentação da combustão (Keeley & Pausas, 2022).

Diferentes estratégias foram observadas entre as espécies exóticas invasoras, bem como em relação às espécies nativas. *M. minutiflora* apresentou alta variabilidade intraespecífica

especialmente em relação à resistência estrutural à desidratação, que pode contribuir para sua capacidade de naturalização em diferentes ambientes do Cerrado. Sua combinação de traços parece favorecer sua persistência sob distintas condições de disponibilidade hídrica, conferindo alta flexibilidade funcional frente às variações ambientais e promovendo sua dominância e expansão espacial. Entretanto, *P. caribaea* apresenta uma estratégia funcional mais conservadora, observada pelo reduzido LFMC, mas em relação aos demais traços, foi mais generalista, com valores próximos a média geral de traços observada ao longo de todo o gradiente. Já *U. eminii* exibiu elevado LFMC e baixa resistência estrutural à desidratação. Estes resultados demonstram que espécies exóticas não seguem um único padrão funcional, mas introduzem múltiplas combinações de traços nas comunidades invadidas. Assim, espécies exóticas introduzem arranjos funcionais que não representam apenas variações internas do espectro funcional do Cerrado. Enquanto as espécies nativas foram historicamente filtradas por regimes recorrentes de fogo e pela sazonalidade hídrica, resultando em combinações de traços esperados dentro de um sistema pirofítico, as exóticas não compartilham a mesma história evolutiva. Como consequência, sua dominância pode promover rearranjos nos eixos funcionais da flamabilidade. Nesse contexto, a presença de espécies exóticas apresenta potencial de alterar o regime de fogo, ao influenciar a frequência, a intensidade e a propagação dos incêndios, especialmente em paisagens savânicas onde as gramíneas exercem papel central na estruturação do regime de fogo, podendo amplificar processos de retroalimentação entre invasão biológica e incêndios (Fontenete *et al*, 2025).

Embora frequentemente tratados de forma isolada, os traços funcionais das plantas, a estrutura das comunidades vegetais e o comportamento do fogo estão intimamente interligados por mecanismos ecológicos comuns. Os atributos funcionais definem as propriedades do combustível vegetal, enquanto a estrutura da comunidade determina a quantidade, a continuidade e a distribuição desses combustíveis no ambiente. Em escala de paisagem, a

combinação desses fatores condiciona a propagação do fogo e a formação de padrões heterogêneos de queima, uma vez que a variabilidade funcional dos combustíveis e sua organização espacial influenciam os regimes de fogo em ecossistemas savânicos (Manzan *et al.*, 2025). Variações na composição funcional da vegetação ao longo do gradiente hidrológico podem gerar diferentes respostas ao fogo mesmo sob condições climáticas semelhantes, evidenciando que o regime de fogo surge da interação entre traços funcionais, estrutura de comunidades e configuração espacial da vegetação. Esse conjunto de interações ganha relevância diante das mudanças recentes no regime de fogo do Cerrado, marcadas pelo aumento da frequência, da extensão espacial e da severidade dos incêndios, frequentemente associadas a períodos de seca mais intensos e prolongados e a transformações no uso do solo (Arruda *et al.*, 2024). Essas mudanças indicam que o comportamento do fogo tem sido progressivamente menos restrito a áreas historicamente mais inflamáveis, passando a afetar de forma mais ampla diferentes componentes da paisagem. Em paralelo, alterações hidrológicas induzidas por mudanças climáticas e por pressões antrópicas vêm comprometendo o funcionamento ecológico dos ecossistemas úmidos do Cerrado, como as veredas, reduzindo sua capacidade de manter elevados níveis de umidade ao longo do ano (Durigan *et al.*, 2022; Nunes *et al.*, 2022; Trindade *et al.*, 2024). A perda de estabilidade hidrológica pode modificar o papel desses ambientes na paisagem, enfraquecendo sua função como zonas de menor flamabilidade, capaz de promover o amortecimento de incêndios e diversidade funcional. Assim, a interação entre o gradiente hidrológico e os atributos funcionais da vegetação emerge como um elemento relevante para a compreensão do comportamento e propagação do fogo em escala de paisagem, especialmente no contexto das mudanças globais.

Os padrões identificados ao longo do gradiente hidrológico reforçam que a flamabilidade é multidimensional, um resultado da interação entre os diferentes traços funcionais que influenciam as dimensões do comportamento do fogo (Pausas *et al.*, 2017). O

gradiente hidrológico atuou como estruturador parcial desses resultados, não determinando todas as dimensões, mas modulando atributos funcionais foliares. Comunidades vegetais associadas a ambientes úmidos mantiveram traços relacionados a flamabilidade que indicaram que a maior disponibilidade hídrica não elimina a influência do fogo sob esses ecossistemas, sugerindo que os filtros ecológicos e distúrbios interagem na estruturação funcional das comunidades, reforçando a capacidade explicativa de abordagens baseadas em traços na compreensão de processos ecológicos (Garnier *et al.*, 2015). Ao demonstrar como as variações ao longo do gradiente hidrológico estruturam parcialmente a organização funcional da vegetação em relação à flamabilidade, este estudo contribui para uma compreensão mais mecanística da flamabilidade em paisagens savânicas. Essa perspectiva permite avaliar como diferentes ecossistemas podem responder ao comportamento do fogo em função de suas estratégias funcionais, ampliando a capacidade de antecipar padrões de intensidade e propagação do fogo em diferentes cenários.

7. CONCLUSÕES

O estudo evidencia que a flamabilidade de comunidades vegetais ao longo do gradiente hidrológico não é adequadamente representada por uma única dimensão, sendo determinada por múltiplos traços funcionais que podem influenciar de maneiras diferentes o comportamento do fogo. Embora o gradiente hidrológico influencie, ele não é um fator determinante da flamabilidade, evidenciando que parte dessa variação é independente da posição das comunidades vegetais neste gradiente. Os resultados indicam que a variação funcional ao longo do gradiente gera diferenças no potencial de flamabilidade entre áreas mais úmidas e mais secas, formando uma paisagem funcionalmente heterogênea, o que reforça a ideia de que o Cerrado é estruturado por filtros ambientais complexos que não podem ser compreendidos isoladamente.

Do ponto de vista do manejo e da conservação, compreender como os traços de flamabilidade se organizam no ambiente pode auxiliar na previsão de áreas com maior potencial de intensidade térmica, prevenindo futuros incêndios de alta severidade ou permitindo um planejamento mais adequado de manejo integrado do fogo. A elaboração de estratégias de restauração que considerem a variação funcional das comunidades podem contribuir ativamente para a manutenção da biodiversidade, a resiliência frente às mudanças ambientais e preservação dos serviços ecossistêmicos do Cerrado. Garantir que a vegetação seja funcionalmente diversa é investimento na resistência, na resiliência e no futuro do bioma.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Araújo, G.M., Amaral, A.F., Bruna, E.M. & Vasconcelos, H.L. (2013). Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. *Plant Ecology*, 214, 1479–1484. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0268-9>
- Araújo, G.M., Barbosa, A.A.A., Arantes, A.A. & Amaral, A.F. (2002). Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de uma vereda no município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 25, 475–489.
- Arruda, V.L.S. et al. (2024). Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). *Fire Ecology*. <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00298-4>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- de Bello, F. et al. (2013). Which trait dissimilarity for functional diversity trait means or trait overlap? *Journal of Vegetation Science*, 24.
- de Bello, F. et al. (2021) Handbook of Trait-Based Ecology: From Theory to R Tools. *Cambridge University Press*, 2021.
- Canty, A. & Ripley, B.D. (2025). boot: Bootstrap Functions. *R package version 1.3-32*. <https://CRAN.R-project.org/package=boot>
- Cardoso, E., Moreno, M.I.C., Bruna, E.M. & Vasconcelos, H.L. (2010). Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG. *Caminhos de Geografia*, 10, 198–215. <https://doi.org/10.14393/RCG103215980>
- Coutinho, L.M. (1982). Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: *Ecology of tropical savannas* (eds Huntley, B.J. & Walker, B.H.), pp. 273–291. Springer, Berlin.
- Coutinho, L.M. (1990). Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: *Fire in the tropical biota* (Ed. Goldammer, J.G.). 82–105. Springer, Berlin.
- Coutinho, L.M. (1990). O conceito de bioma. *Revista Brasileira de Botânica*, 13, 17–23.

- Chao, A. et al. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45–67.
- Dantas, V.L., Batalha, M.A. & Pausas, J.G. (2013). Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. *Ecology*, **94**, 2454–2463. <https://doi.org/10.1890/12-1629.1>
- Durigan, G., Pilon, N.A.L., Abreu, R.C.R., Hoffmann, W.A. & Fidelis, A. (2022). Cerrado wetlands are critical for biodiversity conservation but highly vulnerable to hydrological changes. *Functional Ecology*, **36**, 2506–2518.
- Eiten, G. (1972). The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, **38**, 201–341.
- Eiten, G. (1994). Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas* (ed. Pinto, M.N.), pp. 17–73. Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- Emilio, T., Pereira, H. & Costa, F.R.C. (2021). Intraspecific variation on palm leaf traits of co-occurring species—does local hydrology play a role? *Frontiers in Forests and Global Change*, **4**, e715266. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.715266>
- Escobar, D.F., Rubio de Casas, R. & Morellato, L.P.C. (2021). Many roads to success: different combinations of life-history traits provide accurate germination timing in seasonally dry environments. *Oikos*, **130**, 1865–1879. <https://doi.org/10.1111/oik.08522>
- Ferreira, C.C.M., Silva, D.A. & Martins, R.C. (2020). Aspectos geomorfológicos e uso do solo no Triângulo Mineiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13**, 2263–2280.
- Fidelis, A. & Pivello, V.R. (2011). Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*, **1**, 12–25. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v1i2.102>
- Fidelis, A. & Zironi, H.L. (2021). And after fire, the Cerrado flowers: a review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora*, **285**, e151849. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151849>
- Fidelis, A. & Pivello, V.R. (eds) (2025). Fire in the South American ecosystems. *Springer*, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-89372-8>
- Fontenele, H.G.V., Campos, B.H., Durigan, G. & Pilon, N. (2025). Doubled density and increased resilience: consequences of seven consecutive annual dry-season fires to the unburned Cerrado grass layer. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70188>
- Funk, J.L., Kimball, S., Nguyen, M.A., Lulow, M. & Vose, G.E. (2023). Interacting ecological filters influence success and functional composition in restored plant communities over time. *Ecological Applications*, **33**, e2899. <https://doi.org/10.1002/eap.2899>
- Garnier, E., Navas, M.-L. & Grigulis, K. (2015). Plant Functional Diversity: Organism traits, community structure, and ecosystem properties. *Oxford University Press*. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>
- Gomasasca, U. et al. (2023). Leaf-level coordination principles propagate to the ecosystem scale. *Nature Communications*, **14**, 3948. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39572-5>
- Gonçalves, R.V.S., Cardoso, J.C.F., Oliveira, P. E. & Coelho, O.D. (2021). Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. *Web Ecology*, **21**, 55–64. <https://doi.org/10.5194/we-21-55-2021>
- Griebel, A. et al. (2023). Specific leaf area and vapour pressure deficit control live fuel moisture content. *Functional Ecology*, **37**, 1–14. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14271>
- Hoffmann, W. A. et al. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, fire and herbivory interact to drive landscape structure. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **279**, 4422–4431.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (2024). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. *R package version 3.0.1*. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>
- Keeley, J. E. et al. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, **16**, 406–411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>.

- Keeley, J. E.; Pausas, J. G. (2022). Evolutionary ecology of fire. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53, 203-225. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102320-095612>
- Krix, D. W.; Murray, B. R. (2018). Landscape variation in plant leaf flammability in the Blue Mountains, eastern Australia. *Ecosphere*, 9, e02093. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2093>.
- Lavorel, S.; Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, p. 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>.
- McGill, B. J.; Maurer, B. A.; Weiser, M. D. (2006). Empirical evaluation of neutral theory. *Ecology*, 87, 1411-1423. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1411:EEONT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1411:EEONT]2.0.CO;2)
- Manzan, W.B. F.; Arantes, K. O.; Dantas, V. L. (2025). Time to burn landscape drivers of fuel trait variability and fire regime in savanna ecosystems. *Oikos*, e11198. <https://doi.org/10.1002/oik.11198>.
- Medeiros, M. B.; Miranda, H. S. (2008). Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 511–519.
- Miranda, A.C., Miranda, H.S., Dias, I.F.O. & Dias, B.F.S. (1993). Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 9, 313–320. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. (2002). The fire factor. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* (pp. 51–68). Columbia University Press, New York.
- Miranda, H.S., Sato, M.N., Neto, W.N. & Aires, F.S. (2009). Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In: Cochrane, M.A. (Ed.) *Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics*, pp. 427–450. Springer-Praxis.
- Mistry, J., Berardi, A. & Durigan, G. (2010). A influência do regime de fogo na variação estrutural em microescala e o mosaico da vegetação de Cerrado. *Revista do Instituto Florestal*, 22, 33–49. <https://doi.org/10.24278/2178-5031.2010221247>
- Moor, H.; Rydin, H.; Hylander, K.; Nilsson, M.B.; Lindborg, R.; Norberg, J. (2017). Towards a trait-based ecology of wetland vegetation. *Journal of Ecology*, 10, 1623–1635. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12734>.
- McNeice, W., Griebel, A., Krix, D.W., *et al.* (2026). Moisture content ranges in live *Eucalyptus* leaves vary among species and strongly affect ignitability. *Fire Ecology*, 22, 11. <https://doi.org/10.1186/s42408-025-00440-w>
- Nunes, J. R. S.; Almeida, A. M.; Santos, R. M. (2011). Caracterização geoambiental e uso da terra no município de Uberlândia (MG). *Caminhos de Geografia*, 12, 73–85.
- Oliveira, G. C., Araújo, G. M., & Barbosa, A. A. A. (2009). Florística e zonação de espécies vegetais em veredas no Triângulo Mineiro, Brasil. *Rodriguésia*, 60(4), 1077-1085. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960417>

- Oksanen, J. et al. (2025). *vegan*: Community Ecology Package. *R package version 2.6-10*.
<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pausas, J. G.; Keeley, J. E.; Schwilk, D. W. (2017). Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology*, 105, 289–297. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12691>.
- Pellegrini, A. F. A.; Franco, A. C.; Hoffmann, W. A. (2018). Shifts in functional traits elevate risk of fire-driven tree dieback in tropical savanna and forest biomes. *Journal of Ecology*, 106, 1983–1995. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12958>
- Pérez-Harguindeguy, N. et al. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, v. 61, n. 3, p. 167–234, 2013.
<https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Pillar, V. D. et al. (2021). Revealing the functional traits linked to hidden environmental factors in community assembly. *Journal of Vegetation Science*, 32.
- Pinho Júnior, G.V. et al. (2024). Uma visão acerca da Floresta do Lobo: uso do solo e suas fitofisionomias. In: LOURENÇO, K. G. et al. (Org.), *Florestando narrativas na Floresta do Lobo*. p. 31–41. Pedro & João Editores.
- Pivello, V. R. et al. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, **19**, 233–255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
- Ramos, D. M., Diniz, P., Ooi, M. K.J., Borghetti, F & Valls, J. F.M. (2017). Avoiding the dry season: dispersal time and syndrome mediate seed dormancy in grasses in Neotropical savanna and wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **28**, 798–807. <https://doi.org/10.1111/jvs.12531>
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M. et al. (Eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa.
- Ricotta, C. & Moretti, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, **167**, 181–188. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-196>
- Rodrigues, A.C. et al. (2021). Fire frequency influences fire behavior in the Cerrado. *Journal of Environmental Management*, **294**, 113000.
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. *R Foundation for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>
- Santos, F.F de M. & Munhoz, C.B.R. (2014). Diversidade de espécies herbáceo-arbustivas e zonação florística em uma vereda no Distrito Federal. *Heringeriana*, **6(2)**, 21–27.
<https://doi.org/10.17648/heringeriana.v6i2>.
- Silva, J. C. (2016). Elementos-traço em solos de veredas do Triângulo Mineiro, região de Uberlândia (MG). Dissertação, Universidade Federal de Uberlândia.
- Simon, M. F. et al. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**, 20359–20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- Simon, M. F. et al (2012). The evolutionary history of Brazil's Cerrado: dating the introduction of fire-adaptation lineages. *Evolutionary Biology*, **39**, 401–414. <https://doi.org/10.1007/s11692-012-9174-5>

- Soares, D.M. *et al.* (2021a). Litter arthropods community in multifunctional landscapes: Spatial and temporal complementarity of Brazilian ecosystems. *Pedobiologia*, **84**, 150707. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150707>
- Soares, D.M., Nascimento, A.R.T., Alves, G.S. & Oliveira, C.H.E. (2021b). The importance of palm swamps for carbon storage in a multifunctional landscape in the Brazilian savanna. *Regional Environmental Change*, **21**, 116. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01854-3>
- Somerfield, P. J., Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2008). Simpson index. In: Jørgensen, S. E.; Fath, B. D. (Eds.), *Encyclopedia of Ecology*, **4**, 3252–3255. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00084-7>
- Schwilk, D. W. (2003). Flammability is a niche construction trait: canopy architecture affects fire intensity. *The American Naturalist*, **162**, 725–733. <https://doi.org/10.1086/379350>
- Schwilk, D. W. (2015). Dimensions of plant flammability. *New Phytologist*, **206**, 486–488. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.13372/pdf>
- Terra, M.C.N.S. *et al.* (2023). The inverted forest: Aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. *Science of the Total Environment*, **867**, 161320. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161320>
- Vasconcelos, H. L.; Araújo, G. M.; Gonzaga, E. A. R. (2014). Plano de manejo – RPPN Reserva Ecológica do Panga. *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis*.
- Violle, C. *et al.* (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**, 5, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. *Springer*. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Whelan, R. J. (1995). The ecology of fire. *Cambridge University Press*.
- Wright, I. J. *et al.* (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, **428**, 821–827. <https://doi.org/10.1038/nature02403>
- Zanzarini, V., Andersen, A. N., Fidelis, A. (2022). Flammability in tropical savannas: variation among growth forms and seasons in Cerrado. *Biotropica*, **54**, 979–987. <https://doi.org/10.1111/btp.13121>

ANEXO I

Anexo I. Lista das espécies e respectivas famílias registradas em 62 parcelas distribuídas ao longo do gradiente hidrológico, abrangendo o cerrado *sensu stricto* e o complexo vegetacional das veredas: borda (B), meio (M) e fundo (F). A primeira coluna apresenta as abreviações utilizadas nas figuras do trabalho. O preenchimento em cinza indica espécies com traços funcionais mensurados. Os símbolos ■ e □ representam, respectivamente, presença e ausência da espécie em cada ambiente.

Abrev	Espécie	Família	cerrado	vereda		
				B	M	F
Diapol	<i>Dianthera polygaloides</i> S.Moore	Acanthaceae	□	□	■	■
Juslav	<i>Justicia lavandulifolia</i> (Pohl ex Nees) Wassh.	Acanthaceae	□	□	□	■
Echlon	<i>Aquarius longipetalus</i> (Micheli) Christenh. & Byng	Alismataceae	□	□	□	■
Echpan	<i>Echinodorus paniculatus</i> Micheli	Alismataceae	□	□	□	■
Helbol	<i>Helanthium bolivianum</i> (Rusby) Lehtonen & Myllys	Alismataceae	□	□	□	■
Saglan	<i>Sagittaria lancifolia</i> L.	Alismataceae	□	□	■	■
Sagrho	<i>Sagittaria rhombifolia</i> Cham.	Alismataceae	□	□	■	■
Anncor	<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	■	□	□	□
Anncra	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	■	□	□	□
Anntom	<i>Annona tomentosa</i> R.E.Fr.	Annonaceae	■	□	□	□
Dugfur	<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Annonaceae	■	□	□	□
Xylaro	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	□	■	■	□
Eryebr	<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.	Apiaceae	□	□	□	■
Asptom	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	■	□	□	□
Himobo	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	■	□	□	□
Mesman	<i>Mesechites mansoanus</i> (A.DC.) Woodson	Apocynaceae	□	□	■	□
Nepace	<i>Nephradenia acerosa</i> Decne.	Apocynaceae	□	■	□	□
Ileaff	<i>Ilex affinis</i> Gardner	Aquifoliaceae	□	□	■	■
Ilecf	<i>Ilex</i> cf. <i>sapotifolia</i> Reissek	Aquifoliaceae	□	□	□	■
Urosag	<i>Urospatha sagittifolia</i> (Rudge) Schott	Araceae	□	□	□	■
Xanstr	<i>Xanthosoma striatipes</i> (Kunth & C.D.Bouché) Madison	Araceae	□	□	■	■
Didmor	<i>Didymopanax</i> cf. <i>morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	Araliaceae	■	□	□	□
Attexi	<i>Attalea exigua</i> Drude	Arecaceae	■	■	□	□
Butarc	<i>Butia archeri</i> (Glassman) Glassman	Arecaceae	■	□	□	□
Butpar	<i>Butia paraguayensis</i> (Barb.Rodr.) L.H.Bailey	Arecaceae	■	□	□	□
Maufle	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Arecaceae	□	□	■	■
Aspsp	<i>Asplenium</i> sp.	Aspleniaceae	□	■	□	□
Acaaus	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Asteraceae	■	□	□	□
Achsat	<i>Achyrocline saturejoides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	■	■	■	□
Aciech	<i>Acilepidopsis echitifolia</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	□	□	■	□
Agefas	<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	■	■	■	□

Bidsqu	<i>Bidens squarrosa</i> Kunth	Asteraceae	■	□	□	□
Chrsph	<i>Chresta sphaerocephala</i> DC.	Asteraceae	■	□	□	□
Chrcyl	<i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Baker) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	□	■	□	□
Chrlae	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	□	□	■	■
Cliaarm	<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	Asteraceae	■	■	■	■
Elebif	<i>Elephantopus biflorus</i> Sch.Bip.	Asteraceae	□	■	□	□
Lepruf	<i>Lepidaploa rufogrisea</i> (A.St.-Hil.) H.Rob.	Asteraceae	■	□	□	□
Leptwe	<i>Leptostelma tweediei</i> (Hook. & Arn.) D.J.N.Hind & G.L.Nesom	Asteraceae	□	□	□	■
Mikcor	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Asteraceae	□	□	□	■
Mikmic	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Asteraceae	□	□	■	■
Mikoff	<i>Mikania officinalis</i> Mart.	Asteraceae	□	■	□	□
Piprot	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> Baker	Asteraceae	■	□	□	□
Poran	<i>Porophyllum angustissimum</i> Gardner	Asteraceae	■	□	□	□
Stecin	<i>Stevia cinerascens</i> Sch.Bip. ex Baker	Asteraceae	□	■	□	■
Stecla	<i>Stevia clausenii</i> Sch.Bip. ex Baker	Asteraceae	□	□	■	□
Tilbac	<i>Tilesia baccata</i> (L.) Pruski	Asteraceae	□	□	□	■
Verbey	<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	□	□	■	■
Vercun	<i>Vernonanthura cuneifolia</i> (Gardner) H.Rob.	Asteraceae	□	□	■	□
Verpol	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J.Vega & Dematt.	Asteraceae	□	□	■	■
Versp	<i>Vernonanthura</i> sp.	Asteraceae	□	□	■	□
Wedref	<i>Wedelia reflexa</i> (Baker) B.L.Turner	Asteraceae	■	□	□	□
Cuspul	<i>Cuspidaria pulchra</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	■	□	□	□
Hanoch	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	■	□	□	□
Jacdec	<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	Bignoniaceae	■	□	□	□
Jacoxy	<i>Jacaranda oxyphylla</i> Cham.	Bignoniaceae	■	■	□	□
Pyrvn	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Bignoniaceae	□	□	■	■
Tabaur	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	■	□	□	□
Cocreg	<i>Cochlospermum regium</i> (Schrank) Pilg.	Bixaceae	■	□	□	□
Proova	<i>Protium ovatum</i> Engl.	Burseraceae	■	□	□	□
Kiecor	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.	Calophyllaceae	■	□	□	□
Tremic	<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume	Cannabaceae	□	■	■	■
Carbra	<i>Caryocar brasiliense</i> A.St.-Hil.	Caryocaraceae	■	□	□	□
Polcor	<i>Polycarpaea corymbosa</i> (L.) Lam.	Caryophyllaceae	■	□	□	□
Percam	<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Celastraceae	■	□	□	□
Plepop	<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	■	□	□	□
Parobt	<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.	Chrysobalanaceae	■	□	□	□
Consub	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	■	□	□	□
Dispp	<i>Ipomaea</i> sp.	Convolvulacea	■	□	□	□
Cyadel	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	Cyatheaaceae	□	■	□	■

Buljun	<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae	□	□	□	■
Bulsp	<i>Bulbostylis</i> sp.	Cyperaceae	■	□	□	□
Calglo	<i>Calyptracarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.	Cyperaceae	□	■	■	■
Comxer	<i>Comanthera xeranthemoides</i> (Bong.) L.R.Parra & Giul.	Cyperaceae	□	□	■	□
Cypagg	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Cyperaceae	□	■	□	□
Cypbra	<i>Cyperus brasiliensis</i> (Kunth) Bauters	Cyperaceae	□	□	■	■
Cypsel	<i>Cyperus sellowianus</i> (Kunth) T.Koyama	Cyperaceae	□	□	□	■
Lagrig	<i>Lagenocarpus rigidus</i> (Kunth) Nees	Cyperaceae	□	■	■	■
Rhygra	<i>Rhynchanthera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	Cyperaceae	■	■	■	■
Rhycon	<i>Rhynchospora</i> cf. <i>consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	□	■	□	□
Rhyema	<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler	Cyperaceae	□	□	■	■
Rhyglo	<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schul	Cyperaceae	□	■	■	■
Rhyjun	<i>Rhynchospora junciformis</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	□	■	□	□
Rhyrob	<i>Rhynchospora robusta</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	□	□	■	■
Rhyrug	<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	Cyperaceae	□	□	■	■
Rhyten	<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	Cyperaceae	□	■	■	■
Rhyvel	<i>Rhynchospora velutina</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	□	□	□	■
ScImac	<i>Scleria macrophylla</i> J.Presl & C.Presl	Cyperaceae	□	□	■	■
ScIsca	<i>Scleria scabra</i> Willd.	Cyperaceae	■	□	□	□
Curame	<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	□	■	□	■
Davell	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	■	□	□	□
Diopol	<i>Dioscorea polygonoides</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Dioscoreaceae	□	■	■	■
Drocom	<i>Drosera communis</i> A.St.-Hil.	Droseraceae	□	□	■	■
Diolas	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	Ebenaceae	■	□	□	□
Erieli	<i>Eriocaulon elichrysoides</i> Bong.	Eriocaulaceae	□	□	□	■
Erilig	<i>Eriocaulon ligulatum</i> (Vell.) L.B.Sm.	Eriocaulaceae	□	□	□	■
Erimod	<i>Eriocaulon modestum</i> Kunth	Eriocaulaceae	□	□	□	■
Erisel	<i>Eriocaulon sellowianum</i> Kunth	Eriocaulaceae	□	□	■	■
Syncau	<i>Syngonanthus caulescens</i> (Poir.) Ruhland	Eriocaulaceae	□	□	■	■
Syngra	<i>Syngonanthus gracilis</i> (Bong.) Ruhland	Eriocaulaceae	□	□	□	■
Synnit	<i>Syngonanthus nitens</i> Ruhland	Eriocaulaceae	□	■	■	■
Synsp	<i>Syngonanthus</i> sp.	Eriocaulaceae	□	■	□	□
Synwid	<i>Syngonanthus widgrenianus</i> (Körn.) Ruhland	Eriocaulaceae	□	□	■	■
Erycam	<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	■	■	□	□
Erydec	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	■	■	□	□
Erysub	<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.	Erythroxylaceae	■	■	□	□
Erytor	<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	■	□	□	□
Croaba	<i>Croton abaitensis</i> Baill.	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Crodid	<i>Croton didrichsenii</i> G.L.Webster	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Crogla	<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	□	■	□	□

Crogoy	<i>Croton goyazensis</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Croscl	<i>Croton sclerocalyx</i> (Dir.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	■	■	□	□
Crouru	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	□	■	■	■
Euphet	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	□	□	□	■
Mabfis	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Manten	<i>Manihot tenella</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Mapgui	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	■	□	■	□
Micser	<i>Microstachys serrulata</i> (Mart.) F.Dietr.	Euphorbiaceae	■	□	□	□
Sappla	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	□	□	■	□
Andhum	<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	■	□	□	□
Andver	<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Fabaceae	■	□	□	□
Baubre	<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Fabaceae	■	□	□	□
Bauhol	<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	■	□	□	□
Bauruf	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	■	□	□	□
Cenbif	<i>Centrosema bifidum</i> Benth.	Fabaceae	■	□	□	□
Chades	<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	Fabaceae	■	□	□	□
Chatri	<i>Chamaecrista trichopoda</i> (Benth.) Britton & Rose ex Britton & Killip	Fabaceae	■	□	□	□
Crobal	<i>Crotalaria balansae</i> Micheli	Fabaceae	■	□	□	□
Cromic	<i>Crotalaria micans</i> Link	Fabaceae	■	□	□	□
Ctepan	<i>Ctenodon paniculatus</i> (Willd. ex Vogel) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima	Fabaceae	■	■	□	□
Dalmis	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	■	■	□	□
Desinc	<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	■	□	□	□
Dimmol	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	■	■	□	□
Entgum	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	■	□	□	□
Galben	<i>Galactia benthamiana</i> Micheli	Fabaceae	■	□	□	□
Grobar	<i>Grona barbata</i> (L.) H.Ohashi & K.Ohashi	Fabaceae	■	■	■	□
Lepdas	<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Fabaceae	■	□	□	□
Lepele	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Fabaceae	■	■	□	□
Macacu	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	■	□	□	□
Plaret	<i>Plathymania reticulata</i> Benth.	Fabaceae	■	□	□	□
Plaele	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	■	□	□	□
Senpol	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	□	■	□	□
Senrug	<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	■	□	□	□
Strads	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	■	■	□	□
Strpol	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Fabaceae	■	□	□	□
Stygui	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Fabaceae	■	■	□	□
Tacaur	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	Fabaceae	■	□	□	□
Zorlat	<i>Zornia latifolia</i> Sm.	Fabaceae	■	■	□	□
Zorret	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Fabaceae	■	□	□	□

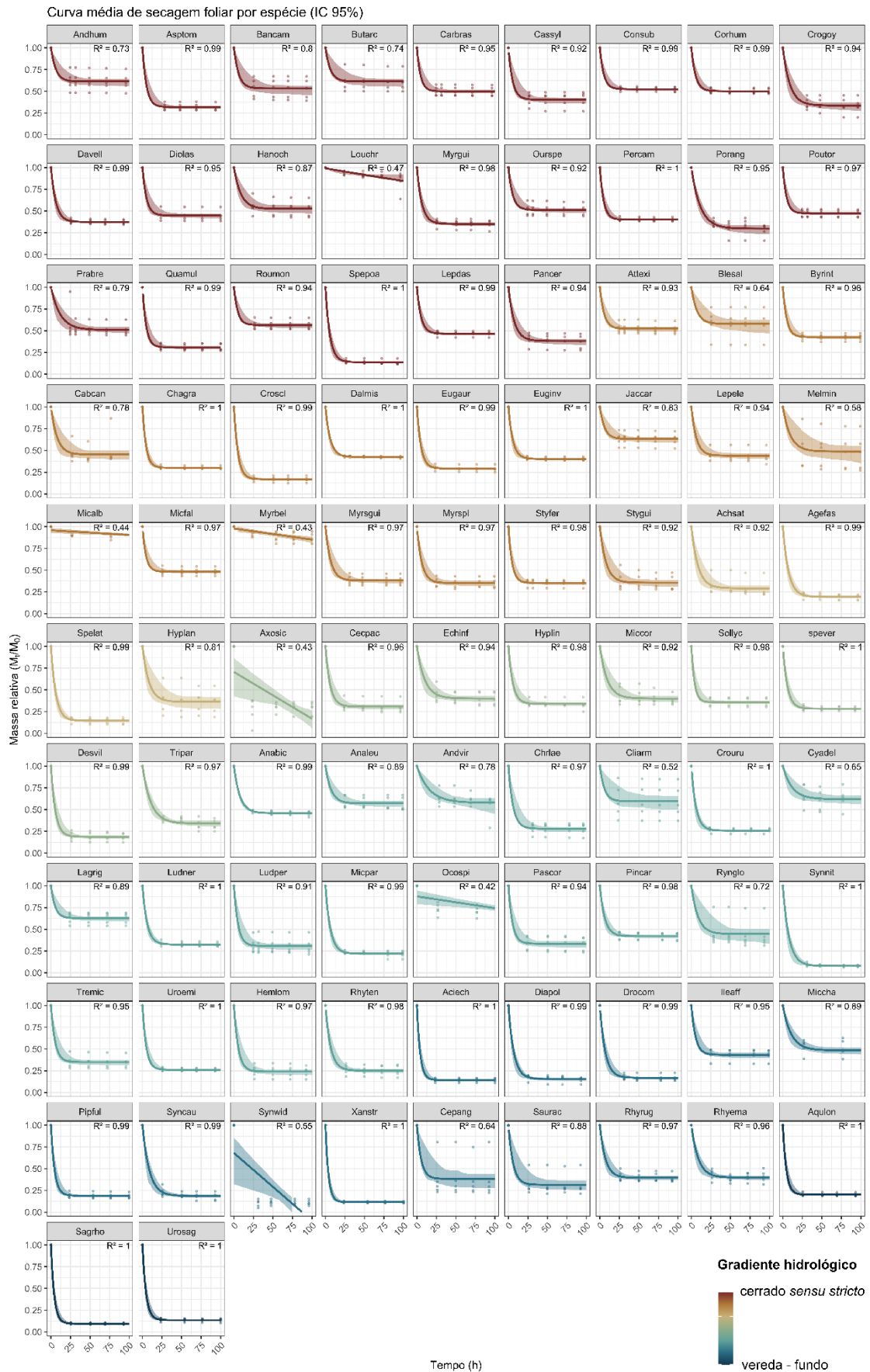
Delvio	<i>Deluciris violacea</i> (Klatt) A.Gil & Lovo	Iridaceae	□	□	□	■
Sisvag	<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	Iridaceae	□	□	■	■
Aegver	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	■	□	□	□
Canalt	<i>Cantinoa althaeifolia</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Lamiaceae	■	□	□	□
Ericra	<i>Eriope crassipes</i> Benth.	Lamiaceae	■	□	□	□
Hyplan	<i>Hyptis lantanifolia</i> Poit.	Lamiaceae	□	■	□	□
Hyplin	<i>Hyptis linarioides</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	□	■	□	■
Hypvel	<i>Hyptis velutina</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	□	■	□	□
Medcri	<i>Medusantha crinita</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Lamiaceae	■	□	□	□
Salsca	<i>Salvia scabrida</i> Pohl	Lamiaceae	□	□	■	■
Ocospi	<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	□	■	□	■
Perven	<i>Persea venosa</i> Nees & Mart.	Lauraceae	□	□	■	□
Lyclon	<i>Lycopodiella longipes</i> (Grev. & Hooker) Holub	Lycopodiaceae	□	□	□	■
Palcam	<i>Palhinhaea camporum</i> (B. Øllg. & P.G. Windisch) Holub	Lycopodiaceae	□	■	■	■
Cuplin	<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schtdl.	Lythraceae	■	□	□	□
Cuppol	<i>Cuphea polymorpha</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	□	■	□	■
Banani	<i>Banisteriopsis anisandra</i> (A.Juss.) B.Gates	Malpighiaceae	■	□	□	□
Bancam	<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	Malpighiaceae	■	□	□	□
Banmal	<i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B.Gates	Malpighiaceae	■	□	□	□
Banvar	<i>Banisteriopsis variabilis</i> B.Gates	Malpighiaceae	■	□	□	□
Byraff	<i>Byrsonima affinis</i> W.R.Anderson	Malpighiaceae	■	□	□	□
Byrcoc	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	■	□	□	□
Byrcra	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	□	■	□	□
Byrint	<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	■	□	□
Byrlax	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Malpighiaceae	□	■	□	□
Byrpac	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	□	□	□
Hetbyr	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	□	□	□
Hetrho	<i>Heteropterys rhopalifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	□	□	□
Peitom	<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	□	□	□
Ptepyr	<i>Pterandra pyroidea</i> A.Juss.	Malpighiaceae	■	□	□	□
Corhir	<i>Corchorus hirtus</i> L.	Malvaceae	■	□	□	□
Erigra	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	■	□	□	□
Sidcer	<i>Sida cerradoensis</i> Krapov.	Malvaceae	■	□	□	□
Sidgla	<i>Sida glaziovii</i> K.Schum.	Malvaceae	■	□	□	□
Acials	<i>Acisanthera alsinefolia</i> (DC.) Triana	Melastomataceae	□	■	■	□
Chagra	<i>Chaetogastra gracilis</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	■	■	□	□
Desvil	<i>Desmoscelis villosa</i> (Aubl.) Naudin	Melastomataceae	□	■	■	□
Micalb	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	Melastomataceae	■	■	□	□
Miccha	<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Melastomataceae	□	■	■	■
Micfal	<i>Miconia fallax</i> DC.	Melastomataceae	■	■	□	□

Micmin	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	□	□	□	■
Micpol	<i>Miconia polystachya</i> (Naudin) R.Goldenb.	Melastomataceae	□	■	□	□
Micsp	<i>Miconia</i> sp. 1	Melastomataceae	■	■	□	□
Micsp2	<i>Miconia</i> sp. 2	Melastomataceae	■	□	□	□
Miccor	<i>Microlicia cordata</i> (Spreng.) Cham.	Melastomataceae	□	■	■	□
Micfas	<i>Microlicia fasciculata</i> Mart. ex Naudin	Melastomataceae	□	■	□	□
Michel	<i>Microlicia helvola</i> (Spreng.) Triana	Melastomataceae	□	■	□	□
Micpar	<i>Microlicia parviflora</i> (D.Don) Versiane & R.Romero	Melastomataceae	□	■	■	■
Micphl	<i>Microlicia phlogiformis</i> (DC.) Versiane & R.Romero	Melastomataceae	□	■	□	□
Cabcan	<i>Cabralea canjerana</i> subsp. <i>polytricha</i> (A.Juss.)	Meliaceae	■	■	□	■
Guagui	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	■	□	□	□
Tricat	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Meliaceae	□	□	□	■
Tripal	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	□	□	■	□
Brogau	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	■	□	□	□
Blesal	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	■	■	□	□
Camada	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	■	□	□	□
Eugaur	<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Myrtaceae	■	■	□	□
Euginv	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	■	■	□	□
Myrbel	<i>Myrcia bella</i> Cambess.	Myrtaceae	■	■	□	□
Myrcgui	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	■	□	□	□
Myrspl	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	■	■	□	□
Myrube	<i>Myrcia uberavensis</i> O.Berg	Myrtaceae	■	□	□	□
Myrvar	<i>Myrcia variabilis</i> DC.	Myrtaceae	■	□	□	□
Psigra	<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae	■	□	□	□
Psigui	<i>Psidium guineense</i> Sw.	Myrtaceae	■	□	□	□
Guanox	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	■	□	□	□
Ourhex	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	■	□	□	□
Ourspe	<i>Ouratea spectabilis</i> Engl.	Ochnaceae	■	□	□	□
Saulin	<i>Sauvagesia linearifolia</i> A.St.-Hil.	Ochnaceae	□	□	□	■
Saurac	<i>Sauvagesia racemosa</i> A.St.-Hil.	Ochnaceae	□	□	■	■
Ludner	<i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H.Hara	Onagraceae	□	■	■	■
Ludper	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H.Hara	Onagraceae	□	■	■	■
Oxahir	<i>Oxalis hirsutissima</i> Zucc.	Oxalidaceae	■	□	□	□
Phycf	<i>Phyllanthus</i> cf <i>perpusillus</i> Baill.	Phyllanthaceae	■	□	□	□
Physti	<i>Phyllanthus stipulatus</i> (Raf.) G.L.Webster	Phyllanthaceae	□	□	□	■
Pincar	<i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinaceae	□	■	■	■
Pipful	<i>Piper fuliginum</i> (Kunth) Steud.	Piperaceae	□	□	■	■
Piparb	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Piperaceae	□	□	□	■
Anabic	<i>Anatherum bicornis</i> (L.) P.Beauv.	Poaceae	□	■	■	■
Analat	<i>Anatherum laterale</i> (Nees) Voronts. & E.A.Kellogg	Poaceae	□	■	□	□

Analeu	<i>Anatherum leucostachyum</i> (Kunth) Voronts. & E.A.Kellogg	Poaceae	□	■	■	■
Anasel	<i>Anatherum selloanum</i> (Hack.) Voronts. & E.A.Kellogg	Poaceae	□	■	□	□
Andvir	<i>Andropogon virgatus</i> Desv.	Poaceae	□	■	■	■
Arisp	<i>Aristida</i> sp.	Poaceae	■	□	□	□
Axoaur	<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	Poaceae	■	■	□	□
Axosic	<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman	Poaceae	■	■	■	■
Echinf	<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Poaceae	■	■	■	■
Eritri	<i>Erianthus trinii</i> (Hack.) Hack.	Poaceae	□	■	□	■
Ericay	<i>Eriochrysis cayennensis</i> P.Beauv.	Poaceae	□	□	■	□
Hypbra	<i>Hyparrhenia bracteata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Stapf	Poaceae	□	■	■	■
Loufla	<i>Loudetia flammida</i> (Trin.) C.E.Hubb.	Poaceae	■	■	□	■
Louchr	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Poaceae	■	□	□	□
Melmin	<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	Poaceae	■	■	■	■
Pancam	<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	Poaceae	■	□	□	□
Pancay	<i>Panicum cayennense</i> Lam.	Poaceae	□	■	□	□
Pancer	<i>Panicum cervicatum</i> Chase	Poaceae	■	□	□	□
Panrud	<i>Panicum rudgei</i> Roem. & Schult.	Poaceae	□	■	□	□
Pansp	<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	□	□	□	■
Pasacor	<i>Paspalum cordatum</i> Hack.	Poaceae	□	□	■	■
Pasgar	<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	Poaceae	■	□	□	□
Paslin	<i>Paspalum lineare</i> Trin.	Poaceae	■	□	■	■
Passp	<i>Paspalum</i> sp.	Poaceae	■	□	□	□
Schsan	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae	■	□	□	□
Stedec	<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	Poaceae	□	□	■	□
Tripar	<i>Trichanthecium parvifolium</i> (Lam.) Zuloaga & Morrone	Poaceae	■	■	■	■
Uroemi	<i>Urochloa emini</i> (Mez) Davidse	Poaceae	■	■	■	□
Myrcor	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	□	■	□	□
Myrsgui	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Primulaceae	■	□	□	□
Myrsp	<i>Myrsine</i> sp.	Primulaceae	□	□	□	■
Roumon	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	■	□	□	□
Hemlom	<i>Hemionitis lomariacea</i> (Klotzsch) Christenh.	Pteridaceae	□	■	■	■
Cepang	<i>Cephalostemon angustatus</i> Malme	Rapateaceae	□	□	■	■
Coclym	<i>Coccocypselum lymansmithii</i> Standl.	Rubiaceae	□	□	■	□
Corhum	<i>Cordia humilis</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae	■	□	□	□
Corrig	<i>Cordia rigida</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae	■	□	□	□
Decfru	<i>Declieuxia fruticosa</i> (Willd.) Kuntze	Rubiaceae	■	□	□	□
Palrig	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	■	□	□	□
Psycar	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	□	□	□	■
Spelat	<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	Rubiaceae	■	■	■	□
Spepoa	<i>Spermacoce poaya</i> A.St.-Hil.	Rubiaceae	■	□	□	□

<i>Spesua</i>	<i>Spermacoce suaveolens</i> (G.Mey.) Kuntze	Rubiaceae	■	□	□	□
<i>Spever</i>	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	Rubiaceae	■	■	□	■
<i>Tocfor</i>	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Rubiaceae	■	□	□	□
<i>Cassyl</i>	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	■	□	□	□
<i>Carhal</i>	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae	□	□	■	■
<i>Matela</i>	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	□	□	□	■
<i>Pouram</i>	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk. (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	■	□	□	□
<i>Poutor</i>	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	■	□	□	□
<i>Prabre</i>	<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	Sapotaceae	■	□	□	□
<i>Sipgui</i>	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	■	□	□	□
<i>Sollyc</i>	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	■	■	■	■
<i>Solpal</i>	<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Solanaceae	■	□	□	□
<i>Solpan</i>	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	□	■	□	□
<i>Styfer</i>	<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	■	■	□	□
<i>Thearb</i>	<i>Thelypteris arborescens</i> (Willd.) C.V.Morton	Thelypteridaceae	□	□	□	■
<i>Theser</i>	<i>Thelypteris serrata</i> (Cav.) Alston	Thelypteridaceae	□	□	□	■
<i>Cecpac</i>	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	■	■	■	■
<i>Cisdua</i>	<i>Cissus duarteana</i> Cambess.	Vitaceae	□	□	■	■
<i>Cisero</i>	<i>Cissus erosa</i> Rich.	Vitaceae	□	■	■	■
<i>Cisver</i>	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis	Vitaceae	□	■	■	□
<i>Quagra</i>	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	■	□	□	□
<i>Quamul</i>	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	■	□	□	□
<i>Quapar</i>	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	■	□	□	□
<i>Voctuc</i>	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Vochysiaceae	■	□	□	□
<i>Abopul</i>	<i>Abolboda pulchella</i> Humb.	Xyridaceae	□	■	□	□
<i>Xyrasp</i>	<i>Xyris asperula</i> Mart.	Xyridaceae	□	□	■	■
<i>Xyrasp</i>	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	Xyridaceae	□	□	■	■
<i>Mor1</i>	Morfo 183	Não identificada	□	□	□	■
<i>Mor2</i>	Morfo 233	Não identificada	□	■	□	□
<i>Mor3</i>	Morfo 296	Não identificada	■	□	□	□
<i>Mor4</i>	Morfo 298	Não identificada	■	□	□	□
<i>Mor5</i>	Morfo 367	Não identificada	■	□	□	□
<i>Mor6</i>	Morfo 368	Não identificada	■	□	□	□
<i>Mor7</i>	Morfo 422	Não identificada	■	□	□	□
<i>Mor8</i>	Morfo 428	Não identificada	■	□	□	□

ANEXO II



Dinâmica de secagem foliar por espécie. Os pontos representam os valores empíricos de massa relativa ao longo do tempo (M_t/M_0). As linhas contínuas correspondem à curva de secagem ajustada pelo modelo com melhor desempenho (linear ou exponencial) para cada espécie. As áreas sombreadas indicam o intervalo de confiança de 95%, estimado por bootstrap não paramétrico.