



Diversidade da vegetação lenhosa em áreas com diferentes históricos de queima no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães

Oswaldo Borges PINTO JUNIOR ^{*1} , Artenio Aparecido Pompeo de CAMPOS ¹ 

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Cuiabá, Cuiabá, MT, Brasil.

*E-mail: osvaldo.borges@gmail.com

Submetido em: 11/05/2026; Aceito em: 08/10/2026; Publicado em: 23/10/2026.

RESUMO: O fogo é um fator determinante na estrutura e na composição da vegetação do Cerrado, e o Manejo Integrado do Fogo (MIF) tem reintroduzido queimas prescritas em unidades de conservação. Este estudo avaliou diferenças na diversidade e na composição da vegetação lenhosa entre áreas com diferentes tempos desde a última queima e uma área não queimada, durante o período de acompanhamento, no cerrado *sensu stricto* do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG), em Mato Grosso. Trata-se de um estudo de caso observacional com três áreas contíguas sem fogo havia pelo menos 28 anos: A1 (queima prescrita em julho de 2022), A2 (queima prescrita em julho de 2023) e C (não queimada). Em cada área, três parcelas de 15 × 15 m foram sorteadas, e os indivíduos com DAP ≥ 3 cm foram identificados no inventário de maio de 2023. Foram registrados 421 indivíduos vivos de 45 táxons e 28 famílias, além de 23 indivíduos mortos. Riqueza, índice de Shannon (H'), equidade de Pielou (J'), diversidade de Simpson (1 - D) e mortalidade foram comparados entre as áreas pelo teste exato de Kruskal-Wallis, com as parcelas como unidades amostrais (n = 3 por área); a riqueza foi padronizada por rarefação e pela cobertura amostral. Não foi detectada diferença estatisticamente significativa em nenhuma variável (p ≥ 0,07); a riqueza rarefeita para 133 indivíduos variou de 29,0 a 30,0 táxons, e a sobrevivência foi superior a 94% nas três áreas. Como cada condição é representada por uma única área e o acompanhamento foi breve, as diferenças não podem ser atribuídas exclusivamente ao fogo, e os resultados devem ser considerados preliminares.

Palavras-chave: Cerrado *sensu stricto*; queima prescrita; Manejo Integrado do Fogo; números de Hill.

Woody vegetation diversity in areas with different fire histories in Chapada dos Guimarães National Park

ABSTRACT: Fire is a key driver of the structure and composition of Cerrado vegetation, and Integrated Fire Management (IFM) has reintroduced prescribed burns in protected areas. This study assessed differences in the diversity and composition of woody vegetation among areas with different times since the last burn and an area left unburned during the monitoring period, in a cerrado *sensu stricto* of the Chapada dos Guimarães National Park (PNCG), Mato Grosso, Brazil. It is an observational case study of three contiguous areas that had not burned for at least 28 years: A1 (prescribed burn in July 2022), A2 (prescribed burn in July 2023) and C (unburned). In each area, three 15 × 15 m plots were randomly placed, and all individuals with DBH ≥ 3 cm were identified in the May 2023 inventory. We recorded 421 living individuals of 45 taxa and 28 families, plus 23 dead individuals. Richness, Shannon index (H'), Pielou's evenness (J'), Simpson's diversity (1 - D) and mortality were compared among areas with an exact Kruskal-Wallis test, using plots as sampling units (n = 3 per area), and richness was standardized by rarefaction and sample coverage. No statistically significant difference was detected for any variable (p ≥ 0.07); richness rarefied to 133 individuals ranged from 29.0 to 30.0 taxa, and survival exceeded 94% in all three areas. Because each condition is represented by a single area and the monitoring period was short, the differences cannot be attributed exclusively to fire, and the results should be regarded as preliminary.

Keywords: Cerrado *sensu stricto*; prescribed burning; Integrated Fire Management; Hill numbers.

1. INTRODUÇÃO

O fogo é um dos principais fatores que moldam a estrutura e a composição da vegetação do Cerrado, segundo maior domínio fitogeográfico brasileiro em extensão (~2.047.000 km², ~24% do território nacional). Mato Grosso está consistentemente entre as unidades federativas mais afetadas por queimadas, que contribuem para as emissões de gases de efeito estufa e para a perda de biodiversidade (IBAMA, 2013).

O Cerrado apresenta uma dinâmica evolutiva singular em relação ao fogo. Evidências paleobotânicas indicam presença de queimadas há mais de 32.000 anos (Miranda, 2010), e a diversificação de muitas linhagens lenhosas do Cerrado, iniciada há menos de 10 milhões de anos e concentrada nos últimos 4 milhões de anos, esteve associada à evolução de adaptações ao fogo (SIMON et al., 2009). Essa trajetória evolutiva confere ao bioma caráter pirodependente, com espécies dotadas de cascas espessas, raízes profundas e

estruturas subterrâneas como xilopódios, que favorecem a rebrota pós-fogo (MEDEIROS; MIRANDA, 2008; SOUCHIE et al., 2017; PILON et al., 2021).

É preciso distinguir o fogo natural, geralmente provocado por raios, dos incêndios florestais, das queimas não controladas, em geral de origem antrópica, e das queimas prescritas, aplicadas de forma planejada, com objetivos de manejo e em condições meteorológicas definidas (SCHMIDT et al., 2018; PIVELLO et al., 2021). Os efeitos do fogo sobre a vegetação lenhosa dependem da frequência, da intensidade, da severidade, da sazonalidade e da extensão das queimas (MIRANDA et al., 2002; GOMES et al., 2018).

A intensificação antrópica dos incêndios nas últimas décadas alterou profundamente os regimes naturais de queima. O Pantanal, que abrange parte de Mato Grosso, registrou um aumento de 530% nas queimadas em 2020 (ICV, 2020). Essa escalada compromete a estrutura e a diversidade das comunidades vegetais, o que justifica a adoção do Manejo Integrado do Fogo (MIF) em unidades de conservação. O MIF busca equilibrar a redução de biomassa combustível com a manutenção da dinâmica ecológica natural (MYERS, 2006; SCHMIDT et al., 2016; GARDA; BERLINCK, 2018). Por outro lado, a exclusão prolongada do fogo favorece o adensamento lenhoso e a substituição de espécies savânicas por espécies florestais (PELLEGRINI et al., 2016; DURIGAN, 2020; FLAKE et al., 2021).

O Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG), com 32.630 ha integralmente inseridos no bioma Cerrado (Silva et al., 2016), é particularmente vulnerável. Em 2019, o parque perdeu cerca de 22% de sua área em um único evento de incêndio (BERLINCK; LIMA, 2021). Apesar de sua importância biogeográfica, os estudos sobre o efeito do fogo na diversidade arbórea do PNCG ainda são escassos (MACHADO NETO et al., 2017). Em áreas de cerrado *sensu stricto* do PNCG, Vourlitis et al. (2026) acompanharam o sub-bosque, o crescimento, a mortalidade e o recrutamento de árvores após queimas prescritas, mas não avaliaram a diversidade e a composição da comunidade lenhosa.

Este trabalho teve como objetivo avaliar diferenças na diversidade e na composição da vegetação lenhosa entre áreas com diferentes tempos desde a última queima prescrita e uma área não queimada, durante o período de acompanhamento, no cerrado *sensu stricto* do PNCG. Testaram-se as hipóteses de que (i) um a dois anos após queimas prescritas de superfície, a riqueza e a diversidade de espécies lenhosas não diferem das da área não queimada, já que as espécies do cerrado *sensu stricto* são, em sua maioria, resistentes ao fogo; e (ii) a sobrevivência dos indivíduos lenhosos nas áreas queimadas é semelhante à da área não queimada. Por se tratar de um estudo de caso com uma área por condição, o trabalho tem caráter observacional e preliminar.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG), no município de Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, com área de 32.630 ha (IBGE, 2023). As áreas experimentais situam-se a cerca de 35 km a nordeste de Cuiabá (15,4243° S; 55,8321° O; 686 m de altitude; Figura 1). O clima, segundo Köppen, é do tipo Aw nas cotas mais baixas (estação seca de maio a setembro; chuvosa de outubro a abril) e do tipo Cw nas áreas elevadas do planalto (ICMBio, 2022). A temperatura média anual é de 27,2 °C e a precipitação, de 2.188 mm ano⁻¹. O solo é franco-arenoso, com 86% de areia e 10% de argila, pH médio de 4,8 e teores totais de 0,4 g kg⁻¹ de N e 51 mg kg⁻¹ de P (VOURLITIS et al., 2026).

A vegetação da área de estudo é classificada como savana arbórea aberta (cerrado *sensu stricto*), com dossel descontínuo e sub-bosque herbáceo-graminoso. Antes do experimento, a densidade era de 0,25 a 0,31 árvores m⁻², a área basal, de 13 a 17 m² ha⁻¹, e o diâmetro médio, de 6 a 7 cm, e as áreas não haviam sido queimadas há pelo menos 28 anos (VOURLITIS et al., 2026).

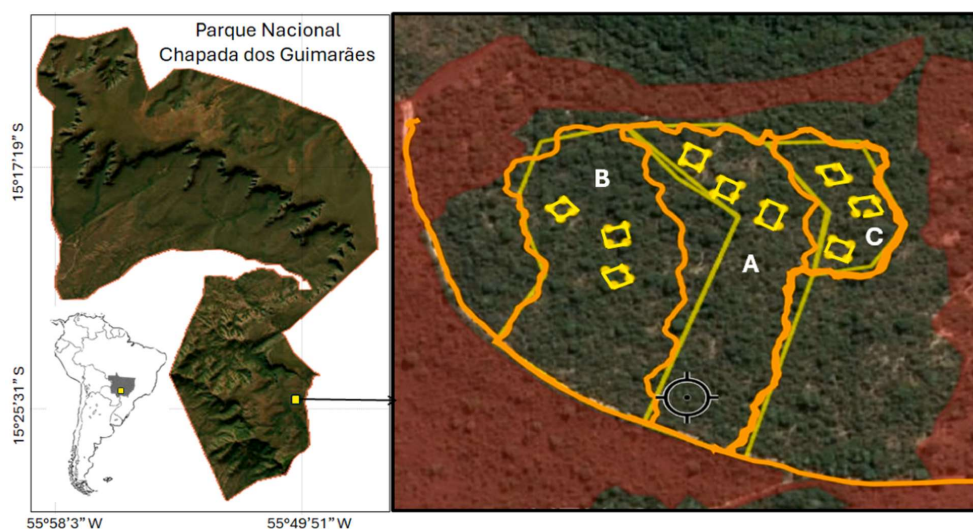


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, em Mato Grosso. As áreas A, B e C correspondem, respectivamente, a A1 (queimada em 6/7/2022), A2 (queimada em 27/7/2023) e C (não queimada). Quadrados amarelos: parcelas de 15 × 15 m; linhas verdes: aceiros; linhas laranja: trilhas de acesso; sombreamento vermelho: vegetação queimada pelos brigadistas em julho de 2021 para proteger a área de estudo. Fonte: adaptada de Vourlitis et al. (2026).

Figure 1. Location of the study area in Chapada dos Guimarães National Park, Mato Grosso. Areas A, B, and C correspond, respectively, to A1 (burned on July 6, 2022), A2 (burned on July 27, 2023), and C (unburned). Yellow squares: 15 × 15 m plots; green lines: firebreaks; orange lines: access trails; red shading: vegetation burned by fire management crews in July 2021 to protect the study area. Source: adapted from Vourlitis et al. (2026).

2.2. Delineamento e caracterização das queimas

Três áreas contíguas, de 1 a 3 ha, foram estabelecidas em setembro de 2021, separadas por aceiros abertos pela brigada do parque (Figura 1). Cada área foi sorteada para receber uma queima prescrita ou permanecer como controle: A1 foi queimada em 6 de julho de 2022, A2 em 27 de julho de 2023, e C não foi queimada durante o período de acompanhamento (VOURLITIS et al., 2026). Em julho de 2021, a vegetação no entorno das três áreas foi queimada pelos brigadistas para protegê-las contra incêndios. Antes das queimas, as três áreas apresentavam composição de espécies arbóreas, densidade, área basal, cobertura do sub-bosque e quantidade de serapilheira semelhantes, sem diferenças estatisticamente significativas entre si (VOURLITIS et al., 2026).

As queimas foram prescritas e conduzidas pela Brigada de Incêndio do PNCG no início e no meio da estação seca. Nos 14 dias anteriores, as condições meteorológicas foram semelhantes nos dois anos: temperatura média do ar de 21,9 e 21,8 °C, umidade relativa de 54,2 e 57,2% e déficit de pressão de vapor de 14,2 e 13,7 hPa, sem chuva no dia das queimas; o vento foi fraco e variável, mas não foi medido. A serapilheira antes da queima era de $721 \pm 86 \text{ g m}^{-2}$ em A1 e de $953 \pm 278 \text{ g m}^{-2}$ em A2, e a cobertura do sub-bosque era de 28,9 $\pm$ 19,8% e 48,7 $\pm$ 18,6%, respectivamente, sem diferença significativa entre os tratamentos. Termopares instalados em uma parcela queimada registraram picos de 110 a 281 °C na superfície do solo em 2022 e de até 360 °C em 2023; a 1 m de altura, a temperatura máxima foi inferior a 70 °C em 2022 e atingiu 521 °C por 2 a 3 min em 2023. A 5–10 cm de profundidade, a temperatura do solo não ultrapassou 31 °C (VOURLITIS et al., 2026). A queima foi irregular, com áreas queimadas e não queimadas. Comprimento e velocidade de propagação das chamas, umidade do combustível e proporção da área efetivamente queimada não foram medidos.

Em cada área, foram instaladas três parcelas permanentes de 15 $\times$ 15 m (225 m²), selecionadas aleatoriamente por meio de uma caderneta de rumos. Ao todo, foram estabelecidas nove parcelas, totalizando uma área amostral de 2.025 m². Como cada condição de fogo foi representada por uma única área, as três parcelas dentro de cada área constituem subamostras da respectiva condição, e não réplicas independentes do tratamento. Dessa forma, o estudo caracteriza-se por uma comparação observacional entre áreas, o que não permite inferir efeitos causais do tratamento com fogo.

Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP, 1,30 m) $\geq$ 3 cm foram etiquetadas, identificadas ao menor nível taxonômico possível e mensuradas quanto à circunferência à altura do peito (CAP), convertida em DAP por $\text{DAP} = \text{CAP} / \pi$. Indivíduos com mais de um fuste foram considerados como um único indivíduo, sendo cada fuste mensurado separadamente quanto à CAP e convertido em DAP. Para as análises, os valores dos múltiplos fustes foram combinados por indivíduo, considerando-se o DAP equivalente calculado a partir da soma das áreas basais dos respectivos fustes. As parcelas foram inventariadas na instalação (setembro de 2021) e remensuradas em três campanhas anuais na estação seca, abrangendo as três áreas em cada uma delas: junho de 2022 (antes da queima de A1), julho de 2023 (antes da queima de A2) e julho de 2024. Os dados demográficos dessas campanhas (mortalidade, recrutamento e crescimento) foram analisados por Vourlitis

et al. (2026). A composição florística, a diversidade e a mortalidade apresentadas neste trabalho referem-se a um único censo, o inventário de maio de 2023, realizado cerca de 24 meses após a queima de A1 e de 12 meses após a de A2; cada indivíduo foi contado uma única vez.

Foram considerados vivos os indivíduos com folhas ou rebrota na parte aérea e mortos aqueles sem sinais de atividade nessa parte. Os indivíduos mortos foram analisados separadamente dos vivos; a mortalidade corresponde à proporção de indivíduos mortos em relação ao total de indivíduos da parcela ou da área, e a sobrevivência, ao seu complemento.

2.3. Identificação botânica

A identificação foi feita em campo e por comparação com literatura especializada. A classificação das famílias botânicas seguiu o sistema APG IV (APG, 2016), e os nomes científicos, incluindo suas respectivas autorias, foram conferidos e atualizados com base na Flora e Funga do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2026). Os táxons identificados apenas em nível de gênero (*Handroanthus* sp. e *Ocotea* sp.) foram tratados como táxons distintos em nível de gênero nas análises.

2.4. Análise da diversidade e da similaridade

A diversidade alfa foi quantificada por índices complementares, calculados apenas com os indivíduos vivos:

(a) Índice de Shannon-Weaver (H'): sensível à riqueza e à uniformidade, calculado por $H' = -\sum(p_i \times \ln p_i)$, onde p_i é a proporção de indivíduos da espécie i ;

(b) Equabilidade de Pielou (J'): $J' = H' / \ln(S)$, onde S é a riqueza de espécies, variando de 0 (máxima dominância) a 1 (distribuição perfeitamente equânime);

(c) Índice de dominância de Simpson (D) = $\sum[n_i(n_i - 1) / N(N - 1)]$, em que n_i é o número de indivíduos da espécie i e N o total de indivíduos, e diversidade de Simpson ($1 - D$);

(d) Números de Hill de ordem $q = 0$ (riqueza), $q = 1$ (exponencial de H') e $q = 2$ (inverso de $\sum p_i^2$), que expressam a diversidade em número efetivo de espécies (CHAO et al., 2014).

Os índices foram calculados para cada parcela ($n = 3$ por área) e, de forma descritiva, para cada área com as três parcelas reunidas; não foi calculado índice para o conjunto das áreas, que estão sob condições de fogo distintas. Os cálculos foram feitos sem arredondamento intermediário, e os valores são apresentados com duas ou três casas decimais. Para controlar o efeito do número desigual de indivíduos, a riqueza foi comparada por rarefação a 133 indivíduos (o menor número entre as áreas), por extrapolação até o dobro do tamanho amostral e pela cobertura amostral (CHAO; JOST, 2012; CHAO et al., 2014). A similaridade florística foi avaliada pelo índice de Sørensen ($C_s = 2c / (a + b)$), em que c é o número de táxons comuns e a e b , os números de táxons de cada unidade), entre áreas e entre parcelas, com base no número de táxons compartilhados e exclusivos de cada par.

2.5. Análise estatística

As variáveis-resposta foram a abundância de indivíduos vivos, a riqueza, H' , J' , $1 - D$, os números de Hill de ordem 1 e 2 e a mortalidade (%), todas por parcela. As áreas foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis, com valor de p exato obtido pela enumeração das 1.680 formas de distribuir as nove parcelas em três grupos de três ($n = 3$ por área; $\alpha =$

0,05). Como nenhum teste global foi significativo, não foram realizadas comparações par a par. A proporção de indivíduos mortos também foi comparada aos totais por área por meio do teste do qui-quadrado de independência. Com três parcelas por área, o poder estatístico é baixo e o menor valor de p possível é 0,004; assim, a ausência de significância indica apenas que não foi detectada diferença entre as condições e na escala amostral do estudo, e não que as áreas sejam equivalentes. As análises foram realizadas em Python 3.13, com as bibliotecas NumPy 2.5 e SciPy 1.18; o script e a matriz

de abundância por parcela estão disponíveis como material suplementar.

3. RESULTADOS

3.1. Composição florística

No inventário analisado, foram registrados 444 indivíduos: 421 vivos, pertencentes a 45 táxons (43 espécies e 2 táxons identificados apenas em nível de gênero) e a 28 famílias, e 23 mortos (Tabela 1).

Tabela 1. Número de indivíduos vivos por família e por espécie nas áreas do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, no inventário de maio de 2023. Famílias segundo o APG IV; nomes conforme a Flora e Funga do Brasil.

Table 1. Number of living individuals by family and species in areas of the Chapada dos Guimarães National Park, based on the May 2023 inventory. Families follow the APG IV classification; names are in accordance with the Flora and Funga of Brazil.

Família / Espécie	A1	A2	C	Total	%
Anacardiaceae	1	—	—	1	0,2
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	1	—	—	1	0,2
Annonaceae	12	25	12	49	11,6
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	9	13	8	30	7,1
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	3	12	4	19	4,5
Apocynaceae	11	7	10	28	6,7
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	10	4	10	24	5,7
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	1	3	—	4	1,0
Araliaceae	—	1	—	1	0,2
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	—	1	—	1	0,2
Bignoniaceae	—	1	1	2	0,5
<i>Handroanthus</i> sp.	—	—	1	1	0,2
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	—	1	—	1	0,2
Caryocaraceae	1	—	—	1	0,2
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	1	—	—	1	0,2
Chrysobalanaceae	21	5	17	43	10,2
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	20	5	16	41	9,7
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	1	—	1	2	0,5
Clethraceae	—	5	—	5	1,2
<i>Clethra scabra</i> Pers.	—	5	—	5	1,2
Combretaceae	—	3	1	4	1,0
<i>Terminalia corrugata</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	—	3	1	4	1,0
Connaraceae	1	3	2	6	1,4
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	1	3	2	6	1,4
Dilleniaceae	1	—	—	1	0,2
<i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki	1	—	—	1	0,2
Ebenaceae	5	9	2	16	3,8
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	5	9	2	16	3,8
Erythroxylaceae	1	9	3	13	3,1
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	9	3	13	3,1
Fabaceae	41	43	49	133	31,6
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	13	9	11	33	7,8
<i>Bonditchia virgilioides</i> Kunth	4	2	1	7	1,7
<i>Cenostigma macrophyllum</i> Tul.	14	20	16	50	11,9
<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	—	1	1	2	0,5
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	—	—	7	7	1,7
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	—	—	1	1	0,2
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	—	1	1	2	0,5
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	1	4	2	7	1,7
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	9	1	9	19	4,5
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	—	5	—	5	1,2
Lauraceae	1	—	—	1	0,2
<i>Ocotea</i> sp.	1	—	—	1	0,2
Loganiaceae	1	2	2	5	1,2
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1	2	2	5	1,2
Malpighiaceae	1	1	3	5	1,2
<i>Byrsonima basiloba</i> A.Juss.	1	1	2	4	1,0
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	—	—	1	1	0,2

Malvaceae	—	—	5	5	1,2
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	—	—	5	5	1,2
Melastomataceae	3	5	4	12	2,9
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	1	1	—	2	0,5
<i>Mouriri pusa</i> Gardner	2	4	4	10	2,4
Metteniusaceae	3	6	1	10	2,4
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	3	6	1	10	2,4
Myristicaceae	—	1	—	1	0,2
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	—	1	—	1	0,2
Myrtaceae	4	5	4	13	3,1
<i>Myrcia albotomentosa</i> DC.	4	5	4	13	3,1
Ochnaceae	4	—	—	4	1,0
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	4	—	—	4	1,0
Rubiaceae	1	9	—	10	2,4
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	1	9	—	10	2,4
Salicaceae	—	1	—	1	0,2
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	—	1	—	1	0,2
Sapotaceae	—	—	1	1	0,2
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	—	—	1	1	0,2
Simaroubaceae	1	—	3	4	1,0
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1	—	—	1	0,2
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	—	—	3	3	0,7
Vochysiaceae	19	14	13	46	10,9
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	14	8	9	31	7,4
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	5	6	4	15	3,6
Total de indivíduos vivos	133	155	133	421	100,0
Riqueza (táxons)	29	31	30	45	
Indivíduos mortos	8	7	8	23	
Total (vivos + mortos)	141	162	141	444	

A1 = queimada em julho de 2022; A2 = queimada em julho de 2023; C = não queimada; % = porcentagem do total de indivíduos vivos (n = 421); — = ausente. Indivíduos mortos apresentados separadamente e excluídos dos percentuais e dos índices.

A1 = burned in July 2022; A2 = burned in July 2023; C = unburned; % = percentage of total living individuals (n = 421); — = absent. Dead individuals presented separately and excluded from percentages and indices.

As famílias com mais indivíduos foram Fabaceae (133; 31,6% dos vivos), Annonaceae (49; 11,6%), Vochysiaceae (46; 10,9%) e Chrysobalanaceae (43; 10,2%). As espécies mais abundantes foram *Cenostigma macrophyllum* (50 indivíduos), *Couepia grandiflora* (41 indivíduos), *Andira cujabensis* (33 indivíduos), *Qualea grandiflora* (31 indivíduos) e *Annona crassiflora* (30 indivíduos). A riqueza observada foi de 29 táxons em A1, 31 em A2 e 30 em C, e 19 táxons ocorreram em todas as três áreas. A2 apresentou a maior abundância registrada de *Xylopia aromatica* (12 indivíduos, contra 3 em A1 e 4 em C), *Erythroxylum daphnites* (9 indivíduos, contra 1 e 3) e *Alibertia edulis* (9 indivíduos, contra 1 e 0).

3.2. Abundância, diversidade e mortalidade por parcela

O número de indivíduos vivos por parcela variou de 37 a 55, e a riqueza de táxons, de 16 a 21 (Tabela 2). As medianas de abundância foram de 44 indivíduos em A1, 51 em A2 e 47 em C, e as de riqueza foram de 17, 20 e 17 táxons, respectivamente. Por parcela, H' variou de 2,51 a 2,76, J' de 0,88 a 0,92 e 1 - D de 0,92 a 0,94.

Não foi detectada diferença estatisticamente significativa entre as áreas para nenhuma das variáveis, nas condições e na escala amostral do estudo (Kruskal-Wallis exato; gl = 2; n = 9 parcelas): abundância (H = 5,13; p = 0,071), riqueza (H = 4,57; p = 0,182), H' e Hill q = 1 (H = 2,49; p = 0,339), J' (H = 1,69; p = 0,511), 1 - D (H = 3,82; p = 0,168) e Hill q = 2 (H = 2,76; p = 0,296).

Foram registrados 8 indivíduos mortos em A1, 7 em A2 e 8 em C. A sobrevivência foi de 94,3% em A1, 95,7% em A2 e 94,3% em C, sem diferença entre as áreas ($\chi^2 = 0,38$; gl

= 2; p = 0,83). Por parcela, a mortalidade variou de 0 a 10,4% (Kruskal-Wallis exato: H = 0,62; p = 0,829).

3.3. Rarefação e cobertura amostral

A cobertura amostral foi de 0,895 em A1, 0,942 em A2 e 0,925 em C. A riqueza rarefeita para 133 indivíduos foi de 29,0 táxons em A1, 29,7 em A2 e 30,0 em C, e as curvas de rarefação se sobrepuseram (Figura 2). Em A1, a área de menor cobertura, 14 táxons foram representados por um único indivíduo, o que torna incerta a extrapolação da riqueza de espécies nessa área. Em número efetivo de espécies, a diversidade das áreas com as parcelas reunidas foi de 17,4 (q = 1) e 13,0 (q = 2) em A1; 22,1 e 17,6 em A2; e 20,0 e 15,4 em C (Tabela 2).

3.4. Similaridade florística

A similaridade de Sørensen entre as áreas variou de 0,68 a 0,73 (Tabela 3). A1 e A2 compartilharam 22 táxons (Cs = 0,73); A2 e C, 22 táxons (Cs = 0,72); e A1 e C, 20 táxons (Cs = 0,68). Entre parcelas, a similaridade média foi de 0,63 (amplitude de 0,49 a 0,76) dentro da mesma área e de 0,59 (amplitude de 0,44 a 0,76) entre parcelas de áreas diferentes.

4. DISCUSSÃO

Aos dois anos após as queimas prescritas, não foi detectada diferença estatisticamente significativa na riqueza, na diversidade e na equidade da vegetação lenhosa entre as áreas queimadas e a área-controle, e a riqueza rarefeita foi praticamente igual nas três áreas. Esse resultado é compatível com a hipótese (i) e com estudos que indicam que o fogo de

superfície no cerrado afeta mais a estrutura e a abundância das populações do que a riqueza de espécies lenhosas no curto prazo (LIMA et al., 2009; SILVA; BATALHA, 2010; VOURLITIS et al., 2026). Com três parcelas por área, porém, o poder do teste é baixo, e a ausência de significância não

demonstra que as áreas sejam equivalentes. Os valores de H' por área (2,86 a 3,10) devem ser comparados com cautela aos de outros levantamentos em Cerrado *sensu stricto* (Lima et al., 2009; Vourlitis et al., 2013), pois o índice depende da área amostrada, aqui, de 675 m², e do critério de inclusão.

Tabela 2. Abundância, mortalidade e índices de diversidade da vegetação lenhosa por parcela e por área (parcelas reunidas), com o resultado do teste exato de Kruskal-Wallis entre as áreas.

Table 2. Abundance, mortality, and diversity indices for woody vegetation, by plot and by area (plots combined), including the results of an exact Kruskal-Wallis test comparing the areas.

Área	Parcela	N	Mortos	Mort. (%)	S	H'	J'	D	1 - D	Hill q = 1	Hill q = 2
A1	P1	44	1	2,2	17	2,61	0,92	0,070	0,930	13,6	11,0
	P2	43	5	10,4	17	2,55	0,90	0,076	0,924	12,8	10,2
	P3	46	2	4,2	19	2,60	0,88	0,075	0,925	13,5	10,5
	Mediana (IIQ)	44 (44–45)		4,2 (3,2–7,3)	17 (17–18)	2,60 (2,58–2,61)	0,90 (0,89–0,91)	0,075 (0,073–0,076)	0,925 (0,924–0,927)	13,5 (13,2–13,5)	10,5 (10,3–10,7)
	Área	133	8	5,7	29	2,86	0,85	0,070	0,930	17,4	13,0
A2	P1	51	2	3,8	21	2,74	0,90	0,067	0,933	15,4	11,8
	P2	49	1	2,0	20	2,68	0,89	0,070	0,930	14,5	11,3
	P3	55	4	6,8	20	2,75	0,92	0,061	0,939	15,6	12,9
	Mediana (IIQ)	51 (50–53)		3,8 (2,9–5,3)	20 (20–20)	2,74 (2,71–2,74)	0,90 (0,90–0,91)	0,067 (0,064–0,068)	0,933 (0,932–0,936)	15,4 (15,0–15,5)	11,8 (11,5–12,3)
	Área	155	7	4,3	31	3,10	0,90	0,051	0,949	22,1	17,6
C	P1	49	0	0,0	17	2,57	0,91	0,075	0,925	13,1	10,7
	P2	47	5	9,6	20	2,76	0,92	0,056	0,944	15,9	13,1
	P3	37	3	7,5	16	2,51	0,91	0,074	0,926	12,4	10,1
	Mediana (IIQ)	47 (42–48)		7,5 (3,8–8,6)	17 (16–18)	2,57 (2,54–2,67)	0,91 (0,91–0,91)	0,074 (0,065–0,074)	0,926 (0,926–0,935)	13,1 (12,7–14,5)	10,7 (10,4–11,9)
	Área	133	8	5,7	30	3,00	0,88	0,058	0,942	20,0	15,4
KW	H (p)	5,13 (0,071)		0,62 (0,829)	4,57 (0,182)	2,49 (0,339)	1,69 (0,511)	3,82 (0,168)	3,82 (0,168)	2,49 (0,339)	2,76 (0,296)

N = indivíduos vivos; S = riqueza (táxons); H' = índice de Shannon; J' = equabilidade de Pielou; D = dominância de Simpson; 1 - D = diversidade de Simpson; Hill q = 1 e q = 2 = números de Hill de ordem 1 e 2 (número efetivo de espécies); IIQ = intervalo interquartil; KW = Kruskal-Wallis com p exato (gl = 2; n = 3 parcelas por área). Índices calculados apenas com indivíduos vivos. A1 = queimada em 2022; A2 = queimada em 2023; C = não queimada. N = living individuals; S = richness (taxa); H' = Shannon index; J' = Pielou equability; D = Simpson dominance; 1 - D = Simpson diversity; Hill q = 1 and q = 2 = Hill numbers of order 1 and 2 (effective number of species); IIQ = interquartile range; KW = Kruskal-Wallis with exact p (df = 2; n = 3 plots per area). Indices calculated only with living individuals. A1 = fire in 2022; A2 = fire in 2023; C = not burned.

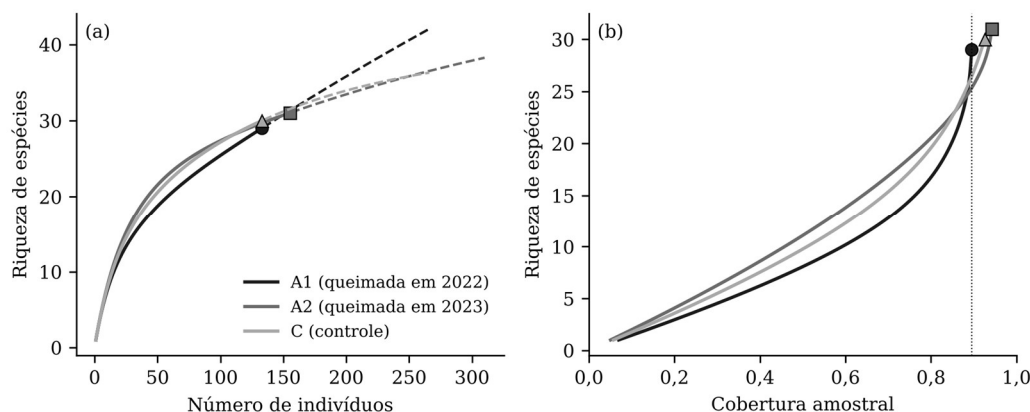


Figura 2. Riqueza de táxons lenhosos em função do número de indivíduos (a) e da cobertura amostral (b) nas áreas A1 (queimada em 2022), A2 (queimada em 2023) e C (não queimada). Linhas contínuas: rarefação; linhas tracejadas: extrapolação até o dobro do tamanho amostral; símbolos: amostra observada; linha pontilhada em (b): menor cobertura observada (0,895).

Figure 2. Richness of woody taxa as a function of the number of individuals (a) and sample coverage (b) in areas A1 (burned in 2022), A2 (burned in 2023), and C (unburned). Solid lines: rarefaction; dashed lines: extrapolation up to twice the sample size; symbols: observed sample; dotted line in (b): lowest observed coverage (0.895).

A sobrevivência foi superior a 94% em todas as três áreas e não diferiu entre elas, o que é compatível com a hipótese (ii). Como abundância não equivale a recrutamento, o maior número de indivíduos em A2 não pode ser atribuído ao estabelecimento pós-fogo: indivíduos com DAP ≥ 3 cm

registrados um ano após a queima provavelmente já estavam presentes antes dela, sobreviveram ou rebrotaram. Nas mesmas parcelas, acompanhando os indivíduos entre censos, Vourlitis et al. (2026) verificaram que a mortalidade aumentou um ano após as queimas, concentrada em árvores

de menor diâmetro, mas igualou-se à da área controle após dois anos, e que o recrutamento não foi afetado pelo fogo. A elevada sobrevivência é coerente com a resistência das árvores do cerrado a fogos de superfície, conferida pela casca espessa e pela capacidade de rebrota (Hoffmann et al., 2012; Souchie et al., 2017; Pilon et al., 2021), e com as temperaturas

registradas, que, a 1 m de altura, não ultrapassaram 70 °C em 2022, embora tenham atingido 521 °C por poucos minutos em 2023. A morte seletiva de indivíduos de pequeno porte é explicada pelo limiar de tamanho para a resistência ao fogo: árvores maiores têm casca mais espessa e gemas mais distantes da chama (HOFFMANN et al., 2012; 2025).

Tabela 3. Similaridade florística de Sørensen (Cs) e número de táxons compartilhados e exclusivos entre as áreas.

Table 3. Sørensen's floristic similarity (Cs) and the number of shared and unique taxa among the areas.

Par de áreas	Cs	Compartilhados	Exclusivos 1ª área	Exclusivos 2ª área
A1 × A2	0,73	22	7	9
A1 × C	0,68	20	9	10
A2 × C	0,72	22	9	8
A1 × A2 × C		19		

A1 = queimada em 2022; A2 = queimada em 2023; C = não queimada.

A1 = burned in 2022; A2 = burned in 2023; C = not burned.

A predominância de Fabaceae, que reuniu cerca de 30% dos indivíduos vivos nas três áreas, reflete a composição regional do cerrado *sensu stricto*, e não um efeito do fogo. Em nível de espécie, as respostas ao fogo têm base mecanística. Nas mesmas parcelas, *Andira cujabensis* e *Tachigali vulgaris* aumentaram a taxa de crescimento relativo e a abundância relativa após as queimas, enquanto *Cenostigma macrophyllum* declinou (VOURLITIS et al., 2026). Como a densidade de árvores não foi alterada pelo fogo, esse estímulo ao crescimento foi atribuído ao pulso de nutrientes pós-queima, e não à maior disponibilidade de luz: o pH e o fósforo total do solo aumentaram após a queima de 2023, e *Annona crassiflora* apresentou crescimento relativo superior ao do controle um ano após essa queima (VOURLITIS et al., 2026). *T. vulgaris* é uma Fabaceae pioneira cuja abundância também aumentou após o fogo em outras áreas de cerrado (REIS et al., 2015). Já *Xylopia aromatica* e *Erythroxylum daphnites*, mais abundantes em A2, não aumentaram sua abundância relativa após as queimas (Vourlitis et al., 2026); sua maior presença em A2 deve, portanto, refletir heterogeneidade espacial preexistente entre as áreas. Essas diferenças são descritivas e, sem réplicas independentes, não podem ser separadas das características próprias de cada área.

Na área controle, quatro espécies, *Conepia grandiflora* (16 indivíduos), *Cenostigma macrophyllum* (16), *Andira cujabensis* (11) e *Aspidosperma macrocarpon* (10), reuniram 40% dos indivíduos vivos; em A1, *Conepia grandiflora* (20), *Qualea grandiflora* (14), *Cenostigma macrophyllum* (14) e *Andira cujabensis* (13) somaram 46%. Essas espécies, típicas do cerrado *sensu stricto*, já eram dominantes nas três áreas antes das queimas (VOURLITIS et al., 2026). Como as três áreas estavam sem fogo havia pelo menos 28 anos antes do experimento, o intervalo de um a dois anos aqui avaliado não permite inferir exclusão competitiva nem fases sucessionais. A longo prazo, porém, a supressão do fogo tende a favorecer o adensamento lenhoso e espécies florestais tolerantes à sombra, com perda de espécies savânicas (PELLEGRINI et al., 2016; DURIGAN, 2020; FLAKE et al., 2021).

A similaridade florística entre áreas foi moderada (Cs = 0,68 a 0,73) e apenas um pouco menor do que a observada entre parcelas de uma mesma área (0,63, em média, contra 0,59 entre áreas). Isso indica que boa parte da diferença na composição reflete a heterogeneidade espacial em pequena escala, comum no cerrado, e não necessariamente o fogo. Como as áreas foram comparadas em um único momento, os dados não permitem avaliar convergência florística ao

longo do tempo, o que exigiria acompanhar a composição das mesmas parcelas em censos sucessivos.

Do ponto de vista do manejo, as queimas prescritas de superfície realizadas no início e no meio da estação seca não reduziram de forma detectável a diversidade lenhosa entre um e dois anos após o fogo. Esse resultado é compatível com o uso de queimas prescritas no MIF do PNCG (ICMBio, 2022), mas o estudo não avaliou a carga de combustível, o risco de incêndios nem estratégias alternativas de manejo e, portanto, não permite concluir sobre a eficácia do MIF (SCHMIDT et al., 2018; FALLEIRO et al., 2019; BERLINCK; LIMA, 2021).

Este estudo tem limitações importantes. Cada condição de fogo é representada por uma única área, e as três parcelas de cada área são subamostras, não réplicas independentes; as diferenças entre as áreas podem refletir características locais, como o solo, a microtopografia e a proximidade de fontes de propágulos. O número de parcelas é pequeno, o que reduz o poder estatístico, e as áreas foram comparadas em um único censo e em dois anos após as queimas. O comportamento do fogo foi caracterizado apenas parcialmente, sem medições do comprimento da chama, da velocidade de propagação ou da área efetivamente queimada. Estudos com áreas replicadas para cada regime de fogo, acompanhamento de longo prazo das mesmas parcelas e caracterização quantitativa das queimas são necessários para inferências causais.

5. CONCLUSÕES

Na escala espacial e temporal avaliada, não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas na riqueza, na diversidade e na sobrevivência da vegetação lenhosa entre as áreas queimadas em 2022 e 2023 e a área não queimada.

A área queimada em 2023 apresentou maior abundância total e diferenças descritivas na composição, mas o delineamento não permite atribuir essas variações exclusivamente ao fogo.

Os resultados devem ser considerados preliminares e reforçam a necessidade de monitoramento temporal, de replicação independente e de caracterização quantitativa dos eventos de queima.

6. REFERÊNCIAS

APG_Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.

- Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- BERLINCK, C. N.; LIMA, L. H. A. Implementação do manejo integrado do fogo em unidades de conservação federais no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 2, p. 128-138, 2021. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v11i2.1709>
- CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, v. 93, n. 12, p. 2533-2547, 2012. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora**, v. 268, 151612, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- FALLEIRO, R. M.; SANTANA, M. T.; XERENTE, P. P.; SANTOS, J. A. Avaliação do manejo tradicional do fogo no cerrado brasileiro. In: WILDFIRE CONFERENCE, 7, Brasília. **Anais...** Brasília, 2019. p. 15. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v9i1.926>
- FLAKE, S. W.; ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G.; HOFFMANN, W. A. Savannas are not old fields: functional trajectories of forest expansion in a fire-suppressed Brazilian savanna are driven by habitat generalists. **Functional Ecology**, v. 35, n. 8, p. 1797-1809, 2021. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13818>
- FLORA E FUNGA DO BRASIL**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2026. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 7 out. 2026.
- GARDA, A. B.; BERLINCK, C. N. Histórico do fogo no Brasil com enfoque na gestão de unidades de conservação. In: LORENZON, A. S.; BRIANEZI, D.; VALDETARO, E. B.; MARTINS, M. C. (Eds.). **Incêndio Florestal: princípios, manejo e impactos**. Viçosa: UFV, 2018. p. 27-53.
- GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, v. 417, p. 281-290, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>
- HOFFMANN, W. A.; JACONIS, S. Y.; MCKINLEY, K. L.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; FRANCO, A. C. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. **Austral Ecology**, v. 37, p. 634-643, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02324.x>
- HOFFMANN, W. A.; FLAKE, S. W.; DURIGAN, G. All or nothing? The importance of considering partial dieback for tree responses to fire. **Trees**, v. 39, n. 5, e92, 2025. <https://doi.org/10.1007/s00468-025-02669-z>
- IBAMA_Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite**. Brasília: IBAMA, 2013.
- IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Chapada dos Guimarães**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mt/chapada-dos-guimaraes.html>. Acesso em: 4 dez. 2025.
- ICMBIO_Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo Integrado do Fogo – Parque Nacional da Chapada dos Guimarães**. Brasília: ICMBio, 2022. eep. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-da-chapada-dos-guimaraes/Plano_de_manejo_integrado_do_fogo_para_o_Parque_Nacional_da_Chapada_dos_Guimaraes__Plurianual_2023_2025_final.pdf. Acesso em: 4 dez. 2025.
- ICV_Instituto Centro de Vida. **Ferramenta mostra aumento de 530% nas queimadas no Pantanal em 2020**. 2020. Disponível em: <http://www.icv.org.br/noticias/ferramenta-mostra-aumento-de-530-em-queimadas-no-pantanal-em-2020/>. Acesso em: 4 dez. 2025.
- LIMA, E. de S.; LIMA, H. S.; RATTER, J. A. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa em um cerrado mesotrófico. **Cerne**, v. 15, n. 4, p. 468-480, 2009.
- MACHADO NETO, A. de P.; BATISTA, A. C.; BIONDI, D.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. P. B. Incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães-MT entre 2005 e 2014. **Nativa**, v. 5, n. 5, p. 355-361, 2017. <https://doi.org/10.31413/nativa.v5i5.4684>
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant species over a three-year period. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, n. 1, p. 53-68, 2008. <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428608004708>
- MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo**. Brasília: Ibama, 2010. 144p.
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Orgs.). **The Cerrados of Brazil**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68.
- MYERS, R. L. **Convivendo com o fogo: manutenção dos ecossistemas e subsistência com o manejo integrado do fogo**. Tallahassee: The Nature Conservancy, 2006. 36p.
- PELLEGRINI, A. F. A.; SOCOLAR, J. B.; ELSEIN, P. R.; GIAM, X. Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3373-3382, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13259>
- PILON, N. A. L.; CAVA, M. G. B.; HOFFMANN, W. A.; ABREU, R. C. R.; FIDELIS, A.; DURIGAN, G. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 1, p. 154-166, 2021. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13456>
- PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; MENEZES, L. da S.; BERLINCK, C. N.; MELO, F. P. L.; MARENGO, J. A.; TORNQUIST, C. G.; TOMAS, W. M.; OVERBECK, G. E. Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233-255, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>

- REIS, S. M.; LENZA, E.; MARINON, B. S.; GOMES, L.; FORSTHOFER, M.; MORANDI, P. S.; MARINON JUNIOR, B. H.; FELDPAUSCH, T. R.; ELIAS, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 3, p. 408-416, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0009>
- SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Experiências internacionais de manejo integrado do fogo em áreas protegidas: recomendações para implementação no Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 2, p. 41-54, 2016. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v6i2.586>
- SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L.; SAMPAIO, A. B.; DIAS, P. A.; BERLINCK, C. N. Fire management in the Brazilian savanna: first steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 2094-2101, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
- SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Woody plant species co-occurrence in Brazilian savannas under different fire frequencies. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 1, p. 85-91, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2009.10.004>
- SILVA, R. A.; PAIXÃO, E. C. da; CUNHA, C. N. da; FINGER, Z. Fitossociologia da comunidade arbórea de cerrado *sensu stricto* do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. **Nativa**, v. 4, n. 2, p. 82-86, 2016. <https://doi.org/10.31413/nativa.v4i2.3405>
- SIMON, M. F.; GREYER, R.; QUEIROZ, L. P. de; SKEMA, C.; PENNINGTON, R. T.; HUGHES, C. E. 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**, v. 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- SOUCHIE, F. F.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; GOMES, L.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; SILVÉRIO, D. V. Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, p. 260-266, 2017. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0376>
- VOURLITIS, G. L.; LOBO, F. de A.; LAWRENCE, S.; LUCENA, I. C. de; PINTO JUNIOR, O. B.; DALMAGRO, H. J.; RODRIGUES, C. E. O.; NOGUEIRA, J. de S. Variations in stand structure and diversity along a soil fertility gradient in a Brazilian savanna (Cerrado). **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 1370-1379, 2013. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2012.0336>
- VOURLITIS, G. L.; DALMAGRO, H. J.; PINTO JUNIOR, O. B.; VIEIRA, R. N.; MALHADO, C. R. R.; ARRUDA, P. H. Z. Rapid recovery of Brazilian tropical savanna woodlands (Cerrado *stricto sensu*) to prescribed burns. **Trees, Forests and People**, v. 23, E101129, 2026. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2025.101129>

Agradecimentos: Ao ICMBio/PNCG pelo apoio logístico e pela licença de pesquisa e à Brigada de Incêndio do PNCG pela condução das queimas prescritas. À Universidade de Cuiabá (UNIC) pelo suporte institucional. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, por meio do Edital 13/2020 – Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG) na Amazônia Legal.

Contribuição dos autores: O.B.P.J. – conceituação, metodologia, coleta de dados, redação (original), redação (revisão e edição), análise estatística; A.A.P.C. – metodologia, coleta de dados, redação (original). Todos os autores leram e concordaram com a versão publicada do manuscrito.

Disponibilidade de dados: Os dados que sustentam as conclusões deste estudo estão disponíveis mediante solicitação fundamentada ao autor correspondente.

Conflito de Interesses: Os autores declaram não haver conflito de interesses. As entidades financiadoras não participaram do desenho do estudo, da coleta, análise ou interpretação dos dados, da redação do manuscrito ou da decisão de publicar os resultados.



Copyright: © 2026 pelos autores. Este artigo é de acesso aberto, distribuído sob os termos e condições da licença Creative Commons **Atribuição-NãoComercial (CC BY-NC)** (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).