



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

**UnB**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia



# Dinâmica multitemporal do estrato lenhoso sob diferentes regimes de fogo no Cerrado

Waira Saravia Machida

Brasília, DF

2021



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia



# Dinâmica multitemporal do estrato lenhoso sob diferentes regimes de fogo no Cerrado

Waira Saravia Machida

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia

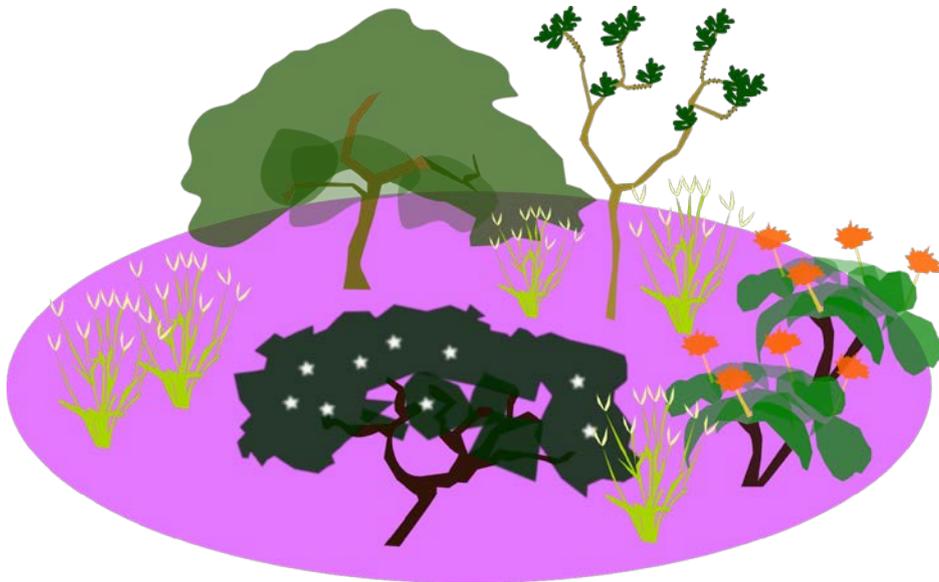
Orientadora: Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Brasília, DF

2021

*“One further debt is clear. Flowers, exquisitely perfumed and graced with a multitude of colors and shapes, bloomed long before man appeared on earth. They evolved in order to appeal not to him but to insects. Had butterflies been color-blind and bees without a delicate sense of smell, man would have been denied some of the greatest delights that natural world has to offer.”*

*David Attenborough – Life on Earth (1979)*



## Agradecimentos

Agradeço à CAPES pela bolsa de mestrado, ao PrevFogo (IBAMA) pelo financiamento, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e à UnB por minha formação. Gostaria agradecer especialmente à professora Dra. Mercedes M. C. Bustamante, que com muita paciência e carinho, fez parte fundamental da produção desta dissertação. Agradeço à equipe do projeto fogo do laboratório de Ecossistemas, especialmente à Dra. Leticia Gomes e Dra. Pamela Moser, que me ajudaram em todo o processo de construção deste trabalho. Agradeço imensamente à equipe laboratório de Ecossistemas, especialmente às estagiárias e técnicos, que trabalharam comigo na produção deste projeto. Por último, mas não menos importante, agradeço à professora Dra. Sabrina C. Miranda e ao professor Dr. Manoel Claudio da Silva-Junior por terem cedido os dados para que esta dissertação aconteça.

Agradeço a minha família, meus pais Antonio e Ruka, irmãos Leira e Yoshimi, tios Cristina e Jorge e primos Gabriela, Pedro e Lucas, por ter investido na minha educação, por ter acreditado em mim e por ter permitido que eu continue na área que sempre amei. Agradeço ao André Coutinho que, com muito amor e paciência, apoiou-me constantemente para que eu continue andando neste caminho complexo e muitas vezes sofrido. Agradeço à Alexandra Martins, Pamela Moser, Isabela Castro, Dandara Arimatea, Ariane Rodrigues, Maria Clara Borges, Samuel Montenegro, Eliel Amaral, Yan Felipe e Gabriella Ferreira pela amizade e pela sabedoria que cada um compartilhou comigo ao longo de destes anos.

Esta dissertação foi produzida com o suor de muitas pessoas. Envolveu o suor do povo brasileiro que com cada centavo de imposto destinado ao investimento à ciência, apesar de estar diminuindo a cada dia, nos permite entender melhor a biodiversidade do nosso querido planeta. Envolveu o suor de várias gerações de pesquisadoras e pesquisadores que passaram suas vidas tentando entender os processos, mecanismos e leis que governam nosso planeta e que geraram a fundamentação ecológica, que permite que estudos como este sejam desenvolvidos. Envolveu o suor de pessoas, próximas ou desconhecidas, que estiveram em campo, em laboratório ou em casa ajudando a pensar e gerar cada valor utilizado nas análises dos dados e cada ideia utilizada para criar esta história natural nos últimos 23 anos. Envolveu o suor de alunos de graduação, pós-graduação, professores, cônjuges e amigos que realizaram trabalho de campo, choraram, riram, analisaram dados e estiveram comigo e com a equipe enquanto produzíamos este documento. Apesar de ser um documento que seja reconhecido pelo meu nome, nada disto teria sido possível sem a ajuda dos gigantes que nos permitiram olhar para longe.

# Sumário

Lista de Figuras .....	5
Lista de Tabelas .....	7
Resumo .....	8
Abstract .....	9
Introdução .....	10
<i>O fogo no Cerrado</i> .....	11
Material e métodos .....	15
<i>Área de estudo</i> .....	15
<i>Coleta de dados</i> .....	17
<i>Análise estatísticas</i> .....	21
Resultados .....	24
<i>As plantas lenhosas do cerrado típico se recuperam oito anos após o fogo?</i> .....	25
<i>Como dois fogos consecutivos com intervalo de sete anos afeta as espécies lenhosas de cerrado típico ao longo do tempo?</i> .....	35
Discussão .....	45
<i>O tempo importa – resposta da vegetação após um único evento de fogo</i> .....	45
<i>Dois eventos de fogo – Quanto tempo precisamos esperar?</i> .....	48
<i>Implicações ecológicas e recomendações</i> .....	50
Conclusão .....	51
Referências Bibliográficas .....	52
Anexos .....	68

## Lista de Figuras

**Figure 1.** Mapa da área do Jardim Botânico de Brasília (Brasília, DF) e das regiões queimadas em 2011.

**Figura 2.** Linha do tempo representando o fogo (acima da linha) e a data dos inventários florestais (abaixo da linha) realizados na a) área protegida, b) área queimada 1 e c) área queimada 2, áreas pertencentes ao Jardim Botânico de Brasília.

**Figura 3.** Variação temporal da a) densidade, b) área basal e c) biomassa acima do solo na área protegida (verde) e na área queimada 1 (roxo). As letras representam as diferenças significativas entre os anos ( $p$ -valor < 0,05). Não encontramos diferenças significativas entre os regimes de fogo. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figura 4.** Densidade de lenhosas separadas por classes de diâmetros na a) área protegida e b) da área queimada 1. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figure 5.** Índices da dinâmica temporal do Centro de Visitantes na área protegida (verde) e na área queimada 1 (roxo) gerado a partir de dados de densidade (acima) e área basal (abaixo). Não houve variação estatística entre os regimes de fogo.

**Figura 6.** Mapa de calor (*heatmap*) da variação da abundância de cada espécie ao longo do tempo na área protegida (esquerda) e área queimada 1 (direita). A linha tracejada representa o evento de fogo de 2011.

**Figura 7:** Curvas de rarefação e intervalo de confiança (95%) utilizando os números de Hill da área protegida e da área queimada 1 ao longo do tempo.

**Figura 8.** Análise de ordenação (NMDS) da composição de espécies ao longo dos inventários realizados na a) área protegida e na b) área queimada 1. Cada seta representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário. A intensidade de variação temporal da abundância das espécies é proporcional ao tamanho da fonte (Anexo I).

**Figura 9.** PCoA da composição de atributos funcional ao longo dos inventários realizados na área protegida e área queimada 1. Cada parcela representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário.

**Figura 10.** Variação temporal de CWMs por atributo funcional na área protegida e queimada 1. AFE = Área Foliar Específica; CMSF = Conteúdo de Massa Seca da Folha; DM = Densidade da Madeira; SV = Fenologia sempre-verde; BDC = Fenologia brevidecídua; DEC = Fenologia decídua. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figura 11.** Variação temporal da a) densidade, b) área basal e c) biomassa acima do solo na área queimada 2. As letras representam as diferenças significativas entre os anos ( $p$ -valor  $< 0,05$ ). As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figura 12.** Densidade de lenhosas em relação às classes de diâmetros na área queimada 2. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figure 13.** Índices da dinâmica temporal da área queimada 2 gerado a partir de dados de densidade (acima) e área basal (abaixo). As letras representam diferenças estatísticas entre os inventários ( $p$ -valor  $< 0.05$ ). As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figura 14.** Mapa de calor (*heatmap*) da variação da abundância de cada espécie ao longo do tempo na área queimada 2. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

**Figura 15:** Curvas de rarefação e intervalo de confiança (95%) utilizando os números de Hill da área queimada 2 ao longo do tempo.

**Figura 16.** Análise de ordenação a) NMDS da composição de espécies e b) PCoA da composição funcional ao longo dos inventários realizados na área queimada 2. Cada seta representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário. A intensidade de variação temporal da abundância das espécies é proporcional ao tamanho da fonte (Anexo I).

**Figura 17.** Variação temporal de CWMs por atributo funcional na área queimada 2. AFE = Área Foliar Específica; CMSF = Conteúdo de Massa Seca da Folha; DM = Densidade da Madeira; SV = Fenologia sempre-verde; BDC = Fenologia brevidecídua; DEC = Fenologia decídua. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

## Lista de Tabelas

**Tabela 1.** Lista dos atributos funcionais e suas respectivas funções coletados no Jardim Botânico de Brasília.

**Tabela 2.** Parâmetros da dinâmica temporal da vegetação utilizada neste estudo e sua respectiva equação.  $t$  = Tempo entre os inventários,  $N_0$  = Número inicial de indivíduos,  $N_t$  = Número final de indivíduos,  $N_m$  = Número de indivíduos mortos,  $N_r$  = número de recrutas,  $AB_0$  = Área basal inicial,  $AB_t$  = Área basal final,  $AB_m$  = Área basal dos indivíduos mortos,  $AB_r$  = Área basal dos recrutas,  $AB_d$  = decréscimo em área basal,  $AB_g$  = ganho em área basal,  $\ln$  = logaritmo natural.

**Tabela 3.** Estrutura da vegetação e composição de espécies do estrato lenhoso das áreas estudadas no Jardim Botânico de Brasília. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.



## Resumo

Embora o fogo ocorra naturalmente no Cerrado sem interferência humana, as ações antrópicas tem mudado os regimes de queima, afetando assim a resiliência e as taxas de recuperação da vegetação. O fogo pode causar efeitos contrastantes na biodiversidade e na estrutura da vegetação, os quais dependem da frequência e do intervalo entre os eventos de fogo. Os regimes de fogo antrópicos se caracterizam pela alta frequência e curto intervalo entre fogos. Porém, a dinâmica temporal da vegetação após fogo e o tempo necessário para a recuperação da vegetação ainda não é bem compreendido, especialmente das plantas lenhosas do Cerrado. Nesta dissertação, respondemos a duas perguntas principais: A estrutura e a composição florística e funcional das espécies lenhosas se recuperam oito anos após o fogo? Fogos consecutivos com intervalo de sete anos afetam a estrutura e composição florística e funcional ao longo do tempo? Nós avaliamos a dinâmica temporal do estrato lenhoso de cerrado típico sob três regimes de fogo no Jardim Botânico de Brasília. Medimos todas as plantas lenhosas (árvores e arbustos) dentro de 10 parcelas permanentes (1 ha) desde 1997 a 2019 (22 anos) e em mais 10 parcelas (1 ha) desde 2008 a 2019 (11 anos) em três áreas: área protegida (exclusão do fogo por 30 anos – regime de fogo 0), área queimada 1 (um evento de fogo em 2011 – regime de fogo 1) e área queimada 2 (queimado em 1998 e 2005 – regime de fogo 2). Analisamos a estrutura da vegetação e a composição florística e funcional em múltiplos inventários para avaliar o estado de recuperação das áreas longo do tempo. A densidade, área basal e biomassa aumentam similarmente na área protegida e na área queimada 1. Em ambas as áreas queimadas observamos a vegetação se recupera oito anos depois de um único evento de fogo. Nosso estudo sugere que, ao contrário dos campos, os eventos de fogo consecutivos impactam as plantas lenhosas e intervalos maiores a oito anos sem fogo devem fazer parte dos protocolos de manejo e conservação para as plantas lenhosas do Cerrado.

**Palavras-chave:** Atributos funcionais, biomassa, cerrado típico, composição florística, dinâmica temporal da vegetação, estrutura da vegetação, frequência e intervalos de fogo, recuperação de savanas.

## Abstract

Although fires had occurred in the Brazilian savannas (Cerrado) without human influence, current human activities are changing the fire regimes and negatively affecting vegetation's resilience and recovery rates. Contrasting effects of fire on biodiversity and the structure of vegetation in the Cerrado are dependent on fire frequency. Some anthropogenic fire regimes have increased fire frequency with shorter intervals between fires. However, the dynamics post-fire and the time needed for vegetation recovery are still poorly understood, especially for the woody plants of Cerrado. We aimed to respond to two questions: Do the structure, floristic, and functional composition of woody species recover eight years post-fire? Do consecutive fires with a seven-year interval affect the floristic and structure of woody plants over time? We evaluated the woody layer's temporal dynamics in Cerrado savannas under three different fire regimes in central Brazil. We measured all trees and shrubs in 10 plots (totaling 1 ha) from 1997 to 2019 (22 years) and in 10 additional plots from 2008 to 2019 (11 years) in three areas: unburned area (fire exclusion for 30 years – fire regime 0), burned area 1 (one fire event in 2011 – fire regime 1), and burned area 2 (burned in 1998 and 2005 – fire regime 2). We analyzed the vegetation structure, floristic, and functional composition through multiple inventories to evaluate the vegetations' recovery status. Density, basal area, and biomass increased similarly over time in the burned area 1 and the unburned area. In the burned area 2, the vegetation structure remained constant after the second fire event. Both burned areas showed that the woody vegetation parameters recovered eight years after one fire event. Our study indicated that in opposition to open savannas, consecutive fire events impact the woody plants, and intervals of at least eight years without fire should be part of management protocols for conserving the Cerrado woody vegetation.

**Keywords:** Biomass, Brazilian savanna, fire frequency and interval, floristic composition, functional traits, savanna recovery, vegetation dynamics, vegetation structure.

## Introdução

O fogo é um distúrbio natural que ocorre em diversos ecossistemas ao redor do planeta (Pausas & Keeley, 2009). Os registros históricos mostram que o surgimento das plantas terrestres propiciou a ocorrência natural do fogo a mais de 420 milhões de anos (Bowman et al., 2009). O fogo é um dos responsáveis pela origem das savanas (Beerling & Osborne, 2006) e atualmente continua sendo um fator importante para sua manutenção conjuntamente com outros fatores ambientais e edáficos (Higgins et al., 2000; Sankaran et al., 2005).

O fogo possui um papel fundamental nos processos ecossistêmicos dos ambientes, como a mineralização da matéria orgânica (Frost & Robertson, 1987), a liberação temporária de nutrientes no solo (Nardoto et al., 2006) e a manutenção dos ambientes florestais e campestres (Beckage & Ellingwood, 2008; Durigan & Ratter, 2016). A escala evolutiva, o fogo também é um distúrbio que pode gerar a alternância entre os estados estáveis alternativos de campos, savanas e florestas (Beckage et al., 2009; Beckage & Ellingwood, 2008) e influencia os padrões de abundância e distribuição da biodiversidade (He et al., 2019; Pausas & Ribeiro, 2017).

Em ambientes pirofíticos, o fogo gera pressão seletiva na biodiversidade (Koltz et al., 2018), mudando a distribuição de espécies adaptadas a diferentes regimes de fogo e das sensíveis ao fogo (Simon et al., 2009; Simon & Pennington, 2012). Entre as diversas consequências da relação entre o fogo e a biodiversidade, a hipótese da pirodiversidade gera diversidade (“pirodiversity begets diversity”) (Martin & Sapsis, 1992) sugere que o conjunto de diferentes regimes de queima, conhecidos como pirodiversidade, aumenta a diversidade do ambiente. Este aumento depende do tipo de ecossistema e o táxon (Kelly & Brotons, 2017), mas quando aplicado na vegetação, o aumento da biodiversidade depende da capacidade de recuperação após distúrbio. Ainda se desconhece quais os regimes de fogo ideais para a conservação de plantas lenhosas e herbáceas e a dinâmica temporal da recuperação após fogo a longo prazo (Gomes et al., 2018). Assim, entender o efeito dos diferentes regimes de fogo nas comunidades de plantas lenhosas podem gerar informações importantes sobre a relação entre a pirodiversidade e a biodiversidade.

As mudanças climáticas antropogênicas e as mudanças da biosfera estão causando alterações no regime de fogo ao redor do mundo (Abatzoglou et al., 2019; Kelly et al., 2020). Estes regimes contemporâneos incrementaram a emissão de gases do efeito estufa (GEE) (Bowman et al., 2020) e ameaçam a biodiversidade (Kelly et al., 2020). Apesar de que a interferência humana nos regimes de fogo iniciou a séculos atrás, intensificou-se com o uso extensivo da terra (Bowman et al., 2011; Pausas & Keeley, 2009). Na última década, incêndios florestais afetaram as florestas úmidas da Amazônia (da Silva et al., 2018), o Pantanal (Li et al., 2020), o Cerrado (Fidelis et al., 2018), as florestas de eucalipto na Austrália (Pickrell, 2019), o Chaco Boliviano (Maillard et al., 2020), as florestas de pinheiros na Califórnia (Balch et al., 2018), as florestas canadenses (Hanes et al., 2019) e aconteceram os maiores incêndios já registrados na Espanha e Portugal (Parente et al., 2018; Rodrigues et al., 2020; Royé et al., 2020). Tais incêndios descontrolados geram impactos ecológicos, econômicos e sociais como aqueles já observados na Amazônia (Campanharo et al., 2019). Diante disso, a compreensão dos múltiplos efeitos do fogo no ambiente se tornam cada vez mais necessárias para as estratégias de manejo e a conservação da biodiversidade.

#### *O fogo no Cerrado*

O Cerrado é um bioma composto por um mosaico de formações vegetais que são determinadas principalmente por condições climáticas (Eiten, 1972), topografia (Furley 1996; Ribeiro e Walter 2008), variações no solo (Furley & Ratter, 1988; Haridasan, 2000), profundidade do lençol freático (Rossatto et al., 2012) e histórico do fogo (Coutinho, 2002; Hoffmann et al., 2012; Lehmann et al., 2011). No Cerrado, a coexistência entre árvores, arbustos, herbáceas e gramíneas caracteriza a formação de savanas, conhecidas como cerrado sensu stricto ou cerrado típico, que cobrem grande parte do bioma (Ribeiro & Walter, 2008). As plantas destas savanas se caracterizam por atributos morfológicos e fisiológicos que permitem a sobrevivência e aumento no sucesso reprodutivo após fogo, como órgãos subterrâneos (xilopódios) com estoque de carboidratos, caule com cortiça espessa e dispersão de sementes induzida pelo fogo (Coutinho, 1977; Pausas, 2015; Simon et al., 2009).

O fogo no Cerrado causa efeitos contrastantes na vegetação de acordo com o regime de fogo. O regime de fogo é definido principalmente pela sazonalidade e pela

frequência de incêndios (Miranda, 2010). A sazonalidade do fogo no Cerrado é determinada naturalmente por raios no início da estação chuvosa (Ramos-Neto & Pivello, 2000), porém a atividade humana tem se tornado um fator de ignição significativo, modificando a época das queimadas (Fidelis et al., 2018; Pereira et al., 2006). A frequência de fogo, apesar de naturalmente ocorre a cada 3 a 9 anos (Miranda, 2010), pode afetar negativamente a vegetação lenhosa. Sabe-se que queimadas frequentes com intervalos de tempo curto podem resultar no aumento da mortalidade das plantas lenhosas (Medeiros & Miranda, 2005), além da diminuição do sucesso reprodutivo (Hoffmann, 1998; Hoffmann & Solbrig, 2003) e na emissão de gases do efeito estufa (Gomes et al., 2020; Pivello, 2011). No entanto, a exclusão ou frequências baixas de fogo gera acúmulo de biomassa fina ao longo do tempo, resultando em incêndios severos (Fidelis et al., 2018; Fidelis & Pivello, 2011). A falta de fogo também causa adensamento do estrato lenhoso (Honda & Durigan, 2016; Rosan et al., 2019) e modifica a composição da vegetação (Le Stradic et al., 2018).

Estudos anteriores reportam a resiliência do Cerrado ao fogo (Aquino et al., 2007; Felfili et al., 2000; Hoffmann, 2002). Nas savanas e campos, as diversas plantas persistem aos eventos frequentes de fogo e respondem rapidamente por meio da rebrota (Souchie et al., 2017). A resiliência deste sistema também pode ser observada em outros parâmetros como a riqueza de árvores, arbustos, herbáceas e gramíneas que recuperam um ano depois de uma queimada prescrita (Durigan et al., 2020). Porém, o experimento de queimadas prescritas de Medeiros & Miranda (2005) mostra que três queimas anuais consecutivas causam 73% de *top kill* e 37% de mortalidade de plantas lenhosas, afetando negativamente o crescimento populacional das mesmas. Este efeito é corroborado pelo estudo de Gomes e colaboradores (2014) que mostraram que quatro anos após o fogo a densidade em um cerrado rupestre não recuperou os valores anteriores ao fogo.

Por outro lado, intervalos maiores que cinco anos afetam com menor intensidade a recuperação de plantas lenhosas de menor diâmetro e altura (Ribeiro et al., 2012). O estudo de 27 anos de Almeida e colaboradores (2014) mostrou a falta de variação na composição e estrutura de um cerrado típico ao longo do tempo, mesmo com a ocorrência de quatro fogos com intervalos maiores a sete anos. A falta de fogo também

pode gerar ganho de riqueza e diversidade funcional, como observado no estudo de Rios & Sousa-Silva (2017), na qual espécies sensíveis ao fogo colonizaram as áreas que não queimavam a mais de 18 anos. Estes estudos sugerem que a recuperação de savanas no Cerrado acontece a longo prazo, mas evidências mais precisas sobre os intervalos sem fogo ideais para a recuperação do cerrado típico ainda são desconhecidas.

Apesar do fogo exercer um papel importante na dinâmica da vegetação, a ação antrópica tem aumentado a frequência de fogo no Cerrado (Prichard et al., 2017). O fogo na agricultura, que retoma em média a cada três anos, frequentemente se propagação na vegetação nativa subjacente (Coutinho, 1990). Com o intuito de evitar incêndios descontrolados, uso do fogo como ferramenta para o manejo e para a conservação da biodiversidade tem se difundido no Brasil e no mundo (Durigan & Ratter, 2016; Eloy et al., 2019). Por exemplo, o programa Manejo Integral do Fogo (MIF) do governo federal prevê o uso do fogo dentro de Unidades de Conservação em conjunto com as populações tradicionais (Schmidt et al., 2018). Porém, perante a complexidade das respostas geradas pelo cada regime de queima, sabe-se que diversas lacunas ecológicas devem ser preenchidas para tornar o programa mais eficaz.

Nesta dissertação, avaliamos a dinâmica temporal de plantas lenhosas em uma área de cerrado típico com três regimes de fogo. Nosso objetivo é responder duas perguntas centrais: A estrutura, a composição florística e a composição funcional de plantas lenhosas de cerrado típico se recuperam oito anos após o fogo? Como dois fogos consecutivos com intervalo de sete anos afeta as espécies lenhosas de cerrado típico ao longo do tempo? Para responder tais perguntas, nós realizamos inventários florestais em áreas com diferentes regimes de fogo no Jardim Botânico de Brasília (JBB), DF. A primeira área consiste na supressão do fogo por 34 anos (desde 1985), porém um evento de fogo em 2011 atingiu a metade das parcelas. Nós avaliamos a dinâmica da vegetação comparando as parcelas queimadas e não queimadas, por meio de inventários florestais realizados em 2008 e 2019 (este estudo). Para responder a segunda pergunta, utilizamos os dados de inventários florestais desde 1997 (22 anos) no JBB, com dois fogos consecutivos que atingiram a área 2005 e 1998, seguido de 14 anos sem fogo (inventários em 1997, 2003, 2006, 2009, 2013 e 2019). Nós propusemos três hipóteses:

- i. *Hipótese 1: Intervalos de oito anos após fogo permitem que a estrutura da vegetação de uma área queimada seja similar a uma área protegida do fogo.*

As plantas do Cerrado sobrevivem ao fogo por estarem adaptadas a este fenômeno (Hoffmann et al., 2003). Apesar disso, a capacidade de rebrota por si só não garante a manutenção da estrutura da vegetação sob queimas frequentes em intervalos curtos (Rios et al., 2018). Estudos prévios mostram que a vegetação se recupera parcialmente quatro anos após fogo em áreas de cerrado rupestre incluindo indivíduos com diâmetros a partir de 3 cm (Gomes et al., 2014; 2020). Além disso, as espécies de savana precisam crescer em espessura da casca por aproximadamente oito anos para atingir o limiar de resistência ao fogo (Hoffmann et al., 2012), assim o intervalo de 8 anos pode ser necessário para manter a estrutura estável.

- ii. *Hipótese 2: Intervalos sem fogo induzem a mudança da composição florística e funcional por meio do aumento da riqueza e mudando a distribuição da abundância de espécies lenhosas ao longo do tempo.*

A falta de fogo pode causar aumento na riqueza pelo ingresso de espécies sensíveis ao fogo (Roitman et al., 2008; Gomes et al., 2016) e o aumento na abundância das espécies, aumentando a equitabilidade na área (Maracahipes-Santos et al., 2018). A variação na abundância afeta a funcionalidade do ecossistema, já que as espécies mais abundantes podem atuar como as determinadoras das funções ecossistêmicas (Grime, 1998).

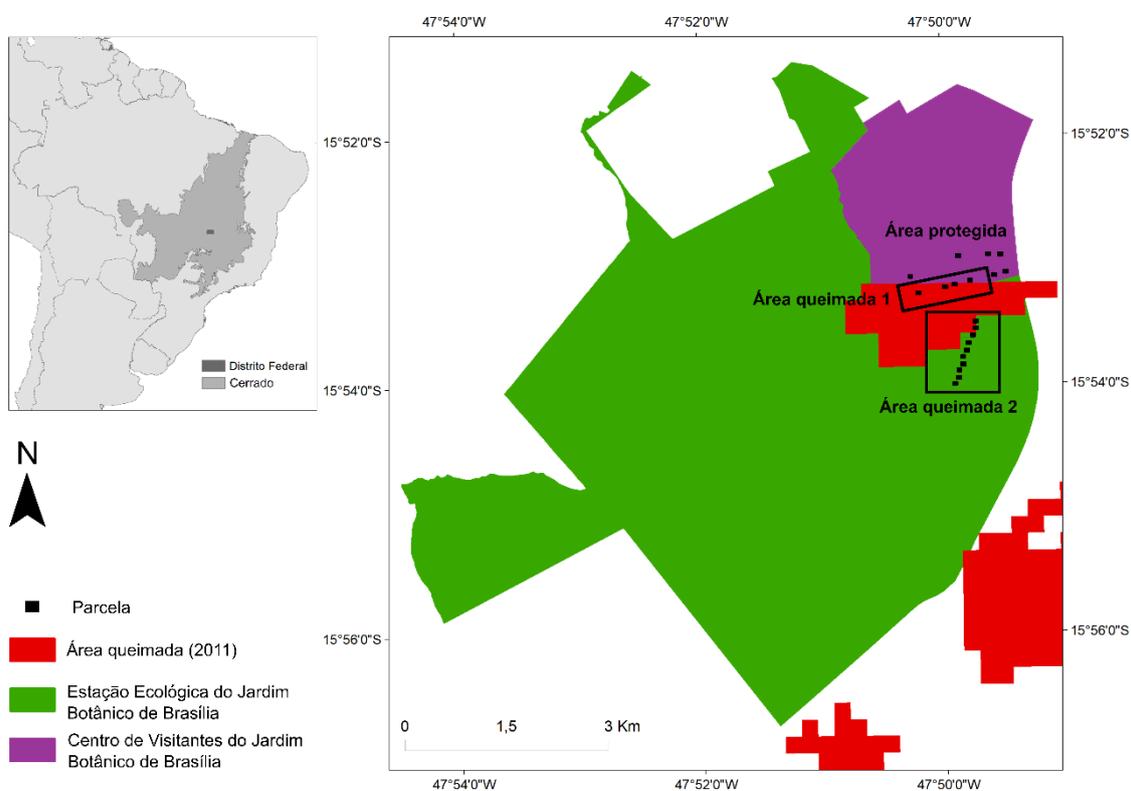
- iii. *Hipótese 3: Eventos de fogo consecutivos desaceleram a taxa de recuperação da vegetação ao longo do tempo.*

Os modelos propostos por Gomes e colaboradores (2020) preveem que a recuperação da biomassa do estrato lenhoso é comprometida pela ocorrência de mais de um evento de fogo, pois aumenta o tempo necessário para atingir o estado prévios ao fogo. Nós sugerimos que intervalos acima de quatro anos são necessários para que o efeito da última queima não afete a taxa de recuperação da vegetação lenhosa.

## Material e métodos

### Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido no Jardim Botânico de Brasília (JBB) – DF, área na qual conjuntamente com a Fazenda Água Limpa da UnB e a Reserva Ecológica do IBGE, pertencem à Área de Proteção Ambiental (APA) Gama Cabeça de Veado (15°52'21" S e 47°50'50" W). O JBB possui uma extensão de 5.000 há, com altitude média de 1.056 m, clima é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen-Geiger, caracterizado pela alternância de estações chuvosas quentes e secas frias. A temperatura média varia de 20 a 26°C, dependendo da estação do ano, e a precipitação média anual é 1.600 mm. Os solos predominantes do JBB são o latossolo vermelho, caracterizados por serem distróficos e com alta concentração de alumínio (Fonseca & Silva-Júnior, 2004). O JBB é composto por duas áreas: uma destinada à visitação pública denominada “Centro de Visitantes” e uma destinada à conservação ambiental e pesquisa denominada Estação Ecológica do JBB (EEJBB) (Figura 1).





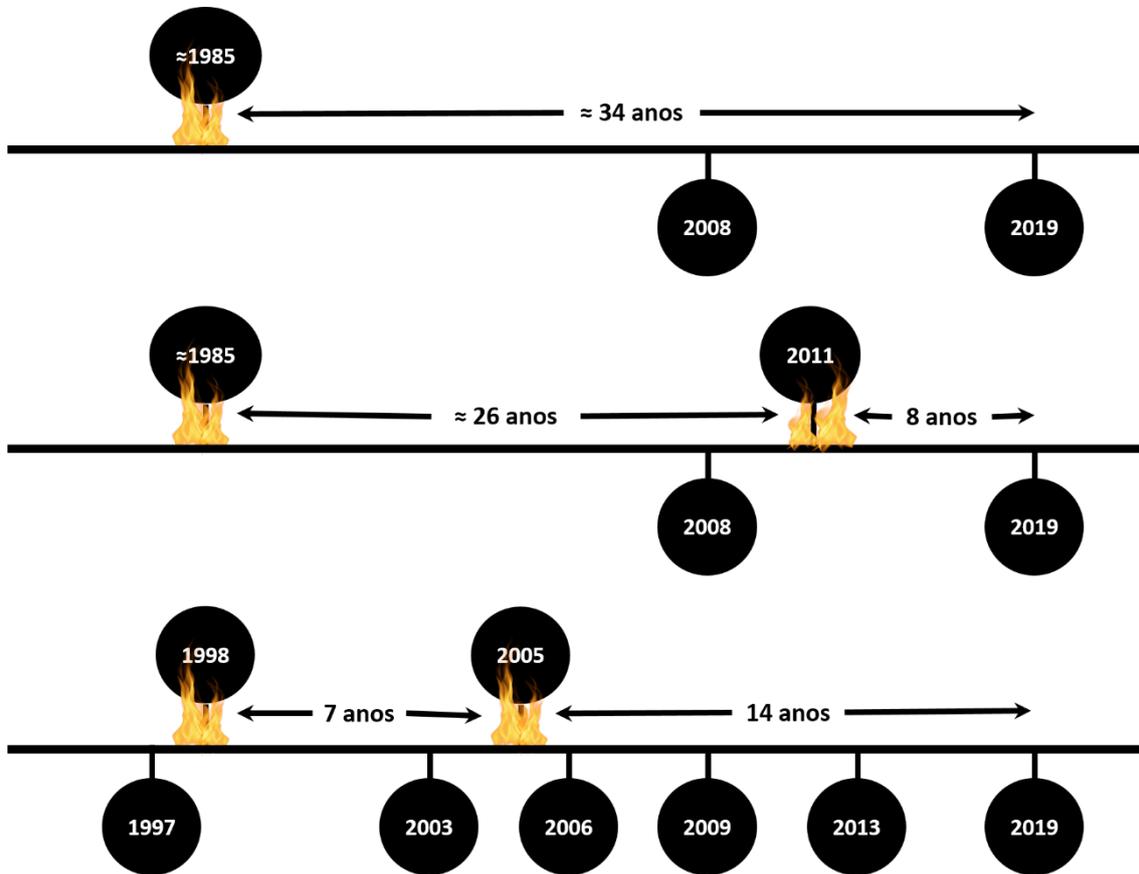
**Figure 1.** Mapa da área do Jardim Botânico de Brasília (Brasília, DF) e das regiões queimadas em 2011.

O JBB possui um mosaico de áreas com diferentes regimes de fogo. As queimadas no JBB são de origem antrópica que ocorre predominantemente na estação seca (agosto a outubro) (Corrêa, 2007). As diferenças na frequência de fogo do JBB se devem aos esforços na prevenção e combate ao fogo realizado nos locais de acesso ao público. A brigada de combate ao fogo atua no Centro de Visitantes para impedir que o fogo se espalhe nesta área pública. Por outro lado, a proximidade a estradas, áreas urbanas e a outras áreas de proteção ambiental facilitam a entrada do fogo pela Estação Ecológica do JBB. Mesmo com o esforço da brigada, o fogo pode acontecer em qualquer área dentro do JBB.

Os estudos de dinâmica temporal da vegetação foram iniciados em 1997, onde dez parcelas permanentes (1 ha) foram delimitadas na área denominada “Interflúvio” dentro da EEJBB (Fonseca & Silva-Júnior, 2004; Silva-Júnior & Sarmiento, 2009). As parcelas possuem dimensões de 20 m x 50 m e são delimitadas em sub parcelas de 10 m x 10 m para facilitar a coleta de dados, distanciadas por minimamente 50 m entre elas (Felfili et al., 2005). O histórico do fogo indica que todas as parcelas no Interflúvio queimaram em 1998 e em 2005. Os inventários florestais aconteceram trienalmente de 1997 a 2009 (com exceção de 2000) e duas medições foram realizadas posteriormente em 2013 e 2019 (presente estudo). No Centro de Visitantes, dez parcelas permanentes (1 ha) foram demarcadas em 2008. Nesta área, um incêndio florestal atingiu quatro parcelas em 2011 e seis parcelas se mantiveram protegidas ao fogo até o último inventário. O primeiro inventário aconteceu em 2008 (Miranda et al., 2013) e o segundo em 2019 (presente estudo) (Figura 2). Para facilitar a compreensão, as áreas foram renomeadas em: área protegida (exclusão do fogo por 30 anos no Centro de Visitantes), área queimada 1 (um evento de fogo em 2011 no Centro de Visitantes) e área queimada 2 (queimado em 1998 e 2005 no Interflúvio).

Confirmamos os eventos de queima utilizando imagens de áreas queimadas do MODIS FIRE cci Burned Area 5.1 (Chuvieco et al., 2018) com resolução espacial de 250 m e resolução temporal mensal. Confirmamos a ocorrência de fogo nos últimos 20 anos

no JBB (de 2000 a 2019) pela disponibilidade das imagens de satélite. Para evitar possíveis erros espaciais, nos delimitamos uma margem de erro de 20 m ao redor de cada parcela. As análises da série temporal foi realizada utilizando a plataforma Google Earth Engine (<https://code.earthengine.google.com>).



**Figura 2.** Linha do tempo representando o fogo (acima da linha) e a data dos inventários florestais (abaixo da linha) realizados na a) área protegida, b) área queimada 1 e c) área queimada 2, áreas pertencentes ao Jardim Botânico de Brasília.

#### *Coleta de dados*

Os inventários florestais realizados nas parcelas permanentes seguem o protocolo de Felfili et al., (2005). No período de abril a junho de 2019, na estação chuvosa, medimos a circunferência e altura de todos os indivíduos lenhosos (excluindo palmeiras e espécies do gênero *Vellozia* Vand. (1788)) com diâmetro a altura do solo ( $DAS_{30cm}$ )  $\geq 5$  cm. As circunferências dos caules foram medidas utilizando fita métrica e a altura máxima da copa foi medida com um medidor de distância a laser DLE 70 (Bosch). Os recrutas foram identificados a nível de espécie, coletados quando necessário para

posterior identificação botânica, e numeramos com placas de alumínio. Os detalhes da amostragem incluem: os caules da mesma espécie com distâncias iguais ou menores que 50 cm foram considerando como um único indivíduo, medimos todos os caules bifurcados abaixo dos DAS<sub>30cm</sub> e medimos todos os indivíduos mortos em pé plaqueados. O material botânico coletado foi identificado posteriormente por meio de comparação com material de herbários virtuais, comparação com o material botânico do herbário da Universidade de Brasília (UB) e consulta a especialistas. A nomenclatura taxonômica foi conferida utilizando a plataforma Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>) e o Índice Internacional de Nomenclatura Botânica (IPNI) (<https://www.ipni.org/>).

A dinâmica estrutural da vegetação foi avaliada por parâmetros demográficos e ocupação espacial. Nós calculamos a densidade (indivíduo.ha<sup>-1</sup>), área basal (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e biomassa (Mg.ha<sup>-1</sup>) em cada inventário. Para obter a área basal, determinamos o diâmetro de cada indivíduo transformando as circunferências medidas em campo. Os múltiplos hastes de cada indivíduo foram somados pelo diâmetro quadrático das ramificações para evitar superestimação da área basal. A biomassa acima do solo foi calculada utilizando a equação alometria para vegetação do Cerrado proposta por Roitman e colaboradores (2018). Nos estimamos o estoque de carbono acima do solo, considerando que a biomassa viva possui 45% de carbono e a necromassa contem 40% de carbono (Eggleston et al., 2006).

Para a avaliação das mudanças na composição funcional do JBB ao longo do tempo, nos selecionamos as espécies mais abundantes nas parcelas. A escolha das espécies seguiu o critério da dominância, na qual inclui as espécies que compõem 80% da abundância cumulativa (Cornelissen et al., 2003). Utilizamos os dados de abundância do penúltimo inventário, das quais selecionamos: 22 espécies no Centro de Visitantes e 19 espécies no Interflúvio (Anexo I). A coleta do material botânico aconteceu em junho de 2019 e fevereiro de 2020, ambos na estação chuvosa. Em 2019, coletamos a altura máxima, parte dos atributos foliares e os dados de literatura. Em 2020, coletamos os atributos da madeira e o resto dos atributos foliares. Escolhemos a estação chuvosa pois as folhas são afetadas pela sazonalidade, diferentemente dos atributos de madeira que variam pouco. Coletamos os atributos em até dez indivíduos por espécie (Cornelissen et al., 2003; Pérez-Harguindeguy et al., 2013), e quando necessário, coletamos os

atributos em diferentes indivíduos, pois a coleta de cada atributo dependeu da condição física da planta. Incluímos indivíduos localizados nas proximidades da parcela na falta de indivíduos.

Os atributos funcionais selecionados possuem relação com estratégias de persistência após distúrbios ou retenção de recursos (Tabela 1). Os atributos relacionados diretamente à resistência ao fogo foram a espessura da casca externa (súber) e a densidade da madeira. A casca externa de uma planta lenhosa permite o isolamento dos tecidos vitais e gemas ante distúrbios (Ferrenberg & Mitton, 2014; Paine et al., 2010). Este atributo pode indicar a sensibilidade das espécies ao fogo e a proteção de tecidos essenciais (Pausas, 2015). Medimos a espessura da casca externa dos indivíduos por meio da retirada de quatro segmentos pequenos de casca com auxílio de um formão, no intervalo entre 50 cm e 1m acima do solo. Medimos o intervalo entre a secção mais externa do súber até o câmbio vascular com paquímetro eletrônico. Calculamos a média das quatro medidas e dividimos a espessura média pelo diâmetro do indivíduo para obter um valor ponderado (de Cássia-Silva et al., 2017).

**Tabela 1.** Lista dos atributos funcionais e suas respectivas funções coletados no Jardim Botânico de Brasília.

Atributo funcional	Unidade	Função	Referência
Espessura do da casca externa (súber)	mm	Proteção de tecidos vitais a distúrbios e patógenos.	1,2,3
Densidade da madeira	mm.mg <sup>-3</sup>	Trade-off entre crescimento e proteção contra distúrbios.	1,2,3
Altura máxima	m	Estratégia fuga do fogo e sobrevivência após distúrbios	1,2,3
Área Foliar Específica (AFE)	mm <sup>2</sup> .mg <sup>-1</sup>	Taxa fotossintética, indicador de estresse por recursos após distúrbios	1,2,3
Conteúdo de massa seca da folha (CMSF)	mg.g <sup>-1</sup>	Inflamabilidade da espécie e armazenamento e captura de recursos	1,2,3,5
Fenologia foliar	Categórico	Indicador de estresse por recurso, distúrbio e hidrológico	2,6
Síndrome de dispersão	Categórico	Estratégias reprodutivas de regeneração pós-fogo	1,2,4
Síndrome de polinização	Categórico	Estratégias reprodutivas de regeneração pós-fogo	1,2,4

Referências: 1. Cornelissen et al. (2003); 2. Pérez-Harguindeguy et al. (2013); 3. Garnier et al. (2001); 4. Pausas & Verdú (2008); 5. Wilson et al. (1999); 6. Lenza & Klink (2006).

A densidade da madeira está relacionada com a sobrevivência a distúrbios, na qual altos valores de densidade diminuem a mortalidade causada pelo fogo (Brando et al., 2012). A densidade específica do ramo é positivamente correlacionada com a densidade específica da madeira encontrada no caule principal (Sarmiento et al., 2011; Swenson & Enquist, 2008). Em campo coletamos segmentos de aproximadamente 10 cm de um ramo terminal por indivíduo. No laboratório, retiramos a casca externa (súber) do ramo, medimos as dimensões do segmento, obtivemos o peso úmido e secamos em estufa a 60°C até obter peso constante (variação menor a 1% do peso por 24 horas de secagem). O cálculo da densidade específica do ramo foi realizado seguindo o protocolo de Cornelissen (2003).

Os atributos foliares refletem estratégias no uso de recurso da planta (Wilson et al., 1999; Wright et al., 2004). O atributo foliar que possui maior relação com o fogo é o conteúdo de massa seca da folha (CMSF) por possuir alta correlação com a inflamabilidade do caule (Alam et al., 2020; Cornelissen et al., 2003; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Valores de CMSF altos representam baixo conteúdo de água e consequentemente menor energia necessária para a combustão (Chuvieco et al., 2009). A área foliar específica (AFE) é um indicador de taxa fotossintética, longevidade e investimento estrutural da folha (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Apesar de que o AFE não tem uma relação direta com o fogo, este atributo pode indicar os efeitos indiretos como mudanças na composição do solo (Scalon et al., 2017).

Os atributos foliares foram obtidos pela coleta de folhas maduras e expandidas. Em laboratório, as folhas ou folíolos foram separados do pecíolo e pesadas ainda úmidas. Na sequência, escaneamos o conjunto de folhas ou folíolos por indivíduo e posteriormente a área foi medida no programa ImageJ (Schneider et al., 2012). As folhas ou folíolos foram secados em estufas a 60°C até obter peso constante. Calculamos o AFE por meio da divisão da área pelo peso seco da folha e o CMSF pela divisão do peso úmido pelo peso seco da folha (Cornelissen et al., 2003).

Finalmente, realizamos coleta secundária de atributos relacionados a reprodução e estratégias de economia de recursos para cada espécie. Estes atributos foram a fenologia foliar, a síndrome de polinização e a síndrome de dispersão. A fenologia foliar indica estratégias de resistência a estresse e economia de recursos (Franco et al., 2005; 20

Lenza & Klink, 2006), enquanto as síndromes de polinização e dispersão representam as estratégias reprodutivas das espécies com efeito na colonização após distúrbios (Cornelissen et al., 2003; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Obtivemos os dados por bibliografias disponíveis nas bases “Google Scholar” e “Web of Science”, em bibliografia especializada ou consulta a especialistas. Consultamos oito estudos com dados de síndrome de dispersão, classificados em zoocoria, anemocoria, autocoria (Batalha et al., 1997; Batalha & Mantovani, 2000; Escobar et al., 2018; Oliveira & Moreira 1992; Pilon et al., 2015; Saravy et al., 2003; Silva-Júnior, 2005; Stefanello et al., 2009), oito estudos com dados de síndrome de polinização, classificados em entomofilia, melitofilia e zoofilia (Barbosa, 1997; Barbosa, 1983; Oliveira & Gibbs, 2000; Proença & Gibbs, 1994; Silva-Junior, 2005; Martins & Batalha, 2006; Ishara et al., 2011; Reis et al., 2012) e seis estudos com dados de fenologia foliar, classificados em sempre-verde, brevidecídua e decídua (Franco et al., 2005; Lenza & Klink, 2006; Oliveira, 2005; Pirani et al., 2009; Silva-Júnior, 2005; Silvero & Lenza, 2010).

#### *Análise estatísticas*

As variações dos parâmetros estruturais, i.e., densidade, área basal e biomassa, ao longo do tempo foram avaliadas por análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas seguido de análises par a par. Utilizamos o pacote “rstatix” no programa R (Kassambara, 2020). Nos comparamos os parâmetros da área protegida em relação à área queimada 1 para avaliar o efeito do regime de fogo. Confirmamos as premissas dos modelos utilizando o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e o teste de homogeneidade de variâncias de Bartlett. Para observar a variação temporal da distribuição de indivíduos dentro das classes de diâmetros, calculamos os intervalos de incremento das classes de diâmetros (Spiegel, 1976) e alocamos os indivíduos às classes. Avaliamos a variação da distribuição ao longo do tempo por meio de um GLM binomial negativo utilizando o pacote “lmer4” no programa R (Bates et al., 2015).

Para acessar a variação temporal da comunidade como um todo, nós analisamos as mudanças na densidade e área basal da comunidade ao longo do tempo utilizando índices descritos na Tabela 2. As taxas médias anuais de recrutamento e mortalidade indicam o aumento e perda de indivíduos, respectivamente. A taxa média anual de

ganho e perda da área basal representa o aumento e diminuição da ocupação do espaço da comunidade, respectivamente. A taxa de meia-vida representa o tempo necessário para perder a metade da comunidade em densidade e área basal, enquanto o tempo de duplicação indica o tempo necessário para duplicar a comunidade. A estabilidade indica o número de anos necessários para que a área se torna estável. A taxa de reposição ou *turnover* representa o tempo que a comunidade precisa para mudar a metade dos indivíduos por outros novos. Finalmente, valores baixos na taxa de mudança líquida representa a falta de mudança da comunidade. Comparamos todos os índices entre inventários na área queimada 2 e comparamos os regimes de fogo da área protegida com a área queimada 1 utilizando testes de Friedman e o teste post hoc de Conover, disponível no pacote "PMCMR" (Pohlert, 2014). Algumas comparações não foram possíveis pela falta de recrutados naquele inventário e por incompatibilidade na identificação da espécie e seu número entre os anos.

**Tabela 2.** Parâmetros da dinâmica temporal da vegetação utilizada neste estudo e sua respectiva equação.  $t$  = Tempo entre os inventários,  $N_0$  = Número inicial de indivíduos,  $N_t$  = Número final de indivíduos,  $N_m$  = Número de indivíduos mortos,  $N_r$  = número de recrutados,  $AB_0$  = Área basal inicial,  $AB_t$  = Área basal final,  $AB_m$  = Área basal dos indivíduos mortos,  $AB_r$  = Área basal dos recrutados,  $AB_d$  = decréscimo em área basal,  $AB_g$  = ganho em área basal,  $\ln$  = logaritmo natural.

Parâmetro de dinâmica	Equação
<b>Densidade</b>	
Taxa média anual de mortalidade (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	$Mo = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]1/t\} \times 100$
Taxa média anual de recrutamento (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	$Re = [1 - (1 - N_r/N_t)1/t] \times 100$
Meia-vida (anos) <sup>2</sup>	$T_{1/2} N = \ln(1/2)/\ln\{[(N_0 - N_m)/N_0]1/t\}$
Tempo de duplicação (anos) <sup>2</sup>	$T_2 N = \ln(2)/\ln\{[(N_0 + N_r)/N_0]1/t\}$
Tempo de reposição ou Turnover (anos) <sup>3</sup>	$Rep N = (T_{1/2} N + T_2 N)/2$
Tempo de estabilidade (anos) <sup>3</sup>	$E N = (T_{1/2} N - T_2 N)$
Taxa de mudança líquida (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	$Ch N = [(N_t/N_0)1/t - 1] \times 100$
<b>Área basal</b>	
Taxa média anual de ganho (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>4</sup>	$Pe = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]1/t\} \times 100$
Taxa média anual de perda (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>4</sup>	$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]1/t\} \times 100$

Meia-vida (anos) <sup>2</sup>	$T_{1/2} AB = \ln(1/2) / \ln([(AB_0 - AB_m) / AB_0]^{1/t})$
Tempo de duplicação (anos) <sup>2</sup>	$T_2 AB = \ln(2) / \ln([(AB_0 + AB_r) / AB_0]^{1/t})$
Tempo de reposição ou Turnover (anos) <sup>3</sup>	$Rep AB = (T_{1/2} AB + T_2 AB) / 2$
Tempo de estabilidade (anos) <sup>3</sup>	$E AB = (T_{1/2} AB - T_2 AB)$
Taxa de mudança líquida (%.ano <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	$Ch AB = [(AB_i / AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$

Referências: 1. Sheil et al. (1995; 2000), 2. Lieberman et al. (1985), 3. Korning & Balslev (1994), 4. Guimarães et al. (2008).

A composição florística foi obtida a partir de dados de riqueza e abundância em cada inventário. Realizamos análises de fitossociologia convencionais para explorar as características da flora ao longo do tempo (Felfili et al., 2011) utilizando o script de Dalagnol e colaboradores (2019). Ilustramos a variação da abundância por meio de gráficos de calor (*heatmap*) e geramos curvas de rarefação utilizando os números de Hill para caracterizar a variação da riqueza ao longo do tempo (Chao et al., 2014), disponível no pacote “iNEXT” do programa R (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2020)..

Avaliamos a dinâmica da composição de espécies ao longo do tempo por meio da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) disponível no pacote “vegan” (Oksanen et al., 2013). A NMDS foi gerada utilizando dados de abundância com a distância de Bray-Curtis. As diferenças entre cada parcela em relação ao ano de amostragem foram avaliadas por PerMANOVA e consequentes análise *post hoc*. Para observar qual espécie gera maior variação entre os inventários, calculamos a diferença na abundância de cada espécie entre o primeiro e último inventário e a inserimos na NMDS. Confirmamos a importância da variação de cada espécie por meio da análise de Porcentagem de similaridade (Clarke & Ainsworth, 1993).

Nós avaliamos a variação da composição funcional ao longo do tempo utilizando atributos funcionais transformados em uma matriz de distância espécie vs espécie com a correção de Gower-Pavoani (Pavoine et al., 2009). Em seguida, transformamos a matriz em uma matriz de dissimilaridade funcional área vs área utilizando a função “*generalized\_Traddiss*” que considera a variação intraespecífica de cada atributo (Pavoine & Ricotta, 2019). Utilizamos a matriz final para gerar as Análises de Coordenadas Principais (PCoA) de cada área. A PCoA nos permite observar a trajetória funcional das áreas em relação a cada inventário e observar o padrão de ocupação dos



indivíduos no espaço funcional. As diferenças na composição funcional entre áreas e anos foram confirmadas por PerMANOVAS e análises *post hoc*.

Os atributos funcionais foram transformados em médias ponderadas pela abundância da comunidade, denominadas *Community-Weighted Mean* (CWM). A métrica define a média do atributo na comunidade seguindo a hipótese da razão da massa de Grime (*Grime's mass ratio hypothesis*), na qual sugere que a contribuição de uma espécie no funcionamento do ecossistema depende da proporção de biomassa que a mesma ocupa no ambiente (Grime, 1998). Para compreendermos a dinâmica de cada atributo funcional ao longo do tempo, avaliamos a variação temporal do CWM para cada atributo funcional por meio de ANOVAs e análises *post hoc*. Para uma melhor avaliação, separamos os atributos relacionados à síndrome de polinização de acordo com diferentes polinizadores – insetos pequenos, abelhas, mariposas, morcegos e beija-flores. As análises funcionais foram realizadas utilizando os pacotes “FD” (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014), “Picante” (Kembel et al., 2010), “ade4” (Bougeard & Dray, 2018; Chessel et al., 2004; Dray et al., 2007; Dray & Dufour, 2007; Thioulouse et al., 2018) e “pairwisedAdonis” para as análises *post hoc* da PerMANOVA (Martinez Arbizu, 2020). Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team, 2020).

## Resultados

Registramos um total de 101 espécies de plantas lenhosas nos 22 anos de inventários florestais no JBB (Anexo I). A riqueza variou de 54 a 77 espécies no Centro de Visitantes (área protegida + área queimada 1) e de 53 a 68 espécies no Interflúvio (área queimada 2). No Centro de Visitantes registramos 54 gêneros pertencentes a 33 famílias, enquanto no Interflúvio registramos 47 gêneros de 27 famílias (Tabela 3). No final dos inventários, ambas as áreas possuem uma densidade (Centro de visitantes: 3.153 e Interflúvio: 2.471) e área basal elevada (Centro de Visitantes: 22,11 e Interflúvio: 17,63). A altura média tendeu a aumentar com o passar do tempo. Considerando as características estruturais, a área foi identificada como cerrado denso (Ribeiro & Walter, 2008).

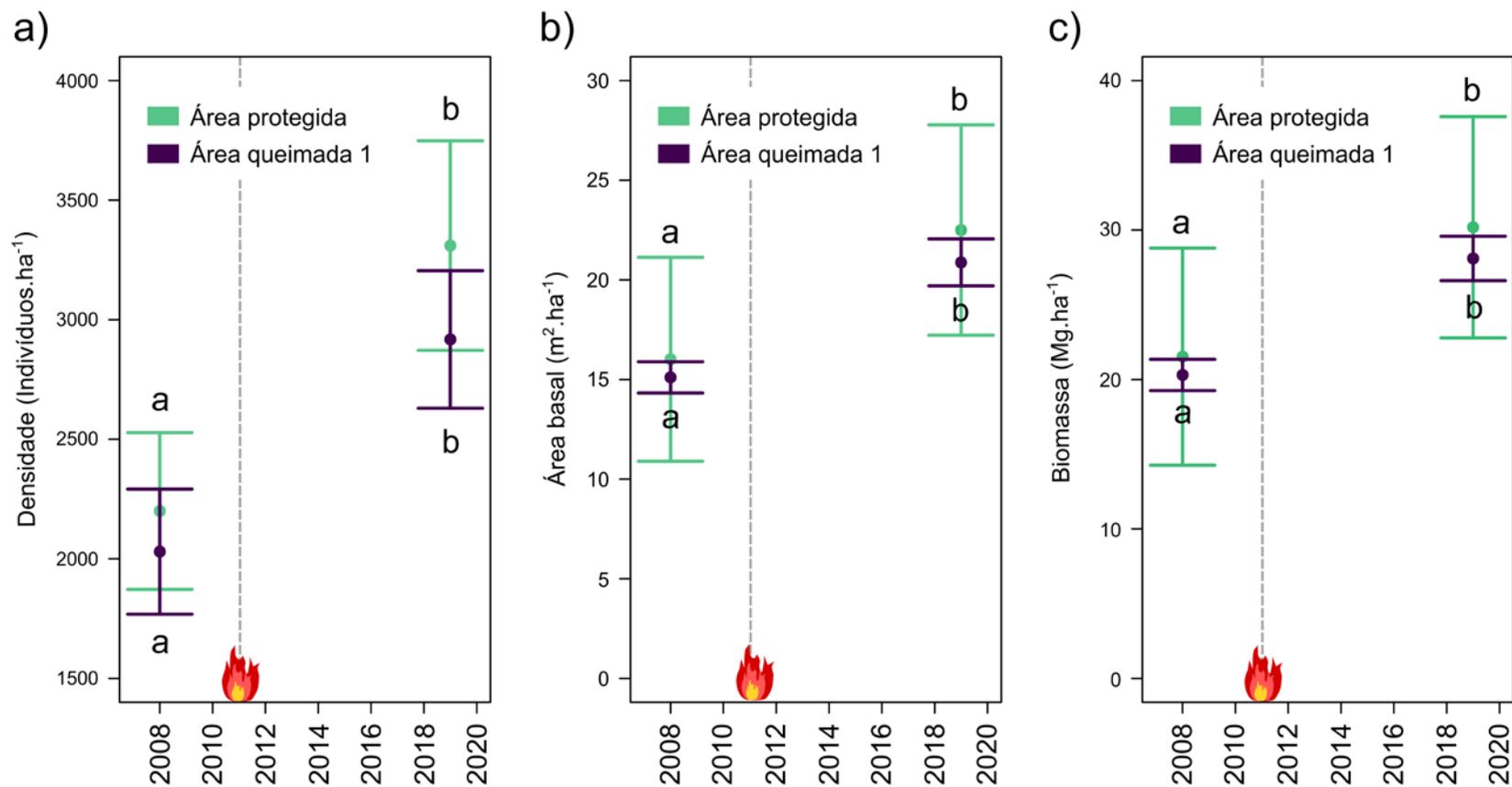
**Tabela 3.** Estrutura da vegetação e composição de espécies do estrato lenhoso das áreas estudadas no Jardim Botânico de Brasília. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

Área	Ano	Abundância	Área basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Altura média (m)	Riqueza	Gênero	Família
Área protegida (0,6 ha)	2008	1.320	9,60	2,97±1,37	65	54	33
	2019	1.986	13,50	3,21±1,34	77	54	33
Área queimada 1 (0,4 ha)	2008	812	6,02	2,91±1,29	54	40	25
	2019	1.167	8,61	3,06±1,31	60	40	25
	1997	1.219	8,89	2,61±1,31	53	43	25
	2003	1.819	12,91	2,52±1,32	64	47	27
Área queimada 2 (1 ha)	2006	1.596	10,64	-	53	41	25
	2009	1.623	12,12	2,72±1,36	56	39	25
	2013	1.725	13,23	2,71±1,27	57	40	25
	2019	2.471	17,63	2,81±1,24	68	47	26

(-) = Dados indisponíveis

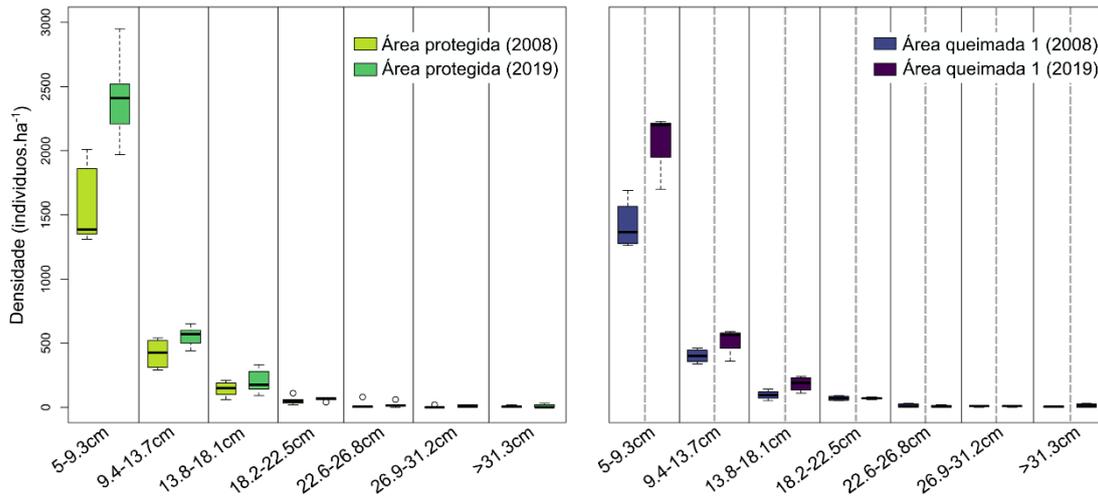
*As plantas lenhosas do cerrado típico se recuperam oito anos após o fogo?*

Observamos um aumento significativo de densidade ( $F_{1,9} = 106,51$ , p-valor < 0,01), da área basal ( $F_{1,9} = 81,25$ , p-valor < 0,01) e da biomassa ( $F_{1,9} = 81,78$ , p-valor < 0,01) ao longo do tempo na área protegida e na área queimada 1 (Fig. 3). Não detectamos diferenças significativas entre os regimes de fogo nem nas interações regime de fogo vs tempo. O estoque de carbono acima do solo aumentou entre 2008 e 2019 na área protegida (9,5 MgC.ha<sup>-1</sup> a 13,5 MgC.ha<sup>-1</sup>) e na área queimada 1 (9 MgC.ha<sup>-1</sup> a 12,5 MgC.ha<sup>-1</sup>).



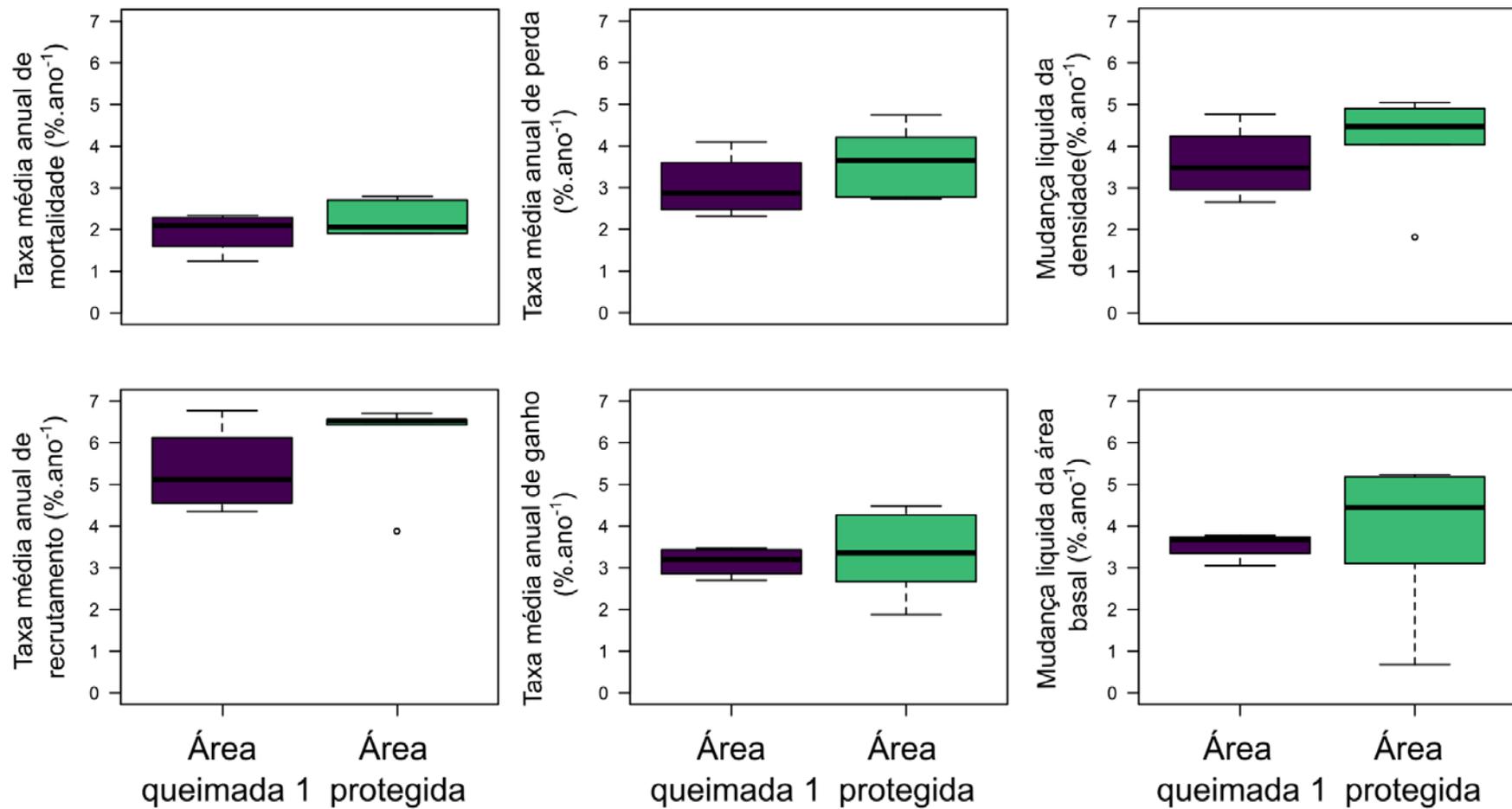
**Figura 3.** Variação temporal da a) densidade, b) área basal e c) biomassa acima do solo na área protegida (verde) e na área queimada 1 (roxo). As letras representam as diferenças significativas entre os anos ( $p$ -valor < 0,05). Não encontramos diferenças significativas entre os regimes de fogo. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

A distribuição dos indivíduos em diferentes classes de diâmetros mostrou que o padrão J-invertido se manteve constante ao longo do tempo (Fig.4). As diferenças encontradas entre os anos se concentram no aumento de densidade nas três classes de menor diâmetro: 5,0 cm a 18,1 cm. O aumento na densidade destas classes menores é evidente nas duas áreas e em todos os anos, especialmente na primeira classe de diâmetros (5,0 cm a 9,3 cm).



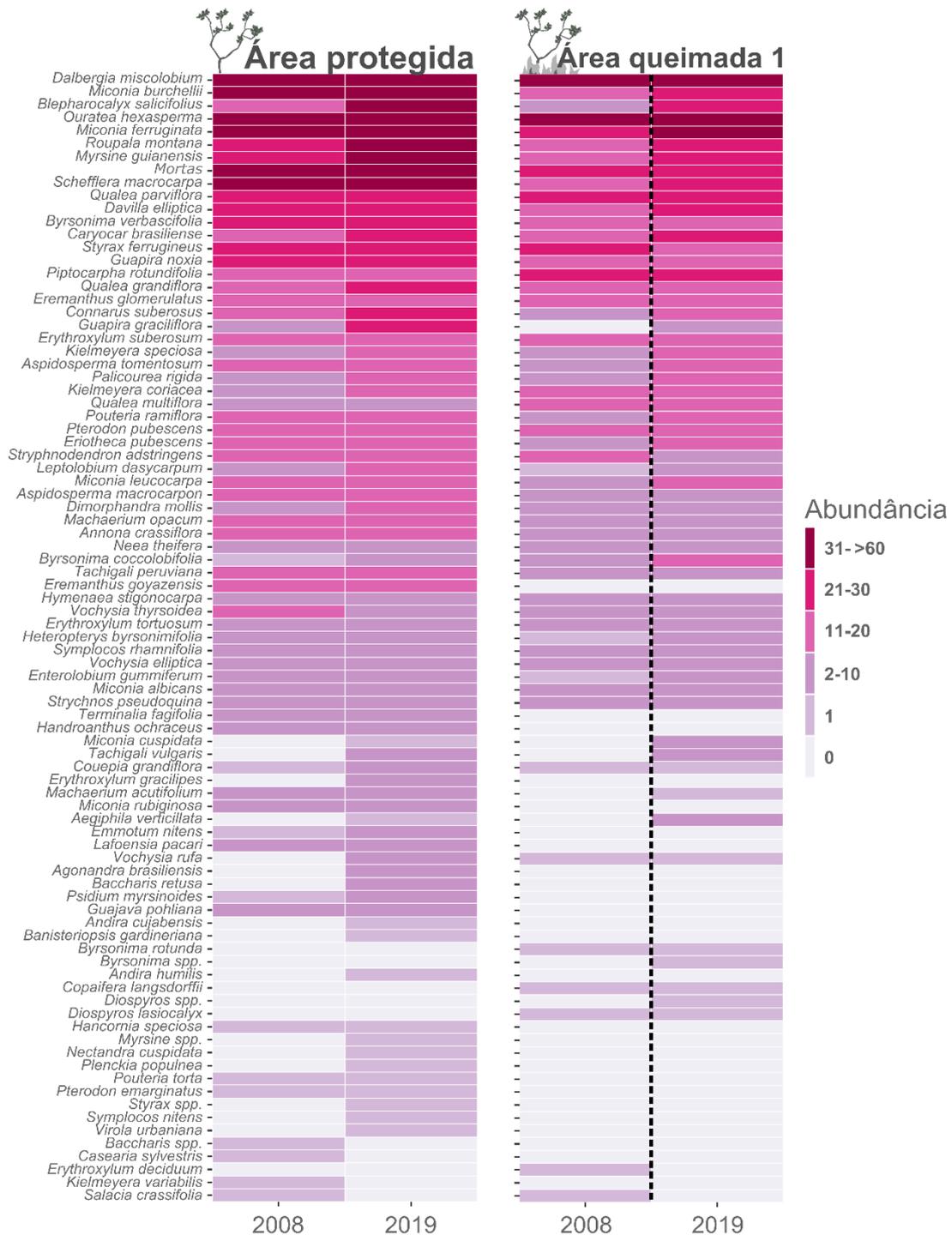
**Figura 4.** Densidade de lenhosas separadas por classes de diâmetros na a) área protegida e b) da área queimada 1. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

Não encontramos diferenças nos índices de dinâmica temporal entre a área protegida e a área queimada 1 (Fig. 5). Apesar do fogo de 2011, ambas áreas tiveram baixa mortalidade, alto recrutamento, perda e ganho de área basal similar e mudança líquida similar. Os valores de meia-vida, turnover e estabilidade são altos, enquanto os valores da taxa de duplicação e mudança líquida são baixos (Anexo II). Tais parâmetros mostram que apesar do fogo e do alto recrutamento de indivíduos, ambas áreas não sofreram mudanças abruptas no intervalo estudado.

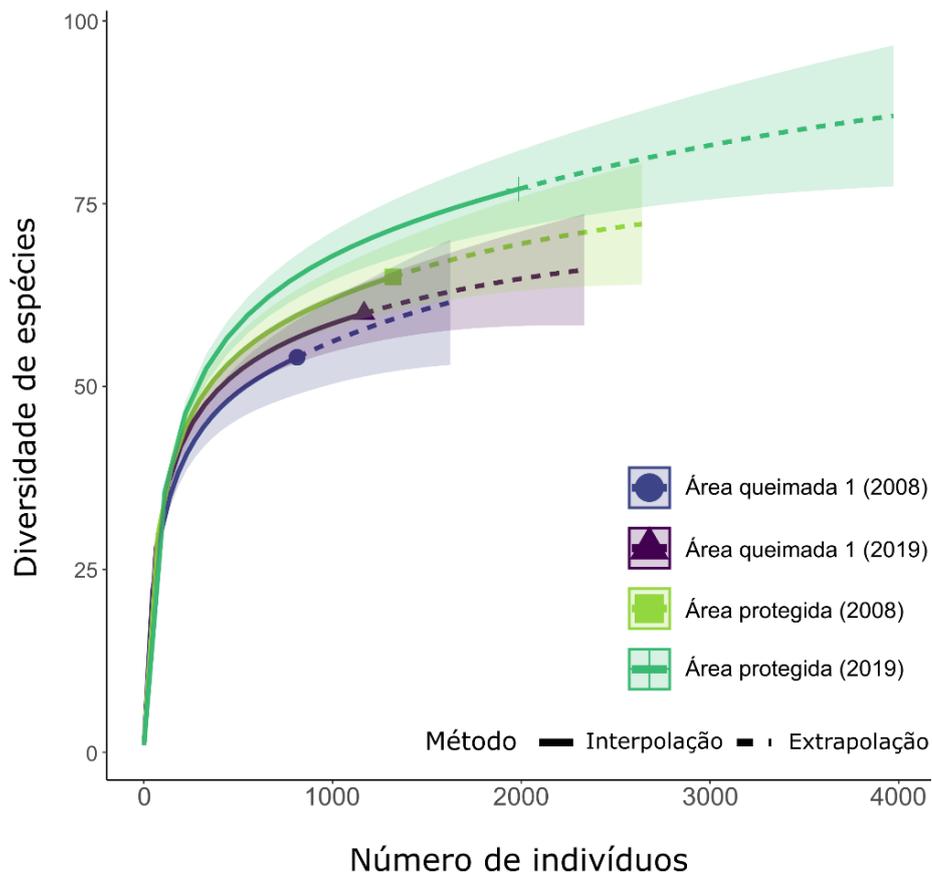


**Figure 5.** Índices da dinâmica temporal do Centro de Visitantes na área protegida (verde) e na área queimada 1 (roxo) gerado a partir de dados de densidade (acima) e área basal (abaixo). Não houve variação estatística entre os regimes de fogo.

No Centro de Visitantes, não foi observado nenhuma mudança a nível de gênero e família (Tabela 3). Fabaceae Lindl. (1836) (13 espécies) e Vochysiaceae A. St.-Hil. (1820) (6 espécies) são representados com os maiores números de espécies, enquanto as outras famílias possuem menos de cinco espécies. A nível de gênero, *Miconia* Ruiz & Pav. (1794) (5 espécies) e *Erythroxylum* P. Browne (1756) (4 espécies) são representadas pelo maior número de espécies. Registramos um incremento na abundância e riqueza na área protegida (Fig. 6). Observamos um aumento desproporcional na abundância da espécie *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg (1856) (Myrtaceae Juss.), que aumentou a densidade relativa de 2,05% a 11,28% em 11 anos, comparado com a área queimada 1 onde a dominância relativa aumentou de 0,25% a 3,08% ao longo do tempo. Em segunda e terceira posição estão *Miconia burchellii* Triana (1872) (Melastomataceae Juss.) que manteve altos valores de densidade relativa (11,36% a 11,08%) e *Roupala montana* Aubl. (1775) (Proteaceae Juss.) com aumento na densidade relativa de 3,41% a 5,29%. Observamos uma diminuição no número de indivíduos mortos e de *Styrax ferrugineus* Nees & Mart. (1823) (Styracaceae DC. & Spreng.). O aumento de indivíduos na área queimada 1 não foi tão expressivo quando comparado à área protegida (Fig. 6). A maior variação aconteceu em *B. salicifolius* com o aumento da densidade relativa (0,25% a 3,08%) e *Miconia ferruginata* DC. (1828) (Melastomataceae Juss.) que aumentou de 5,30% a 6,60%. A curva de rarefação confirma o aumento de riqueza ao longo do tempo, mas a sobreposição dos intervalos de confiança confirma a similaridade florística ao longo do tempo em ambas áreas (Fig. 7).



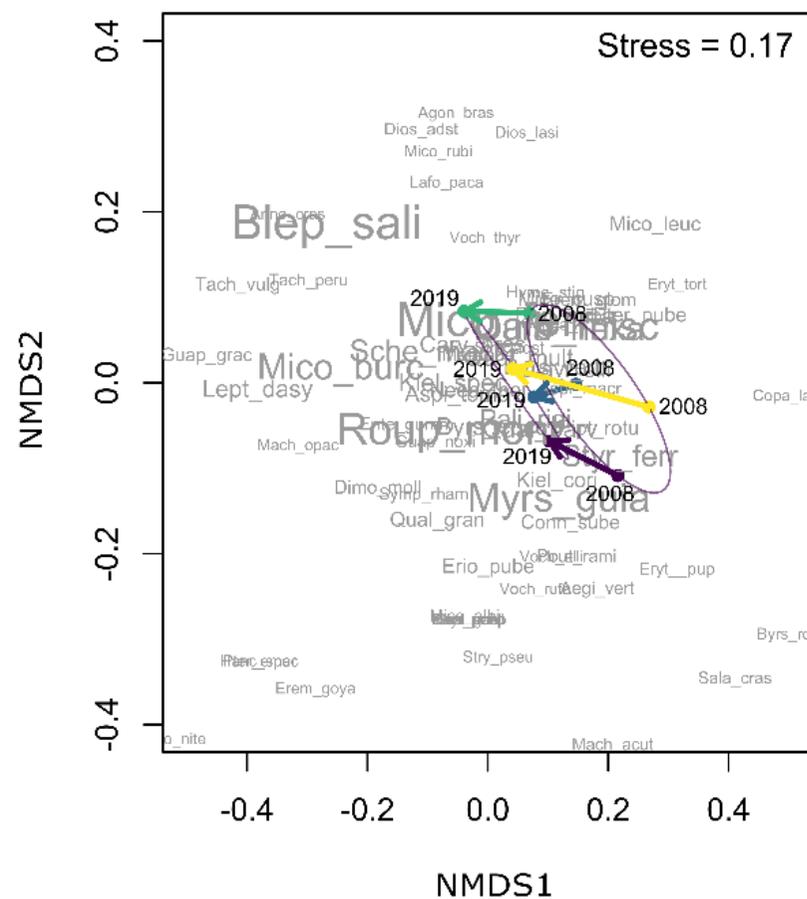
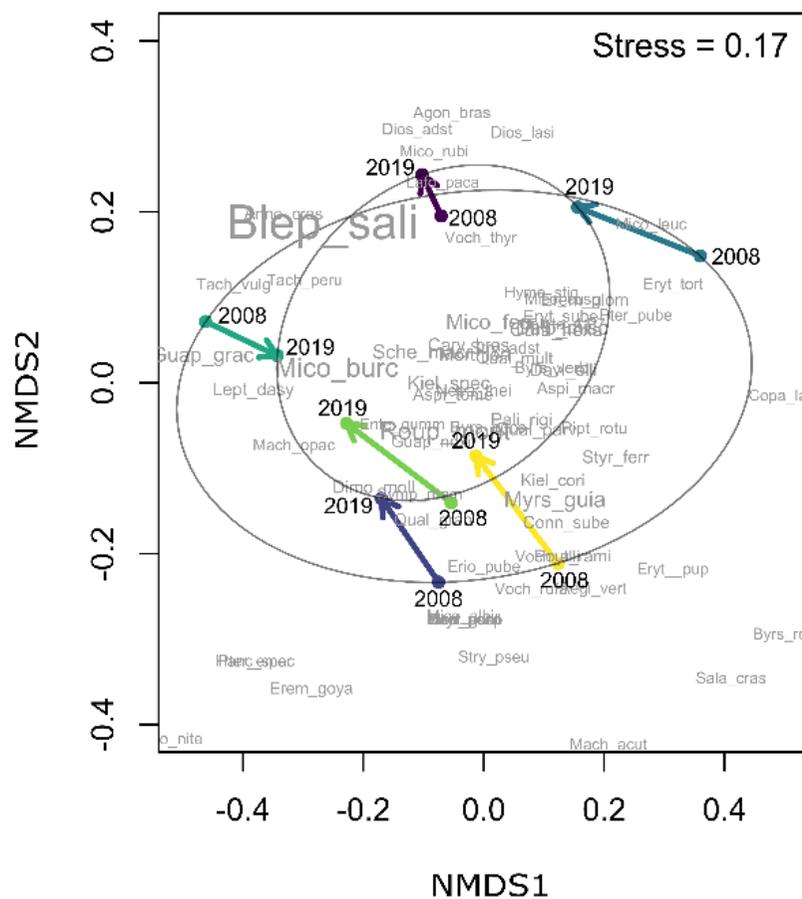
**Figura 6.** Mapa de calor (*heatmap*) da variação da abundância de cada espécie ao longo do tempo na área protegida (esquerda) e área queimada 1 (direita). A linha tracejada representa o evento de fogo de 2011.



**Figura 7:** Curvas de rarefação e intervalo de confiança (95%) utilizando os números de Hill da área protegida e da área queimada 1 ao longo do tempo.

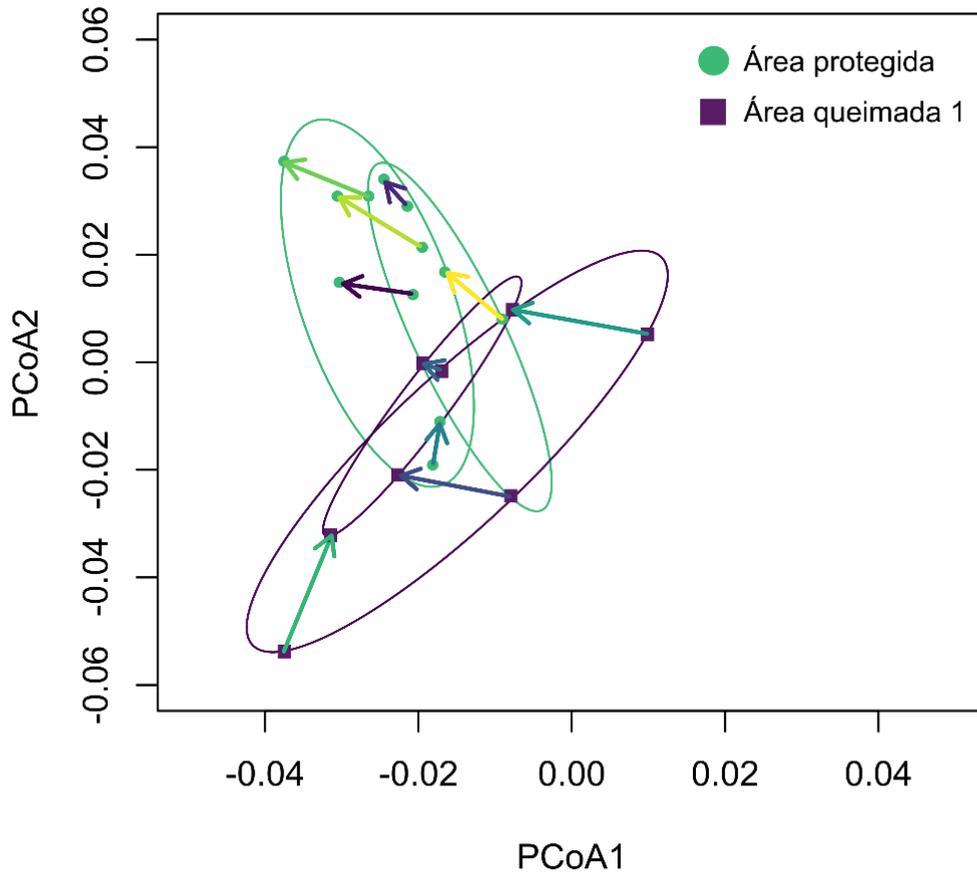
As análises de ordenação (NMDS) não mostraram mudanças na composição de espécies ao longo do tempo na área protegida e na área queimada 1, mesmo considerando o aumento na riqueza e abundância (PerMANOVA área protegida:  $F_{1,11} = 0,95$ ,  $p = 0,45$ ; área queimada 1:  $F_{1,7} = 0,74$ ,  $p = 0,74$ ) (Fig. 8). Apesar disso, o teste de Porcentagem de similaridade mostra variação significativa na abundância de algumas espécies. Na área protegida houve aumento significativo na abundância de *Blepharocalyx salicifolia*, *Kielmeyera speciosa* A.St.-Hil. (1827) (Calophyllaceae J. Agardh) e indivíduos mortos e o ingresso de espécies novas na área. Enquanto na área queimada 1 houve aumento significativo de *Guapira graciliflora* (Mart. ex J.A. Schmidt) Lundell. (1968) (Nyctaginaceae Juss.).



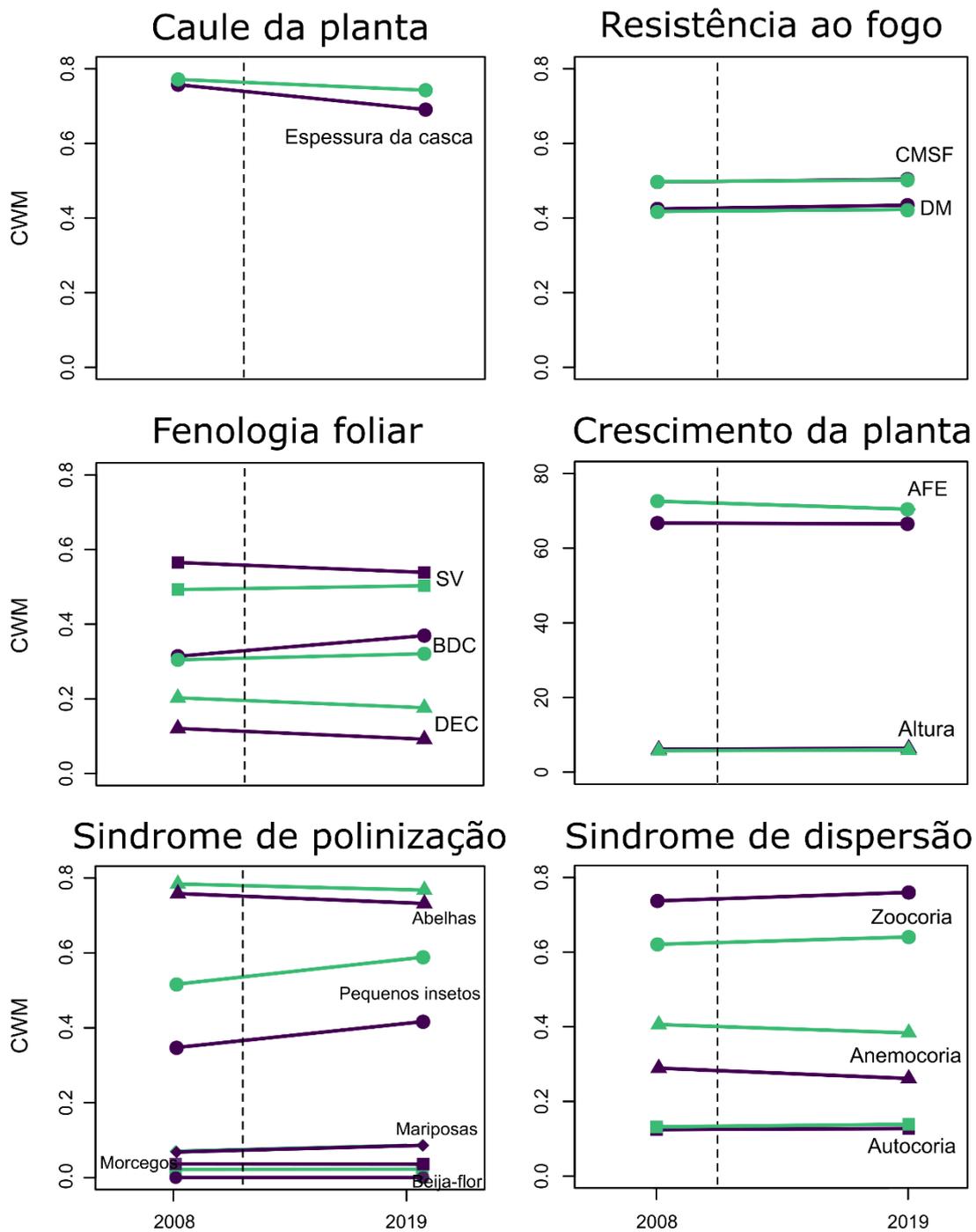


**Figura 8.** Análise de ordenação (NMDS) da composição de espécies ao longo dos inventários realizados na a) área protegida e na b) área queimada 1. Cada seta representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário. A intensidade de variação temporal da abundância das espécies é proporcional ao tamanho da fonte (Anexo I).

A composição funcional do Centro de Visitantes tende a convergir, mas não registra diferenças significativas em relação ao tempo (área protegida:  $F_{1,11} = 4,44$ , p-valor = 0,07; área queimada 1:  $F_{1,7} = 0,08$ , p-valor = 0,85) (Fig. 9). Ambas áreas mantiveram valores da média ponderada da comunidade (CWM) estatisticamente constantes quando observamos separadamente cada atributo funcional entre os anos, mostrando a estabilidade da composição funcional ao longo do tempo (Fig. 10).



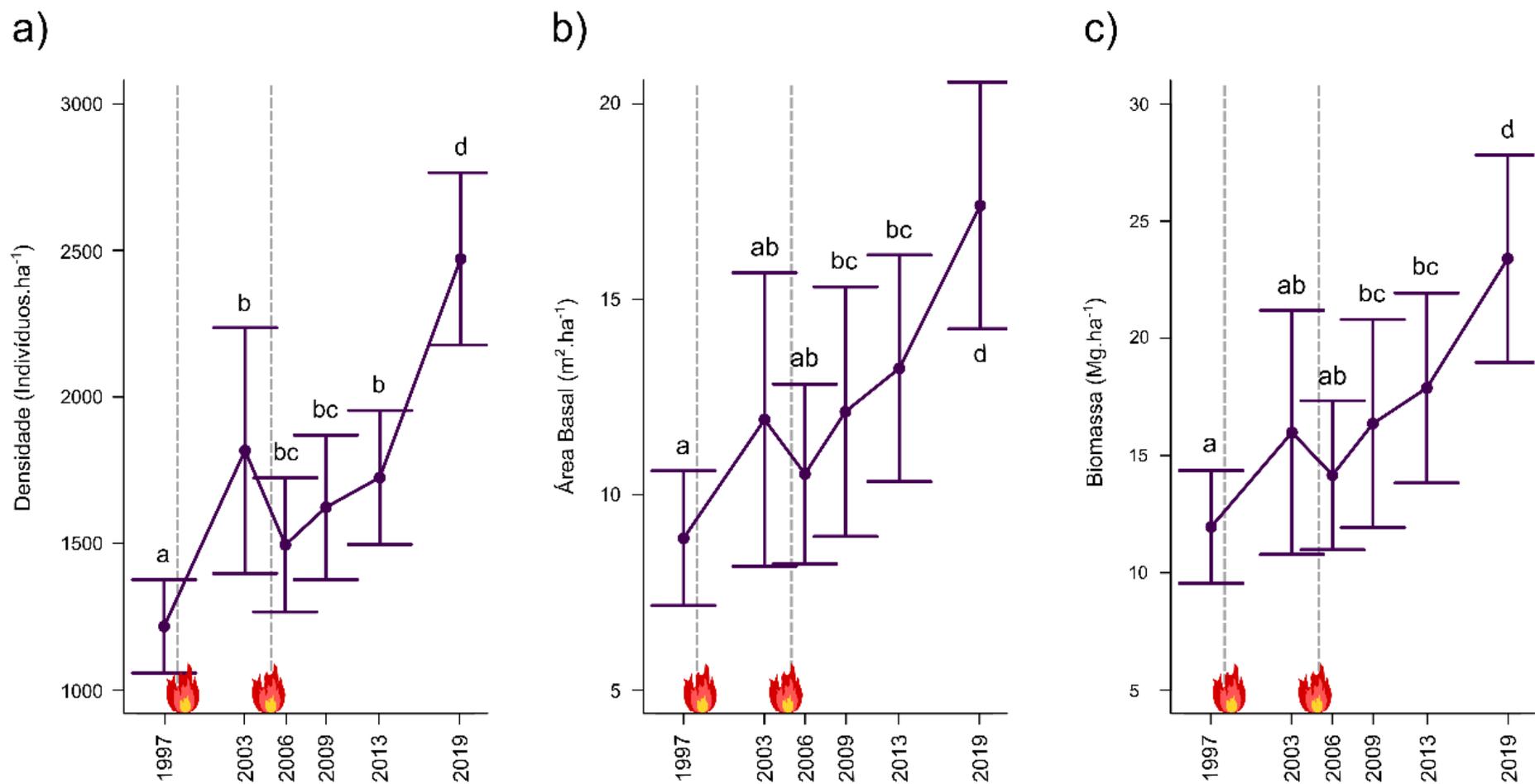
**Figura 9.** PCoA da composição de atributos funcional ao longo dos inventários realizados na área protegida e área queimada 1. Cada parcela representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário.



**Figura 10.** Variação temporal de CWMs por atributo funcional na área protegida e queimada 1. AFE = Área Foliar Específica; CMSF = Conteúdo de Massa Seca da Folha; DM = Densidade da Madeira; SV = Fenologia sempre-verde; BDC = Fenologia brevidecídua; DEC = Fenologia decídua. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

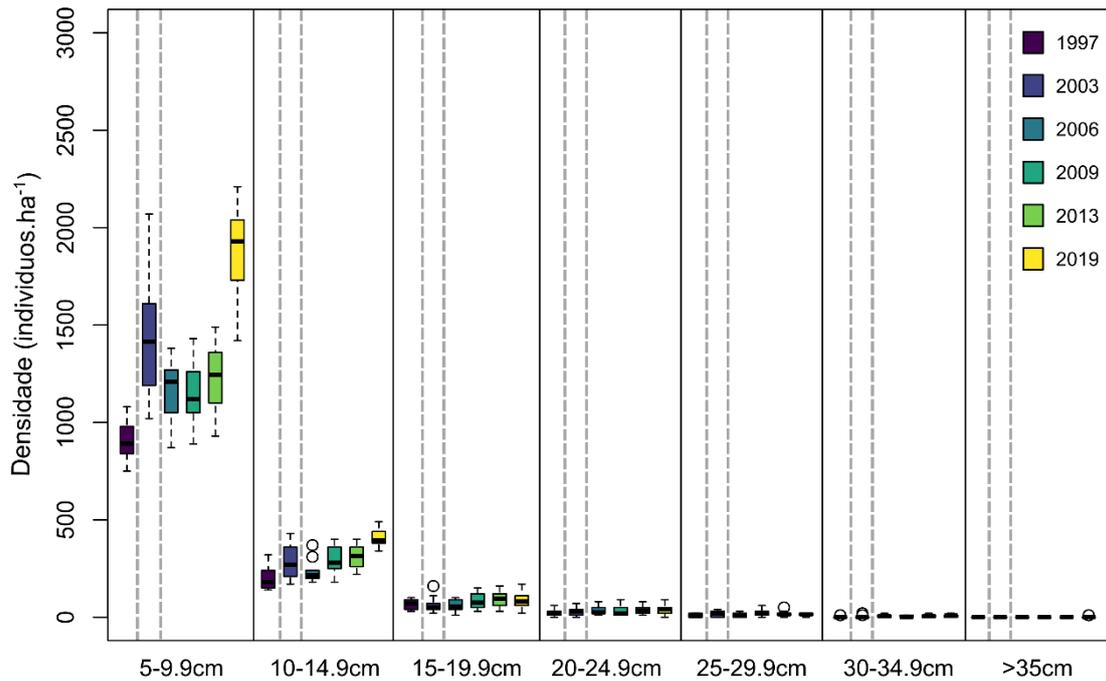
*Como dois fogos consecutivos com intervalo de sete anos afeta as espécies lenhosas de cerrado típico ao longo do tempo?*

Na área queimada 2, a intensidade de crescimento da estrutura da vegetação foi afetada pela ocorrência dos incêndios florestais (densidade:  $F_{5,45} = 68,94$ ; p-valor  $< 0,01$ , área basal:  $F_{5,45} = 56,37$ ; p-valor  $< 0,01$ , biomassa:  $F_{5,45} = 53,07$ ; p-valor  $< 0,01$ ) (Fig. 11). O fogo de 1998 causou aumento da densidade, área basal e biomassa comparado ao estado prévio ao fogo. Estes valores se mantiveram constantes por oito anos (até 2013) e aumentaram significativamente em 2019. Estes parâmetros não retornaram aos valores encontrados em 1997 mesmo com a ocorrência do fogo de 2005. O estoque de carbono acima do solo seguiu o mesmo padrão observado nos parâmetros estruturais, aumentando de  $5 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$  em 1997 a  $10 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$  em 2019 (2003 =  $7,13 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 2006 =  $6,27 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 2009 =  $7,25 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ , 2013 =  $7,97 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).



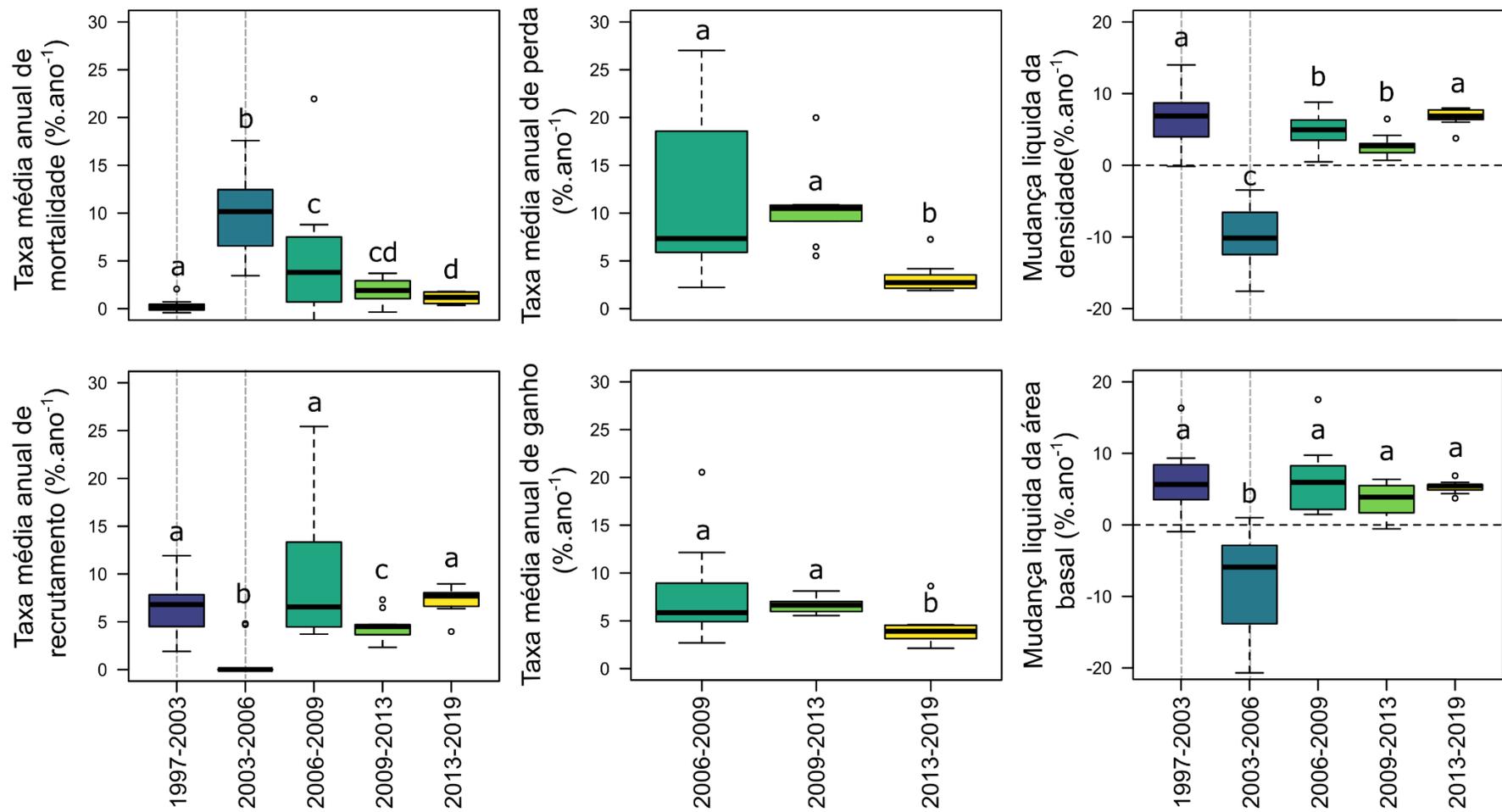
**Figura 11.** Variação temporal da a) densidade, b) área basal e c) biomassa acima do solo na área queimada 2. As letras representam as diferenças significativas entre os anos ( $p$ -valor < 0,05). As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

O padrão de aumento da densidade também é observado quando classificamos os indivíduos pelas classes de diâmetros (Fig. 12). Nas menores classes de diâmetro (5,0 – 14,9 cm) houve aumento da densidade após o fogo de 1998, diminuiu após o fogo de 2005 e permaneceu constante por oito anos. A densidade no último inventário de 2019 foi diferente a todos os inventários anteriores. Apesar disso, a distribuição j-invertido se manteve similar ao longo do tempo segundo o GLM.



**Figura 12.** Densidade de lenhosas separadas por classes de diâmetros na área queimada 2. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

A área queimada 2 foi mais dinâmica nos primeiros anos após as queimadas, mas os valores dos índices da comunidade dos últimos inventários (2013-2019) são estatisticamente similares aos valores encontrados nos primeiros inventários (1997-2003) (Fig. 13 e Anexo II). As maiores taxas de mortalidade, duplicação e *turnover* foram encontrados no intervalo de 2003-2006 e 2009-2013. A mudança líquida da comunidade mostra que o intervalo 2003-2006 foram os anos mais dinâmicos, intervalo na qual houve o segundo fogo de 2005. Após quase década e meia de supressão do fogo, a comunidade retorna a um estado similar ao inicial de 1997.



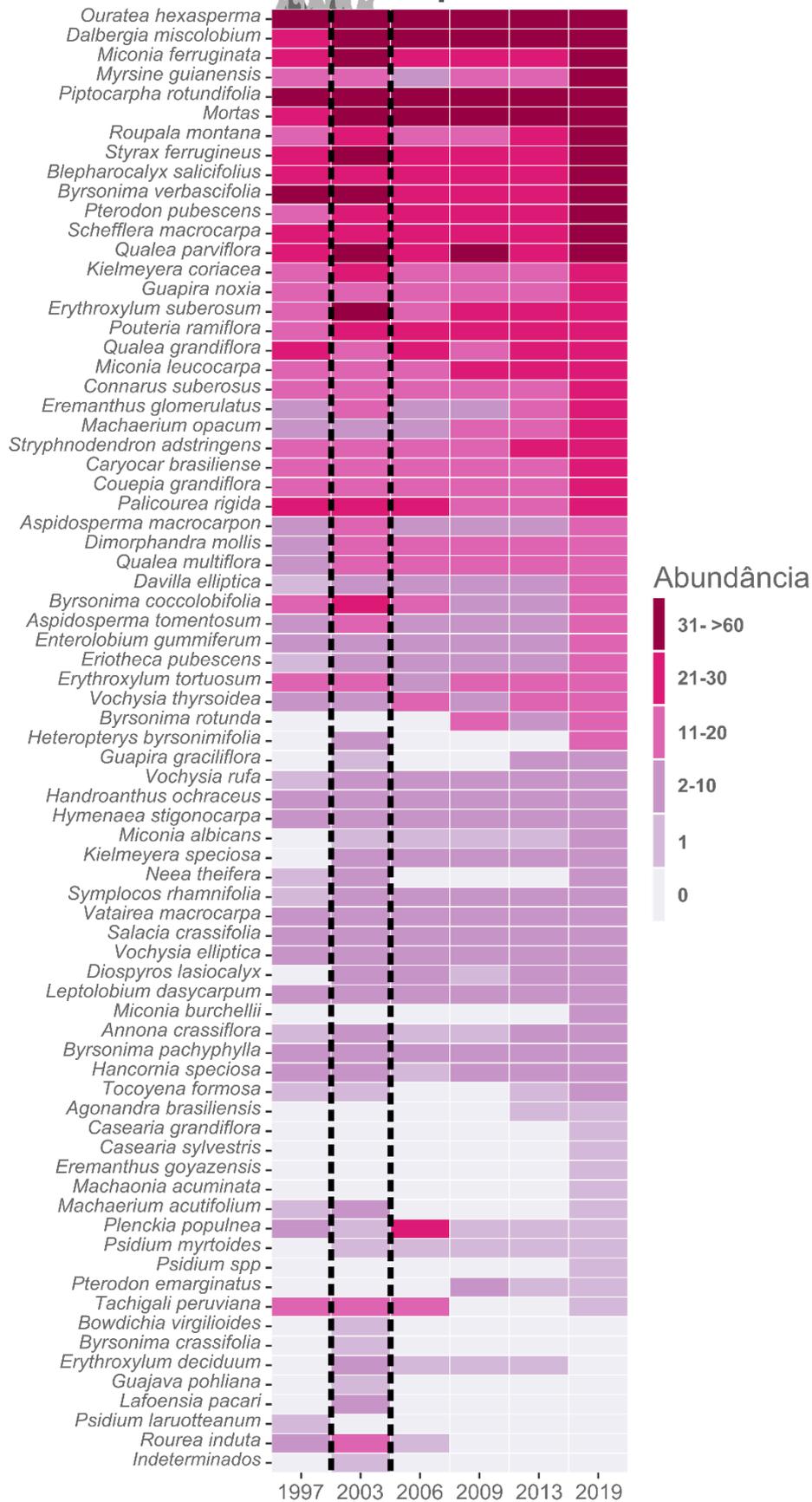
**Figure 13.** Índices da dinâmica temporal da área queimada 2 gerado a partir de dados de densidade (acima) e área basal (abaixo). As letras representam diferenças estatísticas entre os inventários (p-valor < 0.05). As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

Nós observamos o ingresso e egresso em níveis hierárquicos superiores na área queimada 2. A nível de família, Fabaceae possui maior representação na área (11 espécies), seguido por Vochysiaceae (6 espécies). A nível de gênero, *Byrsonima* Rich. Ex. Kunth (1822) (4 espécies) e *Miconia* (3) possuem maior número de espécies (Anexo III). Houve egresso da família Lythraceae J.St.-Hil. (1805) e Opiliaceae Valetton (1886) e de seis gêneros a partir do inventário de 2006. O ingresso de famílias e gêneros aconteceu somente no inventário de 2019 pela família Salicaceae Mirb. (1815) e seis gêneros diferentes daqueles que saíram em 2006. A nível de espécie, houve o ingresso de 16 espécies e egresso de nove espécies ao longo do tempo. As espécies que dominam em abundância são *Ouratea hexasperma* (A.St.-Hil.) Baill. (1873) (Ochnaceae DC.), *Dalbergia miscolobium* e *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze (1891) (Primulaceae Batsch ex Borkh). *Tachigali peruviana* (Dwyer) Zarucchi & Herend. (1993) (Fabaceae) teve a maior perda de abundância ao longo do tempo. O *heatmap* mostra que houve um aumento de riqueza e abundância ao longo do tempo, especialmente após 14 anos de supressão do fogo (Fig. 14). O inventário de 2003, após o fogo de 1998, também mostra um aumento de abundância e riqueza da comunidade. As curvas de rarefação mostram um aumento similar da riqueza ao longo do tempo, sendo maior nos anos de 2003 e 2019 (Fig. 15).

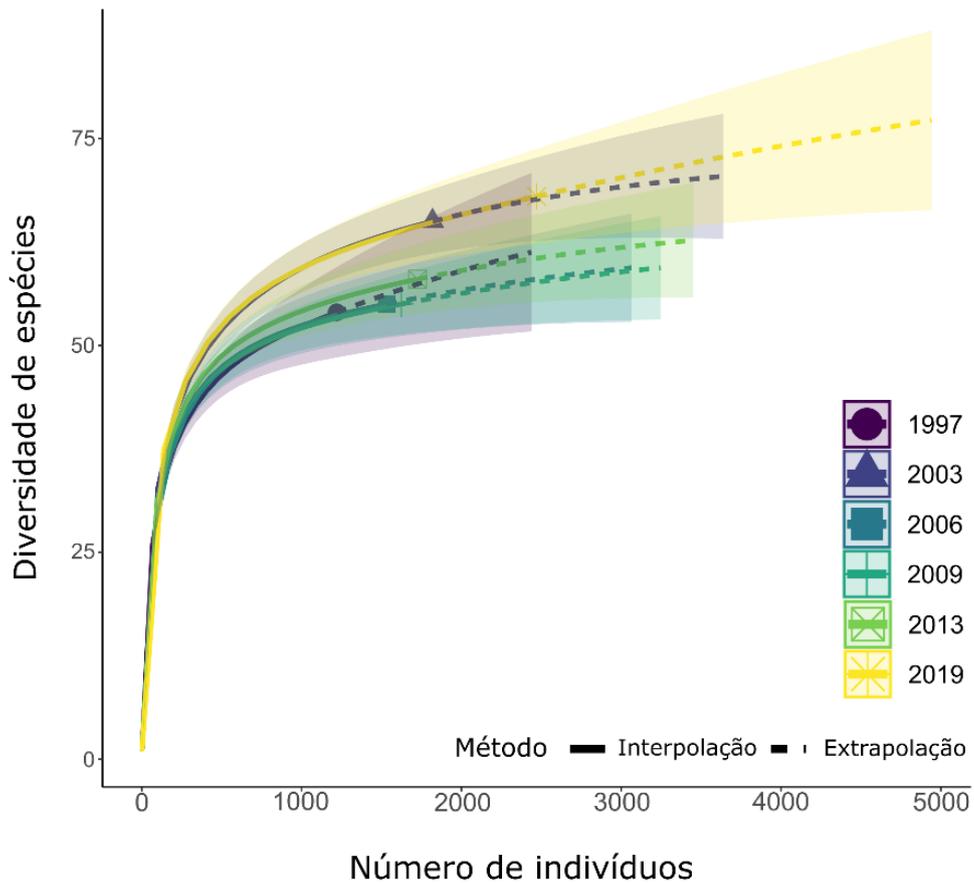




## Área queimada 2

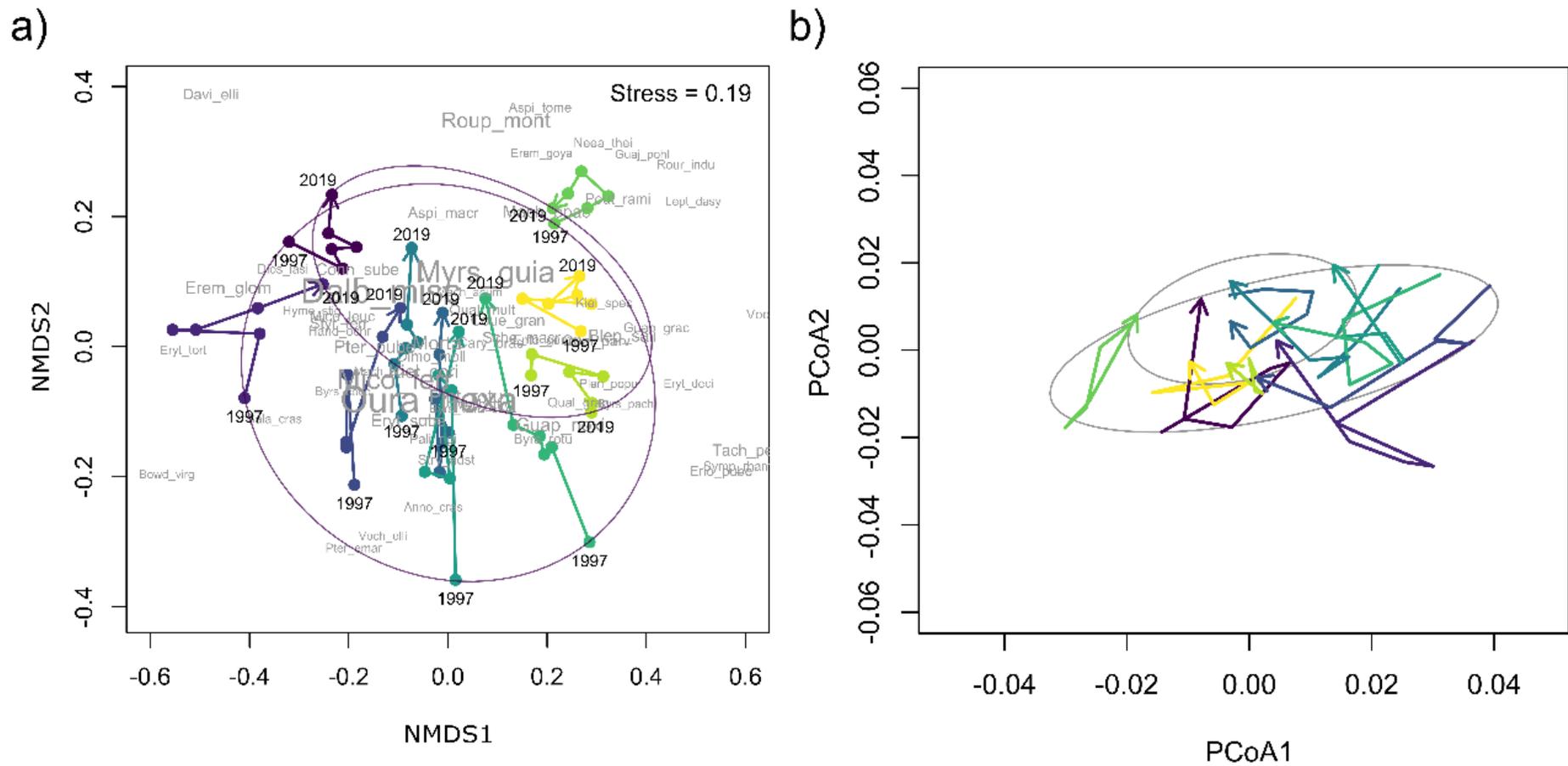


**Figura 14.** Mapa de calor (*heatmap*) da variação da abundância de cada espécie ao longo do tempo na área queimada 2. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.



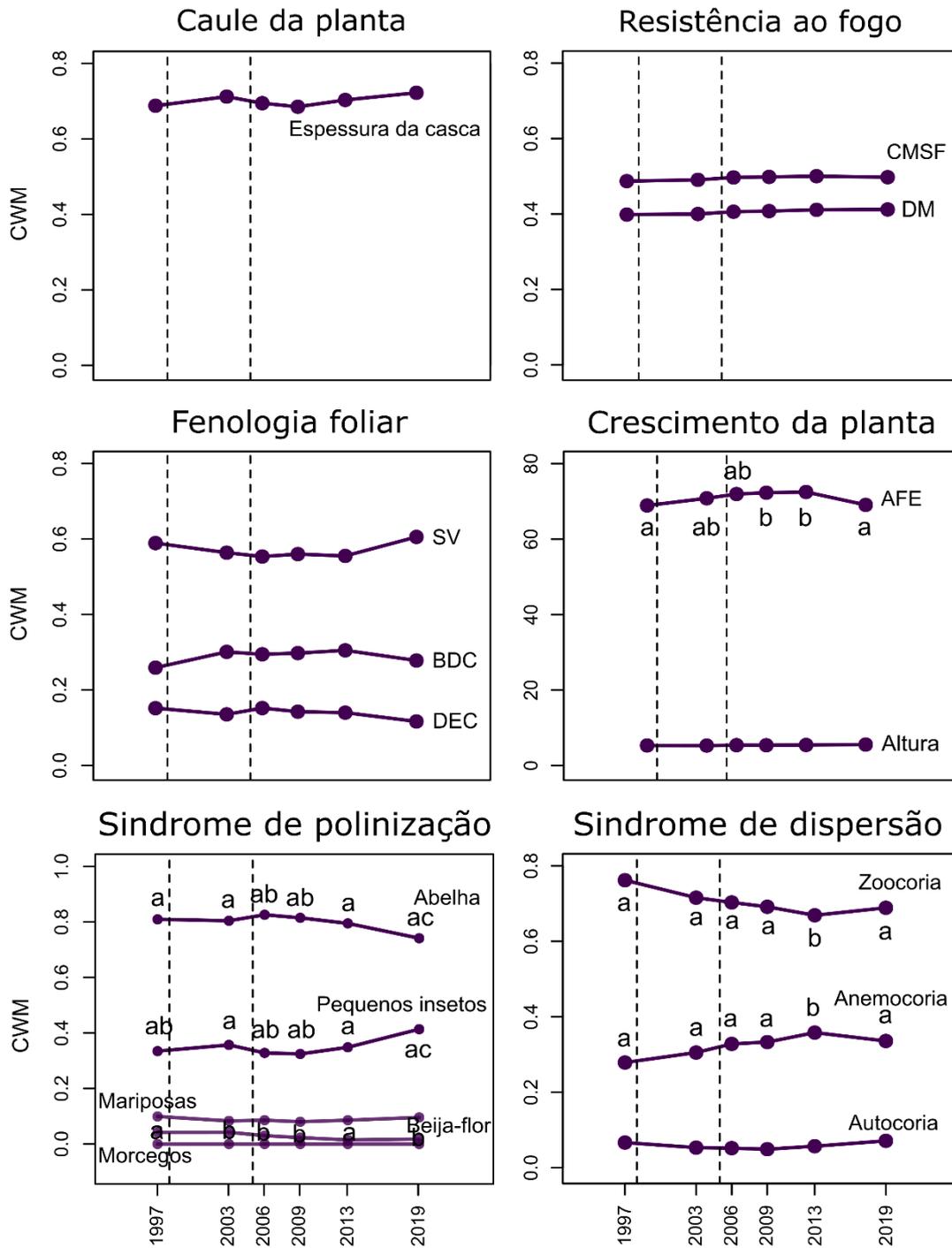
**Figura 15:** Curvas de rarefação e intervalo de confiança (95%) utilizando os números de Hill da área queimada 2 ao longo do tempo.

A composição florística da área queimada 2 mudou somente após os 14 anos sem fogo (PerMANOVA:  $F = 1,44$ ;  $p = 0,04$ ) (Fig. 16a). A importância das espécies na variação da composição florística foi confirmada para *Myrsine guianensis*, *Dimorphandra mollis* Benth. (1840) (Fabaceae), *Kielmeyera coriacea* Mart. & Zucc. (1825) (Calophyllaceae) e *Machaerium opacum* Vogel (1837) (Fabaceae) pelo seu aumento de abundância, para a diminuição de *Palicourea rigida* Kunth (1819) (Rubiaceae Juss.) e para o ingresso de nove espécies na área.



**Figura 16.** Análise de ordenação a) NMDS da composição de espécies e b) PCoA da composição funcional ao longo dos inventários realizados na área queimada 2. Cada seta representa uma parcela e as elipses representam o primeiro e último inventário. A intensidade de variação temporal da abundância das espécies é proporcional ao tamanho da fonte (Anexo I).

A composição funcional se manteve similar ao longo do tempo ( $F_{5,59} = 1,11$ , p-valor = 0,07), apesar da diminuição da ocupação do espaço funcional (Fig. 16b). No entanto, a dinâmica temporal das médias ponderadas da comunidade (CWM) na área queimada 2 foi mais evidente (Fig. 17). A polinização por abelhas apresentou queda em 2019, com pequenos aumentos nos anos anteriores ( $F_{5,59} = 3,36$ , p-valor = 0,01). A polinização por pequenos insetos apresentou uma tendência de queda entre os anos, mas retomou aos valores iniciais no último inventário ( $F_{5,59} = 2,66$ , p-valor = 0,03). A polinização por beija-flores diminuiu ao longo do tempo e não recuperou os valores encontrados anteriormente ( $F_{5,59} = 5,40$ , p-valor < 0,01). A anemocoria ( $F_{5,59} = 2,6$ , p-valor = 0,03) e a AFE ( $F_{5,59} = 4,25$ , p-valor < 0,01) aumentou até 2013 e no inventário de 2019 recuperou os valores encontrados em 1997. Os outros atributos mantiveram seus valores médios estatisticamente constantes ao longo do tempo.



**Figura 17.** Variação temporal de CWMs por atributo funcional na área queimada 2. AFE = Área Foliar Específica; CMSF = Conteúdo de Massa Seca da Folha; DM = Densidade da Madeira; SV = Fenologia sempre-verde; BDC = Fenologia brevidecídua; DEC = Fenologia decídua. As linhas tracejadas representam os eventos de fogo.

## Discussão

Nosso registro de 101 espécies lenhosas está de acordo com o levantamento florístico de Chacon e colaboradores (2014), que registraram um total de 634 espécies de angiospermas compostas por aproximadamente 27% (aproximadamente 171) de espécies lenhosas nos cerrados típicos da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. Este número mostra que nosso levantamento, em dois hectares, obteve uma amostragem satisfatória da comunidade. A comunidade do Centro de Visitantes, apesar de não estar dentro da EEJBB, encontra-se adjacente à mesma, esperando que compartilhe diversas espécies com a área da EEJBB.

### *O tempo importa – resposta da vegetação após um único evento de fogo*

A estrutura da vegetação na área protegida foi similar à estrutura da área queimada 1 no último inventário, indicando a recuperação da vegetação após fogo. Este resultado mostra que os efeitos do fogo não são detectados após um intervalo de oito anos. Um estudo similar mostrou que um intervalo de 4 anos após um único fogo não é suficiente para recuperar o estrato lenhoso de um cerrado rupestre (Gomes et al., 2014). É importante destacar que o estudo de Gomes e colaboradores (2014) incluiu os indivíduos lenhosos com diâmetros a partir de 3 cm, que são afetados com maior intensidade pelo fogo, diferentemente do presente estudo que incluiu indivíduos maiores (diâmetro  $\geq 5$  cm). Um evento único de fogo é capaz de causar a morte ou o *top kill* de indivíduos lenhosos com menores diâmetros ou rebrotas (Medeiros & Miranda, 2008). Estes indivíduos ainda não possuem espessura do súber suficiente para sua proteção (Lawes et al., 2011) e altura suficiente para proteger a copa e as gemas apicais da chama (aprox. 2m) (Miranda, 2010). A combinação do crescimento lento das plantas lenhosas do Cerrado e o efeito do fogo no estabelecimento das rebrotas pode diminuir a taxa de recuperação das espécies lenhosas (Franco, 2002; Hoffmann, 1996). Já os indivíduos maiores que possuem as características de proteção e resistência ao fogo, são afetados em menor intensidade e impede a variação na área basal. Quando o intervalo entre queimadas aumenta, como observado neste estudo, os arbustos e as árvores com menores diâmetros podem sobreviver até a maturidade reprodutiva, permitindo sua inclusão na comunidade.

Encontramos valores altos de densidade e área basal na área protegida e área queimada 1. A área basal no Centro de Visitantes é alta desde o início do inventário, pois em 2008 possuía  $15,62 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  passando a  $22,11 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . Nossos resultados destacam as características regionais destas savanas do Planalto Central, em que a falta de fogo permite o crescimento da comunidade.

A manutenção da distribuição de diâmetros ao longo do tempo nos dois regimes de fogo mostra a resiliência das espécies do Cerrado. A densidade de indivíduos nas classes de menores diâmetros aumentou independentemente do fogo quando há tempo suficiente entre eventos de fogo. A densidade de indivíduos maiores é constante, demonstrando que o regime de queima não afeta a estrutura demográfica ao longo do tempo, pois apenas os indivíduos pequenos são afetados pelo distúrbio (Almeida et al., 2014; Higgins et al., 2007). A alta capacidade de rebrota permite que as espécies estejam constantemente recrutando, porém a sobrevivência dos recrutas até idades reprodutivas depende do tempo decorrido depois da queima, a severidade do fogo e da taxa de crescimento da planta (Hoffmann et al., 2020). A falta de fogo por intervalos superiores a quatro anos aumenta a probabilidade de que os indivíduos com diâmetros pequenos sobrevivam à armadilha do fogo (*Fire trap*) e se tornem adultos (Hoffmann et al., 2012).

Apesar de que a supressão de fogo pode resultar no incremento do estoque de carbono e na perda de espécies (Abreu et al. 2017), nossos resultados mostraram que a exclusão do fogo por 30 anos não gerou perda de espécies lenhosas. Além disso, a riqueza das espécies na área protegida foi alta (77 espécies), considerando o tamanho reduzido da área amostrada (0,6 ha). Outros estudos realizados em áreas maiores (1 ha) registraram uma riqueza similar, variando de 79 a 96 espécies em áreas queimadas (Gomes et al. 2016; Ribeiro et al. 2012). Apesar desse aumento na riqueza de lenhosas, a manutenção da composição florística mostra a estabilidade destas savanas mesmo acontecendo certo grau de adensamento. Isto indica a capacidade da comunidade em abrigar diversas espécies. Assim, a proteção das espécies lenhosas em conjunto à proteção do estoque de carbono pode ser almejada nas estratégias de conservação (Morandi et al. 2020).

O fogo afetou diferentemente a dinâmica da riqueza e da abundância na área protegida e queimada 1. Na área protegida, 16 espécies e 666 indivíduos ingressaram ao longo do tempo, o que corresponde a um incremento de aproximadamente 50%. Nesta área se destaca a dominância de *Blepharocalyx salicifolius* e podemos considerá-la como espécie indicadora de áreas com supressão de fogo. Por ser uma espécie com investimento em reprodução sexuada, com germinação rápida e baixa capacidade de reprodução clonal, *B. salicifolius* pode ser mais sensível ao fogo (Matos, 1994, Rego et al., 2009). Na área queimada 1 entraram sete espécies e 355 indivíduos novos (incremento de 44% de densidade) ao longo do tempo, das quais as espécies comuns aumentaram em abundância de maneira similar. Os intervalos sem fogo permitiram a entrada de novas espécies nas áreas e o crescimento populacional, como observado nas áreas de supressão de fogo de Roitman e colaboradores (2008). Houve ganho de espécies sensíveis ao fogo na área protegida, como *Miconia cuspidata* Mart. ex Naudin (1850). Estas espécies sensíveis ao fogo e tolerantes à sombra foram favorecidas pela falta de fogo (e.g. *M. cuspidata*). Por outro lado, algumas espécies sensíveis ao fogo como *Copaifera langsdorffii* Desf. (1821) (Fabaceae) (Felfili, 1997) colonizou a área queimada 1 durante o intervalo prévio ao fogo de 2011 ( $\approx 26$  anos). Esta colonização pode ser explicada pela proximidade das parcelas em relação ao cerrado na área do Centro de Visitantes. O evento de fogo em 2011 afetou a ocorrência de novas espécies nesta área, mas intervalos longos sem fogo permitiu o aumento da riqueza e da abundância das espécies (Libano & Felfili, 2006; Roitman et al., 2008). Mesmo com as diferenças observadas entre a área protegida e a área queimada 1, a composição florística se manteve similar entre os regimes de fogo e entre os anos. Estudos apontam a estabilidade da composição florística frente a distúrbios conferidos pela resiliência do Cerrado (Almeida et al., 2014; das Chagas & Pelicice, 2018; Durigan et al., 2020). Nós também corroboramos o estudo que registra que a falta de distúrbios por longos períodos (5 a 261 anos) não muda a biodiversidade de áreas remanescentes nos trópicos (Vellend et al., 2013).

Os atributos funcionais avaliados mostram que os regimes de fogo e o tempo não geram mudanças funcionais no Centro de Visitantes. Nós registramos baixa variação nas médias ponderadas da comunidade (CWM), indicando assim a recuperação da área. Na



área protegida a espessura da casca tende a diminuir, enquanto a ocorrência da fenologia brevidecídua tende a aumentar ao longo do tempo, influenciada pelo aumento na abundância de *Blepharocalyx salicifolius*. Esta espécie possui uma espessura da casca média de  $2,2 \pm 1$  mm no JBB, um valor inferior ao limiar de resistência ao fogo de baixa intensidade (5,9 mm) (Hoffmann et al., 2012). *B. salicifolius* possui altos valores de AFE, que indica baixo custo de produção da folha (Franco et al., 2005), alta taxa de crescimento (Kanieski et al., 2013) e evita a zona de chamusca investindo em altura (De-Carvalho, 2020). A dominância desta espécie poderá tornar a comunidade mais sensível ao fogo, causando assim diminuição da densidade de lenhas e seu estoque de carbono de maneira mais severa após eventos de fogo (Trugman et al., 2018).

#### *Dois eventos de fogo – Quanto tempo precisamos esperar?*

O padrão de crescimento temporal da densidade, área basal, biomassa acima do solo e estoque de carbono acima do solo na área queimada 2 foi influenciado pelos eventos de fogo. Observamos que o crescimento destes parâmetros não foi linear por causa do fogo de 2005. O fogo de 1998 gerou aumento em todos os parâmetros estruturais, como pode ser observado no inventário de 2003. Um intervalo de cinco anos após o fogo de 1998 permitiu o crescimento da vegetação, ao comparar os valores da densidade, área basal e biomassa de 2003 (cinco anos de recuperação) e 2013 (oito anos de recuperação). A similaridade destes valores sugere que a taxa de recuperação não diminuiu, pois se manteve constante. Esta comparação nos intervalos mostra que áreas com intervalos sem fogo menores a cinco anos ainda não estão completamente recuperadas já que o crescimento da comunidade foi interrompido. Além disso, o crescimento do estoque de carbono no intervalo de sete anos foi alto. Já é conhecido que o aumento na frequência de fogo pode gerar diminuição na biomassa e densidade de indivíduos (Ribeiro et al., 2012; Sato et al., 2010), mas nós mostramos que longos intervalos entre fogos podem frear esses efeitos.

Os valores de área basal na área queimada 2 foram altos no final dos inventários, mas este parâmetro não atingiu os valores encontrados na área protegida e área queimada 1 ( $22 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Esta falta do crescimento estrutural pode ser explicada pela ocorrência dos fogos e pelas diferenças nas características edáficas. A menor disponibilidade hídrica consequente da relativa inclinação topográfica e menor

profundidade do lençol freático afeta a composição e estrutura da vegetação desta área (Fonseca & Silva-Júnior, 2004). Além disso, a área possui um histórico de uso para a produção de mudas e experimentos florestais previamente à implantação do Jardim Botânico de Brasília, fator que pode ter afetado o crescimento destas comunidades (Saracura & Giustina, 2010). Apesar de considerar tais fatores, a área basal e densidade na área queimada 2 são expressivos, mostrando novamente as características regionais destas savanas do Planalto Central.

Registramos mudanças da composição de espécies no último inventário na área queimada 2. Observamos que a composição florística se manteve similar até atingir mais de oito anos após fogo e se diferencia quando atinge os 14 anos após fogo. Estes resultados não corroboram outros estudos de longa duração que registram uma estabilidade da composição florística a longo prazo com diferentes regimes de fogo (Almeida et al., 2014; Aquino et al., 2007; Libano & Felfili, 2006). Esta mudança na composição florística pode ser devido à entrada de espécies novas na área. Apesar de que a entrada de espécies na área foi menor comparada com o Centro de Visitantes, tal variação pode ser explicada também pelo aumento de abundância das espécies comuns, já que diversas espécies variaram em abundância ao longo do tempo aumentando a equitabilidade da comunidade. A alta densidade de *Ouratea hexasperma* já era esperada nesta área por ser frequente desde o início do inventário (Fonseca & Silva-Júnior, 2004), porém, o aumento significativo de *Myrsine guianensis* se destaca. *M. guianensis* é uma planta dioica com alta capacidade de reprodução clonal (Lenza & Oliveira, 2005), baixa capacidade de reprodução sexuada e pelo rápido crescimento diamétrico após fogo, permitindo que as rebrotas atinjam o limiar de altura de proteção ao fogo em pouco tempo (Hoffmann, 1998; 2002). Estas características permitem o sucesso desta espécie nas áreas que foram perturbadas pelo fogo, assim podemos considerá-la como uma indicadora de maior frequência de fogo.

A composição funcional não variou na área queimada 2 ao longo do tempo. Mesmo com a variação na abundância das espécies comuns, a composição funcional da comunidade parece responder a filtros ambientais, como características edáficas, ao invés do fogo. Resultados similares foram encontrados em baixas frequências de fogo, na qual as condições edáficas e a disponibilidade de recursos são fatores que

determinam a composição funcional (Dantas et al., 2015). Nestes casos, a competição por recursos pode ser o fator determinante (Silva et al., 2013).

Apesar da manutenção da composição funcional ao longo do tempo, houve variação de alguns atributos funcionais nesta área: diminuição da polinização por abelhas, beija-flores e zoocoria e o aumento da polinização por pequenos insetos e anemocoria. A variação destes atributos sugere uma diminuição temporária das interações bióticas, que pode estar relacionadas à diminuição da abundância da espécie *Palicourea rígida*, polinizada por beija-flores e zoocórica. Mesmo possuindo uma casca espessa, sua abundância tem diminuído desde o fogo de 2005. Por outro lado, a abundância das espécies polinizadas por pequenos insetos como *Miconia ferruginata* e *Myrsine guianensis* duplicou em 2019. Isto pode ter aumentado a importância deste atributo na área afetando a proporção de indivíduos polinizados por abelhas. A diminuição das interações bióticas também pode estar relacionada aos impactos do fogo na reprodução sexuada das plantas do Cerrado, na qual diminuí a produção de flores, sementes e frutos (Hoffmann, 1998), mas nós não quantificamos este aspecto. Outro atributo que mudou foi a área foliar específica, mas tal mudança pode estar relacionada com variações nas características edáficas da área ao longo do tempo (Scalon et al., 2017). Porém, as médias ponderadas da comunidade (CWM) finais de 2019 se assemelham estatisticamente aos iniciais, mostrando a recuperação funcional destas comunidades.

#### *Implicações ecológicas e recomendações*

Nosso estudo registra que o efeito do fogo nas plantas lenhosa do cerrado *sensu stricto* do JBB depende da frequência e do intervalo entre fogos. Já é registrado que intervalos longos entre fogos podem beneficiar a manutenção e crescimento da comunidade no cerrado típico (Almeida et al., 2014; Felfili et al., 2000; Fiedler et al., 2004; Ribeiro et al., 2012; Roitman et al., 2008). Mas, nos ressaltamos que a recuperação e o incremento na diversidade dependem de regimes com intervalos adequados para as plantas lenhosas. O estudo dos intervalos de fogo se destaca considerando a atual diminuição dos intervalos entre fogos a escala global, junto com o aumento de temperatura e da seca que podem causar o declínio das comunidades vegetais (Enright et al., 2015; Henzler et al., 2018). Nossos resultados também ressaltam os impactos

ecológicos dos diferentes regimes de queima na vegetação de cerrado *sensu stricto*. Nós sugerimos que o intervalo de pelo menos oito anos entre eventos de fogo seja incluído nos planos de manejo para garantir a aplicação da frase “pyrodiversity begets diversity” (“A pirodiversidade gera diversidade”) a no Cerrado do Planalto Central. O intervalo que propomos deve beneficiar os objetivos de conservação e equaliza o *trade-off* entre a recuperação da biodiversidade e o combate a incêndios florestais. Também sugerimos que outros parâmetros da vegetação que não foram avaliados neste estudo sejam incluídos, como ser o impacto do fogo na floração e frutificação das espécies.

No Brasil, as políticas de manejo de fogo precisam constantemente de novas evidências que considerem os impactos em longo prazo, a particularidade de cada ecossistema e os objetivos de manejo (e.g., conservação da biodiversidade, mitigação dos gases de efeito estufa, prevenção de grandes incêndios florestais). A relevância do intervalo entre fogos na recuperação da vegetação ainda precisa ser incorporada nas políticas ambientais. Nós recomendamos que intervalos maiores que oito anos sem fogo sejam incluídos nos protocolos de manejo para a conservação do estrato lenhoso de cerrado *sensu stricto*, que são impactadas por fogos frequentes diferentemente das áreas de campos e cerrado ralo. O estrato herbáceo no Cerrado tem alta resiliência e recupera rapidamente após fogo (Loiola et al., 2010). Em apenas oito meses após fogo, Pilon e colaboradores (2020) registraram que a diversidade e a cobertura vegetal do estrato herbáceo-subarbustivo recuperaram em 86%, assemelhando-se ao estado prévio ao fogo. A alta heterogeneidade da vegetação do Cerrado com diferentes formas de vida nas proximidades geram um desafio para o manejo em larga escala espacial. As diferentes respostas ao fogo do estrato herbáceo e lenhoso devem ser a pauta central para os projetos de manejo que visam a conservação da biodiversidade.

## Conclusão

Nesta dissertação avaliamos a dinâmica temporal de uma área de cerrado típico sob diferentes regimes de queima no Jardim Botânico de Brasília. Mostramos que após um único evento de fogo a estrutura, a composição florística e funcional da vegetação recupera em um intervalo de oito anos. Quando acontece um segundo evento de fogo, as taxas de recuperação dos parâmetros estruturais e de composição florística se

mantem constantes em intervalos de oito anos. Estes resultados ressaltam a importância de entender os efeitos dos regimes de fogo na dinâmica da estrutura e composição do Cerrado para gerar conhecimento aplicável na conservação da biodiversidade e nos planos de manejo em ecossistemas pirofíticos.

## Referências Bibliográficas

- Abatzoglou, J.T., Williams, A.P., Barbero, R., 2019. Global Emergence of Anthropogenic Climate Change in Fire Weather Indices. *Geophys. Res. Lett.* 46, 326–336. <https://doi.org/10.1029/2018GL080959>
- Abreu, R. C. R, Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., Durigan, G., 2017. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Sci. Adv.*, 3, 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Alam, M.A., Wyse, S.V., Buckley, H.L., Perry, G.L.W., Sullivan, J.J., Mason, N.W.H., Buxton, R., Richardson, S.J., Curran, T.J., 2020. Shoot flammability is decoupled from leaf flammability, but controlled by leaf functional traits. *J Ecol* 108, 641–653. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13289>
- Almeida, R.F., Fagg, C.W., Oliveira, M.C. de, Munhoz, C.B.R., Lima, A.S. de, Oliveira, L.S.B. de, 2014. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia* 65, 01–19. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602014000100001>
- Aquino, F. de G., Walter, B.M.T., Ribeiro, J.F., 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Rev. bras. Bot.* 30, 113–121. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100011>
- Balch, J., Schoennagel, T., Williams, A., Abatzoglou, J., Cattau, M., Mietkiewicz, N., St. Denis, L., 2018. Switching on the Big Burn of 2017. *Fire* 1, 17. <https://doi.org/10.3390/fire1010017>
- Barbosa, A.A.A. 1983. Aspectos da ecologia reprodutiva de três espécies de *Qualea* (Vochysiaceae) num Cerrado de Brasília – DF. Thesis, Universidade de Brasília, Brazil
- Barbosa, A.A.A. 1997. Biologia reprodutiva de uma comunidade de campo sujo, Uberlândia/MG. Thesis, Universidade Estadual de Campinas, Brazil.
- Batalha, M.A., Aragaki, S., Mantovani, W. 1997. Variações fenológicas das espécies do cerrado em Emas-Pirassununga, SP. *Acta Bot. Bras.*, 11(1), 61-78.
- Batalha, M.A., Mantovani, W., 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a

- comparison between the herbaceous and woody floras. *Rev. Bras. Biol.*, 60, 129–145.  
<https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000100016>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Beckage, B., Ellingwood, C., 2008. Fire Feedbacks with Vegetation and Alternative Stable States. *ComplexSystems* 18, 159–173. <https://doi.org/10.25088/ComplexSystems.18.1.159>
- Beckage, B., Ellingwood, C., University of Vermont, 2009. Fire Feedbacks with Vegetation and Alternative Stable States. *ComplexSystems* 18, 159–173. <https://doi.org/10.25088/ComplexSystems.18.1.159>
- Beerling, D.J., Osborne, C.P., 2006. The origin of the savanna biome. *Global Change Biology* 12, 2023–2031. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x>
- Bougeard, S., Dray, S., 2018. Supervised Multiblock Analysis in R with the ade4 Package. *J. Stat. Softw.*, 86(1), 1–17. <https://doi.org/10.18637/jss.v086.i01>
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., D’Antonio, C.M., DeFries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Marston, J.B., Moritz, M.A., Prentice, I.C., Roos, C. I., Scott, A.C., Swetnam, T.W., van der Werf, G.R., Pyne, S.J., 2009. Fire in the Earth System. *Science*, 324, 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Cochrane, M.A., D’antonio, C.M., DeFries, R.S., Fay H. Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Mack, M., Moritz, M.A., Pyne, S., Roos, C.I., Scott, A.C., Sodhi, N.S., Swetnam, T.W. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *J. Biogeogr.*, 38(12), 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Bowman, D.M.J.S., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., van der Werf, G.R., Flannigan, M., 2020. Vegetation fires in the Anthropocene. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 1, 500–515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F. E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Glob. Change Biol.*, 18, 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>
- Campanharo, W., Lopes, A., Anderson, L., da Silva, T., Aragão, L., 2019. Translating Fire Impacts in Southwestern Amazonia into Economic Costs. *Remote Sensing* 11, 764. <https://doi.org/10.3390/rs11070764>
- Chacon, R.G., Oliveira, M. de S., de, V.F., Hermeto, T.V.G., Silva, M.C., 2014. FLORA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO JARDIM BOTÂNICO DE BRASÍLIA, DISTRITO FEDERAL. 72.

- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chessel, D., Dufour, A., Thioulouse, J., 2004. The ade4 Package – I: One-Table Methods. *R News*, 4(1), 5–10. <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.
- Chuvieco, E., González, I., Verdú, F., Aguado, I., & Yebra, M. 2009. Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a Mediterranean ecosystem. *Int. J. Wildland Fire*, 18, 430–441. <https://doi.org/10.1071/WF08020>
- Chuvieco, E., Lizundia-Loiola, J., Pettinari, M.L., Ramo, R., Padilla, M., Tansey, K., Mouillot, F., Laurent, P., Storm, T., Heil, A., Plummer, S., 2018. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies. *Earth Syst. Sci. Data* 10, 2015–2031. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2015-2018>
- Clarke, K., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92, 205–219. <https://doi.org/10.3354/meps092205>
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., Heijden, M.G.A. van der, Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335–380. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Corrêa, S.C., 2007. A influência dos sistemas climáticos sobre os incêndios florestais – Estudo de caso: Evento de incêndio ocorrido em setembro de 2005 no Jardim Botânico de Brasília. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasil.
- Coutinho, L.M. 1977. Ecological aspects of fire in the Cerrado. II – Fire and seed dispersion in some anemochoric species of the herbaceous layer. *Bol. Bot. Univ. São Paulo*, 57-63.
- Coutinho, L.M. 1990. O cerrado e a ecologia do fogo. *Ciência hoje*, 12(68), 22-30.
- Coutinho, L.M. 2002. O bioma do cerrado. In Eugen Warming e o Cerrado brasileiro: um século depois. A.L. Klein, ed. Editora da Unesp, São Paulo, Brazil, pp.77-91.
- da Silva, S.S., Fearnside, P.M., de Alencastro Graça, P.M.L., Brown, I.F., Alencar, A., de Melo, A.W.F. 2018. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. *For. Ecol. Manag.*, 424, 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.041>
- Dalagnol, R., Christo, A. G., Higuchi, P., Rodrigues, A. V. 2019. Função para cálculo dos descritores fitossociológicos e similaridade entre sítios. Disponível em: <https://github.com/ricds/fitoR>.

- Dantas, V. de L., Batalha, M.A., França, H., Pausas, J.G., 2015. Resource availability shapes fire-filtered savannas. *J Veg Sci* 26, 395–403. <https://doi.org/10.1111/jvs.12247>
- das Chagas, D.B., Pelicice, F.M., 2018. Response of vegetation to fire disturbance: short-term dynamics in two savanna physiognomies. *Community Ecology* 19, 211–222. <https://doi.org/10.1556/168.2018.19.3.2>
- de Cássia-Silva, C., Cianciaruso, M.V., Maracahipes, L., Collevatti, R.G., 2017. When the same is not the same: phenotypic variation reveals different plant ecological strategies within species occurring in distinct Neotropical savanna habitats. *Plant Ecol* 218, 1221–1231. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0765-3>
- De-Carvalho, P.S., 2020. Caracterização de diferentes estruturas populacionais de *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg (Myrtaceae) submetidas a diferentes cenários de perturbação 24.
- Dray, S., Dufour, A., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *J. Stat. Softw.*, 22(4), 1–20. <https://EconPapers.repec.org/RePEc:jss:jstsof:v:022:i04>.
- Dray, S., Dufour, A., Chessel, D., 2007. The ade4 Package – II: Two-Table and K-Table Methods. *R News*, 7(2), 47–52. <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.
- Durigan, G., Pilon, N.A.L., Abreu, R.C.R., Hoffmann, W.A., Martins, M., Fiorillo, B.F., Antunes, A.Z., Carmignotto, A.P., Maravalhas, J.B., Vieira, J., Vasconcelos, H.L., 2020. No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. *Front. For. Glob. Change* 3, 13. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00013>
- Durigan, G., Ratter, J.A., 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *J Appl Ecol* 53, 11–15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.*, 38(2), 201-341. <https://www.jstor.org/stable/4353829>
- Eloy, L., Hecht, S., Steward, A., Mistry, J., 2019. Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. *Geogr J* 185, 2–9. <https://doi.org/10.1111/geoj.12293>
- Enright, N.J., Fontaine, J.B., Bowman, D.M., Bradstock, R.A., Williams, R.J., 2015. Interval squeeze: altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, 265–272. <https://doi.org/10.1890/140231>
- Escobar, D.F.E., Silveira, F.A.O., Morellato, L.P.C., 2018. Timing of seed dispersal and seed dormancy in Brazilian savanna: two solutions to face seasonality. *Ann. Bot.*, 121, 1197–1209. <https://doi.org/10.1093/aob/mcy006>



- Felfili, J.M. 1997. Diameter and height distribution in gallery forest tree community and its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Rev. Bras. Bot.* 20(2): 155-162.
- Felfili, J.M., Carvalho, F.A., Haidar, R.F., 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A., Meira Neto, J.A.A. 2011. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, 1, 556.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva-Júnior, M.C. da, Silva, M.A., 2000. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *J. Trop. Ecol.* 16, 579–590. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001589>
- Ferrenberg, S., Mitton, J.B., 2014. Smooth bark surfaces can defend trees against insect attack: resurrecting a ‘slippery’ hypothesis. *Funct Ecol* 28, 837–845. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12228>
- Fidelis, A., Alvarado, S., Barradas, A., Pivello, V., 2018. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* 1, 49. <https://doi.org/10.3390/fire1030049>
- Fidelis, A., Pivello, V.R., 2011. Deve-se Usar o Fogo como Instrumento de Manejo no Cerrado e Campos Sulinos? 14.
- Fiedler, N.C., Azevedo, I.N.C. de, Rezende, A.V., Medeiros, M.B. de, Venturoili, F., 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Rev. Árvore* 28, 129–138. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000100017>
- Fonseca, M.S. da, Silva-Júnior, M.C. da, 2004. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. *Acta Bot. Bras.* 18, 19–29. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000100003>
- Franco, A. C., 2002. Ecophysiology of woody plants, in: Marquis, R. J., Oliveira, P. S., *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*, Columbia University Press., New York, pp. 178-197.
- Franco, A.C., Bustamante, M., Caldas, L.S., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Kozovits, A.R., Rundel, P., Coradin, V.T.R., 2005. Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees* 19, 326–335. <https://doi.org/10.1007/s00468-004-0394-z>
- Frost, P. H. G., Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas, in: *Determinants of Tropical Savannas*, Walker, B. H., IRL Press on behalf of the ICSU Press for the International Union of Biological Sciences, pp. 93–141.

- Furley, P. A. 1996. The influence of slope on the nature and distribution of soils and plant communities in the central Brazilian cerrado.
- Furley, P.A., Ratter, J.A., 1988. Soil Resources and Plant Communities of the Central Brazilian Cerrado and Their Development. *Journal of Biogeography* 15, 97. <https://doi.org/10.2307/2845050>
- Garnier, E., Shipley, B., Roumet, C., Laurent, G., 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content: Protocol for the determination of leaf traits. *Functional Ecology* 15, 688–695. <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00563.x>
- Gomes, L., Maracahipes, L., Marimon, B.S., Reis, S.M., Elias, F., Maracahipes-Santos, L., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., 2014. Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 209, 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.02.006>
- Gomes, L., Maracahipes, L., Reis, S. M., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Lenza, E. 2016. Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado sensu stricto located on different substrates. *Rodriguésia*, 67(4), 859-870. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667401>
- Gomes, L., Miranda, H.S., Bustamante, M.M. da C., 2018. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *Forest Ecology and Management* 417, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>
- Gomes, L., Miranda, H.S., Soares-Filho, B., Rodrigues, L., Oliveira, U., Bustamante, M.M.C., 2020. Responses of Plant Biomass in the Brazilian Savanna to Frequent Fires. *Front. For. Glob. Change* 3, 507710. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.507710>
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J Ecology* 86, 902–910. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
- Guimarães, J. C. C., Berg, E. V. D., Castro, G. C., Machado, E. L. M., Oliveira-Filho, A. T., 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev. bras. Bot.*, 31, 621-632. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000400008>
- Hanes, C.C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.-A., Little, J.M., Flannigan, M.D., 2019. Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Can. J. For. Res.* 49, 256–269. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0293>
- Haridasan, M., 2000. NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS NATIVAS DO CERRADO 11.
- He, T., Lamont, B.B., Pausas, J.G., 2019. Fire as a key driver of Earth’s biodiversity. *Biol Rev* 94, 1983–2010. <https://doi.org/10.1111/brv.12544>

- Henzler, J., Weise, H., Enright, N.J., Zander, S., Tietjen, B., 2018. A squeeze in the suitable fire interval: Simulating the persistence of fire-killed plants in a Mediterranean-type ecosystem under drier conditions. *Ecological Modelling* 389, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.10.010>
- Higgins, S.I., Bond, W.J., February, E.C., Bronn, A., Euston-Brown, D.I.W., Enslin, B., Govender, N., Rademan, L., O'Regan, S., Potgieter, A.L.F., Scheiter, S., Sowry, R., Trollope, L., Trollope, W.S.W., 2007. Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecology* 88, 1119–1125. <https://doi.org/10.1890/06-1664>
- Higgins, S.I., Bond, W.J., Trollope, W.S.W., 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *J Ecology* 88, 213–229. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x>
- Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *J. Ecol.*, 84, 383-393. <https://www.jstor.org/stable/2261200>
- Hoffmann, W.A., 1998. Post - burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* 35, 422–433. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00321.x>
- Hoffmann, W.A., 2002. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. *J. Trop. Ecol.*, 18, 137–142. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002080>
- Hoffmann, W.A., Geiger, E.L., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Lau, O.L., Haridasan, M., Franco, A.C., 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15, 759–768. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- Hoffmann, W.A., Orthen, B., Nascimento, P.K.V. do, 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees: Fire traits of savanna and forest trees. *Functional Ecology* 17, 720–726. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2003.00796.x>
- Hoffmann, W.A., Sanders, R.W., Just, M.G., Wall, W.A., Hohmann, M.G., 2020. Better lucky than good: How savanna trees escape the fire trap in a variable world. *Ecology* 101. <https://doi.org/10.1002/ecy.2895>
- Hoffmann, W.A., Solbrig, O.T., 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management* 180, 273–286. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00566-2)

- Honda, E.A., Durigan, G., 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371, 20150313. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A., 2020. iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. R package version 2.0.20, in [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/)
- Ishara, K.L., Maimoni-Rodella, R.D.C.S., 2011. Pollination and dispersal systems in a Cerrado remnant (Brazilian Savanna) in Southeastern Brazil. *Brazilian archives of biology and technology*, 54(3), 629-642.
- Kanieski, M.R.R., Longhi-Santos, T., Milani, J.E. de F.M., Palka, B., Galvão, F., Botosso, P.C., Roderjan, C.V., 2013. CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE *Blepharocalyx salicifolius* EM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALUVIAL, PR. *Floram* 20, 197–206. <https://doi.org/10.4322/floram.2013.007>
- Kassambara, A., 2020. Rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 3.3.0, in <https://rpkgs.datanovia.com/rstatix/>
- Kelly, L.T., Brotons, L., 2017. Using fire to promote biodiversity. *Science*, 355, 1264–1265. <https://doi.org/10.1126/science.aam7672>
- Kelly, L.T., Giljohann, K.M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E., Bennett, A.F., Buckland, S.T., Canelles, Q., Clarke, M.F., Fortin, M.-J., Hermoso, V., Herrando, S., Keane, R.E., Lake, F.K., McCarthy, M.A., Morán-Ordóñez, A., Parr, C.L., Pausas, J.G., Penman, T.D., Regos, A., Rumpff, L., Santos, J.L., Smith, A.L., Syphard, A.D., Tingley, M.W., Brotons, L., 2020. Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science* 370, eabb0355. <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>
- Kembel, S., Cowan, P., Helmus, M., Cornwell, W., Morlon, H., Ackerly, D., Blomberg, S., Webb, C., 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26, 1463–1464. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq166>
- Koltz, A.M., Burkle, L.A., Pressler, Y., Dell, J.E., Vidal, M.C., Richards, L.A., Murphy, S.M. 2018. Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects. *Curr. Opin. Insect. Sci.*, 29, 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.07.015>
- Korning, J., Balslev, H., 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *J. Veg. Sci.*, 5, 77–86. <https://doi.org/10.2307/3235641>
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91:299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

- Lawes, M.J., Adie, H., Russell-Smith, J., Murphy, B., Midgley, J.J., 2011. How do small savanna trees avoid stem mortality by fire? The roles of stem diameter, height and bark thickness. *Ecosphere* 2, art42. <https://doi.org/10.1890/ES10-00204.1>
- Le Stradic, S., Hernandez, P., Fernandes, G.W., Buisson, E., 2018. Regeneration after fire in campo rupestre: Short- and long-term vegetation dynamics. *Flora*, 238, 191–200. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.12.001>
- Lehmann, C.E.R., Archibald, S.A., Hoffmann, W.A., Bond, W.J., 2011. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist* 191, 197–209. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03689.x>
- Lenza, E., Klink, C.A., 2006. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. *Rev. bras. Bot.* 29, 627–638. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400013>
- Lenza, E., Oliveira, P.E., 2005. Biologia reprodutiva de *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae), uma espécie dióica em mata de galeria do Triângulo Mineiro, Brasil. *Braz J Botany*, 28(1), 179-190.
- Li, X., Song, K., Liu, G., 2020. Wetland Fire Scar Monitoring and Its Response to Changes of the Pantanal Wetland. *Sensors* 20, 4268. <https://doi.org/10.3390/s20154268>
- Libano, A.M., Felfili, J.M., 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Bot. Bras.* 20, 927–936. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400016>
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G. S., 1985. Mortality Patterns and Stand Turnover Rates in a Wet Tropical Forest in Costa Rica. *J. Ecol.*, 73, 915–924. <https://doi.org/10.2307/2260157>
- Loiola, P. de P., Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas 8.
- Maillard, O., Vides-Almonacid, R., Flores-Valencia, M., Coronado, R., Vogt, P., Vicente-Serrano, S.M., Azurduy, H., Anívarro, R., Cuellar, R.L., 2020. Relationship of Forest Cover Fragmentation and Drought with the Occurrence of Forest Fires in the Department of Santa Cruz, Bolivia. *Forests* 11, 910. <https://doi.org/10.3390/f11090910>
- Maracahipes-Santos, L., Santos, J.O. dos, Reis, S.M., Lenza, E., 2018. Temporal changes in species composition, diversity, and woody vegetation structure of savannas in the Cerrado-Amazon transition zone. *Acta Bot. Bras.* 32, 254–263. <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0316>
- Martins, F.Q., Batalha, M.A., 2006. Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the Upper Taquari region (Central Brazil). *Braz J Biol*, 66(2A), 543-552.

- Martin, R.E., Sapsis, D.B. 1992. Fires as agents of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity. Proceedings of the conference on biodiversity of northwest California ecosystems, Cooperative Extension, University of California, Berkeley. Pp. 150-157.
- Martinez Arbizu, P., 2020. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.4
- Matos, M.R.B., 1994. Efeito do fogo sobre regenerantes de *Blepharocalyx salicifolius* (HBK) Berg.(Myrtaceae) em cerrado aberto. Universidade de Brasília.
- Medeiros, M.B. de, Miranda, H.S., 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. Acta Bot. Bras. 19, 493–500. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>
- Medeiros, M.B., Miranda, H.S., 2008. POST-FIRE RESPROUTING AND MORTALITY IN CERRADO WOODY PLANT SPECIES OVER A THREE-YEAR PERIOD. Edinburgh Journal of Botany 65, 53–68. <https://doi.org/10.1017/S0960428608004708>
- Miranda, H.S. (Ed.), 2010. Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo. Ibama MMA, Brasília.
- Miranda, S., Silva-Júnior, M.C. da, De-Carvalho, P.S., 2013. O efeito da proteção do fogo na estrutura da vegetação lenhosa de uma área de Cerrado sentido restrito no Brasil Central. Heringeriana 7, 61–72.
- Morandi P.S., Marimon B.S., Marimon-Junior B.H., Ratter, J.A., Feldpausch, T.R., Colli, G.R., Munhoz, C. B. R., Silva-Júnior, M.C. da., Lima, E.S., Haidar, R.F., Arroyo, L., Murakami, A.A., Aquino, F.G., Walter, B.M.T., Ribeiro, J.F., Françaoso, R., Elias, F., Oliveira, E.A., Reis, S.M., Oliveira, B., Neves, E.C., Nogueira, D.S., Lima, H.S., Carvalho, T.P., Rodrigues, S.A., Villarroel, D., Felfili, J.M., Phillips, O. L., 2020. Tree diversity and above-ground biomass in the South America Cerrado biome and their conservation implications. Biodivers. Conserv., 29, 1519–1536. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1589-8>
- Nardoto, G.B., da Cunha Bustamante, M.M., Pinto, A.S., Klink, C.A., 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. J. Trop. Ecol. 22, 191–201. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O’hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., 2013. Package ‘vegan’. Community ecology package, version, 2(9), 1-295.
- Oliveira, E.L.D. 2005. Fenologia, demografia foliar e características foliares de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito no Distrito Federal e suas relações com as condições climáticas. Thesis, Universidade de Brasília, Brazil.

- Oliveira, P.E., Gibbs, P.E., 2000. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora*, 195, 311–329. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30990-8](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30990-8)
- Oliveira, P.E., Moreira, A. G. 1992. Anemocoria em espécies de cerrado e mata de galeria de Brasília, DF. *Ver. Bras. Bot.*, 15(2), 163-174.
- Paine, C.E.T., Stahl, C., Courtois, E.A., Patiño, S., Sarmiento, C., Baraloto, C., 2010. Functional explanations for variation in bark thickness in tropical rain forest trees: Bark thickness in tropical trees. *Functional Ecology* 24, 1202–1210. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01736.x>
- Parente, J., Pereira, M.G., Amraoui, M., Tedim, F., 2018. Negligent and intentional fires in Portugal: Spatial distribution characterization. *Science of The Total Environment* 624, 424–437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.013>
- Pausas, J.G., 2015. Bark thickness and fire regime. *Funct Ecol* 29, 315–327. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* 59, 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pausas, J.G., Ribeiro, E., 2017. Fire and plant diversity at the global scale. *Global Ecol Biogeogr* 26, 889–897. <https://doi.org/10.1111/geb.12596>
- Pausas, J.G., Verdú, M. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology*, 89(8), 2181-2186.
- Pavoine, S., Ricotta, C., 2019. A simple translation from indices of species diversity to indices of phylogenetic diversity. *Ecological Indicators* 101, 552–561. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.052>
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S., Daniel, H., 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118, 391–402. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x>
- Pereira, A., França, H., dos Santos, J. E. 2006 The Cerrado vegetation fire susceptibility according to the distance from roads and previous fires. INPE ePrint: [sid.inpe.br/ePrint@80/2006/04.17.21.07](http://sid.inpe.br/ePrint@80/2006/04.17.21.07), v1. (accessed December 2020).
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurvich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C., 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 61, 167. <https://doi.org/10.1071/BT12225>

- Pickrell, J., 2019. Australian blazes will ‘reframe our understanding of bushfire.’ *Science* 366, 937–937. <https://doi.org/10.1126/science.366.6468.937>
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A., Durigan, G., 2020. The diversity of post - fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *J Ecol* 1365-2745.13456. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13456>
- Pilon, N. A. L., Udulutsch, R.G., Durigan, G., 2015. Padrões fenológicos de 111 espécies de Cerrado em condições de cultivo. *Hoehnea*, 42, 425–443. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-07/2015>
- Pirani, F. R., Sanchez, M., Pedroni, F., 2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, 23, 1096–1110. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400019>
- Pivello, V.R., 2011. The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. *fire ecol* 7, 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- Pohlert, T., 2014. The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). *R package*, 27(2020), 10.
- Prichard, S.J., Stevens-Rumann, C.S., Hessburg, P.F., 2017. Tamm Review: Shifting global fire regimes: Lessons from reburns and research needs. *Forest Ecology and Management* 396, 217–233. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.035>
- Proença, C. E. B., Gibbs, P. E., 1994. Reproductive biology of eight sympatric Myrtaceae from Central Brazil. *New Phytol.*, 126, 343–354. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb03954.x>
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramos-Neto, M.B., Pivello, V.R., 2000. Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies. *Environmental Management* 26, 675–684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- Rego, S.S., Nogueira, A.C., Kuniyoshi, Y.S., Santos, Á.F.D., 2009. Germinação de sementes de *Blepharocalyx salicifolius* (HBK) Berg. em diferentes substratos e condições de temperaturas, luz e umidade. *Rev Bras Sementes*, 31(2), 212-220.
- Reis, S.M., Mohr, A., Gomes, L., Abreu, M.F., Lenza, E., 2012. Síndromes de Polinização e Dispersão de espécies lenhosas em um fragmento de cerrado sentido restrito na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Heringeriana*, 6(2), 28-41.



- Ribeiro, M.N., Sanchez, M., Pedroni, F., Peixoto, K. da S., 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Bot. Bras.* 26, 203–217. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100020>
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T. 2008. In “As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Cerrado: ecologia e flora”. 1, 151-212.
- Rios, M.N. da S., Sousa-Silva, J.C., 2017. Grupos funcionais em áreas com histórico de queimadas em Cerrado sentido restrito no Distrito Federal. *Pesq. Flor. Bras.* 37, 285. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1386>
- Rios, M.N. da S., Sousa-Silva, J.C., Malaquias, J.V., 2018. MUDANÇAS PÓS-FOGO NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBÓREO-ARBUSTIVA DE UM CERRADO SENTIDO RESTRITO EM PLANALTINA, DF. *Ciênc. Florest.* 28, 469. <https://doi.org/10.5902/1980509832028>
- Rodrigues, M., Jiménez-Ruano, A., de la Riva, J., 2020. Fire regime dynamics in mainland Spain. Part 1: Drivers of change. *Science of The Total Environment* 721, 135841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135841>
- Roitman, I., Bustamante, M.M.C., Haidar, R.F., Shimbo, J.Z., Abdala, G.C., Eiten, G., Fagg, C.W., Felfili, M.C., Felfili, J.M., Jacobson, T.K.B., Lindoso, G.S., Keller, M., Lenza, E., Miranda, S.C., Pinto, J.R.R., Rodrigues, A.A., Delitti, W.B.C., Roitman, P., Sampaio, J.M., 2018. Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. *PLoS ONE* 13, e0196742. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196742>
- Roitman, I., Felfili, J.M., Rezende, A.V., 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991–2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecol* 197, 255–267. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9375-9>
- Rosan, T.M., Aragão, L.E.O.C., Oliveras, I., Phillips, O.L., Malhi, Y., Gloor, E., Wagner, F.H., 2019. Extensive 21st - Century Woody Encroachment in South America’s Savanna. *Geophys. Res. Lett.* 46, 6594–6603. <https://doi.org/10.1029/2019GL082327>
- Rossatto, D.R., de Carvalho Ramos Silva, L., Villalobos-Vega, R., Sternberg, L. da S.L., Franco, A.C., 2012. Depth of water uptake in woody plants relates to groundwater level and vegetation structure along a topographic gradient in a neotropical savanna. *Environmental and Experimental Botany* 77, 259–266. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.11.025>

- Royé, D., Tedim, F., Martin - Vide, J., Salis, M., Vendrell, J., Lovreglio, R., Bouillon, C., Leone, V., 2020. Wildfire burnt area patterns and trends in Western Mediterranean Europe via the application of a concentration index. *Land Degrad Dev* 31, 311 – 324. <https://doi.org/10.1002/ldr.3450>
- Sankaran, M., Hanan, N.P., Scholes, R.J., Ratnam, J., Augustine, D.J., Cade, B.S., Gignoux, J., Higgins, S.I., Le Roux, X., Ludwig, F., Ardo, J., Banyikwa, F., Bronn, A., Bucini, G., Caylor, K.K., Coughenour, M.B., Diouf, A., Ekaya, W., Feral, C.J., February, E.C., Frost, P.G.H., Hiernaux, P., Hrabar, H., Metzger, K.L., Prins, H.H.T., Ringrose, S., Sea, W., Tews, J., Worden, J., Zambatis, N., 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* 438, 846–849. <https://doi.org/10.1038/nature04070>
- Saracura, V., Giustina, C.C.D., 2010. Plano Diretor do Jardim Botânico de Brasília.
- Saravy, F. P., Freitas, P. J. D., Lage, A., Leite, S. J., Braga, L. F., Sousa, M. P., 2003. Síndrome de dispersão em estratos arbóreos em um fragmento de floresta ombrófila aberta e densa em Alta Floresta – MT. *Ver. Prog. Ciên. Agro-Amb.*, 2(1), 1-12.
- Sarmiento, C., Patino, S., Paine, C.E.T., Beauchene, J., Thibaut, A., Baraloto, C., 2011. Within-individual variation of trunk and branch xylem density in tropical trees. *American Journal of Botany* 98, 140–149. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000034>
- Sato, M. N., Miranda, H. S., Maia, J. M. F., 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e a longo prazo, in Miranda, H.S., *Efeitos do Regime do Fogo Sobre a Estrutura de Comunidades de Cerrado: Resultados do Projeto Fogo*. IBAMA, Brazil, pp.77–91.
- Scalon, M.C., Haridasan, M., Franco, A.C., 2017. Influence of long-term nutrient manipulation on specific leaf area and leaf nutrient concentrations in savanna woody species of contrasting leaf phenologies. *Plant Soil* 421, 233–244. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3437-0>
- Schmidt, I.B., Moura, L.C., Ferreira, M.C., Eloy, L., Sampaio, A.B., Dias, P.A., Berlinck, C.N., 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *J Appl Ecol* 55, 2094–2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., Eliceiri, K. W., 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods*, 9: 671-675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Sheil, D., Burslem, D. F. R. P., Alder, D., 1995. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. *J. Ecol.*, 83, 331. <https://doi.org/10.2307/2261571>
- Sheil, D., Jennings, S., Savill, P., 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *J. Trop. Ecol.*, 16, 865–882. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001723>

- Silva, D.M., Batalha, M.A., Cianciaruso, M.V., 2013. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica* 27, 490–497.
- Silva-Júnior, M. C. da, 2005. 100 árvores do cerrado: guia de campo. Rede de Sementes do Cerrado. Brazil.
- Silva-Júnior, M. C. da, Sarmiento, T. R., 2009. Comunidades lenhosas no cerrado sentido restrito em duas posições topográficas na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, DF, Brasil. *Rodriguésia*, 60, 277–294. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960204>
- Silvério, D. V., Lenza, E. 2010. Fenologia de espécies lenhosas em um cerrado típico no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.*, 10(3), 205-216.
- Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., Hughes, C. E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *PNAS*, 106(48), 20359-20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- Simon, M. F., Pennington, T. 2012. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. *Int. J. Plant Sci.*, 173(6), 711-723. <https://doi.org/10.1086/665973>
- Souchie, F.F., Pinto, J.R.R., Lenza, E., Gomes, L., Maracahipes-Santos, L., Silvério, D.V., 2017. Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Bot. Bras.* 31, 260–266. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0376>
- Spiegel, M. R., Stephens, L. J. 1976. *Theory and Problems of Statistics*. The McGraw-Hill Companies, Inc.
- Stefanello, D., Fernandes-Bulhão, C., Martins, S.V., 2009. Síndromes de dispersão de sementes em três trechos de vegetação ciliar (nascente, meio e foz) ao longo do rio Pindaíba, MT. *Ver. Árvore*, 33, 1051–1061. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000600008>
- Swenson, N.G., Enquist, B.J., 2008. The relationship between stem and branch wood specific gravity and the ability of each measure to predict leaf area. *American Journal of Botany* 95, 516–519.
- Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A., Siberchicot, A., Jombart, T., Pavoine, S., 2018. *Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8850-1>.
- Trugman, A.T., Medvigy, D., Hoffmann, W.A., Pellegrini, A.F.A., 2018. Sensitivity of woody carbon stocks to bark investment strategy in Neotropical savannas and forests 11.

- Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I.H., Elmendorf, S.C., Beausejour, R., Brown, C.D., De Frenne, P., Verheyen, K., Wipf, S., 2013. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 19456–19459. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312779110>
- Wilson, P.J., Thompson, K., Hodgson, J.G., 1999. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytol* 143, 155–162. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1999.00427.x>
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H.C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P.K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B.B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., Midgley, J.J., Navas, M.-L., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Poot, P., Prior, L., Pyankov, V.I., Roumet, C., Thomas, S.C., Tjoelker, M.G., Veneklaas, E.J., Villar, R., 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428, 821–827. <https://doi.org/10.1038/nature02403>

## Anexos

**Anexo I.** Lista de espécies lenhosas coletadas no Jardim Botânico de Brasília nos 22 anos de levantamento com os respectivos valores de abundância em cada inventário. \*: Espécies utilizadas nas análises funcionais.

Família	Espécie	Abreviação	Centro de Visitantes				Interflúvio					
			Área protegida		Área queimada 1		Área queimada 2					
			2008	2019	2008	2019	1997	2003	2006	2009	2013	2019
Annonaceae Juss.												
	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Anno cras	11	16	2	2	1	2	1	1	2	3
Apocynaceae Juss.												
	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	Aspi macr	13	18	4	6	5	11	7	9	10	24
	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	Aspi tome	12	20	8	15	5	14	8	9	10	14
	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Hanc spec	1	1	-	-	3	3	1	2	3	2
Araliaceae Juss.												
	<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schtdl.) Frodin*	Sche macr	66	91	22	38	41	55	39	45	42	63
Asteraceae Bercht. & J.Presl												
	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker*	Pipt rotu	18	13	35	40	67	97	76	79	92	109
	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.*	Erem glom	20	29	18	21	5	16	8	10	30	37
	<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gardner) Sch.Bip.	Erem goya	18	14	-	1	-	-	-	-	-	1
	<i>Baccharis</i> spp.	Bacc spp	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Baccharis retusa</i> DC.	Bacc retu	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Bignoniaceae Juss.												
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Hand ochr	6	6	-	-	2	2	4	6	7	8
Calophyllaceae J.Agarth												
	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Kiel cori	7	13	12	18	18	39	17	22	26	59
	<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	Kiel spec	2	23	5	15	-	4	9	8	9	7
	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.	Kiel vari	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caryocaraceae Szyszyl.												
	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.*	Cary bras	23	35	23	31	19	24	18	21	22	35
Celastraceae R.Br.												
	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Sala cras	1	-	1	-	2	5	3	5	3	5
	<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Plen popu	-	1	-	-	3	1	34	1	1	1
Chrysobalanaceae R.Br.												
	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Coue gran	1	4	1	1	11	15	16	20	16	31
Combretaceae R.Br.												
	<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Term fagi	2	7	-	-	-	-	-	-	-	-
Connaraceae R.Br.												

<i>Connarus suberosus</i> Planch.*	Conn sube	26	34	9	13	15	29	21	16	30	43
<i>Tachigali peruviana</i> (Dwyer) Zarucchi & Herend.	Tach peru	15	14	3	2	25	22	13	-	-	1
<i>Rourea induta</i> Planch.	Rour indu	-	-	-	-	4	13	1	-	-	-
Dilleniaceae Salisb.											
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.*	Davi elli	31	44	29	37	1	3	5	3	9	19
Ebenaceae Gürke											
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	Dios lasi	-	-	1	1	-	5	2	1	4	4
<i>Diospyros</i> spp.	Dios spp	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Erythroxylaceae Kunth											
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.- Hil.*	Eryt sube	28	22	12	19	22	75	29	34	43	52
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Eryt tort	2	4	6	6	15	14	10	11	12	13
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Eryt deci	-	-	1	-	-	9	1	1	1	-
<i>Erythroxylum gracilipes</i> Peyr.	Eryt graci	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Fabaceae Lindl.											
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.*	Dalb misc	117	142	106	132	58	110	108	126	153	202
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.*	Pter pube	11	12	12	17	29	46	38	43	48	66
<i>Machaerium opacum</i> Vogel*	Mach opac	19	18	5	5	5	8	9	11	17	37
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville*	Stry adst	22	17	11	10	26	29	20	24	31	36
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Dimo moll	7	18	3	6	7	14	12	12	13	24
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Ente gumm	5	6	1	3	8	9	9	10	10	13
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Hyme stig	5	5	7	8	5	6	7	7	8	8
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Vata macr	-	-	-	-	3	2	2	4	2	6
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Lepto dasy	4	16	1	10	5	6	3	3	3	4
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Mach acut	2	3	-	1	1	6	-	-	-	1
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Pter emar	1	1	-	-	-	-	-	2	1	1
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	Andi cuja	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	Andi humi	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Bowd virg	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copa lang	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Tach vulg	-	3	-	3	-	-	-	-	-	-
Lamiaceae Martinov											
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Aegi vert	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-
Lauraceae Juss.											
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Nect cusp	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Loganiaceae R.Br. ex Mart.											
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Stry pseu	5	4	3	3	-	-	-	-	-	-
Lythraceae J.St.-Hil.											
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lafo paca	3	3	-	-	-	2	-	-	-	-
Malpighiaceae Juss.											
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.*	Byrs verb	38	43	21	29	65	75	48	51	54	67
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Byrs cocc	1	5	2	11	18	31	14	6	9	18

<i>Byrsonima rotunda</i> Griseb.	Byrs rotu	-	-	1	1	-	-	-	11	8	12
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Hete byrs	4	7	1	3	-	2	-	-	-	12
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Byrs pach	-	-	-	-	3	5	3	3	3	3
<i>Banisteriopsis gardneriana</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & B.Gates	Bani gard	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Byrs cras	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Byrsonima</i> sp.	Byrs spp	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Malvaceae Juss.											
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Erio pube	14	16	7	12	1	3	3	3	7	13
Melastomataceae A. Juss.											
<i>Miconia ferruginata</i> DC.*	Mico ferr	69	104	43	77	58	62	51	55	58	160
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.*	Mico leuc	13	14	6	11	29	29	30	32	33	45
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Mico albi	7	5	3	2	-	1	1	1	1	8
<i>Miconia burchellii</i> Triana*	Mico burc	150	220	25	47	-	-	-	-	-	4
<i>Miconia cuspidata</i> Mart ex Naudin	Mico cusp	-	1	-	5	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Mico rubi	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Metteniusaceae Schnilz.											
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Emmo nite	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Myristicaceae R.Br.											
<i>Virola urbaniana</i> Warb.	Viro urba	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Myrtaceae Juss.											
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg*	Blep sali	27	224	2	36	37	50	46	47	53	69
<i>Psidium myrtaoides</i> O.Berg	Psid myrt	1	2	-	-	-	1	1	1	1	1
<i>Psidium</i> sp.	Psidiun sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Guajava pohliana</i> (O.Berg) Kuntze	Guaj pohl	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Psid laru	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Psidium pohlianum</i> O.Berg	Psid pohl	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Nyctaginaceae Juss.											
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell*	Guap noxi	35	40	14	15	11	24	20	19	26	53
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Guap grac	8	40	-	3	-	1	-	-	2	9
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Neea thei	3	9	3	9	1	3	-	-	-	7
Ochnaceae DC.											
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.*	Oura hexa	92	111	98	118	274	359	311	363	382	428
Opiliaceae Valetton											
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Agon bras	-	2	-	-	-	-	-	-	1	1
Primulaceae Batsch ex Borkh.											
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze*	Myrs guia	50	90	28	54	13	25	9	19	29	133
<i>Myrsine</i> spp.	Myrs spp	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Proteaceae Juss.											
<i>Roupala montana</i> Aubl.*	Roup mont	45	105	29	59	27	47	24	30	40	86
Rubiaceae Juss.											
<i>Palicourea rigida</i> Kunth*	Pali rigi	7	17	4	15	40	59	32	26	19	31

<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltldl.) K.Schum.	Toco form	-	-	-	-	1	1	-	-	1	2
<i>Machaonia acuminata</i> Bonpl.	Mach acum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Salicaceae Mirb.											
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Case gran	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Case sylv	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Sapotaceae Juss.											
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.*	Pout rami	11	18	10	12	30	46	36	37	39	46
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Pout tort	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Styracaceae DC. & Spreng.											
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.*	Styr ferr	47	36	37	21	54	69	46	38	45	75
<i>Styrax spp.</i>	Styr spp	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Symplocaceae Desf.											
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A.DC.	Symp rham	7	6	3	4	1	4	4	4	5	6
<i>Symplocos nitens</i> (Pohl) Benth.	Symp nite	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Vochysiaceae A.St.-Hil.											
<i>Qualea parviflora</i> Mart.*	Qual parv	32	45	48	58	42	66	56	63	60	61
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.*	Qual gran	25	32	16	21	38	30	33	29	36	46
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Qual mult	3	10	12	21	6	20	14	16	22	22
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	Voch thyr	11	9	4	4	7	10	11	10	11	13
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Voch rufa	-	2	1	1	1	5	4	6	7	9
<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	Voch elli	7	6	4	4	5	4	3	5	5	5
Outros											
Individuos mortos	Mort	99	85	48	45	45	87	201	202	110	93
Indeterminado	Indet	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<b>Total</b>		<b>1320</b>	<b>1986</b>	<b>812</b>	<b>1167</b>	<b>1219</b>	<b>1819</b>	<b>1532</b>	<b>1623</b>	<b>1725</b>	<b>2471</b>



**Anexo II.** Parâmetros da dinâmica temporal nas duas áreas inventariadas sob dois regimes de fogo no JBB. As letras representam as diferenças significativas entre os anos ( $p$ -valor < 0,05).

Parâmetros da dinâmica temporal	Centro de Visitantes 2008-2019		Interflúvio Área queimada 2				
	Sem fogo	Com fogo	1997-2003	2003-2006	2006-2009	2009-2013	2013-2019
<b>Densidade</b>							
Recrutas	949±34,6	507±23,8	600±36,1 <sup>a</sup>	30±6,3 <sup>b</sup>	375±28,0 <sup>c</sup>	268±6,5 <sup>c</sup>	866±18,0 <sup>d</sup>
Taxa Anual Média de Recrutamento (%.ano <sup>-1</sup> )	85±7,9	45±1,5	66±5,0 <sup>a</sup>	202±8,9 <sup>b</sup>	170±7,5 <sup>b</sup>	110±4,9 <sup>c</sup>	93±3,9 <sup>ac</sup>
Taxa Anual Média de Mortalidade (%.ano <sup>-1</sup> )	6,1±0,1	5,3±1,0	6,7±2,9 <sup>a</sup>	0,8±2,0 <sup>b</sup>	9,5±6,8 <sup>a</sup>	4,4±1,4 <sup>c</sup>	7,3±1,4 <sup>a</sup>
Meia-Vida (ano)	2,2±0,4	1,9±0,5	0,3±0,6 <sup>a</sup>	10,3±4,4 <sup>b</sup>	5,2±6,9 <sup>c</sup>	1,9±1,3 <sup>cd</sup>	1,1±0,5 <sup>d</sup>
Tempo de Duplicação - N <sup>o</sup> . Ind. (ano)	105,7±76,2	125,6±3,1	71,9±125,9 <sup>a</sup>	17±30,1 <sup>b</sup>	14,4±21,4 <sup>b</sup>	35,2±18,6 <sup>c</sup>	69,3±53,1 <sup>a</sup>
Reposição ou Rotatividade ou Turnover (ano)	13,3±3,7	15±2,6	10,1±11,3 <sup>a</sup>	122,5±1,6 <sup>b</sup>	8±5,1,0 <sup>c</sup>	16,4±5,5 <sup>d</sup>	9,7±2,3 <sup>c</sup>
Estabilidade (ano)	59,5±37,5	70,3±2,7	41±61,3 <sup>a</sup>	69,8±33,0 <sup>b</sup>	11,2±11,8 <sup>c</sup>	25,8±11,0 <sup>d</sup>	39,5±26,8 <sup>a</sup>
Mudança líquida (%.ano <sup>-1</sup> )	92,4±77,7	110,6±1,5	61,8±130,1 <sup>a</sup>	-105,6±69,1 <sup>b</sup>	6,4±20,3 <sup>c</sup>	18,8±16,6 <sup>c</sup>	59,7±52,9 <sup>a</sup>
<b>Área basal</b>							
Recrutas	4,1±1,2	3,6±1,0	6,9±4,0 <sup>a</sup>	-10,3±4,4 <sup>b</sup>	4,7±2,3 <sup>c</sup>	2,7±1,6 <sup>c</sup>	6,6±1,2 <sup>a</sup>
Taxa Anual Média de Perda (%.ano <sup>-1</sup> )	3,302±0,1	2,081±0,1	3,760±0,2 <sup>a</sup>	0,284±0,1 <sup>b</sup>	2,078±0,2 <sup>c</sup>	0,737±0,0 <sup>b</sup>	2,903±0,1 <sup>a</sup>
Taxa Anual de Ganho (%.ano <sup>-1</sup> )	0,811±0,1	0,517±0,0	0,604±0,0 <sup>a</sup>	1,405±0,1 <sup>b</sup>	1,286±0,1 <sup>ab</sup>	0,993±0,1 <sup>a</sup>	1,032±0,1 <sup>a</sup>
Meia-Vida (ano)	3,570±0,8	3,005±0,8	-	-	-	10,301±3,9 <sup>a</sup>	3,069±1,6 <sup>b</sup>

Tempo de Duplicação (ano)	3,230±1,0	4,504±0,3	-	-	-	6,619±0,8 <sup>a</sup>	3,843±1,8 <sup>b</sup>
Reposição ou Rotatividade ou Turnover (ano)	76,164±65,3	77,589±12,6	56,237±144,9 <sup>a</sup>	17,147±35,0 <sup>bc</sup>	13,404±28,0 <sup>b</sup>	28,852±26,5 <sup>cd</sup>	47,169±236,1 <sup>ad</sup>
Estabilidade (ano)	23,260±11,2	23,852±4,7	11,330±11,3	91,233±10,0 <sup>a</sup>	9,958±13,7 <sup>b</sup>	42,137±16,6 <sup>a</sup>	19,538±8,5 <sup>b</sup>
Mudança líquida (%.ano <sup>-1</sup> )	49,712±29,7	50,709±7,0	33,783±71,2 <sup>a</sup>	54,190±43,0	11,681±18,4	35,494±14,4 <sup>a</sup>	33,354±117,3 <sup>a</sup>

(-) = Dados indisponíveis